

MÉTODOS DE COSECHA FORESTAL QUE COMBINAN CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS CICLOS NATURALES DEL BOSQUE PRIMARIO CON LA PRODUCCIÓN MADERERA EN TIERRA DEL FUEGO

Guillermo Martínez Pastur⁽¹⁾, Pablo Luis Peri⁽²⁾, Juan Manuel Cellini⁽³⁾, María Vanessa Lencinas⁽⁴⁾, Marcelo Daniel Barrera⁽⁵⁾, Rosina Soler Esteban⁽⁶⁾ y Horacio Ivancich⁽⁷⁾

⁽¹⁾Dr. (Mag.) Ingeniero Forestal, CADIC CONICET (Argentina). gpastur@conicet.gov.ar

⁽²⁾PhD. Ingeniero Forestal, UNPA INTA CONICET (Argentina). pperi@correo.inta.gov.ar

⁽³⁾Dr. (Mag.) Ingeniero Forestal, LISEA UNLP (Argentina). jmc@agro.unlp.edu.ar

⁽⁴⁾Dr. (Mag.) Ingeniera Forestal, CADIC CONICET (Argentina). vlencinas@cadic-conicet.gob.ar

⁽⁵⁾Dr. Licenciado en Biología, LISEA UNLP (Argentina). mbarrera@agro.unlp.edu.ar

⁽⁶⁾Dr. Licenciada en Biodiversidad, CADIC CONICET (Argentina). rosinas@cadic-conicet.gob.ar

⁽⁷⁾Ingeniero Forestal, CADIC CONICET (Argentina). horacioivancich@cadic-conicet.gob.ar

Los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) en Tierra del Fuego han sido utilizados por los pueblos originarios desde hace miles de años (Orquera *et al.*, 2012), pero su aprovechamiento a gran escala comenzó con la colonización europea, incluyendo incendios, remoción de árboles y posterior conversión a pastizales (Gea *et al.*, 2004). Miles de hectáreas de bosque fueron transformadas para la ganadería (e.g., cerca de 30 mil ha en el sector argentino), donde algunos sectores recuperaron parcialmente su cobertura forestal. Estas áreas recuperadas generaron bosques secundarios, aunque recuperaron su cobertura forestales no recuperaron completamente sus funciones ecosistémicas ni los niveles de biodiversidad precosecha (e.g., Spagarino *et al.*, 2001; Martínez Pastur *et al.*, 2002).

Numerosas propuestas silvícolas se han implementado desde principios del siglo pasado hasta la actualidad para los bosques de Tierra del Fuego (talas rasas en fajas, cortas de selección, cortas de protección, cortas en bosquetes) (e.g., González *et al.*, 2006). Estos métodos se basan principalmente en aspectos económicos definidos exclusivamente por parámetros forestales (costos, rendimiento y crecimiento) (Martínez Pastur *et al.*, 2000; Cellini *et al.*, 2005), siguiendo las tendencias mundiales de los últimos 150 años que buscan transformar el bosque primario en bosques secundarios manejados con una alta productividad maderera. Sin embargo, desde principios de la década de los '80 se planteó a nivel mundial la necesidad de establecer nuevas alternativas silviculturales que incluyan a la conservación de la biodiversidad y los ciclos naturales del bosque en la

toma de decisiones en el marco del manejo forestal a largo plazo (Martínez Pastur *et al.*, 2010a; Lindenmayer *et al.*, 2012).

Estas nuevas alternativas de manejo forestal plantean la necesidad de elaborar nuevos paradigmas, donde los parámetros económicos y los no económicos alcancen un equilibrio tendiendo a la sostenibilidad ambiental del sistema bajo manejo (Martínez Pastur y Lencinas 2005; Gustafsson *et al.*, 2012). Esta nueva perspectiva, incluye a su vez, la necesidad de planificar a diferentes escalas de paisaje (Luque *et al.*, 2010). Mientras que, el manejo forestal tradicional solo se focaliza a escala de rodal, las nuevas propuestas silvícolas incluyen diferentes escalas de manejo (regional, predial, rodal, microambientes). El objetivo de trabajar a diferentes escalas es considerar la conservación de todo el ensamble de la biodiversidad y los demás servicios ecosistémicos, y no solo aquellos relacionados con los bosques productivos, debido a que un cambio en una determinada área induce a impactos indirectos en otras áreas.

