



¿Es posible el uso sostenible del bosque en Misiones? Necesidades de manejo a diferentes escalas, investigación, intervenciones de alto impacto y más recursos económicos

PAULA I. CAMPANELLO^{1,✉}; JONATHAN VON BELOW^{2,3}; NORMA I. HILGERT^{2,3}; KRISTINA L. COCKLE^{2,4}; MARIANA VILLAGRA²; DEBORA DI FRANCESCANTONIO²; DAILY S. GARCÍA^{2,3}; MANUEL JARAMILLO⁵; OSCAR A. GAUTO³ & GUILLERMO GOLDSTEIN⁶

¹ Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, CONICET. ² Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones, CONICET. ³ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones. ⁴ Instituto de Bio y Geociencias del NOA, IBIGEO-CONICET-UNSa. ⁵ Fundación Vida Silvestre Argentina. ⁶ Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, CONICET.

RESUMEN. Para conservar una superficie representativa de los bosques subtropicales de Misiones (Argentina), ecosistema amenazado a nivel mundial, es necesario encontrar una solución económicamente viable a las superficies que hoy, y de acuerdo con la Ley 26331, sólo se pueden destinar al manejo sostenible del bosque nativo, así como a disminuir la deforestación en las áreas pasibles de ser reemplazadas (901617 ha y 477858 ha, respectivamente, de acuerdo con el último ordenamiento territorial realizado por la Provincia de Misiones). La deforestación, que ocurre desde mediados del siglo pasado, fue fomentada por políticas públicas de incentivos a actividades de producción intensivas como las plantaciones forestales u otros cultivos. Los bosques remanentes están degradados por la explotación de las principales especies nativas comerciales en ciclos de corta menores a 20 años, y la productividad maderera es más baja de lo necesario para sostener económicamente la actividad. En algunos casos, la productividad podría recuperarse con manejos post-extracción (e.g., el corte de bambúes y lianas), mientras que, en situaciones de mayor degradación, se necesitan acciones de manejo más intensivas como la escarificación de los suelos o la plantación de renovales de especies de alto valor comercial y rápido crecimiento que permitan turnos de corta de 30 años e incrementos de al menos 3 m³.ha⁻¹.año⁻¹. Asimismo, se necesita una política de control del comercio ilegal de madera nativa, que disminuye los precios y reduce la rentabilidad de productores responsables. Por otra parte, la obtención de madera debería complementarse con reducciones impositivas, por ejemplo, a través de la compensación por provisión de servicios ecosistémicos, o mediante otros tipos de usos, como el aprovechamiento de recursos no madereros. En el caso de pequeños y medianos productores, el gobierno y ONG deberían estimular la conservación del bosque por el uso de sus recursos y servicios ambientales, incentivar activamente la diversificación de la producción y brindar las herramientas que les permitan a los productores independizarse del cultivo intensivo de tabaco. Es necesario un mayor financiamiento directo a los productores para el manejo, así como a organismos dedicados a generar conocimiento que permita avances concretos en el manejo sostenible del bosque.

[Palabras clave: Bosque Atlántico, extracción selectiva, Ley de Bosques, manejo post-extracción, productividad de madera, productos forestales no maderables, servicios ecosistémicos]

ABSTRACT. Is sustainable forest harvesting possible in Misiones? The need for multi-scale management, research, high-impact interventions, and funding. To conserve a representative area of the subtropical forests of Misiones, a globally endangered ecosystem, it is necessary to find a viable economic solution for the areas destined under Law 26331 exclusively for sustainable management of native forest, and to reduce deforestation in the areas where replacement of native forest is permitted (901617 ha and 477858 ha, respectively, according to the latest land use planning by the Province of Misiones). Since the middle of the last century, public policies have provided incentives for plantations of trees and other crops, promoting deforestation. Remnant forests are degraded from exploitation of the principal commercial species in cutting cycles shorter than 20 years, and productivity of wood is now too low to be economically useful. Productivity can be improved through post-harvest management (e.g., cutting of bamboo and lianas), but on highly degraded sites more intensive management is needed, such as scarifying of soils or planting seedlings of high-value, fast-growing species to allow cutting cycles of around 30 years and increments greater than 3 m³.ha⁻¹.year⁻¹. Action is also needed to control illegal trade in native wood, which diminishes the prices and reduces the viability of socially and environmentally responsible enterprises. Moreover, sustainable management of the native forest should be accompanied by reductions in taxes, for example through payment for ecosystem services, or by other types of use, such as harvesting of non-timber forest products. In the case of small and medium property owners, governments and organizations should stimulate conservation of forest through forest resources and services use, actively encourage diversification of production, and offer tools that promote independence from intensive tobacco cultivation. Funding is needed both directly to producers (through laws) and to institutions that generate knowledge that permits concrete advances in sustainable forest management.

[Keywords: Atlantic Forest, selective extraction, forest law, post-harvest management, timber productivity,

CONTEXTO REGIONAL

La selva de Misiones (Argentina), o “selva misionera”, representa uno de los remanentes más importantes del Bosque Atlántico, una de las cinco regiones más diversas y amenazadas del mundo, con altos niveles de endemismo (Myers et al. 2000). El Bosque Atlántico tenía una superficie original de 1.48 millones de km² (Ribeiro et al. 2009), que se distribuía a lo largo de 3300 km por la costa atlántica de Brasil, el sudeste de Paraguay y la provincia de Misiones, en el noreste de la Argentina (Oyarzabal et al. 2018). Hace dos siglos, el Bosque Atlántico era el segundo ecosistema boscoso con mayor extensión en Sudamérica después del Bosque Amazónico. En la actualidad, casi 85% de su cobertura desapareció por la explotación forestal y la colonización (FVSA and WWF 2017).

Dentro del Bosque Atlántico se reconocen dos ecosistemas principales: el bosque lluvioso (a lo largo de la costa de Brasil) y el bosque semideciduo (en el interior del continente, en Misiones, sudeste de Paraguay y sur de Brasil). Antes del inicio de la colonización europea, el Bosque Atlántico semideciduo cubría 500000 km². Actualmente, la mayor cobertura se encuentra en Misiones con 16000 km² (~58% de la cobertura original en la provincia), de acuerdo con el MAyDS (2017). El Bosque Atlántico semideciduo es un bosque estacionalmente seco, según Banda et al. (2016). Estos bosques secos se distribuyen a través de América Latina y el Caribe, y en su mayoría son ecosistemas tropicales muy impactados por la actividad humana. Este tipo de bosque se extiende en la Argentina también por el Chaco Húmedo y por parte de la región de las Yungas. Por esta razón, diferentes prácticas de uso sostenible se podrían extrapolar entre regiones. Uno de los determinantes ambientales de estos bosques secos es un contenido de nutrientes relativamente alto en los suelos y precipitaciones de no más de 2000 mm por año, con una estación seca de tres o más meses. En Misiones no hay una sequía estacional acentuada, pero las bajas temperaturas en invierno (temperatura mínima media 11 °C y valores extremos de -4.8 °C) pueden actuar como un reemplazo de factores de sequías moderadas. Prácticamente todos los remanentes boscosos en Misiones, incluso dentro de áreas naturales protegidas, fueron en algún momento sometidos a extracción selectiva de árboles y, aunque

degradados, albergan una diversidad enorme de especies de fauna y flora nativa.

HISTORIA DE LA DEFORESTACIÓN Y ACTIVIDAD MADERERA EN MISIONES

El Bosque Atlántico misionero cuenta con registros de ocupación de diferentes grupos lingüísticos guaraníes desde hace al menos 1200 años (Poujade 1995). En su mayoría, estos grupos provinieron de la cuenca amazónica (Cadogan 1957). Más tarde, de la mano de la Orden de Jesús, entre los siglos XVII y XVIII, el ambiente local sufrió la primera “gran intervención” conocida al promover el desarrollo de un emporio agrícola y cultural en misiones, que afectó a los poblados guaraníes ubicados en las inmediaciones de los ríos Paraná y Paraguay. En 1768, los jesuitas fueron expulsados, las misiones y sus cultivos fueron abandonados y los pueblos migraron a ciudades vecinas o a los montes (Gálvez 1995). Los testimonios de los viajeros a fines de siglo XIX y principios del XX relatan la presencia de “montes frutales” (especialmente de cítricos asilvestrados), yerbales y algodonaes entremezclados con viejas áreas de cultivos recuperadas (Holmberg 1887; Gambón 1904; Ambrosetti 2008).

La historia reciente de ocupación del territorio misionero puede dividirse en tres grandes momentos. Entre 1874 y 1920, en el imaginario nacional, la selva constituía una barrera para la ocupación, el desarrollo y la integración territorial; entre 1930 y 1960, se convierte en proveedora barata de materia prima; desde los años 70 al presente se inician medidas de manejo y protección, por un lado, y se establecen monocultivos forestales por el otro (Ferrero 2009; Arenhardt 2010; Mastrángelo 2012). En ese contexto, la conservación del Bosque Atlántico semideciduo en la Argentina prácticamente no es resultado de su planificación, sino más bien de la ocupación tardía organizada desde finales del siglo XIX (Chebez and Hilgert 2003). Mientras que en Brasil se intensificaba la conversión de tierras para pasturas y actividades agrícolas, en la Argentina, los primeros asentamientos de colonos estaban destinados a poblar el territorio y a proteger la frontera, y basaban su actividad principalmente en la explotación de los recursos del bosque (Holz and Placci 2003; Mastrángelo 2012). Las principales actividades extractivas en la selva misionera a fines del siglo XIX consistían en la extracción selectiva de árboles y la explotación de yerba

mate (*Ilex paraguariensis* A. St. Hil.) silvestre. En particular, la explotación maderera se basaba en la extracción de árboles grandes de las llamadas maderas de ley: lapacho (*Handroanthus heptaphyllus* [Vell.] Mattos Phil.), incienso (*Myrocarpus frondosus* Allemão), loro negro (*Cordia trichotoma* [Vell.] Arráb. ex Steud.) y cedro (*Cedrela fissilis* Vell.). Las áreas más afectadas por los obrajes se encontraban cercanas a cursos de agua por donde se transportaban los troncos formando jangadas (Arenhardt 2010). Con el tiempo disminuyó la abundancia de las especies más demandadas y aumentó el número de especies utilizadas. El manejo estuvo orientado a la explotación maderera cortoplacista sin considerar la sustentabilidad de la producción a largo plazo y sin planificar inversiones para mejorar la infraestructura para los pobladores locales.

