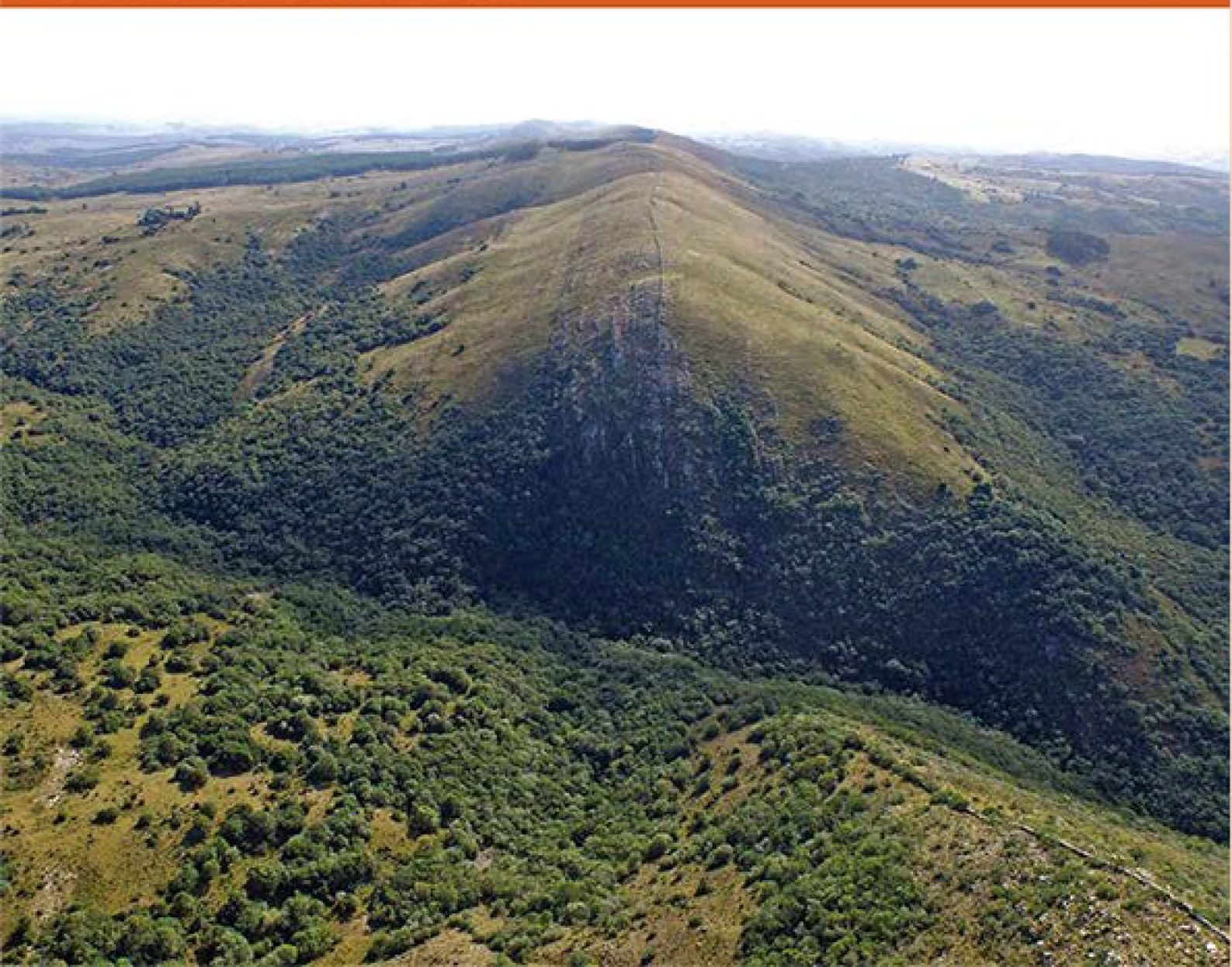


Seminario

RECIENTES AVANCES EN INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY

Libro de Resúmenes

21 de noviembre 2017 | Montevideo



Seminario

**RECIENTES AVANCES EN
INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN
Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE
NATIVO DE URUGUAY**

21 de noviembre 2017 | Montevideo

Libro de Resúmenes

EDITOR
Alejandro Brazeiro

ISBN: 978-9974-91-931-0

**Recientes Avances En Investigación Para La Gestión
Y Conservación Del Bosque Nativo De Uruguay**

1ª edición, Febrero 2018

Montevideo - Uruguay

Queda hecho el depósito que ordena la ley

Impreso en Uruguay - 2018

Tradinco S.A.

Minas 1367 - Montevideo.

Queda prohibida la reproducción parcial o total de este libro, por medio de cualquier proceso reprográfico o fónico, especialmente por fotocopia, microfilme, offset o mimeógrafo o cualquier otro medio mecánico o electrónico, total o parcial del presente ejemplar, con o sin finalidad de lucro, sin la autorización de los autores.

Foto de portada: Vista aérea de bosque serrano (Alejandro Schipilov)

Cita recomendada: Brazeiro, A. (Ed.) (2018): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo. 101pp.

