

8

La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur.

Timber production and biodiversity conservation in Nothofagus forests of Tierra del Fuego and southern Patagonia.

GUILLERMO MARÍNEZ PASTUR, PABLO L. PERI, MARÍA V. LENCINAS, JUAN M. CELLINI, MARCELO D. BARRERA, ROSINA SOLER ESTEBAN, HORACIO IVANCICH, LUCIANA MESTRE, ALICIA S. MORETTO, CHRISTOPHER B. ANDERSON, FERNANDO PULIDO.

RESUMEN

Las propuestas de manejo forestal para Tierra del Fuego y Patagonia Sur se basan en el manejo silvopastoril para *Nothofagus antarctica* (ñire), y cortas de protección y raleo para *Nothofagus pumilio* (lenga). Ambas propuestas producen impactos sobre los componentes bióticos y abióticos del bosque original. El objetivo de este capítulo es analizar las propuestas de manejo, planteando alternativas que prioricen el equilibrio entre producción y conservación a partir de las investigaciones actuales. Se analizan diferentes escalas en la planificación del manejo forestal y estrategias de conservación (macro, meso y micro-escala), describiendo ventajas y costos incrementales de su aplicación. En particular, se describe la aplicación de la retención variable como técnica complementaria de las cortas de protección, para minimizar los impactos de la cosecha a escala de rodal sobre las variables abióticas y bióticas. Asimismo, se analiza la regeneración natural como la variable de mayor importancia en los monitoreos post-cosecha, junto con los factores limitantes del ciclo y la posterior dinámica en parcelas de investigación a largo plazo, así como los resultados de ensayos de raleos y podas comerciales. Finalmente, se describen las carencias en el conocimiento científico y técnico desarrollado hasta el presente, a fin de mejorar la implementación del manejo

forestal actual. A partir de este análisis se proponen diez desafíos a tener en cuenta para la próxima década.

Palabras clave: manejo forestal, silvicultura, conservación, retención variable, regeneración, impacto, lenga, ñire.

SUMMARY

Forest management for Tierra del Fuego and southern Patagonia are based mainly on silvopastoral use of *Nothofagus antarctica* (ñire), and shelterwood cuts and thinnings for *Nothofagus pumilio* (lenga). Both proposals had impacts over biotic and abiotic components of the original forests. The objective of this chapter was to analyze these management practices by introducing a concept of equilibrium between timber production and conservation. Different planning scales (macro-, meso- and micro-scale) were analyzed for forest management and conservation including advantages and implementation. In particular, variable retention implementation was described as complementary technique of the shelterwood cuts, where harvesting impacts over abiotic and biotic scale at stand level were minimized. Natural regeneration, as one of the most important variable in the post-harvesting monitoring, also was analyzed. Limiting factors in the whole reproductive cycle, their natural dynamics in long-term research plots, commercial thinnings and prunings were described. Finally, it was identified the main actual scientific and technical knowledge gaps in order to improve the future research and implementation in the current forest management.

Key words: forest management, silviculture, conservation, variable retention, regeneration, impact, lenga, ñire

8.1 Propuestas de manejo silvícola en bosques de Tierra del Fuego y Patagonia Sur.

Los bosques de Nothofagus antarctica. Los bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire) han sido fuertemente impactados desde la instalación de los primeros establecimientos agropecuarios a finales del siglo XIX. Estos bosques han sido utilizados durante más de 100 años con fines ganaderos, así como para la extracción de leña y madera destinada a carpintería rural, en muchos casos con remoción y conversión de bosque a pastizales. En los últimos años se ha puesto de manifiesto su potencial maderero, crecimiento (Ivancich *et al.* 2011) y el papel como reservorio de carbono (Peri *et al.* 2006, 2008, 2010) lo que permite ampliar las alternativas silvícolas de estos bosques. La propuesta de manejo que combina criterios económicos y ecológicos es el manejo silvopastoril (Peri 2005, 2006), involucrando

tres componentes en una misma unidad de superficie: árboles, pasturas y ganado, existiendo interacciones positivas y negativas entre ellos. Esta alternativa apunta a favorecer las interacciones beneficiosas para lograr un incremento de la producción del sistema, de la eficiencia del uso de los recursos y de la conservación. La propuesta silvícola del manejo silvopastoril (figura 1) incluye: (i) la apertura del dosel original (30 % a 60 % de cobertura final); (ii) la remoción y/o acumulación de residuos leñosos del suelo forestal; (iii) el enriquecimiento del sotobosque herbáceo con especies (*Dactylis glomerata* y *Trifolium repens*) que complementen la dieta del ganado (vacas y ovejas); (iv) la realización de raleos que incrementen el crecimiento y la calidad maderera del dosel remanente, así como mantener la cobertura del dosel dentro de los límites de manejo; y (v) la protección de plántulas (150-250 individuos/ha) (Peri *et al.* 2009a) generadas por semilla o propagación agámica (Soler Esteban *et al.* 2010, Bahamonde *et al.* 2011) hasta los 2 m de altura, que renovarán el dosel forestal con el tiempo. El grado de apertura del dosel dependerá del régimen hídrico y la calidad de sitio de los rodales, recomendando intervenciones más intensas a medida que mejora la calidad de sitio o la disponibilidad de agua (Peri *et al.* 2005). Los niveles de apertura del dosel propuestos permiten obtener aumentos de biomasa del sotobosque de entre 300-1400 kg/ha de materia seca, permitiendo incrementar un 30 % las cargas animales promedio para la región (Peri *et al.* 2009a).

Los bosques de Nothofagus pumilio. Los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) en Tierra del Fuego y Patagonia Sur han sido explotados desde el comienzo de la

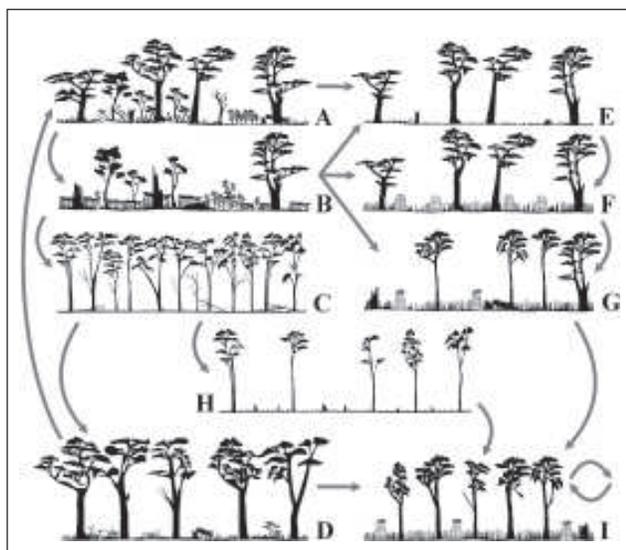


Figura 1. Dinámica natural y propuesta de manejo silvícola para bosques de ñire bajo uso silvopastoril: (A) fase de desmoronamiento, (B) fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) fase de crecimiento óptimo, (D) fase de envejecimiento, (E) intervenciones con cobertura de árboles originales, (F) intervenciones con protección de renovales y cobertura de árboles originales, (G) intervenciones con cobertura mixta de árboles originales y secundarios, (H) bosque secundario con raleo y poda, y (I) bosque manejado con cobertura de árboles secundarios.

colonización europea, que implicaba incendios, remoción del bosque y conversión a pastizales. Sin embargo, numerosas prácticas silvícolas se han propuesto desde principios del siglo pasado hasta la actualidad para incorporar a la lenga dentro de un manejo forestal sostenible (Martínez Pastur y Lencinas 2005, González *et al.* 2006). Entre ellas: (i) talas rasas en fajas, (ii) cortas de selección, (iii) cortas de protección, y (iv) cortas en bosquetes. Estos métodos se basan en criterios económicos definidos exclusivamente por criterios forestales (rendimiento y crecimiento) (Martínez Pastur *et al.* 1997, 2002a, 2008a) sin incluir indicadores de aspectos de conservación. Esto implica que en el largo plazo se cosechen todos los árboles del rodal (Lencinas *et al.* 2009a, Luque *et al.* 2010). Los métodos preferidos han variado con el tiempo (Gea *et al.* 2004), siendo el de cortas de protección el más difundido en la actualidad para la cosecha inicial de bosques primarios (Martínez Pastur *et al.* 2000). Las cortas de protección (figura 2) abren el dosel dejando un remanente (15-30 m²/ha) durante el tiempo necesario (10 a 20 años) para lograr la instalación (de al menos 20-30 mil plantas/ha) y el crecimiento de la regeneración natural (hasta una altura media de 50-75 cm). Posteriormente, la corta final cosecha el dosel de protección remanente, manejándose el bosque secundario con raleos y podas (Martínez Pastur *et al.* 2001). Estos tratamientos intermedios estimulan el crecimiento individual de los árboles, priorizando calidad y cantidad de madera para el aserrado, hasta llegar a un tamaño comercial donde se reanuda el ciclo de cortas. Las plántulas de lenga tienen una extraordinaria capacidad de adaptación eco-fisiológica a cambios en el medio ambiente (Lencinas *et al.* 2007, Martínez Pastur *et al.* 2007a, 2011a, Peri *et al.* 2009b) permitiendo la recuperación de la estructura forestal de los rodales frente a todas las propuestas silvícolas históricamente ensayadas.

