

Atributos de la regeneración natural de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Tierra del Fuego: beneficios y perjuicios que genera el uso silvopastoril

R. Soler¹, M. V. Lencinas¹, G. Bustamante¹, G. Martínez Pastur¹

(1) Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET). 200 Houssay, (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

*Autor de correspondencia: R. Soler [rosinas@cadic-conicet.gob.ar].

> Recibido el 27 de septiembre de 2017 - Aceptado el 20 de noviembre de 2017

Soler, R., Lencinas, M. V., Bustamante, G., Martínez Pastur, G. 2018. Atributos de la regeneración natural de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Tierra del Fuego: beneficios y perjuicios que genera el uso silvopastoril. *Ecosistemas* 27(3):41-47. Doi.: 10.7818/ECOS.1505

Las plántulas constituyen la fase temprana y más frágil del ciclo de vida del árbol, pero además serán las que definan la capacidad de continuidad del bosque en tiempo y espacio. El conocimiento de la dinámica de la regeneración bajo manejo silvopastoril es fundamental, no sólo para definir la cantidad y calidad de plántulas, sino también para identificar aspectos de la regeneración que son beneficiados y aquellos que son perjudicados con el manejo silvopastoril. Este trabajo se realizó en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) y el objetivo fue evaluar el efecto del uso silvopastoril sobre la regeneración del bosque (origen, edad, crecimiento) a lo largo del tiempo, analizando la incidencia de diferentes tipos de daños sobre la regeneración. Encontramos que el uso silvopastoril favorece aspectos de dinámica de la regeneración natural del ñire que facilitarían la continuidad del bosque. Entre estos aspectos, una mayor probabilidad de supervivencia de plántulas, la presencia de plántulas de rebrote con mayor crecimiento y mayor biomasa y una mayor agregación espacial de la regeneración que le permite afrontar mejor el impacto del ganado. Sin embargo, otros aspectos fueron afectados negativamente por el uso silvopastoril, por ej., mayor proporción de plántulas dañadas por ramoneo, menor proporción de plántulas originadas por semilla lo cual reduce la diversidad genética a largo plazo, sectores sin regeneración por agregación de plantas en otros. Las estrategias de manejo de estos bosques deberían orientarse a minimizar los efectos negativos del uso silvopastoril (por ej., plantación renovales en sectores sin regeneración), y potenciar los efectos positivos que el mismo genera (por ej., raleos que promueven el crecimiento de plántulas ya instaladas) para asegurar la continuidad del bosque como tal y de los servicios ecosistémicos que brinda.

Palabras clave: bosque nativo; manejo ganadero; Patagonia; rebrote; semillas

Soler, R., Lencinas, M. V., Bustamante, G., Martínez Pastur, G. 2018. Natural regeneration attributes in ñire (*Nothofagus antarctica*) forests of Tierra del Fuego: benefits and detriments associated to silvopastoral use. *Ecosistemas* 27(3):41-47. Doi.: 10.7818/ECOS.1505

Seedlings are the early and most fragile phase of the tree's life. Also, they will define the capacity of forest ecosystem to continue in time and space. Knowledge about the natural regeneration dynamic under silvopastoral management is essential, not only to define the quantity and quality of seedlings, but also to identify which attributes of natural regeneration are benefited and which ones are negatively affected by the silvopastoral use of forests. This work was carried out in ñire (*Nothofagus antarctica*) forests and the objective was to evaluate the effect of silvopastoral use on forest regeneration (seedling growth, age, origin) over time, and to assess the incidence of different types of damage. We found that the silvopastoral use favors some attributes of ñire regeneration that would allow the maintenance of the tree layer in the future. Among these attributes, a greater probability of seedling survival than unmanaged forests, the presence of resprouting plants with higher growth rate and higher biomass accumulation than seedlings, and the increase of spatial aggregation of seedlings that could be helpful over the livestock impact. However, other attributes were negatively affected by silvopastoral use, e.g., a greater proportion of seedlings damaged by browsing, a lower proportion of seedlings originated by seed which could reduce the genetic diversity in the future, lack of tree regeneration in some sectors of forest floor by aggregation of seedlings in others. We consider that silvopastoral management plans should gear strategies toward minimizing the negative effects of silvopastoral use (e.g., seedling plantation in non-regenerative sectors), and enhancing the positive effects it generates (e.g., thinning to promote the growth of seedlings already installed) to ensure the tree layer maintenance and the ecosystem services it provides.

Keywords: livestock management; native forest; Patagonia; resprouting; seed production

Introducción

Dado que el principal indicador que define el éxito de una determinada propuesta silvícola, desde una perspectiva de sustentabilidad ecológica, es la instalación efectiva de la regeneración natural (Schmidt y Urzúa 1982, Martínez Pastur y Lencinas 2005), es preciso comprender las sinergias y

antagonismos entre las especies forestales y otros componentes del ecosistema. Las plántulas constituyen la fase temprana y más frágil del ciclo de vida del árbol, pero además serán las que definan la capacidad de continuidad del bosque en tiempo y espacio. Consecuentemente, representan un indicador de manejo conservativo (Newton 2007). Considerando que, bajo condiciones naturales existen fuertes limitaciones para la regeneración de las

especies forestales (Jordano y Herrera 1995, Clark et al. 1999, Jordano et al. 2008), cabe esperar que la situación sea aún más crítica en bosques que han sufrido algún disturbio antrópico cuya magnitud es mayor que la de un disturbio natural. Usualmente los estudios sobre las limitaciones de la regeneración hacen hincapié en dos componentes: i) limitación por semillas, es decir la falta de semillas para alcanzar todos los sitios apropiados y ii) limitaciones del establecimiento, es decir la reducción de micrositios adecuados para el establecimiento exitoso de plántulas (Clark et al. 1999). Las modificaciones ocasionadas por las intervenciones silvícolas, pueden traducirse en una limitación de semillas al reducir la densidad de individuos y, en algunos casos, la fecundidad de los árboles semilleros (Newton 2007). Pero también, pueden reducir la disponibilidad de micrositios adecuados y afectar el establecimiento, debido a la alteración de factores bióticos o abióticos que influyen sobre la calidad de las condiciones apropiadas para la instalación y supervivencia de las plántulas.