Una política de sustitución de importaciones en la segunda mitad del siglo XX sentó las bases para la instalación de tres fábricas de pastas celulósicas durante la década del 70, de forma que se generaron instrumentos de incentivos de cultivo de árboles para proveer de materia prima a las fábricas. Así, por ejemplo, la Ley 21695 otorgaba subsidios para eliminar el bosque nativo. En paralelo fueron apareciendo fábricas complementarias, como las de aserrío, que potenciaron la demanda de materia prima de plantaciones. En esa década, Misiones ya se había consolidado como una provincia forestal. Mientras que la población se duplicaba, comenzaba un proceso de migración rural-urbana y las tierras se concentraban en latifundios, lo que dio lugar a la expansión de grandes empresas forestales. En el período comprendido entre los años 1973 y 2006 se aceleró la pérdida de bosque nativo y se incrementó la superficie dedicada a plantaciones forestales de 80000 a 370000 ha, mientras que otras actividades como la agricultura y la ganadería tuvieron un aumento muy leve (Izquierdo et al. 2008).

El crecimiento de la deforestación y de la superficie dedicada a plantaciones forestales se podría explicar por los regímenes de promoción forestal nacional durante los años 90 y más tarde la Ley 25080 de Inversiones para Bosques Cultivados y, en particular, por la producción y el rendimiento financiero mucho más altos y predecibles para las plantaciones en comparación al bosque nativo (Cubbage et al. 2007). La política de promoción de plantaciones forestales permaneció vigente en todos los gobiernos. Esta situación se vio

oportunamente acompañada por el desarrollo de tecnología apropiada para la producción en plantaciones, y quedó relegada la generación de conocimiento para el manejo del bosque nativo.

A esta situación se le debe sumar una presión fuerte para convertir remanentes de selva degradada a cultivos anuales (Holz and Placci 2003), en particular el tabaco, que requiere suelos fértiles y produce mejor en tierras recientemente desmontadas. Una combinación compleja de factores (entre ellos, la sobreexplotación histórica de la selva, la desigualdad social, y las oportunidades actuales para producir tabaco) generan conflictos legales por la tenencia de las tierras, conflictos que aceleran tanto la extracción de árboles como los desmontes. Misiones fue (y es) una de las provincias más empobrecidas de la Argentina (INDEC 2012; Bolzi et al. 2009). En la zona noreste, donde se ubican la mayor parte de los bosques remanentes, las empresas del tabaco se vinculan a los pobladores (con o sin tenencia legal de las tierras) mediante contratos. Así, las empresas evitan invertir en la compra de tierras, en permisos para desmontar y en el control de la producción primaria, y centran su esfuerzo en actividades más rentables como el comercio, el crédito y el adelanto de insumos, para lo que emplean la fuerza de trabajo familiar (Manzanal and Arzeno 2011). En 2011, se estimó que existían conflictos de ocupación en 150000 ha de tierras privadas de Misiones. Tanto para los propietarios como para los ocupantes, la incertidumbre sobre el destino final de las tierras disminuye el valor de mantener la selva en pie y genera apuro en sacar los últimos recursos de valor. Así, aunque enfrentados por la tenencia de la tierra, propietarios y ocupantes colaboran para extraer los árboles maderables remanentes, incluyendo individuos de especies prohibidas y en sectores no autorizados (Manzanal and Arzeno 2011; Schiavoni and Gallerio 2017).

INSTRUMENTOS LEGALES PARA FRENAR LA DEFORESTACIÓN

En Misiones se buscó promover la conservación de los bosques nativos con áreas naturales protegidas estrictas y reglamentaciones sobre el manejo forestal sustentable. La "Ley de Corredor Verde de la Provincia de Misiones" (Ley N° 3631) en 1999, actualmente Ley XVI-N° 60 "Área Integral de Conservación y Desarrollo Sustentable de la

provincia de Misiones”, intenta promover la conservación y el desarrollo sostenible de todas las altas cuencas de la provincia, un corredor que conecta un área equivalente a un tercio de la superficie provincial (~1000000 ha), y contempla, además, la necesidad de recuperar remanentes de bosques degradados y proteger cuencas, restaurar superficies antiguamente cubiertas por bosques para crear corredores y amortiguar los efectos de la fragmentación (Chebez and Hilgert 2003). La implementación de estos marcos regulatorios no fue exitosa. La tasa de deforestación entre los años 1998 y 2002 fue de 67200 ha (1.3% anual) (UMSEF 2005) y estuvo influida, en gran medida, por los planes de conversión de selva nativa a plantaciones de *Pinus taeda* L. de dos grandes empresas forestales. En años subsiguientes se observó una deforestación de magnitud similar, con unas 62400 ha perdidas entre los años 2002 y 2006 (UMSEF 2008).

A partir de la sanción de la Ley 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos en el año 2007, la tasa de deforestación disminuyó de 0.8 a 0.1 en el año 2013 (UMSEF 2012), y se mantuvo alrededor de 0.1 hasta la actualidad (UMSEF 2016). Esto estaría indicando un efecto positivo a largo plazo de la Ley 26331, aunque también podrían haber influido factores socio-económicos (Volante and Seghezzi 2018). A partir del ordenamiento territorial (Ley Provincial XVI N° 105), y después de sucesivas correcciones, Misiones llegó a fines del año 2017 con 901617 ha de bosque nativo que no pueden convertirse a otros usos (Categoría II, amarillo) y 477858 ha de bosque pasibles de ser reemplazadas (Categoría III, verde). Del Bosque Atlántico remanente en la Argentina, ~14.5% (233083 ha) pertenecen a áreas de protección estricta. Considerando esta situación, el contexto socio-económico y político, y teniendo como meta manejar la superficie de bosque que no puede convertirse (y no está bajo protección estricta) así como influenciar de forma de reducir la deforestación en la superficie dentro de la Categoría III, cabe preguntarse: ¿Qué prácticas productivas y técnicas de manejo son compatibles con la sustentabilidad y se pueden aplicar en diferentes situaciones? En este caso, nos parece apropiado definir manejo sostenible (tal como se expresa en el artículo 4 de la Ley 26331) como la “organización, administración y uso de los bosques nativos de forma e intensidad que permita mantener su biodiversidad, productividad, vitalidad,

potencialidad y capacidad de regeneración, para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes en el ámbito local y nacional, sin producir daños a otros ecosistemas, manteniendo los servicios ambientales que prestan a la sociedad”.

ESTADO DEL BOSQUE NATIVO Y MANEJO ACTUAL

En casi toda la superficie del bosque nativo de Misiones se extrajeron los ejemplares grandes de especies de árboles de mayor valor comercial, sin planificación, ni implementación de prácticas de manejo luego del aprovechamiento. De esta manera, los bosques nativos se encuentran, en su mayoría, ecológicamente y económicamente degradados. Algunas de las especies más valiosas económicamente, la araucaria (*Araucaria angustifolia* [Bertol.] Kuntze) y el palo rosa (*Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.), están al borde de la extinción (Thomas 2013) y se ha prohibido extraerlas. En general, escasean árboles grandes y, sobre todo, de las especies de mayor valor económico. Los árboles grandes tienen un rol desproporcionado en redes de interacción (es decir, redes ecológicas coexistentes de micorrizas, polinización, dispersión de semillas, epífitas, y nidos) que ligan los ecosistemas por debajo y arriba del suelo (Simard et al. 2013; Filotas et al. 2014). Con la eliminación de estos árboles se perdieron los servicios ecosistémicos que proveen: son fuente de recursos genéticos, regulan el agua y los nutrientes, y proveen de hábitat crítico para una diversidad grande de plantas epífitas, animales y hongos; estos roles son bien conocidos globalmente, pero recién se empiezan a estudiar en Misiones (Cockle et al. 2010, 2011; Díaz et al. 2012; Grassi et al. 2016; Lindenmayer and Laurance 2017). En el lugar de los árboles grandes de valor comercial proliferaron los bambúes y las lianas nativas. Estas plantas proveen hábitat para otra diversidad de organismos nativos (Bodrati and Cockle 2006; Areta et al. 2009, 2016), a la vez que reducen la regeneración de árboles, disminuyen su crecimiento e incrementan su mortalidad (Campanello et al. 2007b, 2012; Montti et al. 2011). La probabilidad de colonización por lianas depende de las características de los árboles (principalmente la altura de la primera rama y el tipo de corteza), pero también de la presencia de otras lianas que facilitan el ascenso (Campanello et al. 2007a). La tasa de crecimiento es casi 40% menor para árboles

que tienen una carga de lianas superior al 50%, en comparación a individuos con menor carga de lianas (Figura 1).