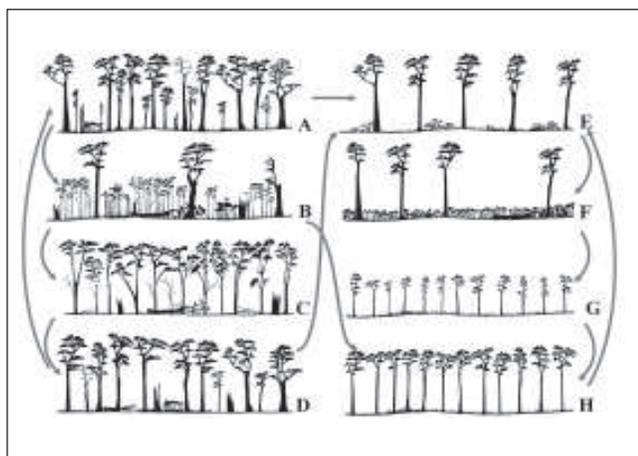


Figura 2. *Dinámica natural y propuesta de manejo silvícola para bosques de lenga: (A) fase de desmoronamiento, (B) fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) fase de crecimiento óptimo, (D) fase de envejecimiento, (E) cortas de protección, (F) bosque regenerado mediante cortas de protección, (G) bosque secundario con raleo y poda, y (H) bosque manejado con cobertura de árboles secundarios.*

8.2 Impacto de las propuestas silvícolas.

¿Cómo influyen las cortas en bosques manejados de *Nothofagus antarctica*? Las aperturas del dosel disminuyen el número de árboles, aumentando la homogeneidad de los rodales, produciendo la pérdida de micro-ambientes con la consecuente extinción local de especies, y permitiendo el ingreso de otras especies desde ambientes asociados (pastizales) (figura 3). Sin embargo, la apertura del dosel genera condiciones favorables, con aumentos de temperatura y humedad (figura 4) para el desarrollo de las plantas vasculares del sotobosque. Sin embargo,

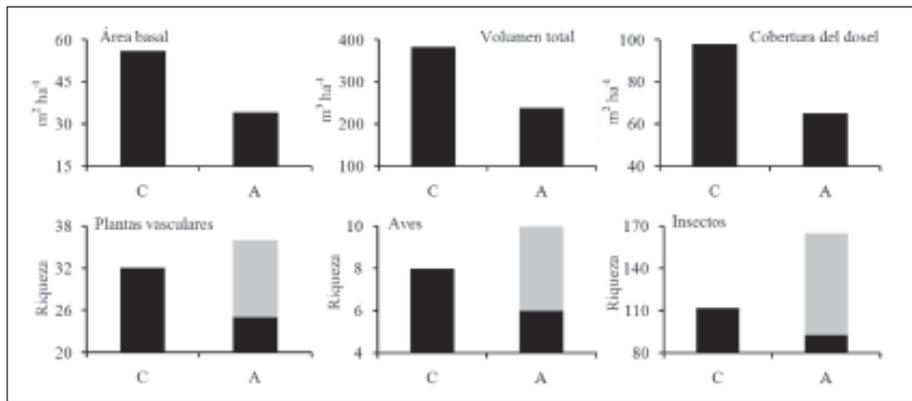


Figura 3. Impacto de la apertura del dosel en bosques de ñire sobre variables forestales y bióticas (C = dosel natural completo, A = dosel intervenido). En gris se distinguen las especies que se incorporan desde los ambientes asociados.

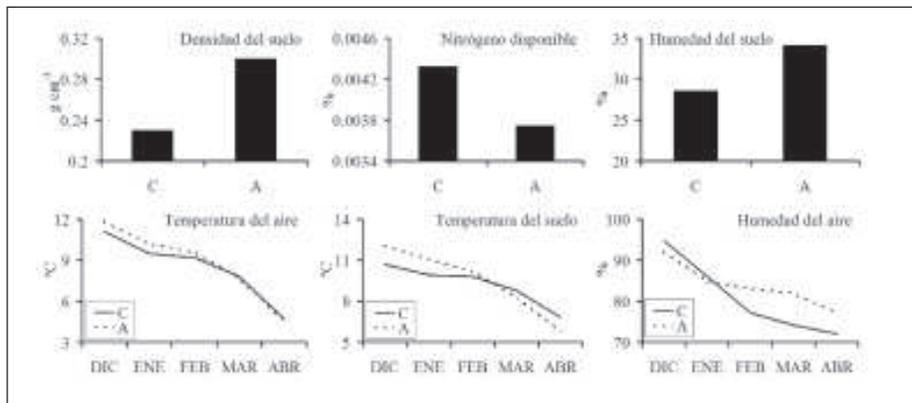


Figura 4. Impacto de la apertura del dosel en bosques de ñire sobre variables abióticas (C = dosel natural completo, A = dosel intervenido).

estas propuestas de manejo producen interacciones negativas, ej. al aumentar la densidad del suelo o disminuir la disponibilidad del nitrógeno (amonio + nitrato).

*¿Cómo influyen las cortas en bosques manejados de *Nothofagus antarctica*?*

La cosecha modifica la estructura forestal existente, alcanzando volúmenes de extracción que superan los 200 m³/ha, y la estructura futura, debido a los daños posteriores por viento debido a la inestabilidad del dosel y que llega a afectar más del 50 % del área basal remanente (Martínez Pastur *et al.* 1999a, 2000, 2009, Gea *et al.* 2004). Estos cambios en la estructura forestal modifican la disponibilidad de recursos abióticos (luz y humedad del suelo) (Martínez Pastur *et al.* 2011b) impulsando cambios en sus componentes bióticos (figura 5). Los principales impactos se vinculan a la homogeneización de la estructura forestal (conversión de bosques disetáneos a coetáneos), remoción de elementos de alto valor de conservación (huecos en árboles maduros) y pérdida de microambientes dentro del bosque (claros naturales) favoreciendo: (i) el ingreso de especies nativas desde ambientes asociados que modifican el ensamble original de las especies, (ii) la pérdida de especies propias del bosque primario sensibles al manejo forestal, en especial insectos, (iii) el ingreso de especies exóticas que permanecen en el bosque secundario y que compiten con las nativas, y (iv) el incremento del uso del bosque por herbívoros durante la etapa de regeneración (Martínez Pastur *et al.* 1999b, 2002b, Pulido *et al.* 2000, Deferrari *et al.* 2001, Spagarino *et al.* 2001). La priorización de variables económicas en el diseño de las cortas de protección descuidando aspectos de conservación produce una pérdida significativa de la biodiversidad, lo que motiva la implementación de estrategias de manejo que mejoren el valor de conservación de los rodales cosechados.

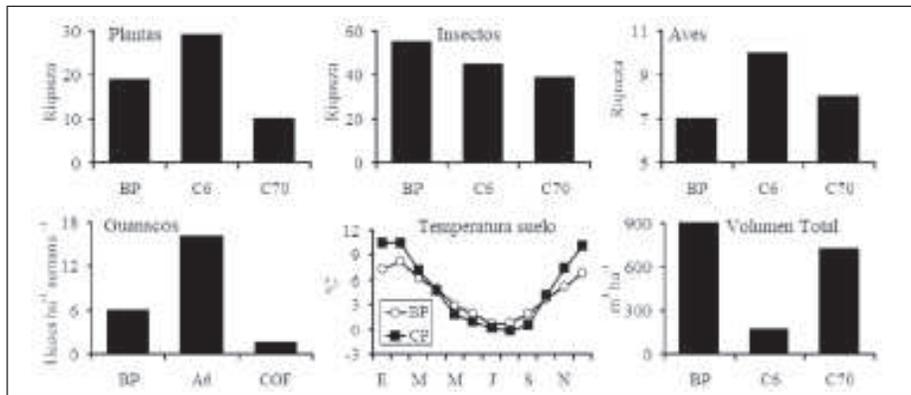


Figura 5. Impacto de las cortas de protección (CP) sobre la riqueza de plantas del sotobosque, aves, insectos, uso del guanaco, temperatura del suelo y volumen total con corteza del rodal (basado en Martínez Pastur *et al.* 1999b, 2002b, Deferrari *et al.* 2001, Spagarino *et al.* 2001). BP = bosque primario, C6 = bosque cosechado hace 6 años, C70 = bosque cosechado hace 70 años.

8.3 La importancia de considerar diferentes escalas en el manejo y conservación de los bosques

¿Es efectiva la conservación a macro-escala? A nivel regional existen numerosas áreas protegidas formales, incluyendo parques nacionales (PN), reservas naturales (RN) y provinciales (RP), y monumentos naturales (MN) (figura 6). Estas áreas protegidas cubren grandes superficies boscosas, caracterizándose por: (i) estar ubicadas, en general, en sectores de difícil acceso y lejos de centros urbanos y emprendimientos económicos, a excepción del Parque Nacional Tierra del Fuego; (ii) no ser representativos en superficie de todos los ecosistemas (ej. pastizales y arbustales) ni tipos forestales (bosques de ñire) de la región; y (iii) en muchos casos, presentar una escasa gestión (manejo y control).