Los bosques sub-antárticos de *Nothofagus* ofrecen las condiciones naturales ideales para estudiar los componentes que limitan la regeneración en sitios con y sin disturbios, ya que son considerados una de las eco-regiones con mejor estado de conservación a nivel mundial (Mittermeier et al. 2003). La dinámica natural de estos bosques está asociada a pequeños disturbios en el dosel (gaps), que estimulan un cambio en la tasa de crecimiento del banco de plántulas establecidas (Veblen 1989, Rebertus y Veblen 1993, Rebertus et al. 1997), mediante el aumento de la disponibilidad de los recursos (por ej., luz, humedad del suelo, nutrientes, microhábitats) (Rusch 1992, Heinemann et al. 2000, Veblen et al. 2004). Pero cuando se trata de cambios drásticos en la cobertura forestal y/o la incorporación de herbívoros domésticos para la producción ganadera, el éxito de la regeneración dependerá del balance entre interacciones positivas y negativas que ocurran. Esta respuesta puede manifestarse como un cambio no solo en la tasa de instalación y crecimiento, sino también en la supervivencia, la morfología y/o la ecofisiología de las plántulas (Collet et al. 1998, Smit et al. 2005, Martínez Pastur et al. 2007, Promis et al. 2010a, 2010b).

El ñire (*Nothofagus antarctica*) es considerada una especie heliófila de tolerancia media (Frangi et al. 2005), que puede sobrevivir por un período de tiempo bajo el dosel forestal, formando un banco de plántulas (Cuevas y Arroyo 1999, Peri 2006). Sin embargo, desde una perspectiva fisiológica, esta especie presenta condiciones que la hacen menos tolerante a la sombra que otras especies cercanas como la lenga (*N. pumilio*) (Peri et al. 2009), lo cual se refleja en su adaptabilidad a condiciones de dosel más abierto según Donoso et al. 2006. Estas características son consistentes con la distribución espacial natural del ñire en el paisaje de bosques fueguinos, donde la especie se ocupa la zona de transición bosque-estepa, o coloniza áreas con fuertes disturbios como incendios (Donoso et al. 2006) o impactos de castor (Anderson et al. 2006) que generan la apertura total del dosel forestal. Estas características podrían representar una ventaja de la especie para la aplicación de sistemas silvopastoriles que impliquen una fuerte apertura del dosel en dichos bosques nativos. Pero es necesario profundizar el conocimiento de la regeneración en condiciones naturales y bajo manejo forestal y ganadero, no sólo para definir la cantidad y calidad de los renuevos necesarios que aseguren la regeneración del bosque, sino también para identificar aspectos de la regeneración que se ven resaltados o mejorados y aquellos que se ven más perjudicados con el manejo silvopastoril. Por eso, los objetivos específicos de este trabajo fueron: a) analizar la instalación de plántulas de ñire de acuerdo a disponibilidad de semillas y considerando la variabilidad interanual; b) evaluar el efecto del uso silvopastoril sobre la regeneración del bosque (origen, edad, crecimiento) a lo largo del tiempo; c) analizar la incidencia de diferentes tipos de daños sobre la regeneración y la supervivencia de las plántulas.

Material y métodos

El estudio se llevó a cabo en Ea (*Estancia*) Los Cerros (54°20'11,40"S; 67°51'30,65"O), cuya superficie es de 5500 ha y está situada en la zona central de la Isla Grande de Tierra del Fuego. La altitud varía entre 100 y 250 m.s.n.m., presentando un terreno ondulado, con pendientes suaves. La superficie de bosque en el área es de 3394 ha, incluyendo bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) y lenga (*N. pumilio*). El clima es frío, con veranos cortos (estación de crecimiento de noviembre a marzo) e inviernos largos con abundantes nevadas y heladas. La temperatura media mensual varía entre -2.5°C en julio y 7°C en enero, las lluvias se distribuyen uniformemente a lo largo de todos los meses del año (Frangi y Richter 1992, Tuhkanen 1992), por lo que no existe una estacionalidad de lluvias, siendo la media anual de 400-600 mm (Frangi et al. 2005, Lencinas 2005). Los bosques seleccionados corresponden a bosques puros de ñire en fase de crecimiento avanzada (envejecimiento - desmoronamiento), con edades entre los 150-200 años, y que representan dos situaciones: a) con uso silvopastoril (SILVO): reducción de la cobertura del dosel y cría de ganado vacuno (Hereford), con una carga anual promedio de 0.8 ind.ha⁻¹; b) bosque primario (BP): sin intervención forestal previa y sólo con presencia de herbívoros nativos (*Lama guanicoe*) pero sin ganado vacuno. Se seleccionaron 4 réplicas por cada tipo de bosque.

Para caracterizar la estructura forestal, en cada sitio se realizaron cinco parcelas de radio variable utilizando el método de conteo angular (Bitterlich 1984) y a cada árbol incluido se le midió el diámetro a 1.30 m de altura (DAP). En cada sitio se estimó el área basal, la altura dominante como el promedio de la altura total de los 3 árboles más altos del sitio, la densidad de individuos y el volumen promedio aplicando las ecuaciones propuestas por Lencinas et al. (2002) para esta especie. Por otro lado, se consideraron tres variables ambientales que se espera sean fuertemente influenciadas por el uso silvopastoril: 1) radiación solar que llega a nivel del sotobosque, analizada por medio de fotografías hemisféricas, que fueron tomadas en cada parcela de estructura forestal durante enero 2008, mediante cámara digital Nikon de 35 mm y un lente "ojo de pez" Sigma 8 mm (campo visual del lente 180°), elevada mediante trípode a 1 m del piso forestal; 2) humedad en el suelo, mediante un medidor de humedad MPM160B IPC. Se tomaron 2 mediciones en cada parcela de estructura forestal (n=10 por sitio) durante enero 2014; y 3) compactación, mediante el uso de un penetrómetro manual (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands) que mide la resistencia a la penetración, tomando 2 mediciones en cada parcela de estructura forestal (n=10 por sitio) durante enero 2014.