Actualmente, y desde el año 2004, Misiones regula la extracción de árboles de acuerdo a un diámetro mínimo de corta para cada especie. En principio, no había límite en cuanto al volumen a extraer. Hoy, el Ministerio de Ecología de la Provincia otorga en los planes de extracción un permiso de hasta 10 m³/ha de aprovechamiento bajo un ciclo de corta de unos 15 a 20 años. Sin embargo, de acuerdo con la normativa vigente, no hay un límite de volumen a extraer, así como tampoco se requiere dejar árboles semilleros y árboles grandes (i.e., individuos de más de 50 cm de diámetro) como hábitat para la fauna para la aprobación de planes de manejo. A pesar de que, en términos administrativos, los permisos de aprovechamiento implican la concurrencia de un profesional responsable, en la práctica, las operaciones y decisiones (e.g., la cantidad de árboles a extraer, la apertura de caminos y la localización de planchadas) suele quedar en manos de los operarios que realizan el aprovechamiento. Los operarios, a su vez, no son supervisados y suelen tener poco entrenamiento para evitar daños en los árboles remanentes. Incluso, en muchos casos, la búsqueda de árboles se realiza con

maquinaria pesada, con lo cual se incrementan de manera innecesaria los daños en el bosque y la compactación del suelo (Campanello et al. 2009). Esta es una situación común en bosques tropicales alrededor del mundo, y aun con intensidades bajas de extracción (i.e., <5 árboles/ha) los bosques pierden valor silvicultural debido a los daños en los árboles remanentes y la compactación del suelo (Putz et al. 2008). Por otra parte, y dado la escasa o nula planificación de este tipo de extracción, la misma tiene costos elevados de producción y genera una gran cantidad de residuos forestales que pueden llegar al 40% de pérdida del volumen aprovechado (MacDonagh and Rivero 2006). Por otro lado, en el año 2004 se estimaba que entre el 40-60% de la madera comercializada en Misiones era ilegal (Braier 2004). El mercado negro genera una distorsión de precios que reduce la competitividad del productor responsable que respeta las leyes ambientales y sociales.

CÓMO AUMENTAR LA PRODUCTIVIDAD Y RENTABILIDAD MADERERA EN BOSQUES DEGRADADOS

Una propuesta alternativa al aprovechamiento tradicional es la extracción de impacto reducido. Supone un inventario

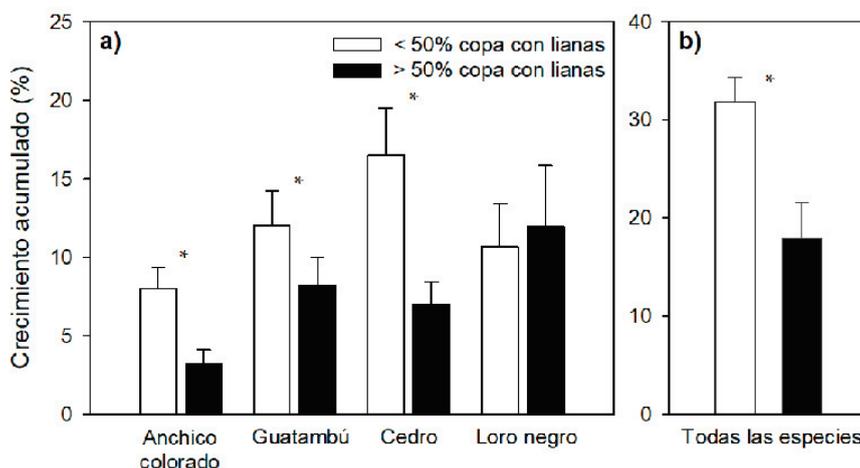


Figura 1. Incremento relativo en diámetro para: A) cuatro especies de árboles de valor comercial, y para B) 10 especies de árboles dentro del Parque Nacional Iguazú con más o con menos del 50% de la copa colonizada por lianas. Se midió el incremento en diámetro de individuos de ~50 cm de diámetro a la altura del pecho con dendrómetros de banda. Se realizó un modelo lineal general para el análisis de los datos. A) LSD Fischer, $P < 0.05$; B) $F_{2,92} = 7.09$, $P = 0.0014$. Las especies son: *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (anchico colorado), *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (guatambú), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro) y *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (loro negro).

Figure 1. Relative increase in diameter for: A) four species of commercial trees, and for B) 10 species of trees within the Iguazú National Park with more or less than 50% of the crown colonized by lianas. The increase in diameter of individuals of approximately 50 cm in diameter at breast height was measured with band dendrometers. A general linear model was made for the analysis of data. A) LSD Fischer, $P < 0.05$; B) $F_{2,92} = 7.09$, $P = 0.0014$. The species are: *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (anchico colorado), *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (guatambú), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro) and *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (loro negro).

pre-extracción, mapeo de árboles, planificación de caminos (de extracción, arrastre y acopio), corte de lianas si es necesario para evitar dañar varios árboles simultáneamente, volteo dirigido, utilización eficiente de los troncos, un mínimo de disturbio en el suelo y, por último, el manejo de los restos de la extracción (Dykstra and Heinrich 1996). A diferencia de lo ocurrido en otros bosques tropicales y subtropicales (Pinard and Putz 1996; Sist 2002; Vidal et al. 2002), la extracción de impacto reducido se comenzó a aplicar más tarde en la Argentina, aunque a escala experimental (Bulfe et al. 2008; Campanello et al. 2009). Si bien los planes de manejo requieren un estudio de impacto ambiental, el manejo de impacto reducido no es obligatorio en Misiones. A nivel mundial, el manejo de impacto reducido se convirtió durante un tiempo en el paradigma del manejo sostenible; sin embargo, pronto se demostró que, a pesar de ser un avance muy importante, por sí solo no garantiza la sustentabilidad, sino que hacen falta intervenciones post-extracción que permitan acortar los ciclos de corta (Putz et al. 2008). En bosques neotropicales se sabe que el aprovechamiento de individuos de especies de alto valor comercial no es sostenible en el largo plazo, ya que la abundancia va disminuyendo en sucesivos ciclos de corta (Mostacedo and Fredericksen 1999; Schulze et al. 2008). Para que sea posible la sustentabilidad de extracción en los bosques tropicales y subtropicales se necesitan otro tipo de paradigmas de explotación forestal (Fredericksen and Putz 2003).

Con la aplicación de técnicas post-extracción, como el corte de bambúes y de lianas, se puede favorecer el crecimiento de árboles maderables en Misiones (Campanello et al. 2012; Pinazo et al. 2014). El corte de lianas y bambúes aumenta inmediatamente el crecimiento de los renovales (Tabla 1), pero tendría que ser aplicado por más de dos años para traducirse en mayor reclutamiento a largo plazo (Campanello et al. 2007b, 2012). En árboles adultos, 10 años después de cortar las lianas, el porcentaje de copas colonizadas siguió siendo menor (20%) que en parcelas control (55%). El 43% de los árboles que tenían lianas en la copa antes del tratamiento volvieron a ser recolonizados después de 10 años (Campanello et al. 2012).

Al igual que en otros bosques neotropicales, en Misiones, algunas especies arbóreas de valor comercial como *C. fissilis*, *Cordia americana* (L.) Gottschling and J. S. Mill., *C. trichotoma*, *Bastardiopsis densiflora* (Hook. and Arn.) Hassl. y *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan regeneran principalmente en sitios muy disturbados, como caminos de extracción (siempre que no se use maquinaria pesada en suelos con alto contenido de humedad lo cual provoca excesiva compactación), mientras que no se encuentran en el sotobosque (Campanello et al. 2007b). Esto lleva a pensar en la posibilidad de utilizar como técnica de manejo la escarificación del suelo en fajas o en claros, sobre todo en los bosques más degradados (e.g., bosques que tienen un área basal de menos de 13 m²/ha o bosques que

Tabla 1. Incremento relativo en altura y diámetro de renovales de cuatro especies de árboles creciendo en parcelas con corte de bambúes y lianas y control. El incremento relativo se calculó como la diferencia entre las medidas de cada variable realizadas al inicio y al final de la estación de crecimiento relativa a la medida inicial. Los valores corresponden a las medias (\pm error estándar). Se midieron entre 20 y 30 individuos de entre 0.3 y 1 m de altura por especie y tratamiento. * Indica diferencias significativas ($P < 0.05$) obtenidas en pruebas de t o de Mann Whitney para muestras independientes. Las especies son: *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (guatambú), *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (laurel negro), *Lonchocarpus leucanthus* Burk. (rabo itá) y *Bastardiopsis densiflora* (Hook. and Arn.) Hassl. (loro blanco).

Table 1. Relative increase in height and diameter of four tree species growing in control and bamboo and liana cutting plots. The relative increase was calculated as the difference between the measures of each variable made at the beginning and end of the growing season relative to the initial measurement. The values correspond to the means (\pm standard error). Between 20 and 30 individuals ranging 30-100 cm height were measured by species and treatment. * Indicates significant differences ($P < 0.05$) obtained in t or Mann Whitney tests for independent samples. The species are: *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (guatambú), *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (laurel negro), *Lonchocarpus leucanthus* Burk. (rabo itá) and *Bastardiopsis densiflora* (Hook. and Arn.) Hassl. (loro blanco).