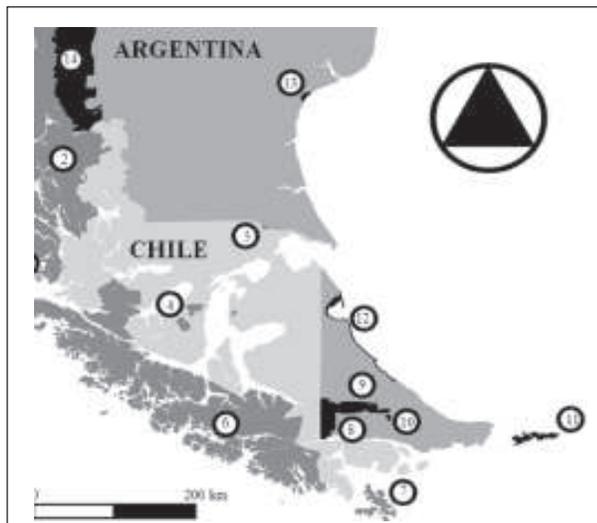


Figura 6. *Áreas protegidas a escala regional en Tierra del Fuego y Patagonia Sur: (1) PN Bernardo O'Higgins, (2) PN Torres del Paine, (3) RN Alacalufes, (4) RN Magallanes y MN Parrillar, (5) PN Pali Aike, (6) PN Alberto D'Agostini, (7) PN Cabo de Hornos, (8) PN Tierra del Fuego, (9) RP Corazón de la Isla, (10) RP Río Valdéz, (11) RP Isla de los Estados, (12) RP Costa Atlántica, (13) PN Monte León, (14) PN Los Glaciares.*

Esta estrategia de conservación mediante reservas fue ampliamente difundida durante el siglo XX, y eran permisivas respecto del uso de los ecosistemas fuera de ellas. Sin embargo, no todas las especies se encuentran representadas dentro de las áreas protegidas, o se necesitan espacios más amplios para su adecuada conservación. Estudios recientes evidencian que a escala de paisaje, los mismos tipos forestales dentro y fuera de las reservas, presentan ensambles de especies distintos de acuerdo a su locación geográfica (coleópteros y plantas del sotobosque, figura 7). Es por ello que es necesario motivar la implementación de estrategias de conservación a otras escalas y dentro de las áreas bajo manejo silvícola.

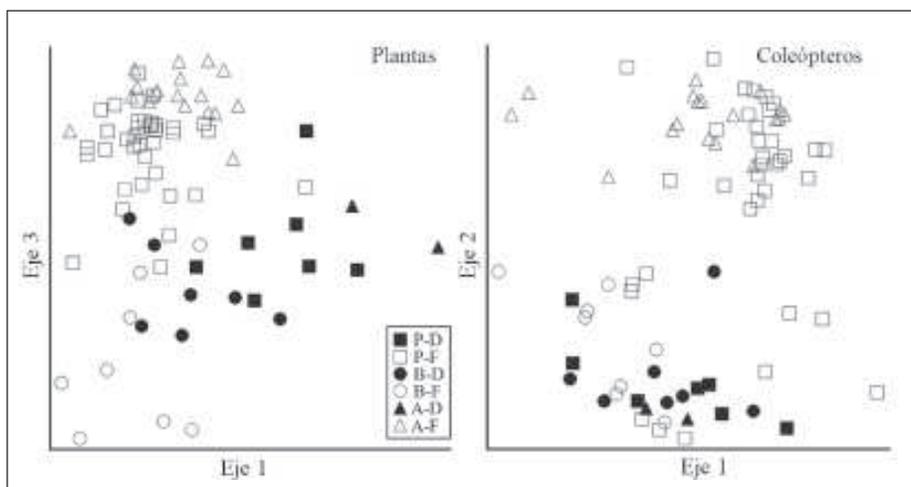


Figura 7. Escalamiento multidimensional no métrico (NMS) para el ordenamiento de rodales dentro (D) y fuera (F) del Parque Nacional Tierra del Fuego (Argentina), analizando especies de coleópteros y plantas del sotobosque para distintos tipos de bosque (P = *Nothofagus pumilio*, B = *N. betuloides*, A = *N. antarctica*).

Conservación a meso-escala, ¿cuánto reservamos y protegemos?. Los bosques de *Nothofagus* raramente se presentan como manchas continuas, sino como paisajes donde se entremezclan distintas estructuras y tipos de vegetación, incluyendo bosques productivos y ambientes asociados no productivos (Lencinas *et al.* 2005, 2008bc). Por ejemplo, la zona central de Tierra del Fuego (54°20' S, 67°52' O) (figura 8) está ocupada por: (i) 25 % pastizales, (ii) 4 % turbales, (iii) 1 % cuerpos de agua, (iv) 19 % bosques de ñire, (v) 32 % bosques productivos de lenga, (vi) 13 % bosques abiertos de lenga con distintos grados de impacto pasado, (vii) 4 % bosques de protección de lenga (bordes de pastizales, turbales y arroyos), y (viii) 2 % áreas disturbadas por impacto del castor (*Castor canadensis*). En la zona estudiada vemos que: (i) un 21 % del bosque presenta impactos pasados o presentes, como el castor que transforma en pastizales al bosque ribereño inundado (Martínez Pastur *et al.* 2006, Anderson *et al.* 2009); (ii) un 73 % del bosque (46 % bosque productivo de lenga y 27 % bosque de ñire) podría llegar a incorporarse a un manejo silvícola; y (iii) solo un 6 % de los bosques serían reservados efectivamente como bosques de protección (reservas a nivel de meso-escala).

Distintos estudios han comparado la biodiversidad de plantas del sotobosque, aves e insectos (Lencinas *et al.* 2005, 2008a, 2008b) entre bosques productivos y ambientes asociados no productivos (figura 9). Estas investigaciones evidencian un ensamble diferencial de biodiversidad a nivel de meso-escala, donde una parte es compartida por todos los ambientes boscosos (especies generalistas) y otra

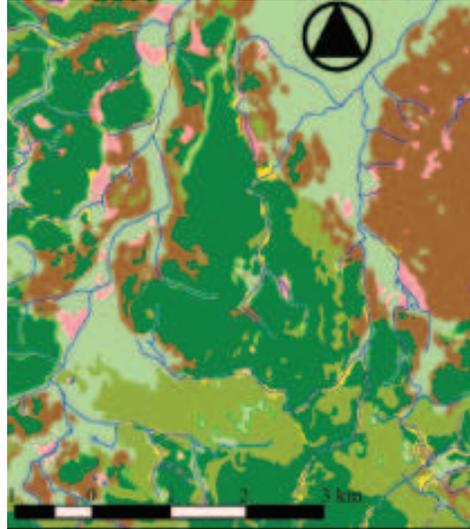


Figura 8. Distribución de ambientes en Estancia Los Cerros (Tierra del Fuego, Argentina).

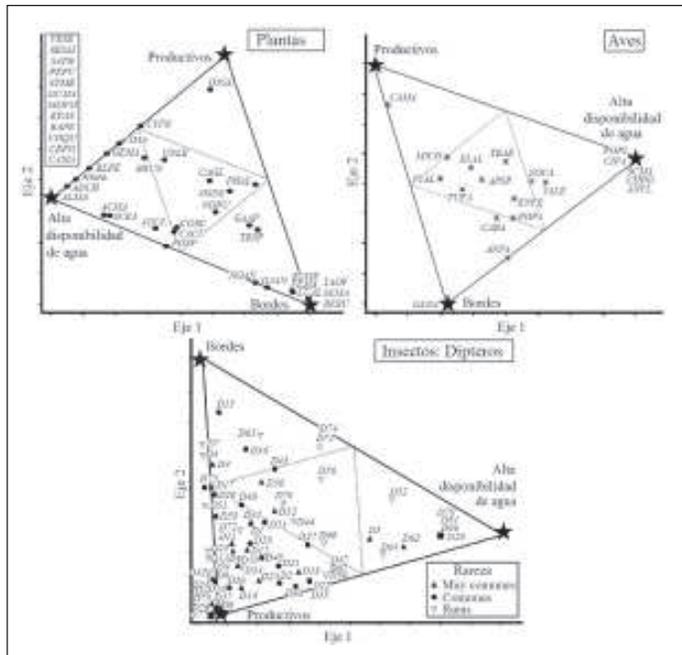


Figura 9. Análisis de correspondencia (DCA) sin tendencia para el ordenamiento de especies de plantas, aves e insectos (Diptera) para bosques productivos de lenga y ambientes asociados de borde y con alta disponibilidad de agua (Lencinas et al. 2005, 2008bc). Los códigos de las especies están formados por las dos primeras letras del género y la especie, mientras que en insectos se utilizó un código de morfoespecie.

parte solo se encuentra en un tipo de ambiente: (i) las plantas están mayormente representadas en los ambientes asociados y pocas están exclusivamente en bosques productivos (*Dysopsis glechomoides*); (ii) las aves se distribuyen de manera similar a las plantas, siendo pocas las especies (ej. *Campephilus magellanicus* o *Pygarrhichas albogularis*) que se asocian al bosque productivo; y (iii) estas asociaciones no ocurren con los insectos (Dipterae) donde gran parte de la riqueza se asocia a los bosques productivos. Dado que existe un ensamble diferencial de especies, y que una mayor biodiversidad específica se asocia a bosques productivos de lenga de alta calidad de sitio, la conservación a meso-escala no es suficiente para proteger a todas las especies. Es por ello que se hace necesario implementar estrategias de conservación a nivel de micro-escala, es decir, dentro de los rodales con manejo silvícola.