Para cuantificar el aporte de semillas, en cada sitio se instalaron 10 trampas con un área de 0,56 m² cada una y el material fue colectado anualmente en el mes de mayo. Este material fue separado manualmente y se cuantificó la cantidad de semillas. Para evaluar la dinámica de la regeneración natural, en cada sitio se instalaron 5 parcelas permanentes (n = 20 en cada tratamiento) en forma de faja de 5 m de longitud y 20 cm de ancho. La selección del número, forma y superficie de las parcelas se basó en estudios previos sobre regeneración natural de *Nothofagus* en Tierra del Fuego (Cellini 2010, Martínez Pastur et al. 2011), eligiéndose un diseño de parcelas que capta mejor la variabilidad en la distribución de la regeneración. En 2008, se cuantificaron y midieron todas las plántulas de ñire sobre cada una de estas parcelas, determinando el origen, la edad y altura de cada plántula y asignándole una ubicación en el espacio (coordenadas x-y). Luego, estas parcelas fueron remedidas cada enero desde 2009 a 2015 para conocer el crecimiento y la supervivencia de cada plántula, así como el establecimiento de nuevos individuos. El origen de cada plántula se identificó como: i) de semilla, cuando se observó la presencia de cotiledones en las plántulas (instaladas el mismo año de la medición), o cuando la forma de crecimiento era individual y aislada (plántulas >1 año); o ii) rebrote, cuando las plántulas presentaban

raíces unidas a otras plántulas cercanas, lo cual fue fácilmente observable sin dañar los individuos. La estimación de la edad se realizó a través del conteo de los mucrones que forman las yemas en el tallo de las plántulas año tras año, siendo una herramienta de gran precisión hasta los 15-20 años de edad (Cuevas 2000). La altura de las plántulas correspondió a la longitud entre la base y el brote apical dominante vivo extendiendo la planta.

Por otra parte, en cada sitio pero fuera de las parcelas permanentes, se recolectaron 5 plántulas de 3-5 años originadas por semilla y 5 plántulas de rebrote ($n = 40$ por tipo de bosque). Se midió la altura de cada una (longitud entre la base y el brote apical vivo extendiendo la planta) y luego se separó la parte aérea (hojas y tallos) de la parte subterránea (raíces finas y gruesas). Cada compartimento se colocó en bolsas de papel separadas y fueron secadas en estufa por 48 horas a temperatura constante (50°C). Para obtener la biomasa de cada compartimento, las muestras fueron pesadas con balanza de precisión (± 0.0001).

Para evaluar el efecto del tipo de bosque sobre las variables estructurales, ambientales y de regeneración se utilizaron ANOVAs (*Análisis de Varianza*) simples o de medidas repetidas en el caso de variables seguidas en el tiempo. Seguidamente y para la comparación de medias se utilizó el test de Tukey. Las variables cantidad de semillas y número de plántulas fueron transformadas ($\log(x+1)$) por no cumplir los supuestos de normalidad.

En cada parcela se calculó el porcentaje de supervivencia de plántulas para cada año con relación al año anterior, lo cual fue analizado mediante ANOVAs de medidas repetidas (valores de porcentaje transformados mediante $\log(x+1)$) para evaluar el efecto del tratamiento sobre dicha supervivencia. Por otra parte, se estimó la probabilidad de supervivencia de plántulas de acuerdo a las edades a partir de la relación: número de plántulas que sobreviven a una edad / número de plántulas iniciales en dicha edad. Estos datos no fueron analizados estadísticamente dado que los grupos etarios no estuvieron igualmente representados (i.e. misma cantidad de plántulas) en cada tratamiento.

Por otro lado, se calculó el índice de dispersión de Morisita para analizar el grado de agregación espacial de las plántulas en el sotobosque, discriminando entre tipos de bosque y años (2008 - 2015). Este índice es igual a 1 en las distribuciones aleatorias, negativo en distribuciones normales y mayor a 1 en las poblaciones con distribución agregada (Cabrera y Wallace 2007).

Resultados

Algunas variables como el DAP promedio y la altura dominante de los sitios indican ciertas similitudes entre SILVO y BP, en relación a la calidad de sitio y la fase de desarrollo en que se encuentran los sitios de estudio. Sin embargo, el uso silvopastoril del bosque redujo significativamente los valores de área basal, volumen total y cobertura de copas comparado con BP (Tabla 1). Esta reducción a su vez, se reflejó en los valores de las variables ambientales, ya que SILVO incrementó la radiación solar y la humedad del suelo

(Tabla 2). Al mismo tiempo, la presencia de ganado influyó significativamente en la compactación del suelo en una magnitud de 1,5 veces más compactado que BP.

A lo largo del estudio, el número de semillas producidas durante 2008 a 2015 en BP fue de $9.4 - 6.2 - 35.5 - 0.5 - 26.1 - 13.3 - 4.6 - 1.6$ millones ha^{-1} , respectivamente; mientras que en SILVO fue de $6.7 - 9.1 - 14.7 - 1.5 - 29.3 - 12.4 - 2.6 - 3.6$ millones ha^{-1} , respectivamente. En promedio, se observó una fuerte variación anual en la producción de semillas (Fig. 1A): en 2011 fue casi nula, luego dos eventos extremadamente bajos en 2014 y 2015, y dos picos máximos de producción de semillas en 2010 y 2012. Estas diferencias interanuales fueron significativas ($F = 23,93$; $p < 0.001$) para ambos tipos de bosques, pero no entre ellos ($F = 0.43$; $p = 0.660$).

La instalación de plántulas de ñire fue muy baja en general (Fig. 1A), excepto en 2013 luego del pico de semillazón en 2012. Los valores de instalación fueron entre $0.2-353$ miles ha^{-1} para BP y $0-214$ miles ha^{-1} para SILVO, lo cual representó un $0.005-1.35\%$ y $0-0.73\%$ de las semillas en cada tratamiento, respectivamente.