LA NECESIDAD DE CONSERVAR LA BIODIVERSIDAD A DIFERENTES ESCALAS

Las estrategias de conservación de los últimos 100 años en la Argentina se han centrado en la creación de Parques Nacionales y Áreas Protegidas, las que se han definido con criterios de conservación (e.g., la presencia de especies de interés como *Fitzroya cupressoides*) o geo-políticos (e.g., gran parte de los Parques Nacionales en la Patagonia Argentina se ubican sobre las fronteras). Si bien estas áreas de conservación cubren grandes extensiones, solo incluyen un pequeño porcentaje del total de la biodiversidad de los ecosistemas (Lencinas *et al.*, 2007; Luque *et al.*, 2010; Lindenmayer *et al.*, 2012). Es por ello, que son necesarias reservas homogéneamente distribuidas por todo el paisaje y no en lugares remotos o marginales. Por otra parte, el ensamble a nivel predial muestra que la biodiversidad se presenta en forma diferencial para los distintos tipos de bosques y que

la misma es mayor en los bosques productivos de alta calidad de sitio (Lencinas *et al.*, 2005; 2007; 2008a; 2008b). Esto significa, que bosques de una misma especie localizados en un mismo predio pueden diferir en su biodiversidad de acuerdo a las características de los rodales. Por otra parte, la industria forestal ha evolucionado en las últimas décadas, convirtiendo la cosecha en un proceso de alto rendimiento, por ejemplo, en los países nórdicos se cosechan los troncos para el aserrado, la producción de tableros y pulpa, y las ramas, hojas, tocones y raíces para la producción de energía a partir de biomasa. Esto llevó a que se definieran nuevas propuestas de manejo y conservación a escalas menores, tanto a nivel de rodal como de microambientes. Estas menores escalas implican retener elementos del bosque original para permitir la supervivencia de la diversidad dentro de los bosques manejados e impedir que los ciclos naturales lleguen a niveles críticos, afectando a todo el ecosistema y no solamente a los bosques bajo manejo (Lindenmayer *et al.*, 2012; Gustafsson *et al.*, 2012).

La base teórica de estas propuestas implica retener componentes del bosque primario en el bosque aprovechado en diferentes grados y diseños, por ejemplo, retención agregada o dispersa (Franklin *et al.*, 1997). Una escala de microambiente, implica pensar en manipular el rodal de modo de favorecer a la regeneración o una especie en particular a través de acciones concretas realizadas durante la cosecha (e.g., distribuir residuos en patrones o cantidades determinadas, o dejar tocones de mayor tamaño para la conservación de determinadas especies de insectos) (Gustafsson *et al.*, 2012).

LA RETENCIÓN VARIABLE COMO ALTERNATIVA DE COSECHA DE LOS BOSQUES NATIVOS

Los métodos silviculturales propuestos para estos bosques implican la remoción de todos los árboles en el tiempo. En el caso de la tala rasa, esta remoción se hace en un solo paso, mientras que en los otros métodos (cortas de selección, cortas de

protección, cortas en bosquetes) se realizan en dos o más etapas (Gea *et al.*, 2004; Cellini *et al.*, 2005; Martínez Pastur y Lencinas 2005; Martínez Pastur *et al.*, 2000; 2005). En estos bosques bajo manejo, con el tiempo se remueven todos los individuos añejos o con defectos (huecos y/o con pudriciones), así como la presencia de residuos en el suelo, componentes necesarios para la supervivencia de numerosas especies que viven en el bosque. La alternativa propuesta para los bosques de Patagonia Sur (Figuras 1 y 2), que combina producción y conservación, incluye: (i) la mantención de bosques de protección como los ribereños, los de borde (bosque-pastizal o turbal), en pendiente o de baja calidad de sitio, (ii) la retención de una parte del bosque primario productivo en forma de agregados (uno por hectárea de 30 m de radio), (iii) 10-15 m² de área basal de retención dispersa entre agregados, y (iv) la retención de la madera muerta, tocones, raíces y restos no maderables provenientes de las copas (Martínez Pastur y Lencinas 2005; Gustafsson *et al.*, 2012).

Esta propuesta, tiene rendimientos de cosecha comparables a una cosecha inicial de una corta de protección (Martínez Pastur *et al.*, 2009; Lindenmayer *et al.*, 2012), pero con menores costos de volteo y rastreo (Martínez Pastur *et al.*, 2007). Asimismo, ha demostrado ser eficiente para conservar la biodiversidad y los ciclos naturales del bosque original, por ejemplo el mantenimiento de la diversidad de insectos terrestres (Lencinas *et al.*, 2007; 2010) y acuáticos (Simanonok *et al.*, 2011), aves (Lencinas *et al.*, 2009a), musgos (Lencinas *et al.*, 2008c), hongos (Ducid *et al.*, 2005) y plantas del sotobosque (Lencinas *et al.*, 2011), así como también mejorasen los ciclos de producción de flores, semillas, regeneración (González *et al.*, 2006, Martínez Pastur *et al.*, 2008; 2011a; 2011b), microclima y ciclos de nutrientes (Martínez Pastur *et al.*, 2005; 2007).



Figura 1: Aplicación de la retención variable (retención agregada y dispersa) en bosques de Ea. Los Cerros (Tierra del Fuego, Argentina).



Figura 2: Aplicación de la retención variable en bosques de Ea. Los Cerros (Tierra del Fuego, Argentina) donde se muestran los bosques de producción y los ambientes asociados no productivos: (1) bosques primarios sin intervención, (2) bosques de baja calidad de sitio, (3) bosques de *Nothofagus antarctica*, (4) bordes de protección, (5) bosques ribereños, y (6) humedales. Cada división de la barra son 100 m.