INDICE

Antecedentes y presentación del Seminario	
<i>Alejandro Brazeiro, Juan Pablo Nebel y Paul Borsy</i>	9
Agradecimientos	10
Sección 1: Introducción a los bosques de Uruguay	
Bosques de Uruguay: Necesidades de investigación para la gestión sustentable y conservación	
<i>Alejandro Brazeiro</i>	12
Sección 2: Dendrocronología	
Tasa de incremento anual de <i>Scutia buxifolia</i> (Coronilla) y <i>Vachellia caven</i> (Espinillo) en Uruguay	
<i>Christine Lucas, Paulina Puchi, Ludmila Profumo y Alex Ferreira</i>	18
Crecimiento de <i>Lithraea molleoides</i> en dos eco-regiones de Uruguay <i>Ludmila Profumo y Marcela Portillo e Ignacio Mieres</i>	21
Crecimiento de <i>Sebastiania commersoniana</i> en tres eco-regiones de Uruguay <i>Ludmila Profumo e Ignacio Mieres</i>	24
Sección 3: Ecología de la invasión y métodos de control	
Regeneración e invasión en bosques serranos de Uruguay	
<i>Carolina Toranza, Valentina Tarragó y Federico Haretche</i>	28
Distribución, reclutamiento y establecimiento de <i>Ligustrum lucidum</i> en bosques de Uruguay	
<i>Alejandro Brazeiro, Federico Haretche y Carolina Toranza</i>	32
Efecto del Ligustro (<i>Ligustrum lucidum</i>) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición	
<i>Lucía Farías, Renzo Vettorazzi y Alejandro Brazeiro</i>	36
Efecto del Ligustro (<i>Ligustrum lucidum</i>) sobre el ensamble de invertebrados de la hojarasca	
<i>Renzo Vettorazzi, Lucía Farías y Alejandro Brazeiro</i>	39
Evaluación de métodos de control de <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton adultos en un bosque nativo de barranca (Melilla, Montevideo)	
<i>Federico Haretche y Alejandro Brazeiro</i>	43
Zonas de riesgo de invasión de <i>Gleditsia triacanthos</i> en Uruguay: factores relevantes desde la combinación de la resolución regional y local	
<i>David Romero, Stephanie Ugalde, Beatriz Sosa y José Guerrero</i>	46
Bases ecológicas en el control de <i>Gleditsia triacanthos</i> en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay	
<i>Beatriz Sosa, David Romero, Karoline Mello, Ludmila Profumo, Carlos Chiale y Marcel Achkar</i>	50
Sección 4: Distribución y diversidad de bosques nativos	
Clasificación, mapeo y caracterización general de los bosques de Uruguay	
<i>Alejandra Betancourt y Alejandro Brazeiro</i>	55
Distribución y diversidad del bosque serrano de Uruguay	
<i>Carolina Toranza, Alejandro Brazeiro y Federico Haretche</i>	59
Distribución, abundancia y estado de conservación de los palmares de <i>Butia yatay</i> en Uruguay	
<i>Schiani Bortolini y Alejandro Brazeiro</i>	63

Bases para una evaluación del estado de condición del bosque ribereño en la cuenca del río Queguay (Paysandú, Uruguay)	
<i>César Justo y Christine Lucas</i>	67
Estado de conservación de Yerba Mate en poblaciones naturales de Uruguay – Etapa 2: Puesta a punto de Marcadores Moleculares	
<i>Gabriela Jolochin y Gervasio Krismanich</i>	70

Sección 5: Sucesión secundaria, expansión y restauración de bosques

Dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay: efectos del clima y el ganado	
<i>Alejandro Brazeiro, Patricia Brussa y Carolina Toranza</i>	74
Dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Aiguá (Maldonado, Uruguay): efectos del ganado y la rocosidad	
<i>Patricia Brussa</i>	78
Avances en la producción de árboles nativos: rodales semilleros, germinación y enraizamiento	
<i>Joaquín Garrido</i>	86
Plan de restauración de ecosistemas con participación ciudadana	
<i>Angelita Gómez y Eduardo Andrés</i>	86
Zonas buffer productivas para agroecosistemas familiares de la cuenca de la laguna del cisne	
<i>Federico Bizzozero, Gastón Carro, Marcel Achkar, Raúl Platero, Danilo Cabrera y Laura González</i> ...	88
Monitoreo de la sucesión secundaria en bosques parques talados: Aprendizajes para la restauración	
<i>Alejandro Brazeiro, Federico Haretche y Carolina Toranza</i>	92
Anexo: Programa del Seminario	97
Anexo: Lista de trabajos apoyados por el Proyecto Bosque Nativo DGF-BMEL	99

Antecedentes y presentación del Seminario

*Alejandro Brazeiro*¹, *Juan Pablo Nebel*² y *Paul Borsy*³

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. * brazeiro@fcien.edu.uy
2. Dirección General Forestal. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Montevideo, Uruguay.
3. UNIQUE forestry and land use GmbH, Alemania.

La Dirección General Forestal (DGF/MGAP), con el apoyo del Ministerio de Agricultura de Alemania (BMEL), representado por el consorcio Unique Forestry and Land-Use GmbH, viene desarrollando desde 2015 el Proyecto “Manejo de bosque nativo” (contribución en la elaboración de una estrategia de gestión sostenible del bosque nativo y su puesta en marcha en Uruguay). El objetivo central de este proyecto es mejorar la metodología existente para la rehabilitación, la protección y el uso sostenible de los recursos forestales naturales de Uruguay en el marco de los Programas Nacionales y la enseñanza académica.

En este contexto, DGF, Unique Forestry and Land-Use GmbH y Facultad de Ciencias/UdelaR firmaron un Convenio Marco con el objetivo de coordinar actividades, complementar capacidades y recursos, capacitar personal técnico, compartir y sistematizar experiencias e implementar investigaciones conjuntas que contribuyan a mejorar la metodología para la rehabilitación, protección y uso sostenible del bosque nativo a nivel nacional. Este Convenio Marco permitió profundizar el trabajo conjunto a través de diferentes actividades conjuntas de investigación, docencia y extensión.

Se instaló una red de parcelas permanentes para el estudio de la sucesión secundaria y estrategias de rehabilitación en bosques parque talados en el litoral oeste. A la fecha, se han instalado 56 parcelas permanentes en tres localidades, que están siendo monitoreadas anualmente por investigadores y estudiantes. Se ha instalado además un ensayo en el área protegida Humedales del Santa Lucía, para estudiar el proceso de invasión del bosque de Melilla por el árbol exótico *Ligustrum lucidum* (ligustro) y evaluar métodos de control y restauración del bosque invadido. Las autoridades y guardaparques del área protegida participan del análisis de los resultados obtenidos y, de hecho, algunos de los conocimientos adquiridos ya están siendo aplicados en el control de la invasión. Más de 60 estudiantes universitarios han realizado estudios en el marco de este ensayo, como parte de cursos de grado y posgrado de la Facultad de Ciencias o a través de pasantías y becas de investigación apoyadas por el proyecto “Manejo de bosque nativo” (DGF/BMEL), incluyendo estudiantes de intercambio de Alemania y Argentina.

Los objetivos del Seminario (Anexo 1) fueron: (1) presentar las principales investigaciones realizadas en el marco de la cooperación DGF/MGAP- BMEL(UNIQUE)-FC/UdelaR, de relevancia para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Uruguay, que fueron implementadas a través de proyectos, tesinas y pasantías; y (2) presentar algunas iniciativas recientes en materia de gestión y rehabilitación de bosques nativos degradados en Uruguay.