La densidad total de plántulas fue variable entre tipos de bosque y años (Fig. 1B), con un rango que va desde 0 hasta 911 miles ha^{-1} . Al evaluar el comportamiento a lo largo de los años (del 2008 al 2011), se observó una disminución marcada del banco de plántulas desde 2008 a 2015 tanto en BP (301 a 29 miles ha^{-1}), como también en SILVO (278 a 70 miles ha^{-1}). Estas diferencias interanuales fueron significativas tanto para la instalación ($F = 14.52$; $p < 0.001$) como para el total de plántulas ($F = 13.59$; $p < 0.001$) para ambos tipos de bosques, pero no entre ellos ($F = 0.61$; $p = 0.438$ y $F = 0.36$; $p = 0.547$, respectivamente). En cuanto al origen de las plántulas, en BP el 100% fueron originadas por semillas y sólo se identificaron plantas de rebrote en los sitios SILVO ($15-23\%$ del total), excepto en uno de éstos donde la densidad total de plántulas fue la más baja. El índice de agrupamiento de Morisita fue en todos los casos siempre >1 incluso en BP, indicando una agregación espacial incluso en sitios sin uso ganadero (Tabla 3). Sin embargo, la variación del valor de este índice entre el inicio y el último año de este estudio fue sólo de 0.23 para BP y de 1.61 para SILVO, lo que indicaría una mayor agrupación espacial a medida que pasa el tiempo en SILVO.

En relación a la edad de las plántulas, en BP el valor promedio fue de 2.5 años y la máxima edad registrada fue de 10 años aunque con baja frecuencia, mientras que en SILVO la edad promedio fue de 3 años y se observaron individuos de hasta 13 años. La tasa de crecimiento anual de las plántulas recientemente instaladas fue variable entre $1.0-2.7$ cm año^{-1} , aunque no se detectaron diferencias entre tipos de bosque ($F = 0.29$; $p = 0.766$), ni entre años ($F = 3.82$; $p = 0.323$). Asimismo, el crecimiento promedio anual de plántulas mayores a 1 año originadas por semilla fue similar entre BP de 1.5 cm año^{-1} en y SILVO de 1.3 cm año^{-1} . Las plántulas originadas por rebrote fueron analizadas en forma separada, ya que solo fueron registradas en SILVO. El crecimiento de dichos individuos varió entre los años de estudio: 0.90 cm en

Tabla 1. Efecto del uso del bosque sobre parámetros de estructura forestal (área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), altura dominante (m), diámetro cuadrático medio (cm), densidad de árboles ($n \text{ha}^{-1}$), volumen total ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), cobertura de copas (%)) en bosques de ñire de Tierra del Fuego. BP = bosque primario sin manejo, SILVO = bosque con uso silvopastoril.

Table 1. Effect of forest use on forest structure parameters (basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), dominant height (m), mean square diameter (cm), tree density ($n \text{ha}^{-1}$), total volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), canopy cover (%)) in ñire forests of Tierra del Fuego. BP = primary forest without management, SILVO = silvopastoral used forest.

Tipo	Área basal	Altura dominante	Diámetro medio	Densidad	Volumen total	Cobertura de copas
BP	51.4 b	13.6	49.2	476	351.7 b	78.9 b
SILVO	33.3 a	12.4	46.9	364	252.5 a	66.1 a
F	5.97	3.48	0.19	0.29	4.67	61.51
p	0.004	0.076	0.733	0.607	0.040	<0.001

F = prueba de Fisher; p = probabilidad. Letras distintas indican diferencias mediante el test de Tukey ($p < 0,005$).

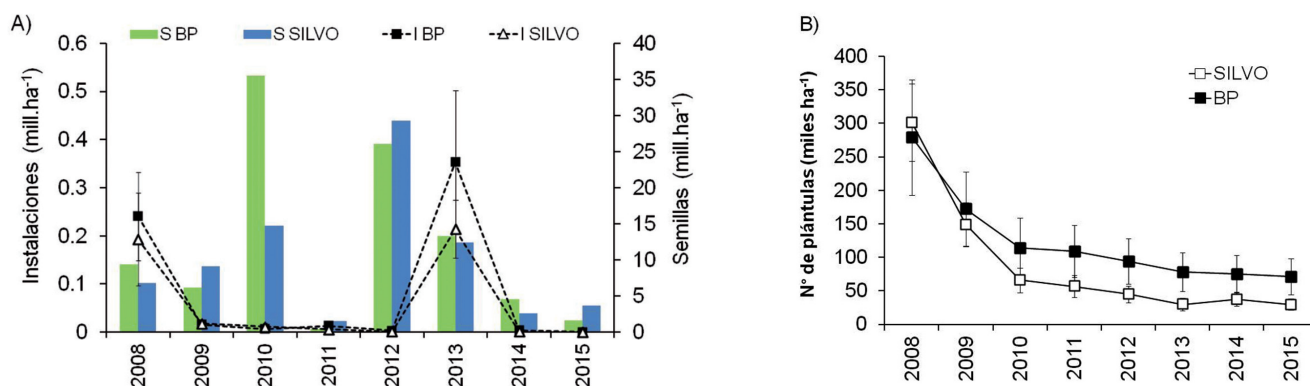


Figura 1. A) Producción de semillas (S, barras) y número de instalación de plántulas (I, líneas punteadas) durante 2008-2015 en bosques primarios (BP) y con uso silvopastoril (SILVO) de Tierra del Fuego; B) Densidad total de plántulas para cada año de estudio.

Figure 1. A) Seed production (S, bars) and number of seedling installed (I, dotted lines) during 2008-2015 in primary forests (BP) and silvopastoral used forests (SILVO) of Tierra del Fuego; B) Total seedling density for each studied year.