LA RETENCIÓN VARIABLE MEJORA LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE LOS BOSQUES COSECHADOS

Los beneficios asociados a la retención variable han sido descriptos en una gran cantidad de trabajos publicados recientemente a lo largo de todo el mundo (Gustafsson *et al.*, 2012 y Lindenmayer *et al.*, 2012). A continuación, se describen solo algunos aspectos que no han sido previamente reportados para los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego (Argentina) con datos obtenidos en parcelas de muestreo de largo plazo (ver descripciones en Martínez Pastur *et al.*, 2010a).

a) Producción de hojarasca y semillas:

Los bosques primarios poseen una alta cobertura de copas que se alterna con la formación de pequeños "gaps", propios de su dinámica natural, donde en promedio, el dosel superior presenta más del 80% de cobertura (Figura 3). La retención variable genera un gradiente de coberturas que van desde coberturas similares a las del bosque primario en los agregados (índice de área foliar, IAF cercanos a 2) hasta valores de cobertura del 40-50% en la retención dispersa. Estos valores de cobertura son similares a los sugeridos para la primera intervención de una corta de protección (IAF entre 0,4 y 0,6). Estas coberturas están en relación con las áreas basales remanentes. En los bosques primarios se encontraron $69 \pm 16 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, mientras que luego de la cosecha con retención variable presenta una retención final de $34 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, donde los agregados tienen $78 \pm 18 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (30% de la superficie del rodal), la retención dispersa con influencia de los agregados tiene $18 \pm 12 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (50% de la superficie) y la retención dispersa sin influencia de los agregados tiene $11 \pm 8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (20% de la superficie). Los montos de retención finales por unidad de superficie de la retención variable son similares a los sugeridos para la corta de protección ($30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), donde la diferencia es la forma en la que se retienen los árboles dentro del rodal bajo manejo.

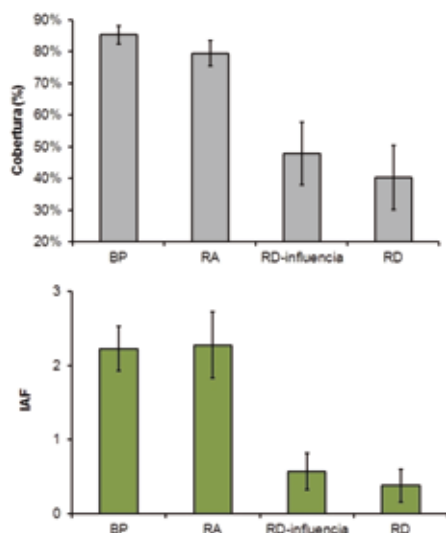


Figura 3: Cobertura de copas e índice de área foliar (IAF) en el bosque primario (BP) y en los árboles remanentes de la retención variable (RA = retención agregada, RD-Influencia = retención dispersa bajo la influencia de la RA, RD = retención dispersa) (ver metodología en Martínez Pastur et al., 2011a; 2011b). Barras indican el desvío estándar de la media.

Si bien las coberturas y las áreas basales remanentes por unidad de superficie son similares entre la retención variable y la corta de protección, la producción de hojarasca y semillas difiere entre ambas propuestas silvícolas (Figura 4). La producción de hojarasca en el bosque primario en un sitio de calidad media es de $2,8 \pm 0,4 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, donde la retención variable mantuvo el 69% de dicha producción y la corta de protección un 33%. Esto se debe al decaimiento y mortalidad de las copas de los árboles remanentes luego de la cosecha. En el caso de la retención variable, este decaimiento se observa en los árboles de la retención dispersa, pero no en los árboles de la retención agregada.

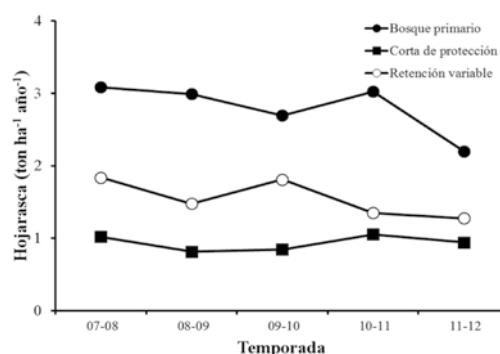


Figura 4: Producción de hojarasca en bosques primarios y bajo manejo en bosques de calidad de sitio media (Ea. San Justo, Tierra del Fuego, Argentina).