Especie	Variable	Tratamiento		
		Corte	Control	
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Altura	0.44 (0.06)	0.11 (0.03)	U=59, Z=-4.51 *
	Diámetro	0.39 (0.06)	0.25 (0.04)	t=-2.02, g.l. 44 *
<i>Nectandra megapotamica</i>	Altura	0.42 (0.05)	0.21 (0.03)	U=100, Z=-3.42 *
	Diámetro	0.50 (0.07)	0.24 (0.03)	U=118, Z=-2.89 *
<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	Altura	0.38 (0.07)	0.15 (0.03)	t=-3.15, g.l. 45 *
	Diámetro	0.30 (0.08)	0.26 (0.06)	U=244, Z=-0.35
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	Altura	1.15 (0.17)	0.89 (0.18)	t=-1.12, g.l. 33
	Diámetro	1.69 (0.85)	0.47 (0.12)	U=118.5, Z=-1.13

no tienen árboles para extraer en un plazo de 30 años). Los mayores costos de estos manejos más intensos podrían ser subsidiados en parte por la normativa vigente. Por ejemplo, la plantación de *A. angustifolia* (u otra especie de alto valor comercial) en claros o franjas dentro del bosque podría ser subsidiada por la Ley 25080 de apoyo económico no reintegrable a pequeños y medianos emprendimientos (menos de 500 ha). Existen otras especies arbóreas de alto valor comercial que podrían plantarse en el bosque nativo ya sea en fajas o en claros (Montagnini et al. 1997). El guatambú (*Balfourodendron riedelianum* [Engl.] Engl.), por ejemplo, presenta tasas relativamente altas de crecimiento en el bosque, tanto en renovals como en adultos, puede ser plantado en claros grandes dentro del bosque (Campanello et al. 2008; di Francescantonio 2017; Villagra et al. 2013), y no es colonizado por lianas (Campanello et al. 2012). Ya existe información sobre la plantación y el manejo de *A. angustifolia* debido a que históricamente se ha plantado en macizos en Misiones, y su plantación beneficia a una comunidad particular de animales que usan estos árboles como fuentes de alimento y sitios para pernoctar y anidar (Cabanne et al. 2007; Cockle et al. 2007; Pietrek and Branch 2011). Para otras especies de árboles, aun las de rápido crecimiento como *C. fissilis* y *C. trichotoma*, es necesario generar conocimiento, ya que no necesariamente responden de la manera esperada en enriquecimientos y son muy susceptibles al ataque de insectos (Villagra et al. 2013).

Para un manejo sostenible es necesario determinar los ciclos de corta. Se requiere conocer el volumen y las tasas de crecimiento de los árboles comerciales que están por debajo del diámetro mínimo de corte, el volumen aprovechado y las tasas de mortalidad (Dauber et al. 2005). Las tasas de crecimiento dependen no sólo de la identidad de las especies, sino también de la condición de crecimiento (e.g., la radiación que recibe el individuo, que puede estimarse por la posición de la copa en el dosel) y su carga de lianas (Campanello et al. 2016). Cabbage et al. (2007) estimaron una tasa de crecimiento anual de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ para los bosques de Misiones. De acuerdo con estos autores, el crecimiento se podría incrementar a $2 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ con un manejo adecuado que podría consistir en el control del sotobosque; esto permitiría la regeneración de árboles y de la carga de lianas en los árboles de interés comercial para incrementar su crecimiento,

así como la liberación de la competencia en árboles de futuras cosechas que se encuentren parcialmente suprimidos. Con un manejo tradicional se estimó un 0.52% de incremento anual sobre el área basal residual, que implicaría un ciclo de 96 años para repetir la extracción (Riegelhaupt et al. 2009). De acuerdo con estos autores, el tratamiento de corte de lianas y bambúes antes mencionado aumentó este incremento a 1.74%, lo que permitiría un ciclo de corta de 30 años. Con un tratamiento semejante, Pinazo et al. (2012) encontraron un incremento de 35% en el crecimiento de los árboles de algunas especies, en comparación con el bosque sin manejo. Estos ciclos de corta serían más largos que los actuales (15-20 años). Un buen manejo requiere una planificación de las actividades y monitoreo del bosque para minimizar los impactos, pero también para dirigir los esfuerzos a aumentar el crecimiento de los individuos de las especies de interés. Por ejemplo, un manejo que proponga el corte indiscriminado de lianas es muy poco deseable porque implica un mayor costo que puede tener un resultado inverso al esperado al estimular el rebrote y crecimiento de las especies más competidoras (Campanello et al. 2012).

El incremento en el volumen de madera se traduciría en un aumento de la rentabilidad, que pasaría de valores negativos a valores positivos (aunque muy bajos). De acuerdo a Cabbage et al. (2007), para obtener una rentabilidad razonable con especies nativas se necesitaría una productividad de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. Se puede llegar a conclusiones semejantes al analizar los márgenes de ganancia para extraer la madera de un bosque promedio en Misiones cuando diferentes volúmenes de madera son aprovechados con impacto reducido en superficies de distintos tamaños (Figura 2). Se estimó una cosecha hipotética de especies con diferente valor comercial y grado de participación en el volumen total cosechado: especies de alto valor comercial (5%), valor medio (55%), valor bajo (40%). Se decidió dar una participación baja a las especies de alto valor para obtener una estimación conservadora del margen de ganancias y porque las especies de alto valor son cada vez más escasas. Se puede observar que la extracción de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, equivalente al crecimiento anual del bosque nativo, no genera actualmente márgenes de ganancia a menos que se exploten superficies considerables (1000 ha) si se tiene en cuenta el valor de la madera

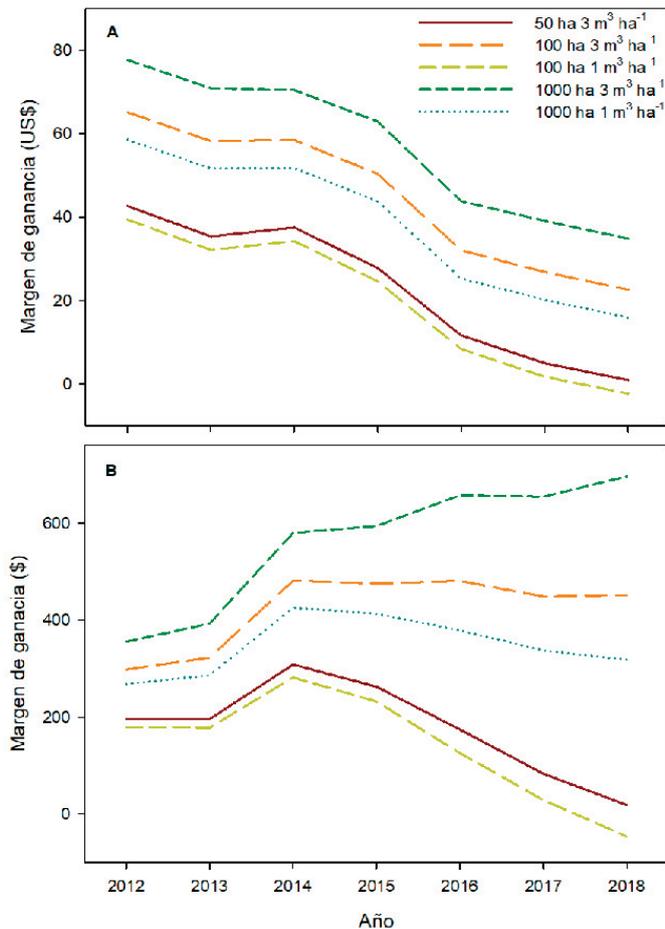


Figura 2. Márgenes de ganancia de la extracción de árboles en (A) dólares (US\$) y en (B) pesos argentinos (\$) por hectárea hasta su transporte a la industria en dos escenarios de intensidad de aprovechamiento (1 y 3 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), en propiedades de diferentes tamaños (50, 100 y 1000 ha). Los márgenes fueron calculados mediante la resta del costo de la actividad de aprovechamiento y el precio promedio de mercado para cada año de las especies consideradas en la Figura 3 y los costos detallados en el Anexo. Para el año 2018 se tomó el valor del dólar al mes de mayo.

Figure 2. Profit margins of the extraction of trees in (A) dollars (US\$) and (B) Argentinian pesos (\$) per hectare until their transport to the industry in two scenarios of harvest (1 and 3 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$), in properties of different sizes (50, 100 and 1000 ha). The margins were calculated by subtracting the cost of harvesting activity and the average market price for each year of the species considered in Figure 3 and the costs detailed in the Anexo.

(Figura 3). Sólo con rendimientos de $3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (o superiores), mientras no sea en superficies tan pequeñas como 50 ha, los productores podrían obtener ganancias en la actualidad. El comportamiento de las curvas de margen de ganancias en pesos y en dólares indica la fuerte dependencia que tiene la actividad forestal de la divisa extranjera. Las diferencias anuales en el margen de ganancia pueden deberse en parte a la fuerte caída del precio de la madera en los últimos años y a las sucesivas devaluaciones de la moneda nacional (Figura 3). Para realizar los cálculos de márgenes de ganancia se tuvieron en cuenta los costos y rendimiento de la planificación, las actividades de corte, extracción y transporte a la industria de las Tablas 2 y 3. Los datos fueron obtenidos de distintas fuentes y referenciados al valor dólar promedio del año correspondiente. El precio de las maderas nativas fue tomado de los boletines del COIFORM (Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones) para cada uno de los períodos calculados, realizando un promedio de los meses para los que había

datos disponibles (los precios se expresaron en $\text{US}\$. \text{m}^{-3}$). El costo de la mano de obra se obtuvo del promedio anual de los jornales determinados por las resoluciones de la Comisión Nacional de Trabajo Agrario para el personal ocupado en la actividad forestal en la provincia de Misiones. Los valores de referencia tomados para las máquinas empleadas fueron determinados en función de los informes de la industria de la maquinaria agrícola (INDEC) para tractor agrícola de industria nacional e implementos. Para el cálculo del costo horario de las máquinas empleadas se usó la metodología FAO/ECE/KWF (Malinowski 1983), que clasifica los costos en fijos, semifijos y variables, y se utilizaron coeficientes promedio para el tipo de explotación forestal evaluada tanto para la maquinaria como para el rendimiento del personal. El combustible se determinó en referencia a los valores informados para YPF en la ciudad de Oberá (gasol grado 2) para el agro y el transporte de cargas sin impuestos, para cada año.