2009, 0.34 cm en 2010, 1.13 cm en 2011, 1.90 cm en 2012, 2.97 cm en 2013, 4.47 cm en 2014, pero en 2015 se registró una fuerte reducción en la altura del -4.74 cm debido a daños bióticos y abióticos sobre la regeneración de ñire. Dichos daños ocurrieron principalmente debido al ramoneo de los herbívoros nativos y/o domésticos (origen biótico) y a la influencia de factores climáticos (por ej. heladas en primavera o verano temprano) la cual se evidencia por el desecamiento del ápice seco de la planta (origen abiótico). Si bien no hubo diferencias ($F = 1.75$; $p = 0.242$) en el porcentaje de plántulas dañadas por desecamiento de ápice entre los tipos de bosque (Fig. 2A), el daño por ramoneo fue mayor en SILVO ($F = 6.95$; $p = 0.041$), aunque con una fuerte variación interanual ($F = 7.48$; $p < 0.001$) (Fig. 2B). Si los porcentajes de daños fueron bajos en casi todos los años, se observó que el efecto acumulado de ramoneo y desecamiento alcanzó el 13% del total de las plántulas en 2010 y el 44% en 2015.

La supervivencia de las plántulas originadas por semilla no varió de acuerdo al tipo de bosque ($F = 0.09$; $p = 0.766$) ni entre años ($F = 0.80$; $p = 0.466$). Sin embargo, la probabilidad de supervivencia varía de acuerdo a la edad de las plántulas, ya que a mayores edades mayor probabilidad de sobrevivir en el suelo del bosque (Fig. 3). Como era de esperar, la supervivencia de plántulas de rebrote en SILVO, fue mucho mayor (90% en promedio) sin registrarse diferencias entre años ($F = 0.37$; $p = 0.710$).

Mediante el análisis morfológico de plántulas de diferente origen, se observó que las plántulas de rebrote tuvieron mayor altura ($F = 8.97$; $p = 0.003$), biomasa aérea ($F = 17.34$; $p < 0.001$) y biomasa subterránea ($F = 10.65$; $p = 0.001$) que las plántulas de semilla (Fig. 4). Aunque ambos tipos de plántulas tuvieron una tasa

anual de crecimiento en altura similar ($F = 1.51$; $p = 0.223$), las plántulas de rebrote mostraron una mayor tasa anual de incremento en biomasa ($F = 17.91$; $p < 0.001$). Asimismo, las plántulas de rebrote demostraron una mayor relación de biomasa subterránea/aérea ($F = 5.3$; $p = 0.023$) que las plántulas de semilla.

Discusión

Uno de los principales desafíos al implementar un sistema silvopastoril es asegurar la continuidad del estrato arbóreo a través del tiempo (Peri et al. 2016), ya que incide tanto en la sustentabilidad ecológica y económica de estos sistemas, pero también en el bienestar humano (por ej. servicios ecosistémicos para la sociedad). Muchas veces se asume que estos sistemas son incompatibles con la continuidad del bosque, sin analizar cuáles son los rasgos o aspectos específicos que resultan más perjudicados y aquellos que pueden ser favorecidos por las intervenciones, a fin de reducir los primeros y resaltar los segundos. Nuestros resultados indican que el uso silvopastoril aplicado (reducción del dosel al 66%) favorece ciertos aspectos de la regeneración natural del ñire que facilitarán a futuro la continuidad del estrato arbóreo. En particular, la mayor probabilidad de supervivencia de plantas de mayor edad, la presencia de plántulas originadas por rebrote, y una distribución espacial que le permitiría afrontar mejor la incidencia del ramoneo (aumento de la agregación del banco de plántulas con el tiempo). Si bien el uso silvopastoril genera una mayor exposición de las plántulas al ramoneo y pisoteo, la mayor disponibilidad de radiación y humedad a nivel del sotobosque del canopeo favorecen la permanencia de las plántulas. Sin embargo, y en base a nuestros resultados, es

Tabla 2. Efecto del uso del bosque sobre parámetros ambientales (radiación solar ($W m^{-2}$), humedad volumétrica del suelo (%) y resistencia a la penetración (compactación) del suelo ($N cm^{-2}$)) en bosques de ñire de Tierra del Fuego. BP = bosque primario sin manejo, SILVO = bosque con uso silvopastoril.

Table 2. Effect of forest use on environmental parameters (solar radiation ($W m^{-2}$), volumetric soil moisture (%) and resistance to penetration (soil compaction) of the forest soil ($N cm^{-2}$)) in ñire forests of Tierra del Fuego. BP = primary forest without management, SILVO = silvopastoral used forest.

Tipo	Radiación	Humedad	Compactación
BP	10.6 a	30.5 a	309 a
SILVO	16.8 b	36.7 b	454 b
F	73.43	4.67	25.07
p	<0.001	0.037	<0.001

Tabla 3. Índice de agregación espacial (Morisita) de la regeneración de ñire en bosques primarios (BP) y con uso silvopastoril (SILVO) de Tierra del Fuego.

Table 3. Spatial aggregation Index (Morisita) for ñire seedlings in primary (BP) and silvopastoral used (SILVO) forests of Tierra del Fuego.

Año	BP	SILVO
2008	2.1	1.6
2009	2.5	1.8
2010	2.8	1.8
2011	2.8	1.9
2012	2.8	2.0
2013	2.1	2.3
2014	2.2	2.5
2015	2.1	3.1
Variación 2008-2015	0.23	1.61