Los patrones de producción de semillas difieren entre los sectores cosechados (retención dispersa) y los sectores no cosechados (bosques primarios y retención agregada). Se ha observado que hay años en los que la producción de semilla es mayor en los sectores no intervenidos, mientras que en otros años ocurre en los sectores cosechados. A partir de los estudios de largo plazo se observó que la retención variable produce una mayor cantidad de semillas ($5,9 \pm 6,1 \text{ millones ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) que el control ($3,8 \pm 6,3 \text{ millones ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y la corta de protección ($2,2 \pm 3,7 \text{ millones ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Figura 5). Cabe destacar que la cosecha de estos rodales fue en el año 2001. Por otra parte, se observó que el efecto de borde de los agregados genera condiciones adecuadas para una mayor producción de semillas, la que en parte se

dispersa al sector cosechado. Existen estudios que han evaluado la capacidad de dispersión de las semillas en función del peso de las mismas, la altura de los árboles y la velocidad del viento, determinando que la dispersión potencial de las mismas cubre toda el área cosechada desde los agregados en la propuesta para Tierra del Fuego (Cellini, 2010).

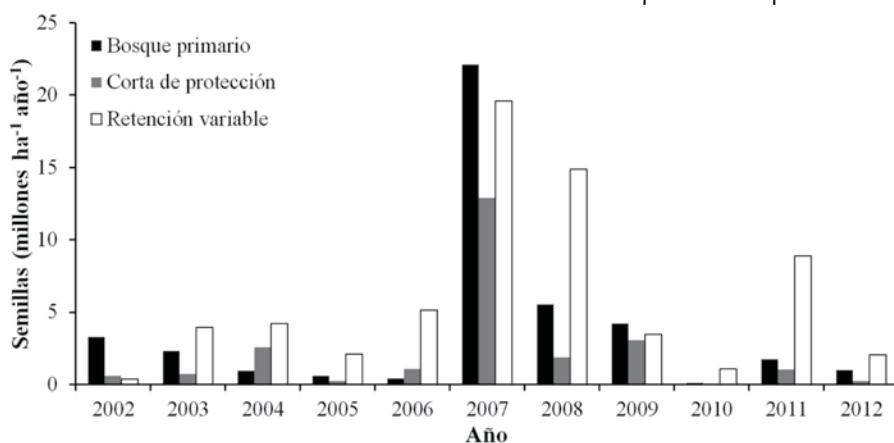


Figura 5: Producción de semillas en bosques primarios y bajo manejo (Ea. San Justo, Tierra del Fuego, Argentina).

b) Dinámica de la regeneración:

Los bosques primarios generan un banco de plántulas que se recambia en cortos períodos de tiempo, asociados a los máximos períodos de producción de semillas, y que llegan a valores promedios de regeneración de 424 ± 426 miles ha^{-1} (Figura 6). La retención agregada presenta un comportamiento similar (501 ± 348 miles ha^{-1}), sin embargo, el ingreso de luz desde los bordes del agregado permiten una mayor supervivencia de las plántulas. En los sectores cosechados las plántulas presentan mayor crecimiento, generando una mayor mortalidad por efecto de la competencia. En estos sectores, en general se observan dos clases de edades, una compuesta por las plántulas sobrevivientes de la cosecha que se encontraban en el bosque primario, y una segunda clase con las plántulas que se establecen en los años posteriores a la cosecha (en la retención dispersa bajo la influencia de los agregados se encontraron 166 ± 64 miles ha^{-1}

y en la retención dispersa lejos de la influencia de los agregados 87 ± 29 miles ha^{-1}). Cabe destacar que la cosecha de estos bosques se produjo entre 2005-2006 y que la dinámica de la regeneración sigue evolucionando favorablemente. El establecimiento y posterior crecimiento de la regeneración se relaciona con numerosos factores, entre ellos: (i) el impacto producido por la cosecha sobre el suelo forestal

y la regeneración pre-instalada, (ii) la cobertura de los árboles remanentes (intensidad de luz disponible), (iii) los micrositios del bosque cosechado y la influencia puntual de los agregados, y (iv) el impacto de la herbivoría (Martínez Pastur *et al.*, 1999a; 1999b; 2007; 2008; 2010a; 2010b; 2011a; 2011b; Soler Esteban *et*

al., 2012). Los valores de regeneración obtenidos son adecuados para poder regenerar completamente los rodales. Sin embargo, es posible mejorar estos valores realizando acciones durante las tareas de cosecha, por ejemplo, al distribuir los residuos por toda el área de cosecha, especialmente en los sectores más expuestos (e.g., exposiciones norte de los agregados) y disminuir los impactos de la maquinaria sobre el suelo forestal.

c) Conservación de la biodiversidad:

La retención variable ha demostrado ser una alternativa eficiente para conservar la biodiversidad de los bosques primarios dentro de los bosques aprovechados. Esto se debe a que la retención variable genera un gradiente de microambientes dado por los componentes retenidos del bosque primario, que le permite a las diferentes especies sobrevivir hasta que se recupere la estructura forestal de los bosques manejados. Sin embargo, los bosques cosechados también ofrecen ambientes adecuados para especies que usualmente no viven dentro del bosque primario