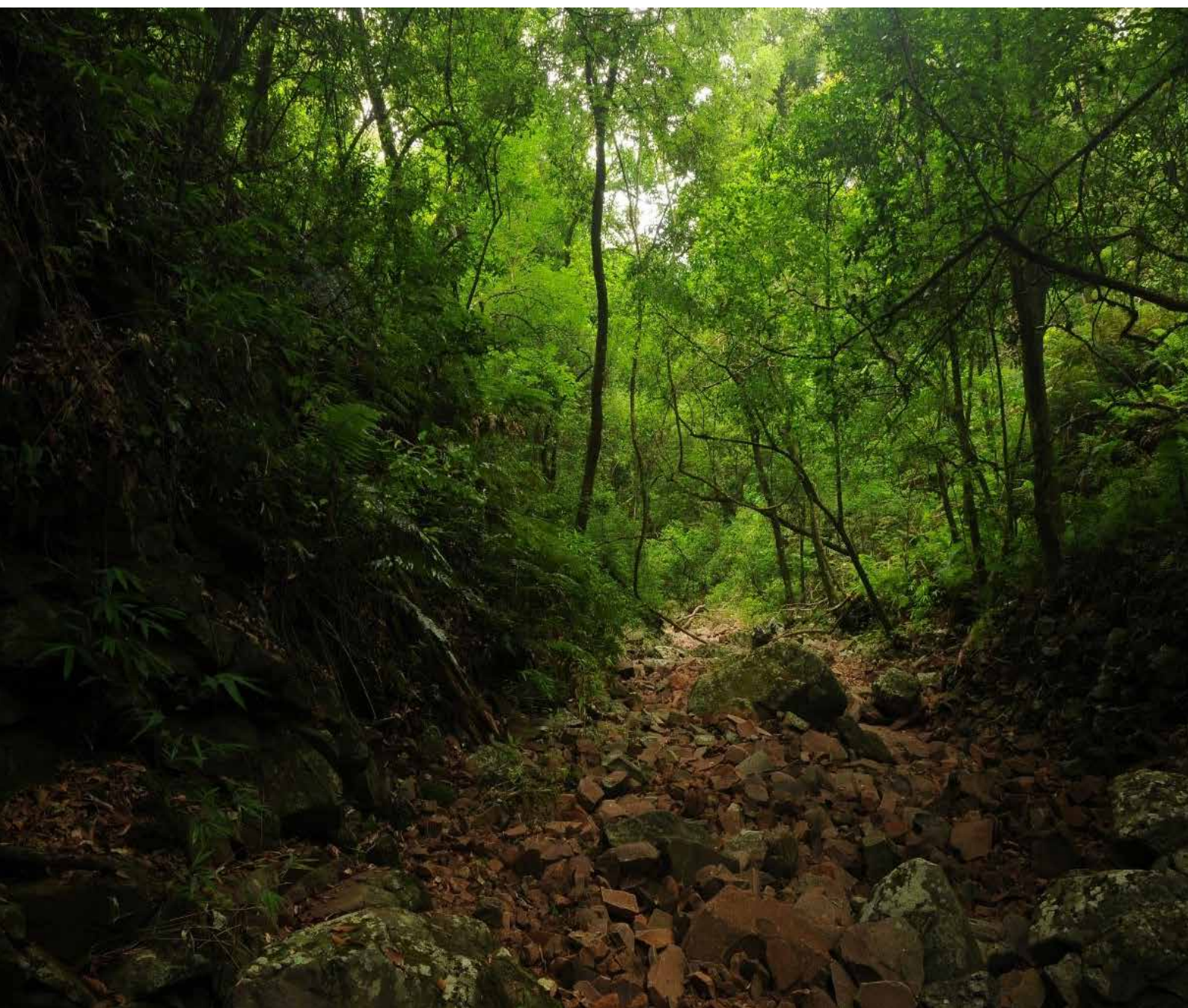
Confiamos en que los resultados de estas investigaciones (Anexo 2), muchas de ellas en proceso, constituyan un aporte al conocimiento del bosque nativo de Uruguay, de utilidad para su conservación, manejo y restauración y, al mismo tiempo, estimulen a más estudiantes e investigadores a dedicarse a esta temática.

Agradecimientos

Los organizadores queremos expresar nuestro agradecimiento a: la Embajada de la República Federal de Alemania por facilitarnos la sala para la realización del seminario; a los estudiantes, investigadores y técnicos que han presentado sus trabajos de investigación y experiencias; a los dueños y personal de los establecimientos San José, Capilla Vieja (Montes del Plata) y Don Salvador, así como a las autoridades y guardaparques del área protegida Humedales de Santa Lucía, por las facilidades brindadas para la instalación y monitoreo de las parcelas permanentes; a la Intendencia Departamental del Paysandú por facilitar el alojamiento a grupos de investigación en Termas de Almirón. A Patricia Brussa y a Mauricio Bonifacino por su desinteresada, y gran colaboración, en el proceso de edición de esta publicación.

Sección 1

Introducción a los bosques de Uruguay



Bosque de Quebrada (Foto: Mauricio Bonifacino)

Bosques de Uruguay: Necesidades de investigación para la gestión sustentable y conservación

Alejandro Brazeiro

Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. *brazeiro@fcien.edu.uy

La baja cobertura de bosques de Uruguay

Al propio Charles Darwin, durante su recorrida de dos meses por la Banda Oriental en 1833 (Viaje del Beagle), le llamó la atención el escaso desarrollo de la vegetación arbórea en la región, en contraste con los grandes pastizales. La superficie boscosa actual de Uruguay, incluyendo bosques densos (e.g., ribereños, serranos) y abiertos (e.g., palmares, bosques parques), representa un 4.3-5.2 % del territorio (750.000 – 850.000 ha). Esta ambigüedad respecto a la superficie boscosa del país se debe a que diferentes estudios de clasificación y mapeo de bosques con imágenes satelitales han generado resultados distintos. Las diferencias seguramente se expliquen en parte por las distintas metodologías usadas (tipo de imagen, escalas de análisis, chequeo en campo, etc.), pero también debido a las características de nuestros bosques, que complejizan su mapeo. Por ejemplo, los bosques parque, debido a que son abiertos, no son fáciles de detectar. Algo parecido sucede con los bosques asociados a las nacientes de ríos y arroyos, debido a que son muy estrechos (<10 m de ancho) no son bien detectados por las imágenes satelitales. Por otra parte, muchas áreas de humedales suelen confundirse con bosques.