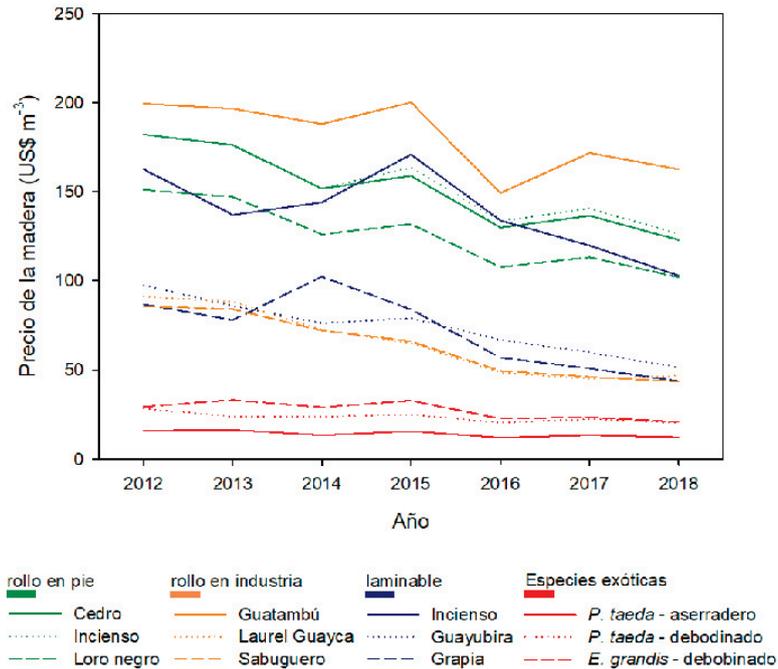


Figura 3. Variaciones de los precios en dólares (US\$) de maderas nativas y de dos especies exóticas que se utilizan en plantaciones forestales (*Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden), en el período 2012 a 2018, obtenidas del COIFORM (Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones). Los precios están diferenciados según sean rollos en pie, puestos en la industria, laminados, debobinados. Para rollos en pie, los precios fueron calculados en la localidad de San Pedro, con pago a 45 días, de largo variable y diámetro mínimo según normativa; para rollos puestos en industria, en la localidad de Montecarlo, pago a 15 días, diámetros >50 cm, >48 cm y >40 cm según la especie; rollos laminables, puestos en industria en la localidad de Montecarlo, diámetro >40 cm. Para las especies exóticas, los cálculos corresponden a rollos para aserrado de entre 18-25 cm de diámetro y para debobinado de rollos de >35 cm de diámetro. En el Anexo se indica el porcentaje de participación de las especies en el volumen de la cosecha hipotética. Las especies son: *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. (grapia), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (loro negro), *Ocotea puberula* (Rich.) Nees (laurel guayca), *Aralia warmingiana* (Marchal) J. Wen (sabuguero), *Myrcarpus frondosus* Allemão (inciense), *Cordia americana* (L.) Gottschling and J.S. Mill. (guayubira), *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (guatambú).

Figure 3. Variations in the price in dollars (US\$) of native woods and two exotic species that are used in forest plantations (*Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden) in the period 2012 to 2018 obtained from COIFORM. The prices are differentiated according to whether they are standing trees, rolls placed in the industry, laminated, unwound. For standing trees, the prices were calculated in the town of San Pedro, with payment to 45 days, variable length and minimum diameter according to regulations; for rolls placed in industry, in the city of Montecarlo, payment at 15 days, diameters >50 cm, >48 cm and >40 cm depending on the species; for laminated purpose, placed in industry in the city of Montecarlo, for diameter >40 cm. For the exotic species, the calculations correspond to logs for sawn timber between 18-25 cm in diameter and for unwounding rolls of >35 cm in diameter. The percentage of participation of each species in the volume of the hypothetical harvest is indicated. The species are: *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. (grapia), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (loro negro), *Ocotea puberula* (Rich.) Nees (laurel guayca), *Aralia warmingiana* (Marchal) J. Wen (sabuguero), *Myrcarpus frondosus* Allemão (inciense), *Cordia americana* (L.) Gottschling and J.S. Mill. (guayubira), *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (guatambú).

LA DIVERSIFICACIÓN PRODUCTIVA COMO ALTERNATIVA PARA PEQUEÑOS Y MEDIANOS PRODUCTORES

En Misiones hay diferentes matrices de paisaje con diferentes grupos culturales. Según la estrategia de apropiación del espacio de los distintos grupos, los sistemas productivos conllevan la homogenización del ambiente (producción de uno o dos monocultivos con vocación industrial) o la promoción de

la heterogeneidad (producción de diversos bienes destinados a la venta o intercambios informales o para el autoconsumo) (Furlan et al. 2015). En el norte hay una tendencia al desarrollo de monocultivos (es decir a una especialización productiva) entre las familias de colonos europeos y al mantenimiento de una mayor diversificación predial entre las familias criollas que habitan en zonas periurbanas o próximas a áreas protegidas (Furlan et al. 2015). Hacia el sur existen

Tabla 2. Detalle de costos¹ y rendimientos derivados de las actividades y servicios que se tuvieron en cuenta para el cálculo de margen de ganancias.

Table 2. Detail of costs and returns derived from the activities and services that were taken into account for the calculation of profit margin.

Costos variables de personal y servicios	Actividad	Detalle	Rendimiento
Planificación previa e inventario	Realización de inventario y georreferenciación de individuos	Peón calificado	0.5 ha/h
	Apertura de senderos y actividades auxiliares	Peón general	1 ha/h
	Servicio de transporte de personal hasta la zona (menos 50 km)	Horas en función jornales	-
	Procesamiento y elaboración de plan de impacto reducido	Profesional	10 ha/h
Actividad de ubicación y corte	Motosierristas	Por jornal del operador	8 m ³ /h
Extracción	Chofer Zanello	Por jornal del operador	12 m ³ /h
Transporte	Servicio Final tercerizado a aserradero >50 km	Carga-viaje-descarga-viaje (8 horas)	65 m ³ /h
Costos variables de maquinarias e insumos	Actividad	Detalle	Unidades
Planificación previa e inventario	Herramientas e insumos utilizados en campo	-	U\$\$/hora
Actividad de ubicación y corte	Uso de las motosierras	Combustible, lubricante y aceite	U\$\$/hora
Extracción	Uso del Zanello	Combustible y lubricante	U\$\$/hora
Costos fijos, semifijos y administrativos	Actividad	Detalle	Unidades
Actividad de ubicación y corte	Fijo	Intereses y seguros de motosierras	U\$\$/hora
	Semi Fijo	Depreciaciones, arreglos y reparación	U\$\$/hora
	Administrativo	20% de los costos directos	U\$\$/hora
Extracción	Fijo	Intereses y seguros de Zanello	U\$\$/hora
	Semi Fijo	Depreciaciones, arreglos y reparación	U\$\$/hora
	Administrativo	20% de los costos directos	U\$\$/hora

¹ Fuentes: Ministerio de Trabajo, Empleo y Seguridad Social. Resoluciones de la Comisión Nacional de Trabajo Agrario: Remuneraciones mínimas para el personal ocupado en la actividad forestal en Misiones (2012-2018), URL: bit.ly/2CQ8kNu (fecha de acceso: 04-01-2019). Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Informes de coyuntura de la industria de Maquinaria Agrícola (2012-2018), URL: bit.ly/2sdxSOH (fecha de acceso: 04-01-19). Ministerio de Energía y Minería. Precios del módulo mayorista de la Resolución 1104/04 (2012-2018), URL: bit.ly/2AuUGhc (fecha de acceso: 04-01-19).

Tabla 3. Índices y proporciones tomadas en cuenta para el cálculo de los costos fijos y variables para las maquinarias consideradas para la actividad de cosecha y extracción.

Table 3. Indices and proportions taken into account for the calculation of fixed and variable costs for the machinery considered for the harvesting and extraction activity.

Tractor Zanello	Motosierra
Valor de adquisición (VA)	Valor de adquisición (VA)
Costo de neumáticos: 7.5% VA	Costo de piezas de reposición: 15% VA
Valor residual: 15% VA	Vida útil en años (N): 1 año
Vida útil (N): 5 años	Tiempo total de uso (H): 1400 horas
Vida útil de los neumáticos (N): 3000 horas	Horas efectivas de uso (hf): 1400 horas
Tiempo total de uso (H): 5000 horas	Tasa de interés simple (i): 12%
Horas efectivas de uso (hf): 2200 horas	Factor de corrección (f): 0.6
Tasa de interés simple (i): 12%	Arreglos mecánicos (c): 0.8
Factor de corrección (f): 0.6	Consumo de combustible: 0.95 L/h
Arreglos mecánicos (c): 0.8	Lubricante (consumo: 0.5 L/h)
Consumo de combustible: 14 L/h	Aceite cadena: 50% combustible
Lubricante (consumo: 0.5 L/h)	Personal: 8 h/día y 17 días/mes
Interés: $(VA) \cdot (i) \cdot (f) / H$	Costos de administración: 20% costo directo
Seguros $(VA) \cdot 5\% / H =$	
Personal: 8 h/día y 17 días/mes	
Costos de administración: 15% costo directo	

registros del mantenimiento de sistemas diversificados y con intercambio de semillas entre productores, con el manejo y trasplante de renovales obtenidos del monte (Pochettino 2015; Stampella 2018).

Algunos espacios productivos contienen una mayor diversidad de recursos usados y, por lo tanto, son más valorados por el servicio que brindan a la familia. Por ejemplo, en los huertos domésticos se colectan y cultivan recursos medicinales (Kujawska and Hilgert 2014), son repositorios de germoplasma y lugares de experimentación y de cambios a nivel genético o estructural de las poblaciones manejadas. Por otro lado, el manejo de especies frutales silvestres tiene importancia en los remanentes de bosque de unidades productivas rurales (Burkart et al. 2002) y en los huertos (Furlan et al. 2015, 2017).