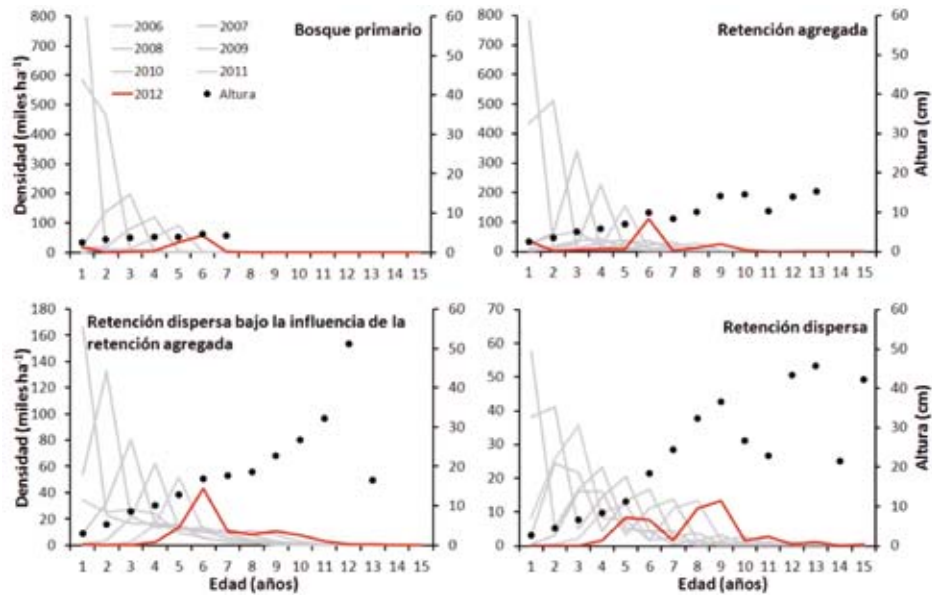


Figura 6: Dinámica de la regeneración en bosques primarios y cosechados mediante retención variable (Ea. Los Cerros, Tierra del Fuego, Argentina).

y que suelen crecer en los ambientes asociados (e.g., bosques de *Nothofagus antarctica* o pastizales), así como una gran diversidad de especies exóticas que pueden ingresar a los bosques debido a los disturbios generados por la cosecha (e.g., Lencinas *et al.*, 2007; 2009a; 2011).

Esta incorporación de nuevas especies genera nuevas interacciones de competencia y/o facilitación con las especies propias del bosque primario que son el objeto primario de la conservación. Como consecuencia de los impactos de la cosecha, a nivel de rodal es posible encontrar entonces una mezcla de: (i) especies nativas del bosque primario, (ii) especies nativas de los ambientes asociados, y (iii) especies exóticas que ingresan desde otros ambientes (e.g., principalmente por los caminos o los cursos de agua). Es por ello, que los estudios de conservación son complejos y deben considerar una gran cantidad de factores, muchas veces con estudios a largo plazo. Un ejemplo se puede analizarlo con las aves del bosque (Figura 7) que se observaron en la retención variable (Vergara y Schlatter, 2006; Lencinas *et al.*, 2009a). Algunas aves solo sobreviven en los bosques cosechados que incluyen a la retención agregada (e.g., *Elaenia*

albiceps), donde raramente se la observará en las áreas intervenidas. Otras aves propias del bosque toman ventaja de las áreas de cosecha, usando los agregados como refugio y las zonas intervenidas cercanas a los mismos para alimentarse (e.g., *Aphrasturas pinicauda*, *Turdus falcklandii*, *Enicognathus ferrugineus*). Otras se adaptan perfectamente a los bosques aprovechados, empleando como refugios los residuos o los árboles remanentes, y utilizando a los agregados con los mismos niveles que lo hacían en el bosque primario (e.g., *Troglodytes aedon*, *Carduelis barbata*). Por otra parte, especies que no son propias del bosque primario (e.g., *Zonotrichia capensis*) ingresan a los bosques cosechados para alimentarse. Estas especies también suelen utilizar los ambientes de bordes (e.g., los agregados) como refugio temporal.

Otros grupos de organismos presentan una mayor complejidad en los estudios de conservación, entre ellos los insectos. Este grupo ha sido muy poco estudiado en estos bosques, donde sólo aproximadamente la mitad de las especies han sido descritas y donde la autoecología de las especies es prácticamente desconocida. Es el grupo más afectado por las prácticas de manejo tradicionales (e.g.,