Por tal motivo, para conocer con precisión la superficie y distribución de bosques en el país, será necesario aumentar la resolución espacial de los análisis, en combinación con un fuerte esfuerzo de chequeo en campo.

Diversidad y tipos de bosques de Uruguay

La diversidad de los bosques puede evaluarse desde dos perspectivas: florística (i.e., especies) o vegetacional (i.e., variedad de tipos o formaciones boscosas). En lo que respecta a la diversidad florística, el grado de conocimiento de la flora leñosa uruguaya es muy bueno a nivel de inventario. Hoy sabemos que asciende a 313 especies, distribuidas en 57 familias y 125 géneros (Haretche et al. 2012). La riqueza de especies a escala de cuadrículas (660 km²) presenta una fuerte variabilidad geográfica en el país, variando entre 66 y 165 especies (Fig. 1a) (Brazeiro et al. 2015). Resaltan tres núcleos de alta diversidad: (1) Noreste, quebradas de la Cuchilla Negra, (2) Norte, extremo norte del río Uruguay y río Cuareim, y (3) Este, Cuchilla Grande.

La flora leñosa (arbórea y arbustiva) de Uruguay, inserto en la provincia Pampeana (Cabrera y Willinks 1973), posee fuertes influencias de las provincias vecinas, especialmente de las floras de origen subtropical Paranaense y Chaqueña (Chebataroff 1942, Grela 2004, Haretche et al. 2012). La distribución de estas influencias a través del territorio, dan lugar a tres grandes regiones dendroflorísticas: (1) Este, con influencia Paranaense, (2) Oeste, con doble influencia, Paranaense a nivel del bosque fluvial del río Uruguay y Chaqueña sobre los bosques parque del litoral, y (3) Franja central, dominada por especies arbustivas de origen Pampeano (Grela 2004, Haretche et al. 2012).

La situación respecto al conocimiento de la diversidad de formaciones boscosas de Uruguay es muy particular. Si bien existe un importante conocimiento basado en la experiencia, aun no contamos con una clasificación sistemática de los bosques basada en criterios ecológicos. Revisando algunos de los principales antecedentes sobre los bosques del país (Chebataroff 1960, Del Puerto 1987, Alonso y Bassagoda 1999, Brussa y Grela 2007), al menos

10 tipos de formaciones leñosas se han listado bajo el título de Bosques de Uruguay. A saber, Fluviales (o ribereños), Serranos, de Quebrada, de Cornisa, de Cerros Chatos, de Mares de Piedra, Psamófilo (o costero), Pantanoso, Parque y Palmares (Fig. 1b). Esta “clasificación” de bosques, a pesar de ser muy conocida y adoptada por quienes estudian y gestionan los bosques, presenta una gran deficiencia: mezcla diferentes criterios en forma no sistemática, en el sentido de que se aplica a unos tipos y no a otros. Por ejemplo, los bosques fluvial, serrano, de quebrada, de cerro chato y costero, se definen en base a la localización fisiográfica de la formación. Los bosques parque, en contraposición a los restantes bosques, se definen en base a la fisionomía. El palmar, en cambio, se define a partir de los ejemplares más conspicuos (palmeras). Por otro lado, esta “clasificación” no es jerárquica, en el sentido de que no reconoce tipos y sub-tipos. Por ejemplo, el palmar debería ser un subtipo de bosque parque, ya que presenta la misma fisionomía (i.e., vegetación con un estrato herbáceo denso y uno arbóreo disperso).

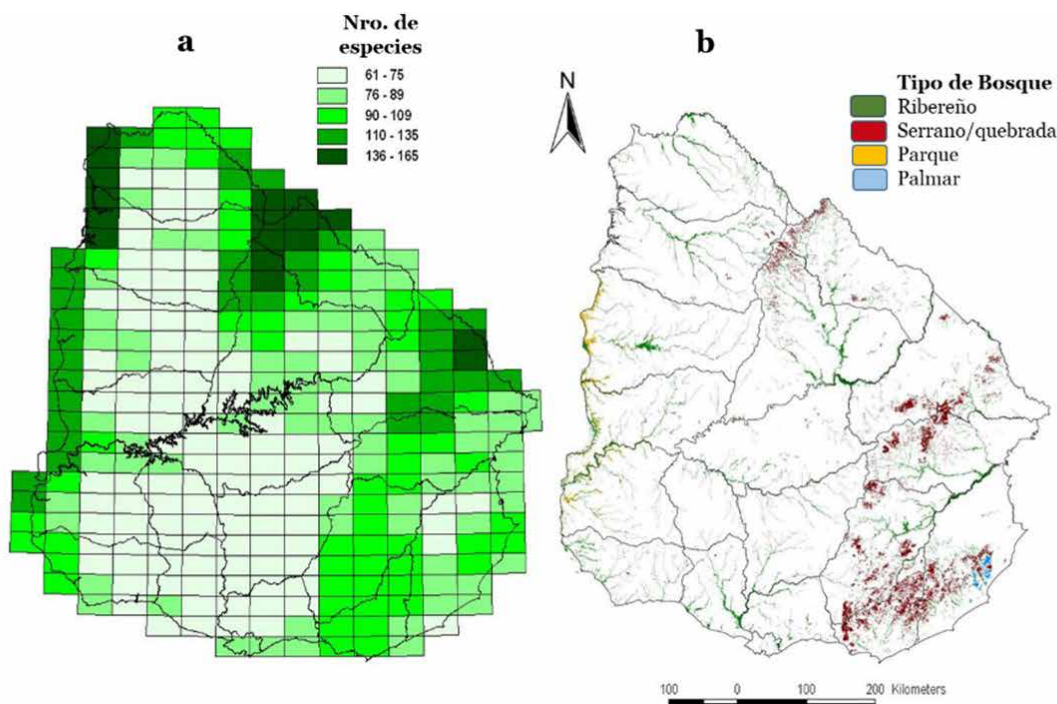


Figura 1. (a) Riqueza potencial de especies leñosas de Uruguay (Tomado de Brazeiro et al 2015). (b) Distribución de los principales tipos de bosques reconocidos en Uruguay. Elaborado a partir de la clasificación de usos del suelo de 2007 (Uruguay 2011).

Relevancia de los bosques de Uruguay

A pesar de su reducida extensión en el país, los bosques nativos tienen una gran relevancia ecológica, económica y social en Uruguay, que no ha sido adecuadamente analizada ni evaluada, ni mucho menos, comunicada a la sociedad a los efectos de su consideración en la gestión del territorio.