8.4 Conservación a micro-escala: propuestas para bosques de lenga

El estado de conservación a escala de rodal es directamente proporcional a los legados del bosque original que se dejan dentro del bosque secundario bajo manejo (parches de bosque sin manejo, árboles remanentes, residuos, troncos en descomposición o componentes del sotobosque) (Lencinas *et al.* 2009ab, 2010, Luque *et al.* 2010). La cosecha de bosques en países industrializados ha llegado a límites extremos, incluyendo no solo madera para aserrado y pulpa, sino también ramas, hojas, tocones y raíces para la generación de energía. En Tierra del Fuego, los niveles de cosecha se han quintuplicado en los últimos 20 años (de 40 a 200 m³ ha⁻¹), siendo esperable una tendencia creciente en relación a los costos, mercados y tecnologías (Gea *et al.* 2004, Martínez Pastur *et al.* 2009). En consecuencia, es necesario establecer pautas de conservación a escala de rodal para conservar *in situ* la biodiversidad asociada a los bosques de producción (Lencinas *et al.* 2009a) y generar una matriz de conservación que permita a todas las especies sobrevivir a distintas escalas de paisaje, y no solo dentro de las reservas a macro- y meso-escalas.

La propuesta que ha sido implementada para la lenga en Tierra del Fuego (Argentina) se denomina retención variable (Martínez Pastur y Lencinas 2005, Martínez Pastur *et al.* 2009) e incluye (figura 10): (i) la retención de parte del bosque productivo original en forma de agregados circulares sistemáticamente distribuidos (uno por hectárea, de 2.800 m²) manteniendo el suelo y el sotobosque sin impactos de caminos ni maquinarias, (ii) la retención dispersa de árboles vivos entre los agregados (10-15 m².ha⁻¹), (iii) la preservación de la madera muerta y los restos de la cosecha distribuidos homogéneamente en las áreas de cosecha, así como de tocones y sistemas radiculares.

Los diferentes grados de retención incrementan la heterogeneidad de los rodales manejados, generando un gradiente que va desde condiciones similares al bosque

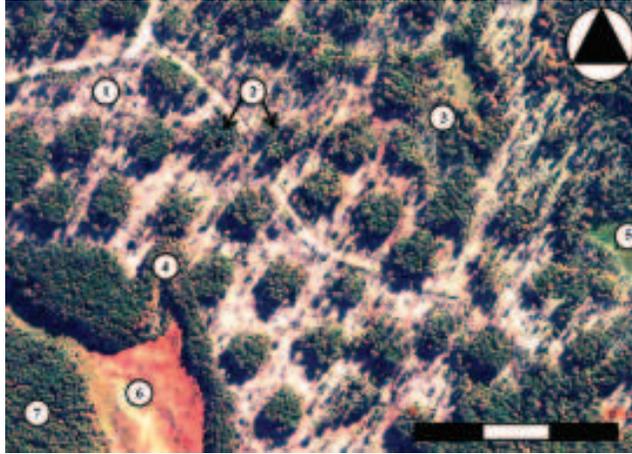


Figura 10. Retención variable aplicada en Tierra del Fuego (Argentina): (1) áreas de cosecha con retención dispersa, (2) agregados de retención, (3) humedales, (4) bordes de protección, (5) pastizales, (6) turbales y (7) bosques primarios sin intervención.

primario dentro de los agregados hasta zonas con mayor impacto en los sectores más alejados de los mismos en la retención dispersa (figura 11). Estos cambios en la estructura forestal (área basal y cobertura) (Martínez Pastur *et al.* 2009) modifican las variables abióticas del bosque (micro-clima y ciclos de nutrientes) (figura 12) (Martínez Pastur *et al.* 2011b), provocando la pérdida de especies propias del bosque primario y favoreciendo el ingreso de otras (plantas, aves e insectos) (Lencinas *et al.* 2008ab, 2011, Simanonok *et al.* 2011). Los cambios y los impactos son menores dentro de los agregados de retención y se incrementan a medida que aumenta la distancia a los mismos dentro de la retención dispersa. Estos estudios evidencian que la variedad de micro-ambientes que se generan en los bosques manejados por retención variable favorece la conservación de una mayor diversidad de especies que otros métodos silvícolas.

8.5 Costos incrementales de la retención variable para la producción

Llevar a la práctica la conservación a micro-escala implica un incremento en los costos de producción de las empresas por la implementación de dichas acciones, los que deben cuantificarse en contraposición a las ganancias ecológicas antes descritas (Martínez Pastur *et al.* 2007b). Al presente, en Tierra del Fuego y Patagonia Sur, no existen mercados para los restos de la cosecha, tocones y sistemas radiculares, los que quedan como desecho dentro de los rodales luego de las intervenciones. Por otra parte, la implementación de las cortas de protección en Argentina ha sido incompleta, ya que las cortas finales no se realizan (Martínez Pastur y Lencinas 2005, Martínez Pastur *et al.* 2009, Luque *et al.* 2010). En este contexto, la propuesta de dejar un diseño diferente en la distribución de los árboles remanentes a los

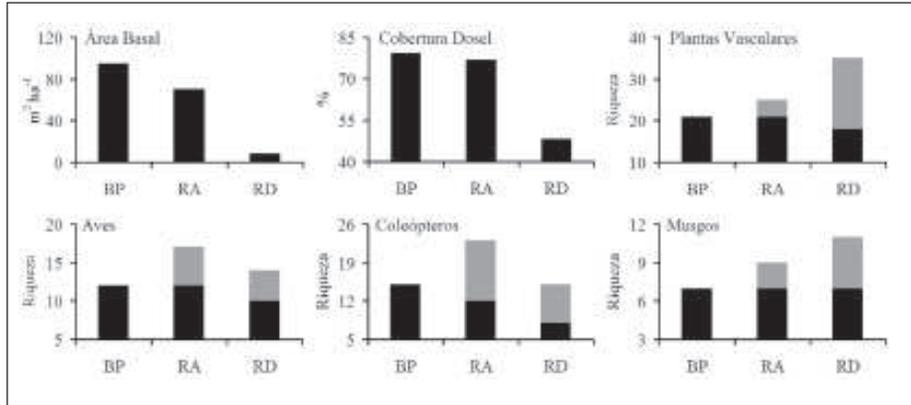


Figura 11. Comparación de variables forestales y bióticas dentro de la retención variable (basado en Lencinas *et al.* 2008a, 2009b, 2011, Martínez Pastur *et al.* 2009). BP = bosque primario, RA = retención agregada, RD = retención dispersa.

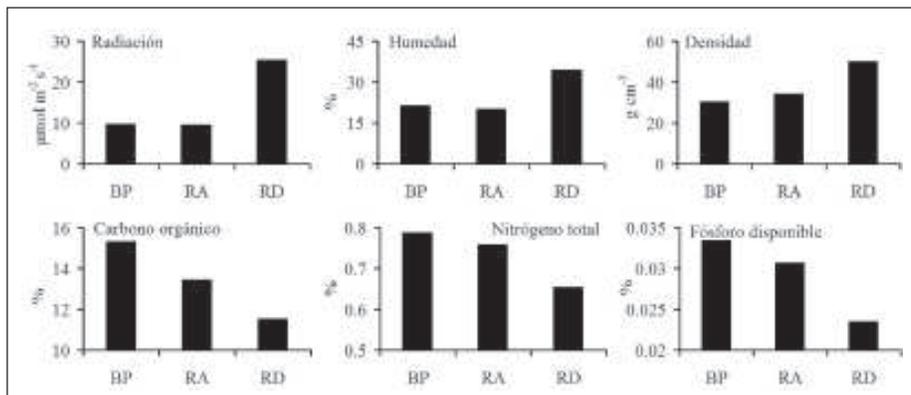


Figura 12. Comparación de variables abióticas dentro de la retención variable (basado en Martínez Pastur *et al.* 2011b). BP = bosque primario, RA = retención agregada, RD = retención dispersa.

finés de mejorar la capacidad de conservación de los rodales manejados no impacta dentro de la rentabilidad de cosecha de las empresas en el corto plazo (un promedio de cosecha de 165,4 m³ ha⁻¹ para una corta de protección inicial vs. 164,9 m³ ha⁻¹ para la implementación de una retención variable a lo largo de todo el gradiente de calidades de sitio) (Martínez Pastur *et al.* 2009). El análisis cambia si consideramos el costo incremental a largo plazo (incluyendo las cortas finales), donde el mismo está directamente relacionado al porcentaje de retención dejado en la primera intervención, ya que los legados del bosque primario que son retenidos, deben permanecer en los rodales manejados por más de un turno forestal. Finalmente, cabe destacar que la distribución

sistemática de la retención agregada obliga a: (i) implementar un diseño de caminos de extracción homogéneo y de bajo impacto de picadas, (ii) realizar volteo dirigido de árboles de modo para no dañar los agregados y en dirección a las picadas de extracción, y (iii) evitar la construcción de canchones de acopio. Estos últimos aspectos disminuyen los costos de cosecha, aumentando la rentabilidad de las empresas en el contexto actual del manejo forestal (Martínez Pastur *et al.* 2007b).