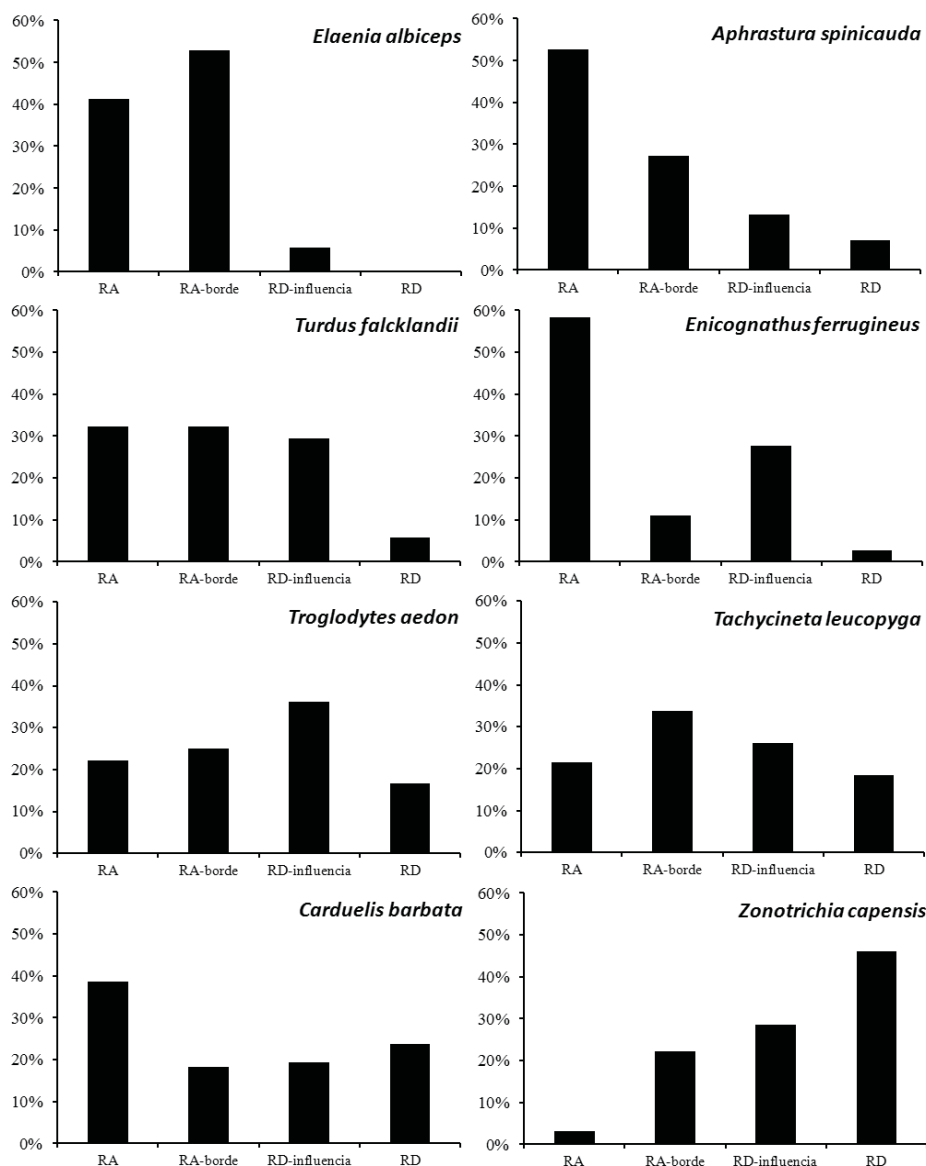


Figura 7: Uso porcentual de los sectores del bosque cosechados mediante retención variable por las poblaciones de aves durante las primeras horas después del amanecer en días soleados (Ea. San Justo, Tierra del Fuego, Argentina).

Spagarino *et al.*, 2001) y es el que presenta la mayor variabilidad a escala de paisaje, con una enorme proporción de especies exclusivas de los bosques de producción (Lencinas *et al.*, 2008a). Las prácticas de manejo mediante retención variable han demostrado ser una eficiente herramienta para incrementar el valor de conservación de los bosques cosechados en todo el mundo (Gustafsson *et al.*, 2012; Lindenmayer *et al.*, 2012) y para Tierra del Fuego en particular (Lencinas *et al.*, 2007). Esta práctica silvícola mejoró la conservación

de varios grupos de insectos, entre ellos los lepidópteros (Lencinas *et al.*, 2010) e insectos acuáticos (Simanonok *et al.*, 2011). El estudio de los insectos ofrece numerosos desafíos, entre ellos la alta variabilidad poblacional entre años (Lencinas *et al.*, 2007; 2009b) y la alta interrelación existente con otros grupos de organismos (e.g., Spagarino *et al.*, 2001). Es por ello, que es necesario realizar estudios a largo plazo para llegar a comprender la respuesta que puede ofrecer una determinada propuesta silvícola, e.g. es posible observar un comportamiento diferencial de acuerdo a los años estudiados (Figura 8) debido a cambios naturales en las estructuras poblacionales. Algunas especies presentan variaciones significativas en su abundancia, desde miles por árbol en algunos años a unos escasos individuos en otros. En la Figura 8, puede observarse que esta variación es similar entre los bosques primarios y los agregados. La diferencia entre ambos tratamientos está dada por la pérdida de algunas especies, y pequeños cambios en la abundancia. Al igual que con las aves, hay especies que mantienen sus poblaciones en los agregados, otras que aumentan debido a los recursos que ofrecen los sectores cosechados, otras que se ven afectadas por la cosecha

o que son forrajeadas con mayor intensidad por la mayor presencia de aves en los agregados. En el caso de la retención dispersa, esta variación no es cíclica, y a medida que pasa el tiempo esta diferenciación se acentúa (e.g., Spagarino *et al.*, 2001). Es por ello, que los estudios a largo plazo son fundamentales para comprender las magnitudes de los impactos o los potenciales beneficios de las acciones realizadas en conservación. Por ejemplo, si las mediciones de la retención dispersa se hubiesen realizado durante los primeros años, la misma aparecería como de alto valor de conservación, mientras que en los años posteriores esta apreciación hubiese cambiado radicalmente.