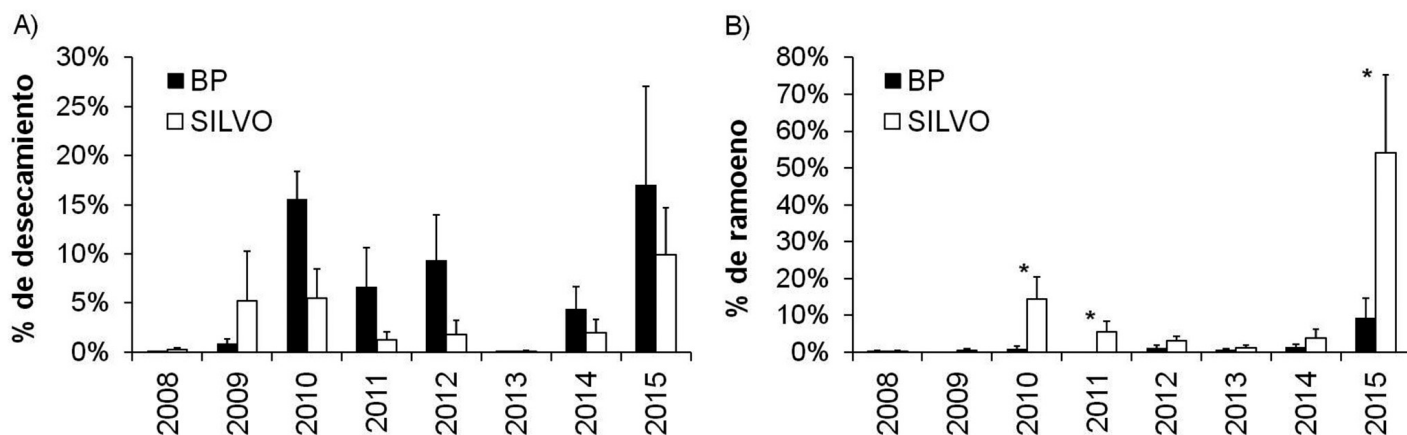


Figura 2. Porcentaje de plántulas de ñire afectadas por A) desecamiento de ápice (daño abiótico), y B) ramoneo (daño biótico) durante 2008-2015 en bosques primarios (BP) y con uso silvopastoril (SILVO) de Tierra del Fuego. Las barras indican promedio+error estándar. Se indican con asterisco los años en los que se detectaron diferencias significativas entre tratamientos.

Figure 2. Percentage of ñire seedlings affected by A) desiccation of apex (abiotic damage), and B) herbivore browsing (biotic damage) during 2008-2015 in primary forests (BP) and silvopastoral used forests (SILVO) of Tierra del Fuego. The bars indicate mean+standard error. The asterisks indicate the years in which significant differences between treatments were detected.

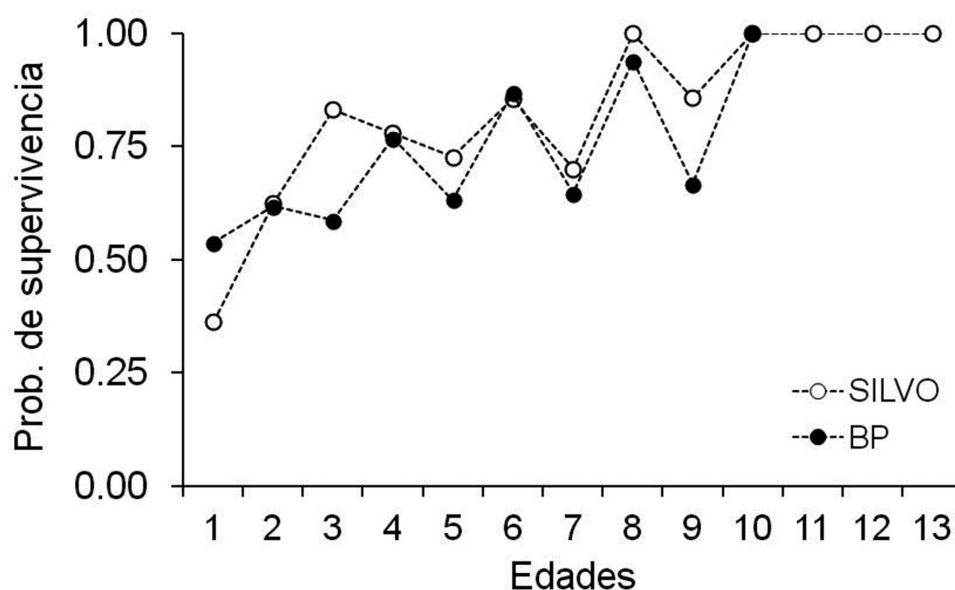


Figura 3. Probabilidad de supervivencia de las plántulas de ñire originadas por semilla en bosques primarios (BP) y con uso silvopastoril (SILVO) de Tierra del Fuego. Los valores para cada edad son promedios entre 2009 a 2015.

Figure 3. Probability of seedling survival in primary (BP) and silvopastoral used (SILVO) forests of Tierra del Fuego. Points for each age represent mean values for 2009 to 2015.

importante considerar que el efecto acumulado de daños bióticos y abióticos en años de sequía o heladas tardías puede impactar fuertemente sobre la supervivencia de las plántulas. De acuerdo con las propuestas de Hansen et al. (2009) y Peri et al. (2016), los planes de manejo silvopastoril deberían considerar la implementación de clausuras temporales que protejan los individuos del ramoneo, para facilitar el crecimiento hasta una altura suficiente (>2.5 m según Peri et al. 2016 y Salinas et al. 2017) que les permita escapar del ramoneo y pisoteo del ganado.

Por otro lado, la regeneración por rebrote evidencia otra respuesta positiva del ñire frente al impacto producido por el manejo. En este sentido, el mayor crecimiento y supervivencia de dichos individuos en comparación con plántulas originadas por semilla incrementa la capacidad de recuperación del dosel. Si bien la reproducción vegetativa es un hecho común en los bosques templados (Del Tredici 2001, Vesik 2006), ha recibido muy poca atención en los estudios de regeneración natural, conservación y

evolución en ecosistemas forestales de Sudamérica. De acuerdo a Bond y Midgley (2001), las especies capaces de rebrotar pueden ocupar el mismo espacio o nicho de regeneración por mucho tiempo, manifestando cambios mínimos en el tamaño de la población; es decir, pueden permanecer. Sin embargo, la instalación exclusiva de plantas de rebrote no es deseable ya que puede conducir a la pérdida parcial del acervo genético a largo plazo (Premoli y Steinke 2008). La instalación de plántulas por semilla es fundamental y depende fuertemente de los picos de semillazón, por lo cual es importante asegurar la fuente de semillas evitando una reducción excesiva del dosel. Asimismo, el aporte de semillas es importante para cubrir diferentes micrositios en el sotobosque y asegurar una distribución heterogénea de los propágulos. Incluso este aspecto es importante para contrarrestar el aumento de la agregación espacial de las plántulas que genera el uso silvopastoril a lo largo del tiempo, ya que algunos sectores del sotobosque permanecen sin regeneración por agregación de plántulas en otros.