Otro uso forestal no maderable que se estudia actualmente es el palmito (*Euterpe edulis* Mart.) al norte de Misiones (Andresito), en particular los factores que modelarían su uso y el efecto de los distintos manejos en la estructura poblacional de la especie. Es probable que el protagonismo de esta especie en las economías familiares fluctúe por cambios en las economías regionales y en la legislación, respecto al uso y la conservación del bosque nativo. Hubo un cambio en el principal recurso comercializado de esta especie, que inicialmente era el cogollo (con fines alimentarios) y en el presente son las semillas (con fines ornamentales). A principio de siglo, para esta misma región, se estimó que la renta obtenida de los palmitales era similar a la de los yerbales familiares (Chediack and Franco 2003). Aunque no hay mediciones actualizadas, existe una relación entre el tipo de manejo y la residencia rural de los productores. En el mediano plazo, la migración a sitios urbanos genera un cambio en la lógica de apropiación extensiva hacia un uso intensivo. No obstante, si bien los palmitales manejados por familias rurales mantienen una estructura poblacional más parecida a las poblaciones no manejadas, todas las poblaciones relevadas conservan una buena estructura. La reciente incorporación de ganadería bajo monte fue identificada como una amenaza potencial al mantenimiento de las poblaciones silvestres de palmitos, puesto que el pisoteo y ramoneo afecta su regeneración.

En la región hay una tendencia a pensar que el desarrollo productivo está asociado con la eliminación del bosque. Esto probablemente

esté asociado a la corta historia de ocupación de la tierra y a las reglas oportunamente impuestas, ya que la deforestación del bosque nativo dentro de una propiedad estatal era un requisito para obtener la tenencia de la tierra (Bartolomé 1975; Gallero and Krautstoft 2009). Sin embargo, en menos de tres generaciones esto cambió de modo abrupto, lo cual demuestra la necesidad de incluir la dimensión social en los planes de conservación.

Por otro lado, el turismo en espacios rurales es una actividad que puede generar externalidades positivas, tales como la protección de los recursos naturales, la generación de empleos, y la creación de mercados para los productores de la agricultura familiar (Roman and Ciccolella 2009). Esto puede constituir una oportunidad para promover alternativas socioeconómicas y culturales en áreas económicamente frágiles de colonos y pequeños productores, aumentando el peso de eslabones no agrarios de la producción y, por lo tanto, reduciendo la presión de cambio de la cobertura natural (Craviotti 2002). Además, la importancia del empleo en estos nuevos eslabones y la multifuncionalidad de los espacios rurales, combinada con la degradación de modalidades y destinos turísticos tradicionales, implican la elección y promoción de nuevos destinos y formas de hacer turismo (Bertoncello 2006), surgiendo así un instrumento eficaz de desarrollo territorial y de fomento de identidades locales (Roman and Ciccolella 2009). En dicho marco, también podrían prosperar iniciativas privadas y públicas en torno al ámbito rural y urbano, donde el Estado decida intervenir activamente para posibilitar una mayor prosperidad en la zona y la conservación de los recursos naturales y socioculturales.

En la Argentina, en octubre de 2008 se lanzó el Proyecto Nacional de Turismo Rural. La importancia del turismo rural llevó a incluir algunas variables vinculadas a esta actividad dentro de los cuestionarios del Censo Nacional Agropecuario 2002 (CNA 2002) y otros relevamientos posteriores. Según el CNA 2002, del total de Explotaciones Agropecuarias (EAP) del país, 1086 (menos del 1% del total) ofrecen modalidades de turismo rural. De éstas, 21% corresponde a la región Litoral (a su vez distribuidas el 49% en las EAP de pequeños productores y el 51% en EAP de no pequeños productores). En Misiones, la relación es diferente, siendo el 51% de las EAP de pequeños productores contra 24%

de productores no pequeños que desarrollan turismo rural (Roman and Ciccolella 2009). En la actualidad existen en la provincia varias redes de emprendimientos dedicadas al desarrollo de estas actividades. Un caso es la Red de Agroturismo de las EFA (Escuelas de Familias Agrícolas), compuesta por pequeños productores de más de 100 emprendimientos agrícolas vinculados a la ONG UNEFAM (Unión de Escuelas de las Familias Agrícolas de Misiones). Es destacable la importancia de las explotaciones de pequeños productores que han recurrido a esta actividad como una fuente alternativa de ingresos.

CONSIDERACIONES FINALES

La provincia de Misiones conserva el 50% del total de la superficie de Bosque Atlántico semideciduo en Brasil, Paraguay y la Argentina, dentro de una matriz productiva y con fuertes presiones sociales que hacen al bosque vulnerable a la degradación (y posterior conversión). La presencia humana y el desarrollo productivo se visualizan como factores aliados al deterioro ambiental, situación que es necesario revertir. Esto implica, en parte, reconocer que algunas actividades productivas son más compatibles que otras con la conservación de la biodiversidad. Además, como camino hacia la sustentabilidad, se deberían fomentar sistemas agroforestales que incluyan el uso del bosque entre los pequeños y medianos productores, y sistemas de producción intensiva que sean permeables a la flora y la fauna nativas (e.g., plantaciones de yerba mate con árboles nativos) (Cockle et al. 2005; Eibl et al. 2017), o también plantaciones forestales en superficies reducidas y con turnos de por lo menos 18 a 20 años de corta y manejos tendientes a aumentar la diversidad en el sotobosque (Dummel and Pinazo 2013; Zurita et al. 2006; Ritter 2017; Trentini et al. 2017). Un sistema agroforestal exitoso en Brasil es el cultivo de yerba mate orgánica bajo el bosque (Marques 2014). En la Argentina hay algunas experiencias, en general de productores que tienen control del ciclo completo de producción. Se requiere más investigación y trabajo con los productores para estudiar alternativas de manejo y su rentabilidad. También implicaría ofrecer a los pequeños productores herramientas para incrementar el valor ecológico y productivo de sus chacras, ya que muchos manifiestan el deseo de dejar de producir tabaco y de seguir manteniendo el bosque. Se deben encontrar alternativas

de corto plazo para estos productores que tienen necesidades económicas inmediatas, y no tienen la capacidad de diversificar su producción y fuentes de ingresos para lograr estabilidad económica a mediano y largo plazo (Varns 2013).

El uso de recursos provenientes de poblaciones silvestres y la búsqueda de estrategias de manejo sostenible deben pensarse en diferentes escalas, y pueden planificarse acciones productivas cuyo éxito dependa de conservar el bosque nativo a escala local. Al mantenerse la estructura del bosque para promover el desarrollo de una especie de interés, se promueve la conservación por el uso. Para estimular sistemas productivos locales que combinen producción y conservación es necesario: 1) identificar el conjunto de espacios productivos elegidos por los productores en cada región, 2) identificar las combinaciones de sistemas productivos que a nivel predial generan mayor sinergia, recomendar esas alternativas productivas conjuntas y evitar aquellas cuya combinación amenaza la sostenibilidad de alguno de los recursos (por ejemplo, donde se explotan poblaciones silvestres de leñosas del sotobosque, desalentar el desarrollo de la ganadería bajo monte, recomendar su cría exclusivamente en potreros), y 3) promover sistemas productivos cuyo éxito conlleve el éxito (o la promoción) de otros. Por ejemplo, la meliponicultura bajo un monte silvestre enriquecido con frutales locales.

El bosque tradicionalmente fue (y sigue siendo) valorado por la madera, aunque cada vez más productores reconocen los beneficios que tiene su conservación, en particular en zonas sensibles como bordes de arroyos. Si bien es necesario incorporar otros paradigmas para la conservación, como los pagos por servicios ecosistémicos o reducciones impositivas, consideramos relevante devolver la productividad maderera a los bosques degradados. Si la Ley 26331 fuera dotada del financiamiento apropiado (hasta la actualidad se le ha asignado menos del 8% previsto), los productores podrían disponer de fondos para manejar el bosque. Por otra parte, la Argentina está culminando su estrategia Nacional de Reducción de Emisiones por Deforestación Evitada (REDD+, por su sigla en inglés), lo cual abre una nueva oportunidad de financiamiento a partir de la puesta en valor del aporte de los bosques de Misiones a la mitigación del aumento del cambio climático y a un potencial aporte económico

que complemente los recursos necesarios para su buen manejo.

Idealmente, el manejo forestal para producir madera debería permitir ciclos de corte de unos 30 años con rendimientos de al menos $3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, ya sea manejando la regeneración natural con técnicas post-extracción, escarificando el suelo, o plantando activamente especies nativas de alto valor comercial. Un paso clave e inevitable, ya que constituye una amenaza al manejo sustentable, es la eliminación del comercio ilegal de madera. Para lograrlo hace falta más control, pero también trabajar informando a los consumidores de forma de generar demanda de productos sostenibles que provienen del comercio legal. Un avance en este sentido podría ser la iniciativa que pretende implementar un sistema de guía única electrónica desarrollada por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable a nivel nacional para obtener trazabilidad en los productos forestales y combatir el transporte y el comercio ilegales de madera (SACVeFor, Sistema de Administración, control y Verificación Forestal). Asimismo, consideramos relevante actualizar la normativa relacionada con el manejo del bosque en lo referente al manejo de mínimo impacto, volumen de extracción permitido, turnos de corta y la necesidad de dejar árboles de más de 50 cm de diámetro como individuos semilleros o para fomentar la diversidad de hábitats para la fauna.