La función ecosistémica de soporte (MEA 2005) más básica y clave del bosque, es la productividad primaria (PP). Los bosques tienen un área foliar muy alta (2-10 veces mayor que los pastizales), lo que les permite tener una muy alta PP por unidad de superficie, que es 2-4 veces mayor que un pastizal (Perry et al. 2008). Por esta razón, los bosques representan un 84% del área foliar y un 52% de la producción primaria terrestre, a pesar de que solo ocupan un 30% de la superficie global (Perry et al. 2008). Esta alta PP de los bosques, mayor a la esperada en función de su baja cobertura en el país, es en gran medida responsable de su alta relevancia en la generación de servicios ecosistémicos (SE).

Debido a su alta PP y complejidad estructural, los bosques juegan un rol muy destacado en la generación de hábitats para la fauna y flora. Alrededor del 90% de las especies de leñosas, reptiles y mamíferos, el 61% de las aves y el 38% de los anfibios, dependen de los bosques y matorrales como hábitats fundamentales para su supervivencia en el país.

De los bienes generados por los bosques, la producción de leña es el más conocido. Entre 1994 y 1999 se estimó que se cosecharon, por lo menos, entre 31.000 y 35.000 ton/año de leña (Escudero 2004). Se han identificado al menos 12 tipos de productos “cosechables” de los bosques, como por ejemplo alimentos (frutas), forraje, miel, esencias, gomas, medicinas, tintes y fibras (Muñoz et al. 1993).

Los bosques participan en la generación de varios SE de regulación, los cuales en general no son percibidos ni valorados por la sociedad. Incluso la misma Ley Forestal lo reconoce, bajo la forma de “bosque protector”. Al fijar carbono, contribuyen a regular el clima a nivel global, pero también a nivel local, mejorando por ejemplo las condiciones ambientales para el ganado. Muchas aves e insectos que viven y se alimentan en los bosques, participan en la polinización de nuestros cultivos. Otras especies que habitan los bosques también pueden contribuir a regular plagas agrícolas o enfermedades.

Los bosques cumplen funciones de regulación asociadas a la protección de dos recursos ambientales claves, en particular para la actividad agropecuaria, el agua y el suelo. Los bosques fluviales retienen sedimentos y nutrientes que se transportan desde la cuenca alta hacia la cuenca baja, contribuyendo a mantener/mejorar la calidad del agua que llega a los ríos. Existen estimaciones en otros países, que indican que las fajas boscosas ribereñas pueden reducir entre un 60 y 90% la carga de nitrógeno y fósforo que llega a las vías de drenaje, reduciendo así la contaminación orgánica y reduciendo los problemas de eutrofización. Por su parte, los bosques serranos, ubicados en suelos superficiales y en condiciones de alta pendiente, cumplen un papel importante en la protección de estos suelos de alta erodabilidad. Estos bosques reducen el riesgo de erosión, contribuyendo a proteger los suelos y, además, a evitar problemas de sedimentación en las cuencas bajas.

Por su valor estético y por brindar oportunidades para el aprendizaje y la recreación, los bosques son un atractivo indiscutible para los seres humanos. En nuestro país, constituyen un importante recurso turístico, como lo demuestra la cantidad de visitas que reciben las áreas protegidas boscosas (e.g., Quebrada de los Cuervos) o los bosques en general, durante la semana de turismo.

Presiones y Amenazas a los bosques

En Uruguay no disponemos de una evaluación cuantitativa, pero en función de las opiniones vertidas por técnicos y especialistas en el marco de diferentes evaluaciones o documentos estratégicos (Escudero 2004; Uruguay 2016; Estrategia Nacional para el uso sustentable y conservación de los bosques *en prep*), parece existir consenso respecto a las principales presiones y amenazas sobre nuestros bosques.

Las invasiones biológicas han sido identificadas como una de las principales presiones actuales sobre los bosques. Árboles, arbustos y animales exóticos invasores están ampliamente extendidos en los diferentes bosques del país, cuyos efectos ecológicos y socioeconómicos, y potencial expansión, son aun pobremente conocidos. El ligustro (*Ligustrum lucidum*) y la corona de cristo (*Gleditsia triacanthos*) seguramente sean los árboles exóticos invasores más extendidos y peligrosos para el bosque nativo (Nebel y Porcile 2006), destacándose en este sentido dentro de la fauna invasora, el jabalí (*Sus scrofa*) y el ciervo axis (*Axis axis*) (Aber et al. 2012).

La tala rasa fue una importante presión sobre los bosques a principios del siglo XX que, si bien se ha reducido fuertemente en la actualidad, sigue ocurriendo a pequeña escala con el objetivo de ganar tierras para el desarrollo de actividades productivas (e.g., agricultura, ganadería, forestación, urbanización). Los grandes embalses asociados a las represas hidroeléctricas de los ríos Uruguay y Negro, han sido también responsables de la pérdida y fragmentación de grandes superficies de bosques ribereños. El hecho de que la gran mayoría de nuestros bosques son secundarios y la reducida extensión y alta fragmentación del bosque costero, son pruebas claras de la importancia que ha tenido la tala rasa sobre nuestros bosques. En la actualidad, los bosques parque del litoral oeste son los más amenazados por la tala rasa, debido a la presión por expandir las tierras para la agricultura, la ganadería o la forestación. La tala selectiva para la explotación del recurso leña ha sido una constante presión sobre nuestros bosques.

La ganadería ha convivido por más de 400 años con los pastizales, pero también con los bosques del país, que brindan sombra, abrigo, agua y forraje a los animales (Gallo 2006). En alguna medida, la mayoría de los sistemas ganaderos de Uruguay deberían ser clasificados como silvopastoriles ya que incorporan pastizales y bosques, a pesar de que tradicionalmente se ha desestimado el papel que los árboles y bosques juegan en este agroecosistema. No obstante, el ganado podría ser un factor de estrés para el bosque de Uruguay, que en general no ha sido consi-

derado. Sin embargo, algunos estudios recientes sugieren que el ganado puede tener efectos importantes sobre la estructura y dinámica de algunos bosques de Uruguay, como por ejemplo en la regeneración de palmares (Rivas 2005) o bosque serrano (Etchebarne y Brazeiro 2015, Brazeiro et al. 2018 en esta publicación).