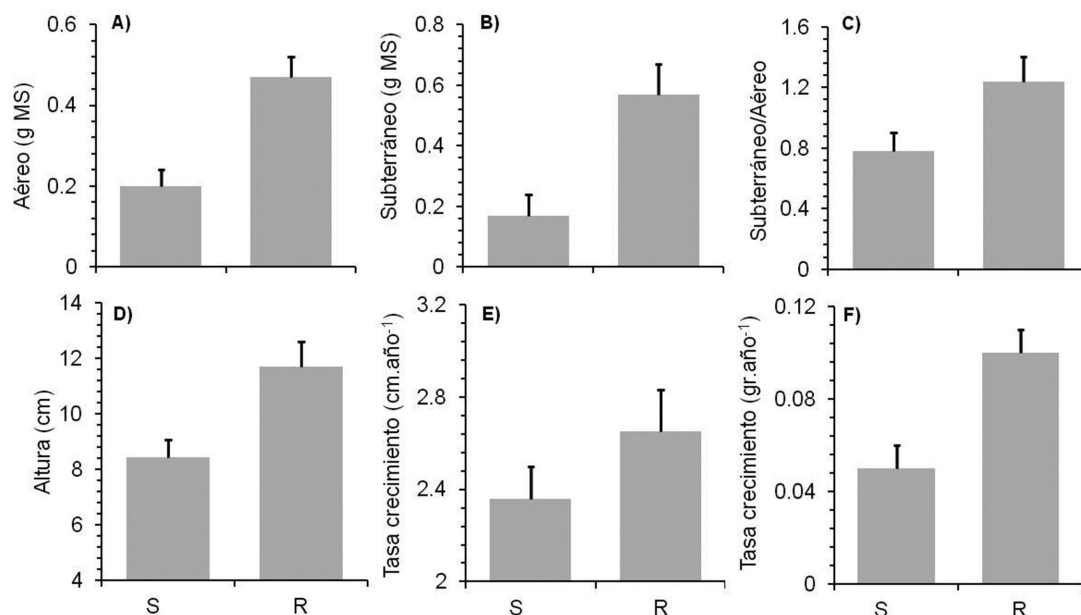


Figura 4. Asignación de biomasa y atributos de crecimiento de plántulas originadas por semilla (S) o rebrote (R) de ñire: A) Biomasa aérea; B) Biomasa subterránea; C) Relación biomasa de raíz/ biomasa aérea; D) altura total; E) tasa anual de crecimiento en altura; y D) incremento anual de biomasa aérea.
Figure 4. Biomass allocation and growth attributes of ñire seedlings originated by seeds (S) or resprouting (R): A) Aerial biomass; B) Root / aerial biomass ratio; D) total height; E) annual rate of height.

El desarrollo de sistemas silvopastoriles en los bosques nativos de ñire, podría constituir una alternativa productiva sustentable, contemplando inclusive la posibilidad de recuperar ecosistemas degradados (Peri et al. 2016). La propuesta para Patagonia Sur (Martínez Pastur et al. 2013) comprende la intervención de rodales maduros o secundarios, que en lugar de seguir una dinámica natural son raleados para incrementar la disponibilidad de recursos a nivel del sotobosque (por ej., agua y luz) y consecuentemente la producción de forraje. La intensidad de raleo estará en función del régimen hídrico (Peri 2005, 2006), pero también de la fase de crecimiento del rodal (Ivancich et al. 2010).

Dado que estos bosques presentan una gran capacidad reproductiva (Soler et al. 2013) pero una fuerte limitación en la instalación de plántulas (falta de condiciones favorables en el sotobosque), los raleos dirigidos a incrementar la disponibilidad de recursos (luz y agua) y la heterogeneidad de micrositios a nivel del sotobosque serían una estrategia de manejo favorable (D'Amato et al. 2009). Las estrategias de manejo de estos bosques deberían orientarse a minimizar o paliar los efectos negativos del uso silvopastoril (por ej., plantando renovales en sectores sin regeneración), y potenciar los efectos positivos que el mismo genera (por ej., detectando y protegiendo del ramoneo sectores con regeneración instalada), para asegurar la continuidad del bosque como tal y de los servicios ecosistémicos que brinda.

Agradecimientos

A Horacio Ivancich, Manuel Cellini, Marcelo Barrera, Eleonora Basino, Ayelén Martínez y Julio Escobar por su colaboración con el trabajo de campo. A Carlos Henninger y Roberto Fernández de Estancia Los Cerros y Aserradero Kareken por dejarnos trabajar en su establecimiento y por la colaboración en cuestiones logísticas.

Referencias

Anderson, C.B., Griffith, C.R., Rosemond, A.D., Rozzi, R., Dollen, O. 2006. The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile. Do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation* 128: 467-474.