Para finalizar, necesitamos generar más conocimiento sobre el manejo del bosque en Misiones, tal que en el futuro nos permita acercarnos a la sustentabilidad. Algunos

temas esenciales en los cuales se deberían concentrar los esfuerzos de investigación son: la silvicultura y mejoramiento de especies nativas de alto valor comercial, programas de control de plagas e insectos (como en el caso de *C. fissilis*), ciclos de nutrientes y mediciones de tasas de crecimiento dentro del bosque. Para esto último puede ser relevante generar una red de parcelas permanentes de diferentes ensayos ya instalados en la provincia con el financiamiento necesario para llevar a cabo inventarios y mediciones en forma permanente. Esto permitiría obtener información para generar modelos de crecimiento y aprovechamiento del bosque, fenología y reproducción de especies para la obtención de productos no maderables, potenciales usos de la madera de especies muy abundantes no comerciales actualmente, y a su vez generar información para aplicar modelos de pagos por servicios ambientales.

AGRADECIMIENTOS. Los estudios que se describen fueron llevados a cabo con financiamiento del Ministerio de Ciencia y Tecnología a través de subsidios del FONCyT (PICT 98 04461, PICT 2000 08341, PICT 2012 2084), PICT 2015 1578, Proyecto USUBI ARGIS/G53 of PNUD, CONICET Proyecto UE IBS, y Proyecto Impacto tecnológico y social UNaM #121-14. B-28. El CONICET financió los estudios a través de becas doctorales de varios autores. Queremos agradecer a Patricio MacDonagh, Marcelo Arturi y dos revisores anónimos por sus comentarios sobre el manuscrito, y a los editores Rosina Soler, Juan Gowda, y Guillermo Martínez Pastur por propiciar el debate en torno al manejo sustentable de nuestros bosques nativos.

REFERENCIAS

- Aguiar, S., G. Camba Sans, and J. M. Paruelo. 2017. Instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Latinoamérica: ¿Panacea o rueda cuadrada? *Ecología Austral* 27:146-161.
- Ambrosetti, J. B. 2008. Primer y segundo viaje a Misiones por Juan Bautista Ambrosetti. Comentado por J. C. Chebez y B. Gasparri. Editorial Albatros, Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires, Argentina.
- Arenhardt, E. H. 2010. Inicios de la organización del espacio geográfico de Misiones. *Revista Científica de Geografía. GeoUSAL* 5:1853-1990.
- Areta, J. I., A. Bodrati, and K. Cockle. 2009. Specialization on *Guadua* bamboo seeds by three bird species in the Atlantic Forest of Argentina. *Biotropica* 41:66-73.
- Areta, J. I., A. Bodrati, and K. Cockle. 2016. Un panorama de las aves especialistas en bambúes de la Argentina. Pp. 221-236 en Z. E. Rúgolo de Agrasar (ed.). *Bambúes leñosos nativos y exóticos de la Argentina*. Instituto de Botánica Darwinion. Buenos Aires, Argentina.
- Banda, K., A. Delgado-Salinas, K. G. Dexter, R. Linares-Palomino, A. Oliveira-Filho, D. Prado, M. Pullan, C. Quintana, R. Riina, G. M. Rodríguez, and J. Weintritt. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science* 353:1383-1387.
- Bartolomé, L. J. 1975. Colonos, plantadores y agroindustrias. La explotación agrícola familiar en el sudeste de Misiones. *Desarrollo Económico* XV(58):239-264.
- Bennett, E. M., W. Cramer, A. Begossi, G. Cundill, S. Díaz, B. N. Egoh, I. R. Geijendorffer, C. B. Krug, S. Lavorel, E. Lazos, and L. Lebel. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for

- designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **14**:76-85.
- Bertoncello, R. 2006. Turismo, territorio y sociedad. El mapa turístico de la Argentina. CLACSO.
- Bodrati, A., and K. Cockle. 2006. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic forest birds in Argentina: notes on nine rare or threatened species. *Ornitología Neotropical* **17**:243-258.
- Bolsi, A., F. Longhi, N. Meichtry, and P. Paolasso. 2009. Ámbito regional, interrogantes y conjeturas: el territorio del Norte Grande Argentino como contexto de la pobreza. *Geografía de la pobreza en el Norte Grande Argentino* 123-171.
- Braier, G., N. Esper, and L. Corinaldesi. 2004. Informe nacional complementario: tendencias y perspectivas del sector forestal del año 2020. Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental, FAO, Roma, Italia.
- Bulfe, N. M. L., F. Galvão, A. Figueiredo Filho, and P. MacDonagh. 2009. Efeitos da exploração convencional e de impacto reduzido em uma floresta estacional semidecidual na provincia de Misiones, nordeste da Argentina. *Floresta* **39**:365-379.
- Cabanne, G. S., G. A. Zurita, S. H. Seipke, and M. I. Bellocq. 2007. Range expansion, density and conservation of the Araucaria Tit-spinetail *Leptasthenura setaria* (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. *Bird Conservation International* **17**:341-349.
- Cadogan, L. 1957. Apuntes de medicina popular guaireña. Centro de Estudios Antropológicos del Paraguay. Imprenta Nacional Asunción, Paraguay.
- Campanello, P. I., E. Manzané, M. Villagra, Y. J. Zhang, A. M. Panizza, D. di Francescantonio, S. A. Rodríguez, Y. J. Chen, L. S. Santiago, and G. Goldstein. 2016. Carbon Allocation and Water Relations of Lianas Versus Trees. In *Tropical Tree Physiology*. Springer, Cham, Switzerland.
- Campanello, P. I., J. F. Garibaldi, M. G. Gatti, and G. Goldstein. 2007a. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management* **242**:250-259.
- Campanello, P. I., M. G. Gatti, A. Ares, L. Montti, and G. Goldstein. 2007b. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* **252**:108-117.
- Campanello, P. I., L. Montti, P. MacDonagh, and G. Goldstein. 2009. Reduced-Impact Logging and Post-Harvest Management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. *Forest Management*. Nova Science Publishers, New York, USA.
- Campanello, P. I., M. Villagra, J. F. Garibaldi, L. J. Ritter, J. J. Araujo, and G. Goldstein. 2012. Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. *Forest Ecology and Management* **284**:213-221.
- Campanello, P. I., M. G. Gatti, and G. Goldstein. 2008. Coordination between water-transport efficiency and photosynthetic capacity in canopy tree species at different growth irradiances. *Tree Physiology* **28**:85-94.
- Capparelli, A., N. Hilgert, A. Ladio, V. S. Lema, C. Llano, S. Molares, M. L. Pochettino, and P. Stampella. 2011. Paisajes culturales de Argentina: pasado y presente desde las perspectivas etnobotánica y paleoetnobotánica. *Rev Asoc Argent Ecol Paisajes* **2**:67-79.
- Chebez, J. C., and N. Hilgert. 2003. Brief history of conservation in the Paraná Forest. Pp. 141-159 in C. Galindo-Leal and I. G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Island Press, Washington, DC.
- Chifarelli, D. 2010. Acumulación, Éxodo y Expansión. Un Análisis de la Agricultura Familiar en el Norte de Misiones. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Cockle, K., G. Capuzzi, A. Bodrati, R. Clay, H. Del Castillo, M. Velázquez, J. I. Areta, N. Farina, and R. Farina. 2007. Distribution, abundance, and conservation of Vinaceous Amazons (*Amazona vinacea*) in Argentina and Paraguay. *Journal of Field Ornithology* **78**:21-39.
- Cockle, K., M. Leonard, and A. Bodrati. 2005. Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate. *Biodiversity and Conservation* **14**:3265-3288.
- Cockle, K. L., K. Martin, and M. C. Drever. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* **143**:2851-2857.
- Cockle, K. L., K. Martin, and T. Wesolowski. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**:377-382.
- COIFORM. Boletín del Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones. 2012-2018. Fecha de consulta 21/04/2018. URL: bit.ly/2SCSyuK.
- Craviotti, C. 2002. Actividades turísticas y nueva ruralidad: análisis de experiencias en la cuenca del abasto a Buenos Aires. *Revista de Desarrollo Rural y Cooperativismo Agrario* **6**:89-106.
- Cubbage, F., P. MacDonagh, J. S. Júnior, R. Rubilar, P. Donoso, A. Ferreira, V. Hoeflich, V. M. Olmos, G. Ferreira, G. Balmelli, and J. Siry. 2007. Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forests* **33**:237-255.
- Dauber, E., T. S. Fredericksen, and M. Pena. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* **214**:294-304.
- Díaz, A., K. A. Sieving, M. Peña-Foxon, and J. J. Armesto. 2012. A field experiment links forest structure and biodiversity: epiphytes enhance canopy invertebrates in Chilean forests. *Ecosphere* **3**:1-17.
- Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R. T. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K. M. Chan, I. A. Baste, K. A. Brauman, and S. Polasky. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* **359**:270-272.
- Dummel, C. J., M. A. Pinazo. 2013. Efecto de variables de paisaje y de rodal sobre la diversidad de especies arbóreas en el sotobosque de plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. *Bosque* **34**:331-342.
- Dykstra, D. P., and R. Heinrich. 1996. FAO model code of forest harvesting practice. Food and Agricultural Organization, Rome, Italy.