El fuego es otro factor de presión, principalmente el provocado por el Hombre para ganar tierras para la ganadería o agricultura, como ocurre en muchas áreas serranas del este del país. Cuánto ha afectado el fuego a nuestros bosques y al balance bosque-pastizal, son preguntas abiertas en Uruguay.

Principales necesidades de investigación para la gestión sustentable en bosques

En función de los antecedentes brevemente descritos en las secciones anteriores, y coincidiendo con diagnósticos anteriores (Escudero 2004), se concluye que existe un buen conocimiento botánico sobre nuestros bosques, particularmente sobre el componente leñoso. Sin embargo, existen profundos vacíos de información sobre su ecología, es decir, sobre la red de interacciones entre su flora, fauna y ambiente, que determinan la estructura y dinámica del bosque y, finalmente, los bienes y servicios ecosistémicos que generan.

Para finalizar, y a los efectos de contribuir a la orientación de futuras investigaciones en ecología de bosques, propongo 6 grandes líneas de investigación, que considero prioritarias para sentar las bases del manejo sustentable de los bosques de Uruguay.

1. **Caracterización ecológica básica:** clasificación y tipos de ecosistemas boscosos, distribución y mapeo, caracterización fisonómica y florística (nacional, por ecorregión).
2. **Funcionamiento ecológico:** crecimiento, regeneración, sucesión ecológica, interacciones (planta-animal), dinámica del ecotono bosque-pastizal y determinantes de patrones de diversidad.
3. **Valorización ecológica:** evaluación de bienes (productos) y servicios ecosistémicos.
4. **Impactos:** grado de invasión, tasa de deforestación, fragmentación, riesgo de colapso de ecosistemas boscosos, extracción de leña, efectos de ganado, desarrollo de índice de integridad/degradación.
5. **Manejo sustentable:** evaluación de medidas de manejo, bases de sistema silvopastoril.
6. **Restauración:** estrategias y métodos de restauración de bosques degradados por tala e invasión.

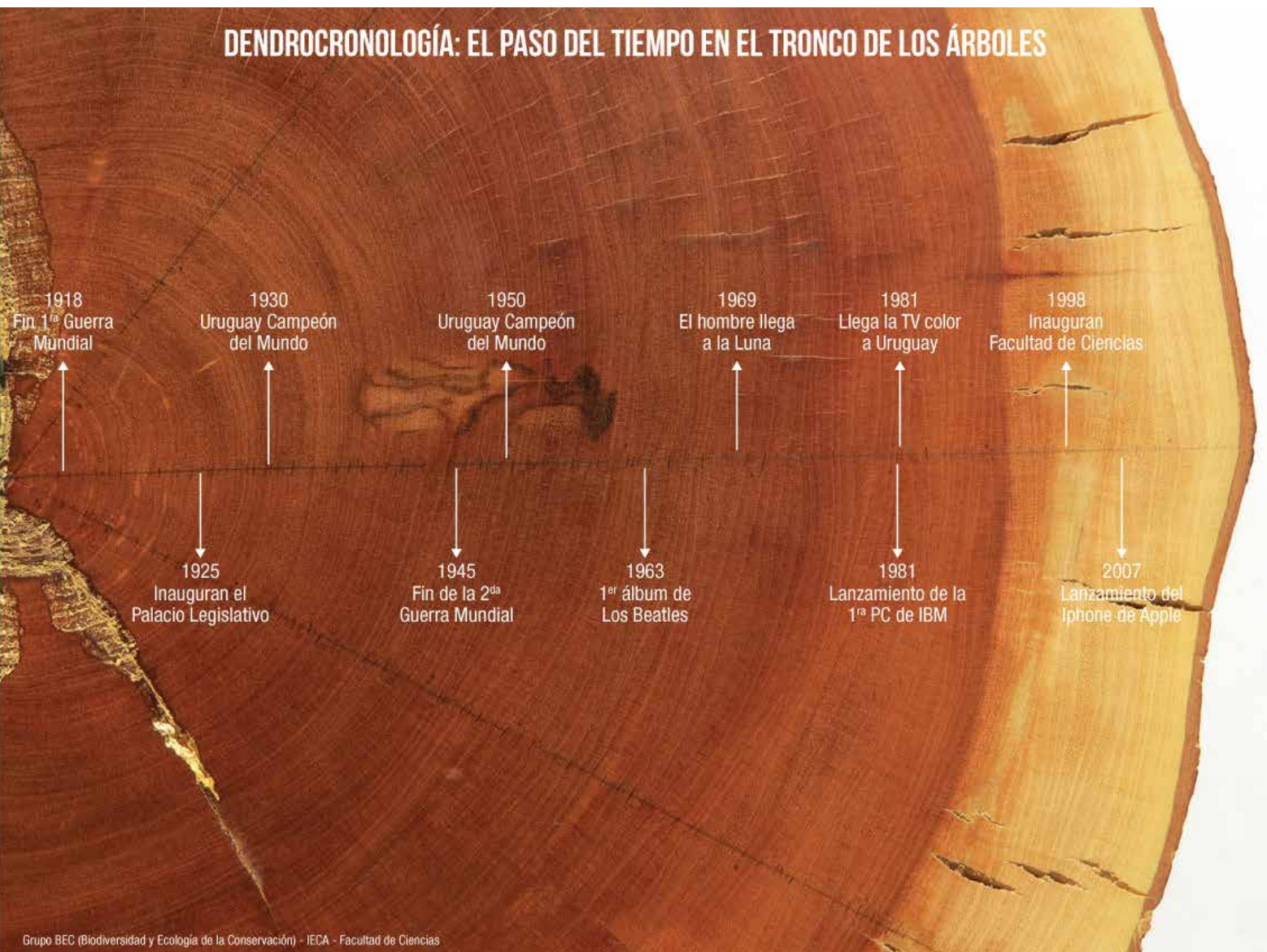
Bibliografía

- Aber A, Ferrari G, Porcile JF, Rodríguez E, Zerbino S (2012): Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. UNESCO, 102 p.
- Alonso Paz E y Bassagoda MJ (1999): Los bosques y los matorrales psamófilos en el litoral platense y atlántico del Uruguay. *Com. Bot. Museo de Historia Natural de Montevideo* 6 (113): 1-12.
- Brazeiro A, Achkar M, Bartesaghi L, Ceroni M, Aldabe J, Carreira S, Duarte A, González E, Haretche F, Loureiro M, Martínez JA, Maneyro R, Serra S y Zarucki M (2015): Mapeo y base de datos de biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro A (Ed). *Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay. 22-31p.
- Brussa C y Grell I (2007): *Flora arbórea del Uruguay, con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. Montevideo, COFUSA.
- Cabrera L y Willink A (1973): *Biogeografía de América Latina*. Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Washington DC, Departamento de asuntos científicos, Secretaría General de la OEA, 120pp.
- Chebataroff J (1942) La vegetación del Uruguay y sus relaciones fitogeográficas con el resto de América del Sur. *Revista del Instituto Panamericano de Geografía e Historia* 2: 49-90.
- Chebataroff J (1960): Algunos aspectos evolutivos de la vegetación de la Provincia Fitogeográfica Uruguayense. Montevideo. Apartado de la *Revista Nacional* no 201
- Del Puerto O (1987): *Vegetación del Uruguay*. Montevideo: Facultad de Agronomía.