- Biterlich, W. 1984. The relascope idea. Relative measurements in forestry. Commonwealth Agricultural Bureaux. Londres, UK. Pp. 242.
- Bond, W.J., Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16:45-51.
- Cabrera, W.H., Wallace, R. 2007. Densidad y distribución espacial de palmeras arborescentes en un bosque preandino-amazónico de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42(2):121-135.
- Cellini, J.M. 2010. Estructura y regeneración bajo distintas propuestas de manejo de bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Tierra del Fuego, Argentina. Tesis de Doctorado, Universidad de La Plata, Argentina.
- Clark, J.S., Beckage, B., Camill, P., Cleveland, B., Hilleris Lambers, J., Lichter, J., et al. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* 86:1-16.
- Collet, C., Ningre, F., Frochot, F. 1998. Modifying the microclimate around young oaks through vegetation manipulation: Effects on seedling growth and branching. *Forest Ecology and Management* 110:249-262.
- Cuevas, J. 2000. Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Ecology* 88:840-855.
- Cuevas, J.G., Arroyo, M. 1999. Ausencia de banco de semillas persistente en *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) en Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72:73-82.
- D'Amato, A.W., Orwig, D.A., Foster, D.R. 2009. Understory vegetation in old-growth and second-growth *Tsuga canadensis* forests in western Massachusetts. *Forest Ecology and Management* 257:1043-1052.
- Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *The Botanical Review* 67:121-140.
- Donoso, C., Steinke, L., Premoli, A. 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst., ñire, ñirre, ñiré, anis (Tierra del Fuego), Ñirre: de Ñgërü (mapudungun): zorro. En: Donoso, C. (ed), *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina*. Autoecología, pp. 401-410. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile.
- Frangi, J.L., Richter, L. 1992. Los ecosistemas forestales de Tierra del Fuego. *Vida Silvestre* 72:36-43.
- Frangi, J.L., Barrera, M.D., Puig de Fábregas, J., Yapura, P.F., Arambarri, A.M., Richter, L. 2005. Ecología de los bosques de Tierra del Fuego. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (eds.), *Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*, disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15915>. Editorial Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

- Hansen, N., Fertig, M., Tejera, L. 2009. Componentes de los sistemas silvopastoriles en bosques de ñire. *Sitio Argentino de Producción Animal* 17:1-4.
- Heinemann, K., Kitzberger, T., Veblen, T. 2000. Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 30:25-31.
- Ivancich, H., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Soler, R., Lencinas, M.V. 2010. Primeros resultados de raleos en bosques de *Nothofagus antarctica* para el manejo silvopastoril en Tierra del Fuego (Argentina). 1º Congreso Agroforestal Patagónico (internacional). Coyhaique, Chile.
- Jordano, P., Herrera, C.M. 1995. Shuffling the offspring: uncoupling and spatial discordance of multiple stages in vertebrate seed dispersal. *Écoscience* 2:230-237.
- Jordano, P., Pulido, F., Arroyo, J., García-Castaño, J.L., García-Fayos, P. 2008. Procesos de limitación demográfica. En: Valladares, F. (ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, pp. 231-250. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, Madrid, España.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Vukasovic, R., Peri, P.L., Fernández, C. 2002. Incorporación de la altura dominante y la calidad de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque* 23:5-17.
- Lencinas, M.V. 2005. *Biodiversidad en el bosque productivo de Nothofagus pumilio y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Sur, Argentina.
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V. 2005. El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. *Idia-XXI* 5:107-110.
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Arena, M. 2007. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management* 243:274-282.
- Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M., Peri, P.L. 2011. Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. *Forest Ecology and Management* 261:178-186.
- Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Moretto, A., Cellini, J.M., Barrera, M., et al. 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* de Patagonia Sur. En: Donoso, P., Promis, A. (eds.), *Avances en Silvicultura de Bosques Nativos*, pp. 171-197. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., Da Fonseca, G.A.B., Kormos, C. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Science* 100:10309-10313.
- Newton, A.C. 2007. *Forest Ecology and Conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press Inc., New York, USA.
- Peri, P.L. 2005. Sistemas Silvopastoriles en Ñirantales. IDIA XXI Forestal 8: 255-259.
- Peri, P.L. 2006. Sistemas Silvopastoriles en bosques nativos de ñire de Patagonia Sur. *Sagpya Forestal* 38:1-7.
- Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V. 2009. Photosynthetic and stomatal conductance responses to different light intensities and water status of two main *Nothofagus* species of south Patagonian forest. *Journal of Forest Science* 55:101-111.
- Peri, P.L., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Gargaglione, V., Soler, R., Ormaechea, S., Martínez Pastur, G. 2016. A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 90:933-960.
- Premoli, A.C., Steinke, L. 2008. Genetics of sprouting: effects of long-term persistence in fireprone ecosystems. *Molecular Ecology* 17:3827-3827.
- Promis, A., Caldentej, J., Ibarra, M. 2010a. Microclima en el interior de un bosque de *Nothofagus pumilio* y el efecto de una corta de regeneración. *Bosque* 31:129-139.
- Promis, A., Gartner, S., Reif, A., Cruz, G. 2010b. Effects of natural small-scale disturbances on below-canopy solar radiation and regeneration patterns in an old-growth *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 181:53-64.
- Rebertus, A., Veblen, T. 1993. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 4:641-654.
- Rebertus, A., Kitzberger, T., Veblen, T., Roovers, L. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78:678-692.
- Rusch, V.E. 1992. Principales limitantes para la regeneración de lenga en la zona NE de su área de distribución: variables ambientales en claros del bosque. *CIEFAP* (Actas del Seminario de Manejo forestal de la lenga y aspectos ecológicos relacionados) 8:61-73.
- Salinas, J., Peri, P.L., Hepp, C., Acuña, B. 2017. Sistemas Silvopastorales en Bosques de Ñirre (*Nothofagus antarctica* (G.Forst.) Oerst.) de la Región de Aysén. *Documento de Divulgación* (Instituto Forestal, Chile) 43: 1-60.
- Schmidt, H., Urzúa, A. 1982. *Transformación y manejo de los bosques de Lenga en Magallanes*. Universidad de Chile, Ciencias Agrícolas, Chile.
- Smit, C., Gusberti, M., Müller-Schärer, H. 2005. Safe for saplings; safe for seeds? *Forest Ecology and Management* 237:471-477.
- Soler, R., Martínez Pastur, G., Peri, P., Lencinas, M.V., Pulido, F. 2013. Are silvopastoral systems compatible with forest regeneration? An integrative approach in southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 87:1213.
- Tuhkanen, S. 1992. The climate of Tierra del Fuego from a vegetation geographical point of view and its ecoclimatic counterparts elsewhere. *Acta Botanica Fennica* 145:1-64.
- Veblen, T.T. 1989. *Nothofagus* regeneration in tree fall gaps in northern Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research* 19:365-371.
- Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R., 2004. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. Editorial Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Vesk, P.A. 2006. Plant size and resprouting ability: trading tolerance and avoidance of damage? *Journal of Ecology* 94:1027-1034.