- Eibl, B. I., F. Montagnini, M. A. López, L. N. López, R. Montechiesi, and E. Esterche. 2017. Organic yerba mate, *Ilex paraguariensis*, in association with native species: A sustainable production alternative. Pp. 261-281 en F. Montagnini (ed.). Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty. Springer, Cham, Switzerland.
- Ferrero, B. G. 2009. La lucha contra la selva: Percepciones y usos de la naturaleza entre los colonos misioneros. *Avá* 15:145-159.
- Filotas, E., L. Parrot, P. J. Burton, R. L. Chazdon, K. D. Coates, L. Coll, S. Haeussler, K. Martin, S. Nocentini, K. J. Puettmann, F. E. Putz, S. W. Simard, and C. Messier. 2014. Viewing forests through the lens of complex systems science. *Ecosphere* 5:1-23.
- Fredericksen, T. S., and F. E. Putz. 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation Biodiversity and Conservation 12:1445-1453.
- Fundación Vida Silvestre Argentina and WWF. 2017. State of the Atlantic Forest: Three Countries, 148 Million People, One of the Richest Forests on Earth. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina
- Furlan, V., M., Kujawska, N. I. Hilgert, and M. L. Pochettino. 2016. To what extent are medicinal plants shared between country home gardens and urban ones? A case study from Misiones, Argentina. *Pharmaceutical Biology* 54:1628-1640.
- Furlan, V., M. L. Pochettino, and N. I. Hilgert. 2017. Management of Fruit Species in Urban Home Gardens of Argentina Atlantic Forest as an Influence for Landscape Domestication. *Frontiers in Plant Science* 8:1690.
- Gallero, M. C., and E. M. Krautstohl. 2010. Proceso de poblamiento y migraciones en la Provincia de Misiones, Argentina (1881-1970). *Avá* 16:1-1.
- Gálvez, L. 1995. Guaraníes y jesuitas. De la Tierra sin Mal al paraíso. Sudamericana. Buenos Aires, Argentina.
- Gambon, V. 1904. A través de las misiones guaraníes. Ángel Estrada y Cía.
- Gangenova E., G. A. Zurita, and F. Marangoni. 2018. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic forest of Argentina. *Forest Ecology and Management* 424:529-535. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.03.038.
- Grassi, E. M., G. M. Romano, and N. F. Schenone. 2016. Macrohongos presentes en un área de manejo regenerativo de bosque de Mata Atlántica (Misiones, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 51:223-233.
- Holmberg, E. L. 1987. Viaje a Misiones. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias Córdoba* 10:1-391.
- Holz, S., and G. Placci. 2003. Socioeconomic roots of biodiversity loss in Misiones. Pp. 207-226 en C. G. Leal and I. de Gusmão Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Island Press, Washington, USA.
- INDEC. 2012. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010, Censo del Bicentenario. Resultados definitivos, 1a ed., (Serie B, núm. 2). Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires, Argentina.
- Izquierdo, A. E., C. D. De Angelo, and T. M. Aide. 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the forest transition model. *Ecology and Society* 13.
- Kujawska, M., and N. I. Hilgert. 2014. Phytotherapy of Polish migrants in Misiones, Argentina: Legacy and acquired plant species. *Journal of Ethnopharmacology* 153:810-830.
- Lindenmayer, D. B., and W. F. Laurance. 2017. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews* 92:1434-1458.
- MacDonagh, P., and L. Rivero. 2006. ¿Es posible el uso sustentable de los bosques de la Selva Misionera? Pp. 210-217 en A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi and J. Corcuera (eds.). La Situación Ambiental Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Malinowski, J. 1983. Metodologia do custo-hora para máquinas florestais. Curso de atualização sobre sistemas de exploração e transporte florestal, 4. Curitiba. IV Curso de atualização sobre sistemas de exploração e transporte florestal. Curitiba: UFPR/FUPEF, Brasil.
- Manzanal, M., and M. Arzeno. 2011. Territorio y poder en la globalización. Disputas por la tierra en el nordeste de Misiones, Argentina. *Revista Paraguaya de Sociología* 48:163-191.
- Marques, A. D. C. 2014. As Paisagens do Mate e a Conservação Socioambiental: um Estudo Junto aos Agricultores Familiares do Planalto Norte Catarinense. Tesis doctoral, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. Pp. 434.
- Mastrángelo, A. 2012. De enemigo vencido a tesoro cercado: un estudio etnohistórico sobre el ambiente en la producción forestal del Alto Paraná de Misiones (Arg.). *Avá* 20.
- MAYDS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2017. Ley 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Informe de estado de implementación 2010-2015. Buenos Aires, Argentina.
- Montagnini, F., B. Eibl, L. Grance, D. Maiocco, and D. Nozzi. 1997. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. *Forest Ecology and Management* 99:237-246.
- Montti, L., P. I. Campanello, M. G. Gatti, C. Blundo, A. T. Austin, O. E. Sala, and G. Goldstein. 2011. Understory bamboo flowering provides a very narrow light window of opportunity for canopy-tree recruitment in a neotropical forest of Misiones, Argentina. *Forest Ecology and Management* 262:1360-1369.
- Mostacedo, B. C., and T. S. Fredericksen. 1999. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. *Forest Ecology and Management* 124: 263-273
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853.
- Oyarzabal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, I. Barberis, H. M. Maturo, R. Aragón, P. I. Campanello, D. Prado, and M. Oesterheld. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:040-063.

- Pietrek, A. G., and L. C. Branch. 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes: A study of the near threatened araucaria tit spinetail (*Leptasthenura setaria*, Furnariidae). *Austral Ecology* 36:109-116.
- Pinard, M. A., and F. E. Putz. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28:278-295.
- Pinazo, M. A., C. J. Dummel, F. A. Moscovich, and O. E. Knebel. 2012. Efecto del corte de lianas y tacuaras sobre las incorporaciones, mortalidad y crecimiento en un bosque aprovechado en el norte de Misiones, Argentina. 15as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Facultad de Ciencias Forestales, UNaM - EEA Montecarlo, INTA. Eldorado, Misiones, Argentina.
- Pinazo, M. A., C. Dummel, and F. A. Moscovich. 2014. Aplicación de corta de lianas y tacuaras como práctica para la recuperación y manejo de bosques nativos aprovechados en la Selva Paranaense. Estudio de caso. Jornadas Técnicas, Forestales y Ambientales. Facultad de Ciencias Forestales, UNaM. Eldorado, Misiones. Argentina.
- Poujade, R. A. 1995. Mapa Arqueológico de la Provincia de Misiones (Cartilla Explicativa). Artes Gráficas Zamphirópolis S.A, Asunción, Paraguay.
- Putz, F. E., P. Sist, T. Fredericksen, and D. Dykstra. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256:1427-1433.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153.
- Riegelhaupt, E., P. Bacalini, T. Arias Chalico, F. Mora Ardila, and R. Burkart. 2009. Proyecto: Ensayo de técnicas simples de manejo para el aumento de la productividad maderera y conservación de la biodiversidad en la Selva Misionera. Evaluación de resultados de mortalidad, reclutamiento y crecimiento a siete años de aplicados los tratamientos de manejo. Pp. 135-224 en B. Carpinetti, M. Garciarena and M. Almiroin (eds.). Parque Nacional Iguazú, Conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- Ritter, L. J. 2017. Regeneración de árboles nativos en plantaciones de *Pinus taeda* L. en el norte de Misiones: efectos del manejo a nivel del rodal y el paisaje. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de La Plata, Argentina. Pp. 159.
- Román, F., and M. Ciccolella. 2009. Turismo rural en la Argentina. Buenos Aires: IICA. Pp. 117.
- Schiavoni, G., and M. C. Gallero. 2017. Colonización y ocupación no planificada. La mercantilización de la tierra agrícola en Misiones (1920-2000). *Travesía* 19:77-106.
- Schulze, M., J. Grogan, R. M. Landis, and E. Vidal. 2008. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 256: 1443-1457.
- Simard, S., K. Martin, A. Vyse, and B. Larson. 2013. Meta-networks of fungi, fauna and flora as agents of complex adaptive systems. Pp. 133-164 in C. Messier, K. J. Puettmann and K. D. Coates (eds.). *Managing Forests as Complex Adaptive Systems*. Routledge, London, UK.
- Sist, P. 2002. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990-1996). *Forest Ecology and Management* 165:85-103.
- Thomas, P. 2013. *Araucaria angustifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T32975A2829141. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en. Downloaded on 02 May 2018.
- Trentini, C. P., P. I. Campanello, M. Villagra, L. Ritter, A. Ares, and G. Goldstein. 2017. Thinning of loblolly pine plantations in subtropical Argentina: Impact on microclimate and understory vegetation. *Forest Ecology and Management* 384:236-247.
- UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal). 2005. Mapa forestal Provincia de Misiones. Actualización AnPo 2002. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Salud y Ambiente. Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal). 2008. Pérdida de bosque nativo en el período 1998-2006 en la región Selva Misionera. Superficie deforestada, destino de las áreas y características dasométricas de los bosques sustituidos. Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal). 2012. Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina, Período 2006-2011. Regiones Forestales Parque Chaqueno, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana. Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal). 2016. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la Argentina 2016. Ministerio de Ambiente. Buenos Aires, Argentina. URL: bit.ly/2AwVVwu. Visited on 04 Jan 2019.
- Varns, T. S. 2012. *Constrained Cultivation: Examining the Drivers of Forest Use and Conservation by Smallholder Farmers in a Frontier Colony of Northeast Argentina*. Tesis de maestría. Yale School of Forestry and Environmental Studies, USA. Pp. 71.
- Vidal, E., V. M. Viana, and J. L. F. Batista. 2002. Crecimiento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. *Scientia Forestalis* 61:133-143.
- Villagra, M., P. I. Campanello, L. Montti, and G. Goldstein. 2013. Removal of nutrient limitations in forest gaps enhances growth rate and resistance to cavitation in subtropical canopy tree species differing in shade tolerance. *Tree Physiology* 33:285-296.
- Volante, J. N., and L. Seghezze. 2018. Can't see the forest for the trees: can declining deforestation trends in the Argentinian Chaco Region be ascribed to efficient law enforcement? *Ecological Economics* 146:408-413.
- Zurita, G. A., N. Rey, D. M. Varela, M. Villagra, and M. I. Bellocq. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management* 235:164-173.