- Escudero R (2004): Compilación, sistematización y análisis de la información disponible publicada o en proceso, descripción de la situación actual y propuestas de intervención. Informe de consultoría: Sub-componente Bosque Nativo. Montevideo, Proyecto Combinado GEF/IBRD “Manejo Integrado de Ecosistemas y Recursos Naturales en Uruguay”, Pp. 46.
- Gallo L (2006): Sistemas silvopastoriles. *Revista del Plan Agropecuario* 30-35p
- Grela I (2004): Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: Propuesta para la delimitación de dendrofloras. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, PEDECIBA, Montevideo, Uruguay, 97pp
- Haretche F, Mai P y Brazeiro A (2012): Woody flora of Uruguay: inventory and implication within the Pampean region. *Acta Bot. Bras.* 26(3): 537-552.
- MEA (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- Muñoz J, Ross P, Cracco P (1993): Flora indígena del Uruguay: árboles y arbustos ornamentales. Montevideo, Hemisferio Sur.
- Nebel J y Porcile JF (2006): La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 7pp.
- Perry DA, Oren R, y Hart SC (2008): Forest Ecosystems. Second Edition. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. 606p
- Rivas M (2005): Desafíos y alternativas para la conservación in situ de los palmares de *Butia capitata* (Mart.) Becc. *Agrociencia Uruguay* 9: 161 - 168.
- Uruguay (2011): Mapa de cobertura del suelo de Uruguay. Land cover classification system. Montevideo, Empresa Gráfica Mosca, 54p
- Uruguay (2016): Estrategia nacional para la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica del Uruguay: 2016-2020. MVOTMA, MREE, CBD, FMAM, PNUD. Mastergraf. 58p.

Sección 2

Dendrocronología



Anillos de crecimiento en Coronilla (*Scutia buxifolia*) (Foto: BEC)

Tasa de incremento anual de *Scutia buxifolia* (Coronilla) y *Vachellia caven* (Espinillo) en Uruguay

Christine Lucas¹, Paulina Puchi², Ludmila Profumo³ y Alex Ferreira⁴

1. CENUR Litoral Norte, Universidad de la Republica, Paysandú, Uruguay

2. Universidad de Padova, Italia

3. Centro Universitario de Rivera, Universidad de la Republica, Uruguay

4. Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Montevideo, Uruguay*lucas.christine2@gmail.com

Introducción

El manejo sostenible de bosque se define por la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) como un proceso de gestión en función de objetivos de ordenación, que se define por la producción de un flujo continuo de servicios forestales y recursos sin reducir su valor inherente ni su productividad futura (OIMT 2017). Generalmente, la estimación de productividad se basa en datos de incremento anual en diámetro, área basal, volumen o biomasa, pudiendo estimar tasas de crecimiento anual y evaluar factores ambientales o tratamientos de silvicultura para aumentar la productividad de ciertas especies. La información sobre tasas de crecimiento de árboles en los trópicos y subtrópicos y su variabilidad frente cambios ambientales en el tiempo es escaso, no obstante, presenta un potencial importante para la estimación y proyección de rendimientos, identificación de árboles para cosechas en el futuro, e impactos del cambio climático sobre este rendimiento.

La dendrocronología es una herramienta para evaluar patrones de crecimiento histórico de especies con formación de anillos anuales. El desarrollo de la dendrocronología en América del Sur con coníferas y angiospermas, ha demostrado el potencial de las especies nativas de la zona, no sólo en presentar anillos anuales de crecimiento, sino en presentar respuestas poblacionales coherentes en respuesta a la variabilidad climática e hidrológica. Por ejemplo, en la región amazónica de Bolivia, los estudios dendrocronológicos permitieron responder preguntas relevantes para el manejo de rodales de bosque nativo de ciclos corto, tales como: ¿Cuáles son las edades de árboles cosechados hoy en día? ¿Cuánto crece cada especie durante el ciclo de corte de 20 años? ¿Cuál es la proporción de árboles que estarán “cosechables” en futuros raleos selectivos?, ¿Cuál es el volumen esperado del segundo ciclo de corte y como se compara con el primero? En las sabanas de África se utiliza intensamente la dendrocronología con varias especies de *Vachellia* para entender la relación entre el crecimiento anual de árboles y la disponibilidad de agua durante el periodo de crecimiento (Gebrekirstos et al. 2014).

El objetivo de este trabajo es evaluar el incremento anual de dos especies de árboles de valor económico y ecológico en Uruguay, el coronilla (*Scutia buxifolia*) y el espinillo (*Vachellia caven*). Utilizando metodologías estándar de la dendrocronología, se busca comprender las edades de los árboles que son objetivos del corte de raleo selectivo y cuáles son las tasas de incremento anual de estas especies en distintas ecorregiones del país.

Materiales y Métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en tres sitios, Isla Cristalina (ICR-Rivera), Sierra de la Blanqueada del Este (SLB-Rocha), y los Bosque Parque de la región Tres Bocas (TRB-Soriano) en Uruguay. Las muestras de *Scutia buxifolia* fueron colectadas en los sitios de bosque serrano, ICR-Rivera en el noreste y SLB-Rocha en el sureste del país. Las muestras de *Vachellia caven* fueron colectadas durante un corte selectivo en un bosque parque del Litoral de Uruguay en TRB-Soriano.