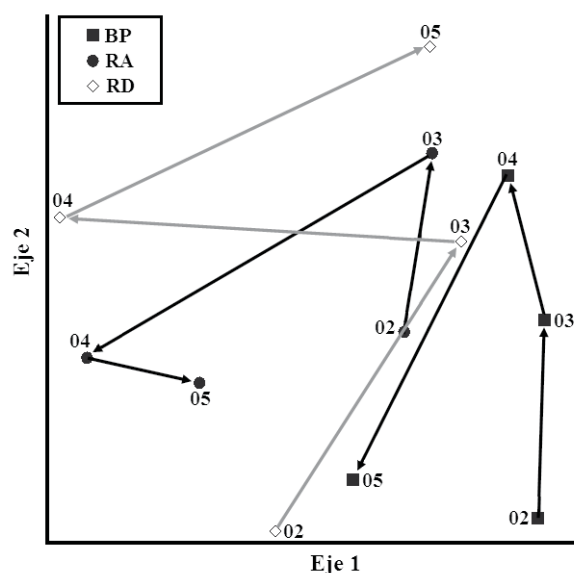


Figura 8: Ordenamiento de riqueza y abundancia de insectos en bosques primarios (BP) y cosechados mediante retención variable (RA = retención agregada, RD = retención dispersa) (Ea. San Justo, Tierra del Fuego, Argentina).

Consideraciones finales

El hombre emplea los bosques para su propio beneficio (actividades recreativas, extractivas y/o productivas) produciendo un impacto significativo, independientemente de aquella actividad económica a la que hacemos referencia. El desafío reside en encontrar un equilibrio entre las variables económicas, ecológicas y sociales, para diseñar alternativas que permitan un uso responsable y sostenible en el tiempo. En este trabajo solo se han presentado algunas

ventajas de la retención variable como herramienta de conservación de la biodiversidad en equilibrio con la producción económica, mejorando las funciones ecosistémicas de los bosques cosechados. Estas herramientas deben ser diseñadas para cada caso y ecosistema en particular para atenuar los impactos producidos por el uso que hace el hombre de los mismos, y no se restringen solo a los bosques, sino también a pastizales, arbustales o humedales.

BIBLIOGRAFÍA

- CELLINI, J.M.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; VUKASOVIC, R.; LENCINAS, M.V.; DÍAZ, B.; WABO, E. (2005) Pautas de sustentabilidad en el manejo forestal de los bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Yvyrareta* 13: 77-82.
- 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 doctoral. Fac. Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- DUCID, G.; MURACE, M.; CELLINI, J.M. (2005) Diversidad fúngica en el filopiano de *Osmorhiza* spp. relacionado con el sistema de regeneración empleado en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* 26(1): 33-42.
- FRANKLIN, J.F.; BERG, D.R.; THORNBURGH, D.A.; TAPPEINER, J.C. (1997) Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. En: *Creating a Forestry for the 21st Century* (Kohm, K.A. y Franklin, J.F., Eds.). Island Press, Washington, US. Pp. 111-139.
- GEA, G.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V. (2004) Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *For. Ecol. Manage.* 201(2-3): 335-347.
- GONZÁLEZ, M.; DONOSO ZEGERS, C.; OVALLE, P.; MARTÍNEZ PASTUR, G. (2006) *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser - lenga, roble blanco, leñar, roble de Tierra del Fuego - Familia: Fagaceae. En: *Las*

- especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: Autoecología (Donoso Zegers, C., Ed.). Marisa Cúneo Ediciones, Valdivia, Chile. pp. 486-500.
- GUSTAFSSON, L.; BAKER, S.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KOUKI, J.; LINDENMAYER, D.; LÖHMUS, A.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; MESSIER, CH.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A.; FRANKLIN, J.F. (2012) Retention forestry to maintain multifunctional forests: a World perspective. *Bioscience* 62(7): 633-645.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; MEDINA, M.; BUSO, C. (2005) Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiv. Conserv.* 14(10): 2299-2320.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E.; MORETTO, A.; BUSO, C.; PERI, P. (2007) Mitigation of biodiversity loss in *Nothofagus pumilio* managed forests of South Patagonia. En: *Understanding biodiversity loss: An overview of forest fragmentation in South America* (Pacha, M.J.; Luque, S.; Galetto, L. y Iverson, L., Eds.). IALE Landscape Research and Management papers, Grenoble, Francia. Pp 112-120.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; ANDERSON, CH.; BUSO, C. (2008a) The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. *Insect Conserv.* 12: 461-475.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; RIVERO, P.; BUSO, C. (2008b) Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiv. Conserv.* 17: 2579-2597.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLÁN, R.; GALLO, E.; CELLINI, J.M. (2008c) Forest management with variable retention impact over moss communities of *Nothofagus pumilio* understory. *Forstarchiv* 79: 77-82.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E.; CELLINI, J.M. (2009b) Conservación de la diversidad de insectos en bosques subantárticos mediante el uso de técnicas de manejo forestal con retención variable. En: *Enfoques y temáticas en entomología* (Arrivillaga, J.C.; El Souki, M. y Herrera, B. Eds.). Ediciones Astro Data, Caracas, Venezuela. Pp 44-62.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M. GALLO, E.; BUSO, C. (2010) Diversidad de lepidópteros en bosques aprovechados: Variación en el corto plazo por aplicación de retención variable. *Revista Investigaciones Científicas de la UNERMB* 1(1): 87-101.
 - LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E.; CELLINI, J.M. (2011) Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *For. Ecol. Manage.* 262: 1236-1250.
 - LINDENMAYER, D.; FRANKLIN, J.F.; LÖHMUS, A.; BAKER, S.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KIEHL, B.; KOUKI, J.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; MESSIER, CH.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A.; GUSTAFSSON, L. (2012) A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters*. doi: 10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x.
 - LUQUE, S.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; ECHEVERRÍA, C.; PACHA, M.J. (2010) Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. En: *Landscape ecology and forest management: Challenges and solutions in a changing globe* (Li, C.; Laforzeza, R. y Chen, J., Eds.). HEP-Springer, Amsterdam, Holanda. Pp 352-379.
 - MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; FERNÁNDEZ, C.; STAFFIERI, G. (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.; PERI, P.; FERNÁNDEZ, C.; STAFFIERI, G.; RODRÍGUEZ, D. (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.; CELLINI, J.M.; PERI, P.; VUKASOVIC, R.; FERNÁNDEZ, C. (2000) Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). For. Ecol. Manage. 134: 153-162.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; FERNÁNDEZ, C.; STAFFIERI, G.; LENCINAS, M.V. (2002) Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. For. Res. 7(3): 165-174.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V. (2005) El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. IDIA-XXI 5(8): 107-110.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; VUKASOVIC, R.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; GALLO, E. (2005) Sistemas de regeneración con retención agregada en bosques de *Nothofagus pumilio*: Una alternativa que combina parámetros económicos y ecológicos. En: Dinámicas mundiales, integración regional y patrimonio en espacios periféricos (Zárate, R. y Artesi, L., Eds.) Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Río Gallegos, Argentina. Pp 260-271.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; PERI, P.; MORETTO, A.; CELLINI, J.M.; MORMENEO, I.; VUKASOVIC, R. (2007) Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. Tech. Manage. Innov. 2(3): 58-70.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; PERI, P.; CELLINI, J.M. (2008) Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. Forstarchiv 79: 60-65.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; PERI, P.; CELLINI, J.M.; MORETTO, A. (2010a) Long-term forest management research in South Patagonia - Argentina: Lessons from the past, challenges from the present. Rev. Chil. Hist. Nat. 83: 159-169.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLER ESTEBAN, R.; LENCINAS, M.V.; BORRELLI, L. (2010b) Indirect estimation of landscape uses by *Lama guanicoe* and domestic herbivorous through the study of diet composition in South Patagonia. En: Forest landscapes and global change: New frontiers in management, conservation and restoration (Azevedo, J.C.; Feliciano, M.; Castro, J. y Pinto, M.A., Eds.). Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal. Pp 153-158.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M.; PERI, P. (2011a) Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. For. Ecol. Manage. 261: 178-186.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M.; IVANCICH, H. (2011b) Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. Ann. For. Sci. 68: 587-594.
- ORQUERA, L.; PIANA, E.; FIORE, D.; ZANGRANDO, A. (2012) Diez mil años de fuegos, arqueología y etnografía del fin del mundo. Ed. Dunken, Buenos Aires, Argentina. 120 pp.
- SIMANONOK, M.; ANDERSON, CH.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; KENNEDY, J. (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. For. Ecol. Manage. 262(2): 263-269.
- SOLER ESTEBAN, R.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; BORRELLI, L. (2012) Forage differential use between native and domestic herbivores in southern Patagonian *Nothofagus* forests. Agroforest. Syst. 85(3): 397-409.
- SPAGARINO, C.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P. (2001) Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Insects. Biodiv. Conserv. 10(12): 2077-2092.
- VERGARA, P.M.; SCHLATTER, R.P. (2006) Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: Short-term effects on bird abundance. For. Ecol. Manage. 225: 213-114.