8.6 Regeneración de los bosques.

Ciclo completo en bosques de Nothofagus antarctica. La realización de estudios integrales permite comprender el conjunto de factores de origen biótico y abiótico que influyen sobre la regeneración natural (figura 13), a partir de transiciones entre etapas (floración, pre- y post-dispersión de semillas, instalación de plántulas y supervivencia) (Martínez Pastur *et al.* 2008b, Soler Esteban *et al.* 2010). Estos estudios permiten identificar y cuantificar los factores limitantes para la regeneración.

Los bosques de ñire producen una gran cantidad de flores. Por ejemplo, se han realizado mediciones de flores masculinas en bosques primarios (BP) de 18-39 millones/ha y de 11-32 millones/ha bajo manejo silvopastoril (SILVO), mientras que en flores femeninas se midieron 5-16 millones/ha en BP y 3-7 millones/ha en SILVO. En ambos casos se observó una alta variabilidad interanual (figura 14) determinando el potencial reproductivo de cada temporada. La floración es afectada por la abscisión de flores (3 % en BP, 5 % en SILVO), ataques de insectos (2 % en BP, 1 % en SILVO), pero principalmente por fallas en la fertilización derivando en semillas vacías (48 % en BP, 50 % en SILVO) (Soler Esteban *et al.* 2010).

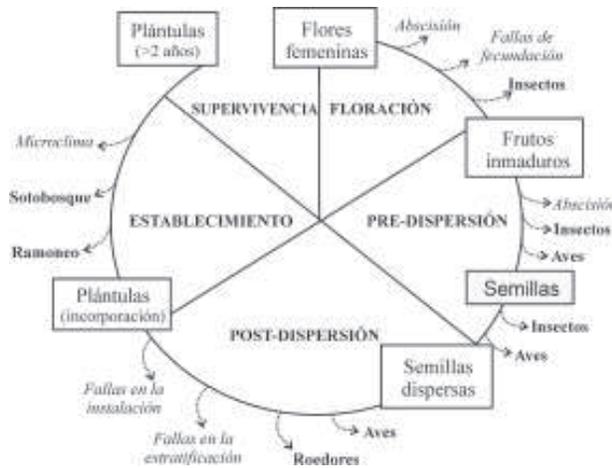


Figura 13. Ciclo completo de regeneración dividido en etapas (divisiones del círculo) y estados reproductivos (rectángulos), discriminando factores de pérdida bióticos (negrita) y abióticos (cursiva).

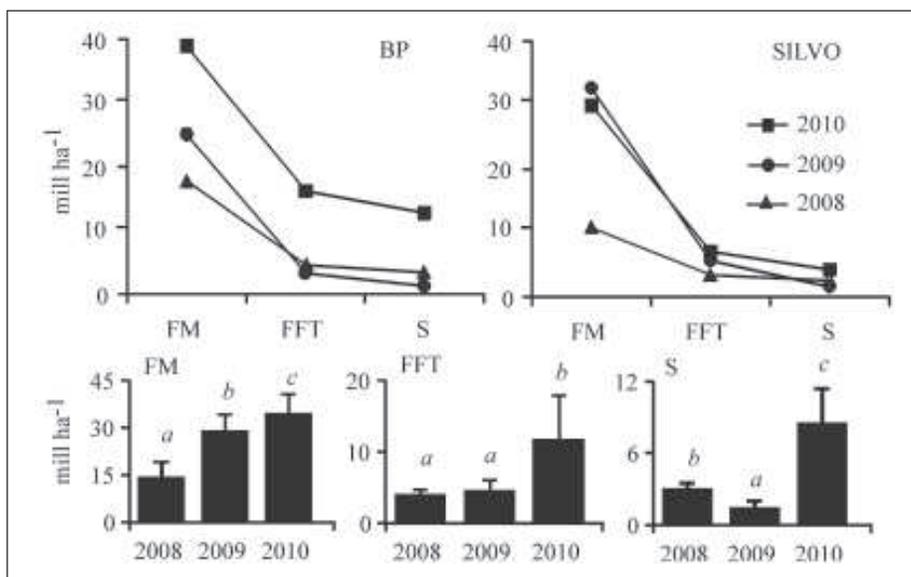


Figura 14. Variabilidad interanual (2008-2010) en la producción de flores masculinas (FM), femeninas (FF) y semillas (S) en bosques primarios (BP) y con manejo silvopastoril (SILVO). Letras diferentes indican diferencias significativas entre años.

Durante la pre-dispersión ocurren pérdidas debido a la abscisión temprana de frutos (14 % del total de flores femeninas en BP y SILVO), depredación por insectos (10 % en BP, 13 % en SILVO) y aves (3 % en BP, 2 % en SILVO), que se ven afectadas por los cambios poblacionales debidos al manejo y las variaciones anuales (Soler Esteban *et al.* 2010). Del total de flores femeninas, 18 % derivan en semillas para ambos tipos de bosques, presentando gran variabilidad interanual al igual que las flores. Durante la post-dispersión ocurren pérdidas por forrajeo de aves y ratones (9 % en BP y 11 % en SILVO del total de flores femeninas), pérdida de viabilidad durante la estratificación (3 % en BP y SILVO) y fallas durante la instalación (5,5 % en BP, 3 % en SILVO). Del total de flores producidas, el 0,2 % en BP y el 0,5 % en SILVO forman finalmente plántulas. La supervivencia dependerá de las condiciones de rodal, y la influencia de los factores bióticos y abióticos. En Tierra del Fuego, los valores de regeneración instalada varían entre 1,7-35,5 mil plántulas/ha en BP y 1,5-32,6 mil plántulas/ha en SILVO, pudiendo llegar a valores absolutos de hasta 980 mil plántulas/ha, mientras que en Santa Cruz se registran valores de 5-180 mil plántulas/ha para diferentes calidades de sitios (Bahamonde *et al.* 2011).

Las principales limitantes del ciclo de regeneración son las fallas en fertilización (48 % en BP, 50 % en SILVO) y depredación a lo largo de todo el ciclo (24 % en BP, 27 % en SILVO), pero estas no impiden que se instalen plántulas suficientes

para asegurar la renovación natural potencial del bosque o para proteger durante el manejo silvopastoril en el largo plazo. Cabe destacar que en el bosque manejado suelen aparecer más plántulas de origen agámico que en bosques sin impacto.

Ciclo completo en bosques de Nothofagus pumilio. Al igual que los bosques de ñire, y siguiendo el mismo esquema de análisis, los bosques de lenga también producen una gran cantidad de flores masculinas, midiendo 36-58 millones/ha en BP, 7-43 millones/ha en la retención agregada (RA) y 7-8 millones/ha en la retención dispersa (RD), así como de flores femeninas, midiendo 10-17 millones/ha en BP, 6-19 millones/ha en RA y 4-6 millones/ha en RD. En orden de importancia, la floración es afectada por fallas en la fertilización (23 % en BP, 24 % en RA, 19 % en RD del total de flores femeninas), la abscisión de flores (14 % en BP, 6 % en RA, 7 % en RD) y ataques de insectos (2 % en BP, 1 % en RA y RD) (Martínez Pastur *et al.* 2008b). Durante la pre-dispersión ocurren pérdidas debidas a la abscisión temprana de frutos (27 % en BP y RA, 27 % en RD), depredación por insectos (8 % en BP, 2 % en RA y 4 % en RD) y aves (6 % en BP y RA, 5 % en RD). Del total de flores femeninas, un 20 % en BP, un 34 % en RA y un 40 % en RD forman semillas. Durante la post-dispersión ocurren pérdidas por forrajeo de aves y ratones (3 % en BP, 6 % en RA, 9 % en RD), pérdida de viabilidad durante la estratificación (7 % en BP, 13 % en RA, 20 % en RD) y fallas durante la instalación (9 % en BP, 13 % en RA, 11 % en RD).

Del total de flores producidas, el 1,1 % en BP, el 2,2 % en RA y el 0,4 % en RD forman plántulas, donde la mortalidad continúa en años siguientes: (i) 0,4 % y 0,2 % de supervivencia al año 1 y 2 en BP, (ii) 0,5 % y 0,3 % en RA, y (iii) 0,3 % y 0,2 % en RD del total de flores femeninas producidas. Al igual que en el ñire, las principales limitantes del ciclo de regeneración en la lenga son las fallas en la fertilización (20 % a 24 %) y la depredación a lo largo de todo el ciclo (15 % al 19 %), pero también influye la abscisión temprana de frutos (24 % al 27 %). Si bien el porcentaje efectivo de supervivencia de plántulas es bajo en relación al número de flores producidas, el número de plántulas observado en estos bosques es abundante (474 mil plántulas/ha en BP, 531 mil plántulas/ha en RA, 88 mil plántulas/ha en RD) (Cellini 2010, Martínez Pastur *et al.* 2011b) permitiendo la renovación del bosque en una amplia gama de condiciones ambientales, de impacto y manejo.

Dinámica de la regeneración de Nothofagus pumilio cosechados mediante retención variable. El principal indicador empleado para evaluar la efectividad de los sistemas silvícolas es la regeneración (Martínez Pastur *et al.* 2011a). En Tierra del Fuego y Patagonia Sur existen parcelas de estudio a largo plazo destinadas a ampliar el conocimiento de la dinámica de la regeneración (Martínez Pastur *et al.* 2010b), donde se analizaron las adaptaciones eco-fisiológicas de plántulas en gradientes de luz y humedad del suelo (figura 15E) (Martínez Pastur *et al.* 2007a,

Lencinas *et al.* 2007, Peri *et al.* 2009b), así como en los microambientes de bosques aprovechados (figuras 15C, D) (Martínez Pastur *et al.* 2011ab). Estos estudios destacan la alta capacidad de adaptación de la regeneración, que se manifiesta en cortos períodos de tiempo.

Los análisis sobre producción de semillas a largo plazo (figura 15A), cambios en la estructura forestal luego de la cosecha, microclima y comportamientos de caída en túnel de viento permitieron desarrollar modelos de dispersión de semillas para diferentes porcentajes y diseños de retención (figura 15B). Los resultados muestran que todas las propuestas de manejo empleadas producen suficiente cantidad de semillas en todos los sectores aprovechados, pero que puede optimizarse si los diseños de retención se orientan de acuerdo a los vientos dominantes (Cellini 2010).

Los estudios de regeneración se realizaron en una amplia variedad de condiciones ambientales, desde bosques mixtos en el límite altitudinal, en bosques sin manejo previo o bajo diferentes propuestas silvícolas (Martínez Pastur *et al.* 1999a, 2011ab, Gea *et al.* 2004, González *et al.* 2006). Asimismo, también se ha analizado los impactos de la cosecha sobre el banco de plántulas (Martínez Pastur *et al.* 1999a) y de la herbivoría (figura 15F), tanto de poblaciones naturales de *Lama guanicoe* (Martínez Pastur *et al.* 1999b, Pulido *et al.* 2000) como combinadas con el ganado doméstico (Martínez Pastur *et al.* 2010a).

Figura 15. Estudios sobre regeneración en Tierra del Fuego, Argentina (en gris oscuro distribución de bosques puros de lenga o mixtos, donde los puntos negros indican los sitios de estudio): (A) producción de semillas (SJ = San Justo, LC = Los Cerros, BP = bosque primario, RA = retención agregada, RD = retención dispersa) (Cellini 2010, Martínez Pastur *et al.* 2010b), (B) modelos de dispersión promedio de semillas (Cellini 2010), (C) crecimiento en altura de renovales creciendo en diferentes orientaciones y distancias del centro de los agregados hacia la retención dispersa (N-S-E-O son los puntos cardinales, D = dentro del agregado, C = retención dispersa bajo influencia de agregados, L = retención dispersa sin influencia de agregados) (Martínez Pastur *et al.* 2011b), (D) estrés hídrico de brotes de regeneración en microambientes de bosques cosechados por retención variable, (E) tasa neta de fotosíntesis durante el mes de enero en plántulas creciendo bajo diferentes intensidades lumínicas (L = 64 %, M = 26 %, O = 4 % de la luz incidente natural) y humedad del suelo (H = 80-100 %, S = 40-60 % de la capacidad de agua del suelo) (Martínez Pastur *et al.* 2007a), y (F) daños por herbivoría en parcelas permanente de muestreo en bosques cosechados por retención variable (Martínez Pastur *et al.* 2010b).

Los estudios de dinámica de la regeneración a largo plazo (Martínez Pastur *et al.* 2010b) se han establecido bajo diferentes propuestas silvícolas, en amplios gradientes de cobertura de copas y calidad de sitio. A través de estos análisis (figura 16) se ha podido establecer la escasa relevancia del banco de plántulas pre-existente

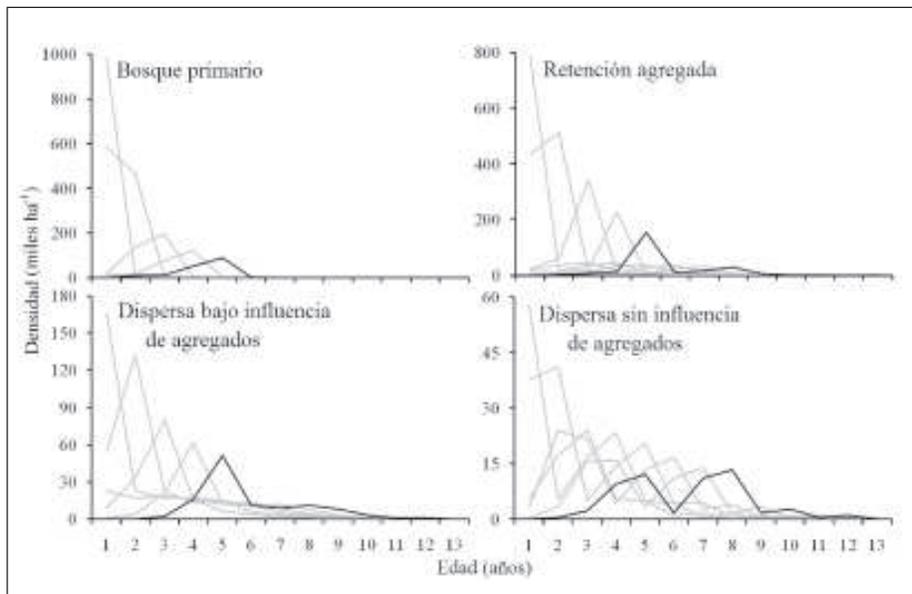
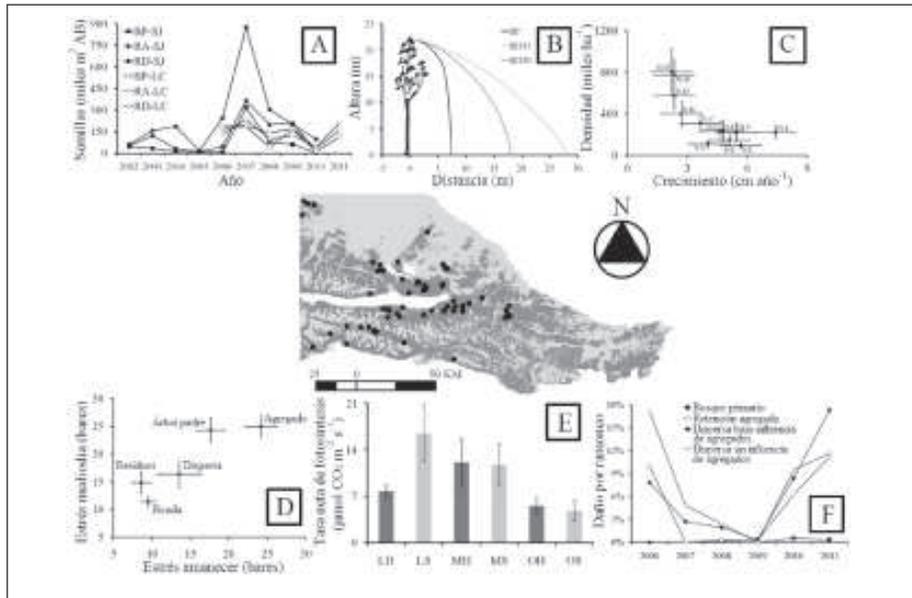


Figura 16. Dinámica de la regeneración en bosques primarios y manejados mediante retención variable (Cellini 2010, Martínez Pastur et al. 2010b). La línea de color negro indica la estructura de edades del banco de plántulas al 2011, y en gris los períodos 2006-2010.

en la posterior regeneración del bosque, y la importancia del establecimiento masivo en los años posteriores a la corta, que es complementado con semillazones periódicas, que varía de rodal en rodal y a nivel de paisaje. El reclutamiento y el crecimiento de las plántulas está mayormente ligado a la cobertura remanente (Cellini 2010). El reclutamiento es máximo en altas coberturas y está relacionado a la producción de semillas, y donde la mortalidad posterior de estas plántulas es mayor bajo altas coberturas durante los primeros años por exceso de sombreamiento. Cabe destacar que la mortalidad en áreas cosechadas se relaciona con los microambientes que pueden encontrarse, y donde influyen la intensidad de luz y humedad disponibles. Finalmente, el crecimiento en altura alcanza un máximo con un 50 % de cobertura, mientras que la biomasa individual de las plántulas (aérea y radicular) aumenta a medida que disminuye la cobertura (Lencinas *et al.* 2007, Martínez Pastur *et al.* 2011a).

8.7 Tratamientos intermedios: Ensayos a largo plazo en Tierra del Fuego y Patagonia Sur.

Raleos en bosques de Nothofagus antarctica. Las intervenciones silvícolas propuestas para el ñire aún se encuentran en fase experimental en Tierra del Fuego y Patagonia Sur (Peri *et al.* 2005), y recientemente se han establecido ensayos a lo largo de un gradiente geográfico, analizando diferentes intensidades de corta (Martínez Pastur *et al.* 2010b). Junto con los primeros modelos biométricos (Lencinas *et al.* 2002, Ivancich *et al.* 2011) se han desarrollado propuestas de raleo basadas en índices de densidad y coberturas de copas de los árboles remanentes (Ivancich *et al.* 2009). Entre los ensayos de raleos se encuentran: (i) Estancia Cancha Carreras (año 2008) donde se raleó de 4.050 a 1.550 individuos/ha (edad 41 años) obteniendo crecimientos promedios de 1,1 m³/ha; (ii) Estancia San Pablo (año 2009) donde se raleó de 2.845 a 345 y 681 individuos/ha (edad 48 años) obteniendo crecimientos promedios de 3,1 y 3,9 m³/ha en comparación a los 4,9 m³/ha de los controles.

Raleos en bosques de Nothofagus pumilio. Hasta el presente no se han llevado a cabo cortas intermedias a escala industrial en Tierra del Fuego y Patagonia Sur, pero se han establecido una gran variedad de ensayos que cubren el rango de calidades de sitio, incluyendo diferentes edades de intervención y tratamientos, con parcelas de estudio a largo plazo, modelos biométricos y alternativas económicas para su implementación (Martínez Pastur *et al.* 2001, 2002a, 2010b, Peri *et al.* 2002, González *et al.* 2006). La red de parcelas instaladas incluyen ensayos de raleo con: (i) diferentes intensidades bajo distintas coberturas de árboles remanentes en bosques de baja calidad de sitio (Stag River 1997) (incrementos de 5,1, 6,3 y

5,6 m³/ha/año para 1.111 árboles/ha en edades de 40-52 años bajo coberturas de árboles padres de 0 %, 12 % y 33 %, respectivamente), (ii) intervenciones de alta estabilidad en rodales de alta calidad de sitio (San Justo, año 1997) (incrementos promedios de 8,5-13,6 m³/ha/año para 489-800 árboles/ha en edades de 67-96 años), y (iii) intervenciones múltiples bajo diferentes esquemas de raleo y alternativas económicas en rodales de calidad de sitio media-alta (Aguas Blancas, año 1965) (incrementos promedios de 15,9 m³/ha/año para un promedio de 6.000 árboles/ha en edades de 39-50 años) (figura 17). Asimismo, este último ensayo incluye implementaciones de podas hasta 5-6 m de altura (Martínez Pastur *et al.* 2001), no detectando pérdidas en el crecimiento (incrementos promedios de 6,8 y 7,4 m³/ha/año con 2.617 y 2.316 árboles/ha en el tratamiento sin y con poda, respectivamente). La implementación de las podas se hace necesaria debido al escaso desrame natural de la especie, y a la necesidad de implementar intervenciones fuertes (área basal de manejo entre 18-30 y 10-16 m²/ha para diámetros medios de 10 y 30 cm, respectivamente) ya que el cerramiento de copas ocurre muy rápidamente luego de las intervenciones. Es por ello, que los raleos deben realizarse periódicamente en lapsos no mayores a los 10 años. Finalmente, esta información permitió elaborar precisos modelos de densidad, y límites de densidad de manejo que cubren el

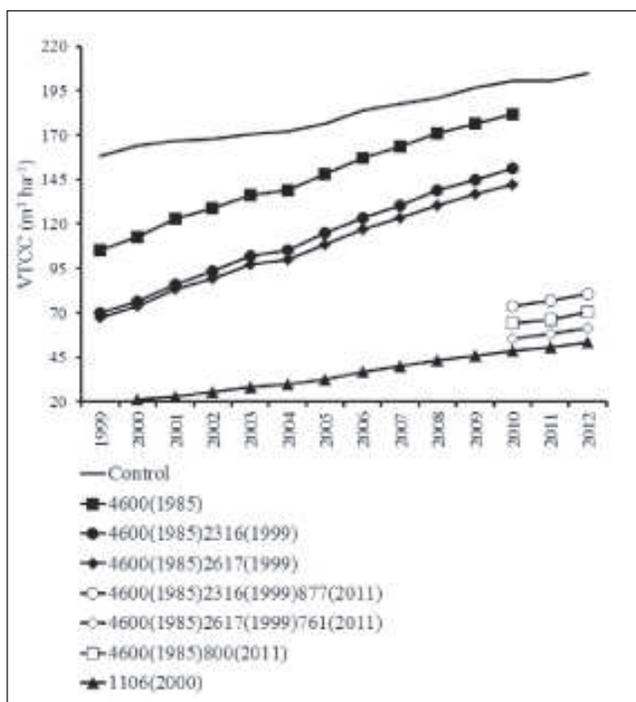


Figura 17. Evolución del volumen total con corteza (VTCC) en bosques control y con distintos esquemas de manejo (rodal en Aguas Blancas de 26 años al DAP para el año 1999) (Martínez Pastur *et al.* 2001, 2010b).

rango de diámetros y que puede implementarse en todo el rango de calidades de sitio (Martínez Pastur *et al.* 2002a, Martínez Pastur 2006).

La experiencia obtenida hasta el presente sugiere el siguiente esquema de tratamientos intermedios: (i) intervenciones tempranas sistemáticas sobre la regeneración establecida luego de la implementación de las cortas finales (<2 m altura y >30 mil árboles/ha) mediante fajas alternas de 2 m ancho y/o dameros (remoción 50-75 % área); (ii) liberación de individuos futuros mediante cortas de liberación sucesivas hasta alcanzar 1/3 de la altura total potencial del sitio; (iii) raleos fuertes hasta llegar a los niveles sugeridos por los modelos de densidad y manejo; y (iv) podas sucesivas en todas las etapas hasta alcanzar un fuste libre de 6-7 m de altura y sin afectar más de 1/3 de la copa viva.

8.8 Principales desafíos para la próxima década en producción forestal y conservación para bosques de Tierra del Fuego y Patagonia Sur.

(1) Lograr una mejor aplicación práctica de los modelos silvícolas teóricos. En el caso de la lenga, asegurando un manejo sostenible en el tiempo en términos económicos y ecológicos, donde al presente las mayores preocupaciones se relacionan con la estabilidad del dosel remanente, la herbivoría y la conservación de las especies vulnerables dentro de los bosques de producción. En el caso del ñire, implementar un manejo silvopastoril en el marco de planes de manejo y legislaciones específicas, encontrando un destino económico para la madera cosechada y un plan de renovación del dosel remanente a largo plazo.

(2) Ampliar los estudios de ecología, manejo y conservación en bosques de *Nothofagus betuloides*, ñire y mixtos, cubriendo todos los gradientes ambientales, a fin de establecer líneas de base para la toma de decisiones. Estos estudios deberían incluir análisis temporales de dinámica forestal entre los distintos tipos de vegetación, siendo un indicador del cambio climático y una variable de análisis necesaria a la hora de establecer estrategias de conservación a escala de paisaje o de cuenca.

(3) Profundizar los estudios a nivel de ciclo completo de la regeneración de los bosques, analizando las potenciales respuestas a algunas de las limitantes (fallas en la fertilización que derivan en frutos vacíos) de modo de mejorar las propuestas de manejo futuro al implementar potenciales medidas de mitigación.

(4) Ampliar los estudios de herbivoría, a fin de establecer estrategias de manejo, protección y restauración de los ambientes forestales impactados. Al presente las mayores preocupaciones se relacionan con el impacto del *Castor canadensis* en los bosques ribereños y su restauración, y con los daños sobre la calidad futura de los renovales ramoneados por poblaciones naturales de *Lama guanicoe* o ganado doméstico.

(5) Mantener y ampliar (edades de aplicación, calidades de sitio, especies, tratamientos) las parcelas de estudio a largo plazo a los fines de contar con información precisa sobre aplicación de sistemas de regeneración y tratamientos intermedios.

(6) Ampliar los conocimientos de biodiversidad en los bosques de la región, principalmente la micro-diversidad (insectos, musgos, hongos), así como de la auto-ecología de las especies vulnerables, y del impacto de las especies exóticas sobre la biodiversidad de especies nativas.

(7) Determinar el ensamble de la biodiversidad a nivel de paisaje, identificando la vulnerabilidad de las especies y la existencia de áreas con alto valor de conservación. En este contexto, se debería evaluar qué porcentaje de la biodiversidad se encuentra representada efectivamente dentro de la red de áreas protegidas de la región.

(8) Establecer indicadores (ecológicos, forestales, sociales y económicos) a fin de implementar monitoreos basados en estudios a largo plazo y cuyo objetivo sea mantener la sostenibilidad del manejo forestal y la conservación a nivel de paisaje, implementando medidas de mitigación y restauración cuando sea necesario.

(9) Legislar sobre la obligación de implementar planes de conservación basados en retenciones a nivel de meso- (predios, reservas, tranzones) y micro-escala (rodal) para aumentar la capacidad de conservación de los bosques bajo manejo, así como la protección de estas retenciones en el tiempo.

(10) Lograr que la investigación científica brinde las herramientas necesarias para alcanzar un manejo sostenible en el marco de trabajo de las empresas forestales, permitiendo una efectiva implementación de las recientemente promulgadas leyes de bosques nativos (Ley 26.331 de Argentina y Ley 20.238 de Chile).

REFERENCIAS

- Anderson CB, G Martínez Pastur, MV Lencinas, P Wallem, MC Moorman. 2009. Do introduced North American beavers engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1): 33-52.
- Bahamonde H, PL Peri, L Monelos, G Martínez Pastur. 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 32(1): 20-29.
- Cellini JM. 2010. Estructura y regeneración bajo distintas propuestas de manejo de bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Tierra del Fuego, Argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Buenos Aires, Argentina. 157 p.
- Deferrari G, C Camilion, G Martínez Pastur, PL Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Birds. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2093-2108.

- Gea G, G Martínez Pastur, JM Cellini, MV Lencinas. 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecology and Management* 201(2-3): 335-347.
- González M, C Donoso Zegers, P Ovalle, G Martínez Pastur. 2006. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser. In Donoso Zegers C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: Autoecología. Valdivia, Chile. Ed. Marisa Cúneo. p. 486-500.
- Ivancich H, R Soler Esteban, G Martínez Pastur, PL Peri, H Bahamonde. 2009. Índice de densidad de rodal aplicado al manejo silvopastoril en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia Sur. Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas (Argentina) 14-16 Mayo. p. 245-250.
- Ivancich H, G Martínez Pastur, PL Peri. 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo del índice de sitio en bosques de *Nothofagus antarctica*. *Bosque* 32(2): 135-145.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, JM Cellini, R Vukasovic, PL Peri, MC Fernández. 2002. Incorporación de la altura dominante y la calidad de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque* 23(2): 5-17.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, M Medina, C Busso. 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity and Conservation* 14(10): 2299-2320.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, A Moretto, E Gallo, C Busso. 2007. Productividad diferencial de plántulas de *Nothofagus pumilio* bajo gradientes de luz y humedad del suelo. *Bosque* 28(3): 241-248.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, R Solán, E Gallo, JM Cellini. 2008a. Forest management with variable retention impact over moss communities of *Nothofagus pumilio* understory. *Forstarchiv* 79: 77-82.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, CB Anderson, C Busso. 2008b. The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. *Insect Conservation* 12: 461-475.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, P Rivero, C Busso. 2008c. Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity and Conservation* 17: 2579-2597.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, E Gallo, JM Cellini. 2009a. Conservación de la diversidad de insectos en bosques subantárticos mediante el uso de técnicas de manejo forestal con retención variable. En Arrivillaga JC, M El Souki, B Herrera eds. Enfoques y temáticas en entomología. Caracas, Venezuela. Sociedad Venezolana de Entomología. Ed. Astro Data. p. 44-62.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, E Gallo, JM Cellini. 2009b. Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 258: 472-480.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, JM Cellini, E Gallo, C Busso. 2010. Diversidad de lepidópteros en bosques aprovechados: Variación en el corto plazo por aplicación de retención variable. *Revista Investigaciones Científicas de la Universidad Nacional Experimental Rafael María Baralt* 1(1): 87-101.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, E Gallo, JM Cellini. 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1236-1250.
- Luque S, G Martínez Pastur, C Echeverría, M Pacha. 2010. Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and

- conservation in temperate forests. In Li C, R Laforteza, J Chen eds. Landscape ecology and forest management: Challenges and solutions in a changing globe. Dordrecht, Netherlands. HEP-Springer. Capítulo 15, p. 352-379.
- Martínez Pastur G. 2006. Biometría y producción forestal para bosques naturales de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. 242 p.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas. 2005. El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. *Revista IDIA-XXI* 5(8): 107-110.
- Martínez Pastur G, PL Peri, R Vukasovic, S Vaccaro, V Piriz Carrillo. 1997. Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forest. *Phyton* 6(1/2): 55-60.
- Martínez Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri. 1999a. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 1. Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* 20(2): 39-46.
- Martínez Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri, D Rodríguez. 1999b. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque* 20(2): 47-53.
- Martínez Pastur G, JM Cellini, PL Peri, R Vukasovic, MC Fernández. 2000. Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *Forest Ecology and Management* 134: 153-162.
- Martínez Pastur G, JM Cellini, MV Lencinas, R Vukasovic, R Vicente, F Bertolami, J Giunchi. 2001. Modificación del crecimiento y de la calidad de fustes en un raleo fuerte de un rodal en fase de crecimiento óptimo inicial de *Nothofagus pumilio* (Poepf. et Endl.) Krasser. *Ecología Austral* 11: 95-104.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, JM Cellini, B Díaz, PL Peri, R Vukasovic. 2002a. Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidad de sitio. *Bosque* 23(2): 69-80.
- Martínez Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri, MV Lencinas. 2002b. Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7(3): 165-174.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, J Escobar, P Quiroga, L Malmierca, M Lizarralde. 2006. Understorey succession in *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Applied Vegetation Science* 9(1): 143-154.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, M Arena. 2007a. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management* 243(2): 274-282.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, A Moretto, JM Cellini, I Mormeneo, R Vukasovic. 2007b. Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. *Journal of Technology Management and Innovation* 2(3): 58-70.
- Martínez Pastur G, JM Cellini, MV Lencinas, PL Peri. 2008a. Stand growth model using volume increment/basal area ratios. *Journal of Forest Science* 54(3): 102-108.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, JM Cellini. 2008b. Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. *Forstarchiv* 79: 60-65.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, JM Cellini, PL Peri, R Soler Esteban. 2009. Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258: 436-443.
- Martínez Pastur G, R Soler Esteban, MV Lencinas, L Borrelli. 2010a. Indirect estimation of landscape uses by *Lama guanicoe* and domestic herbivorous through the study

- of diet composition in South Patagonia. *In* Azevedo J, M Feliciano, J Castro, M Pinto eds. Forest landscapes and global change: New frontiers in management, conservation and restoration. Bragança, Portugal. Instituto Politécnico Bragança. p. 153-158.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, JM Cellini, A Moretto. 2010b. Long-term forest management research in South Patagonia - Argentina: lessons from the past, challenges from the present. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 159-169.
- Martínez Pastur G, PL Peri, JM Cellini, MV Lencinas, M Barrera, H Ivancich. 2011a. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Science* 68: 587-594.
- Martínez Pastur G, JM Cellini, MV Lencinas, M Barrera, PL Peri. 2011b. Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. *Forest Ecology and Management* 261: 178-186.
- Peri PL. 2005. Sistemas silvopastoriles en ñirantales. *Revista IDIA-XXI* 8: 255-259.
- Peri PL. 2006. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire de Patagonia Sur. *Revista SAGPyA Forestal* 38: 1-7.
- Peri PL, G Martínez Pastur, R Vukasovic, B Díaz, MV Lencinas, JM Cellini. 2002. Thinning schedules to reduce risk of windthrow in *Nothofagus pumilio* forests of Patagonia, Argentina. *Bosque* 23(2): 19-28.
- Peri PL, G Martínez Pastur, L Monelos, E Livraghi, M Allogia, R Christiansen, V Sturzenbaum. 2005. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire: una estrategia para el desarrollo sustentable en la Patagonia Sur. *In* Zárate R, L Artesi eds. Dinámicas mundiales, integración regional y patrimonio en espacios periféricos. Río Gallegos, Argentina. Universidad Nacional de la Patagonia Austral. p. 251-259.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur. 2006. Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of *Nothofagus antarctica* forest of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 233(1): 85-99.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur. 2008. Above and belowground nutrients storage and biomass accumulation in marginal *Nothofagus antarctica* forests in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2502-2511.
- Peri PL, N Hansen, V Rusch, L Tejera, L Monelos, M Fertig, H Bahamonde, M Sarasola. 2009a. Pautas de manejo de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* (ñire) en Patagonia. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Argentina. p. 151-164.
- Peri PL, G Martínez Pastur, MV Lencinas. 2009b. Photosynthetic response to different light intensities and water status of two main *Nothofagus* species of southern Patagonian forests, Argentina. *Journal of Forest Science* 55(3): 101-111.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur, MV Lencinas. 2010. Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forests across a gradient in site quality in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 260: 229-237.

- Pulido F, B Díaz, G Martínez Pastur. 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 9(2): 381-394.
- Simanonok M, CB Anderson, G Martínez Pastur, MV Lencinas, J Kennedy. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *Forest Ecology and Management* 262(2): 263-269.
- Soler Esteban R, G Martínez Pastur, MV Lencinas, PL Peri. 2010. Flowering and seeding patterns in primary, secondary and managed *Nothofagus antarctica* South Patagonian forests. *New Zealand Journal of Botany* 48(2): 63-73.
- Spagarino C, G Martínez Pastur, PL Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Insects. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2077-2092.