Especies de estudio: Entre las cuatro especies del género *Scutia* (Rhamnaceae), *S. buxifolia* es la especie más meridional de América del Sur, y se distribuye ampliamente en los Campos norteños de Uruguay, Argentina y el sur de

Brasil, así como en bosques secos tropicales y subtropicales del Chaco en Argentina y Bolivia. Dada la calidad de la madera, la especie es altamente valorada como leña en Uruguay. La anatomía de la madera de Rhamnaceae en las Américas se caracteriza por madera densa; se observan anillos de crecimiento en *S. buxifolia*, marcados por una línea nítida de células de parénquima. *Vachellia caven* (ex *Acacia caven*), es un grupo característico de sabanas tropicales y subtropicales. *V. caven* se distribuye en el centro del Cono Sur de América, abarcando partes de Uruguay, Argentina, Paraguay, Chile y Bolivia. En Uruguay, *V. caven* es característica de los bosque parque del litoral oeste.

Se colectaron muestras de *Scutia buxifolia* en forma de discos de cortes transversales a una altura del tronco de 1.3 m arriba del suelo de 14-20 árboles de cada sitio, junto con datos de su altura, diámetro y condiciones de crecimiento. Para *Vachellia caven* solo se colectaron datos de diámetro post-corte. Todas las muestras fueron pulidas con lijas, incrementando en grano de 60 hasta 2000. Desde la médula hacia la corteza se dibujaron 2-4 radios o series, sobre los cuales se identificaron inicialmente los anillos de crecimiento bajo lupa. Utilizamos el método de datación cruzada para demostrar anillos de crecimiento anuales en *S. buxifolia* y *V. caven*, ya que la datación cruzada se considera evidencia de apoyo para las bandas de crecimiento anual (Stahle 1999). Las cronologías de anillos de árboles para cada sitio y cada especie se desarrollaron utilizando el programa COFECHA para corregir series temporales y evaluar la correlación entre series (Speer 2010) y el programa ARSTAN para desarrollar cronologías estándar y residuales. Utilizamos un r bar (ventana) de 30 años para suavizar la cronología, ya que la influencia de la actividad humana en estos bosques puede influir en los patrones de crecimiento a largo plazo. La señal de la población expresada (EPS) se utilizó para determinar la presencia de una señal común entre la población. Considerando un $EPS > 0.80$, el período de análisis para ambos sitios fue 1950-2012.

La cronología de *S. buxifolia* del norte de Uruguay se basó en 29 series de 15 árboles, cubriendo el período 1919-2012. De manera similar, la cronología del sur de Uruguay se basó en 25 series de 14 árboles, cubriendo un período ligeramente más largo desde 1900-2012. Se utilizó estadísticas básicas para calcular el crecimiento promedio de cada especie en cada sitio. La cronología de *V. caven* se basó en 25 árboles, cubriendo un período corto de 2002-2015.

Resultados y Discusión

La especie *S. buxifolia* mostró un patrón de crecimiento lineal, típico de especies de larga vida (Fig. 1) (Ferreira 2016). Dando más evidencia a la hipótesis de que los árboles viejos crecen más y aportan más biomasa que los árboles jóvenes, en ambos sitios *Scutia* tuvo un aumento exponencial en el área basal en árboles con edades > 100 años. Aunque las tasas de crecimiento del diámetro medio de *S. buxifolia* en el norte y sureste de Uruguay fueron similares, 2.95 ± 0.95 y 2.98 ± 1.26 mm.año⁻¹ en diámetro a la altura del pecho (DAP, i.e., 1.30 m del suelo), durante el mismo período (94 años), los árboles en SLB mostraron un aumento en el crecimiento entre 1939-1949, donde el incremento del diámetro en SLB fue casi el doble que en el ICR norteño, seguido por un retorno a tasas de crecimiento similares después de 1980. Hubo bastante variabilidad entre árboles en crecimiento anual, lo cual se explicó más por el área del dosel de que por la edad del árbol.

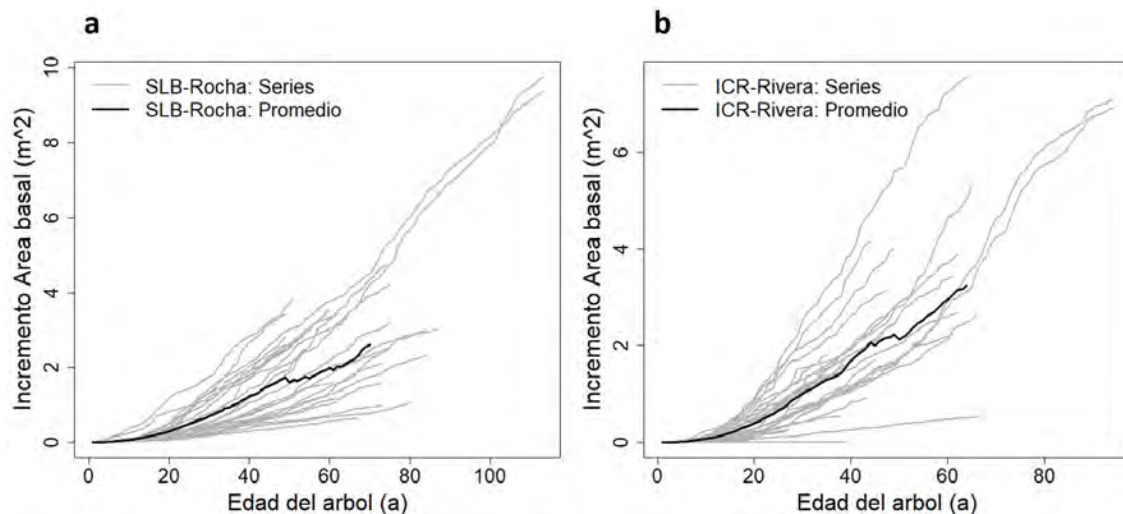


Figura 1. Incremento anual en área basal (m²) de *Scutia buxifolia* en: (a) Sitio Sierra La Blanqueada – Rocha y (b) Sitio Isla Cristalina – Rivera. Se indica la variabilidad en crecimiento radial por serie (gris), y el crecimiento promedio en línea negra, sobre 75 años.

V. caven presentó una tasa de incremento diametral anual relativamente alta, alcanzando $10.36 \pm 0.45 \text{ mm.año}^{-1}$ (desvío estándar) para el período de 2002 a 2015 (Fig. 2). Siendo una especie pionera o colonizadora, es posible que esta tasa no se mantenga de forma lineal durante la vida del árbol, sino que se reduzca hasta alcanzar un umbral cerca de su edad máxima. Se destaca que los árboles fueran de la misma cohorte, con edades semejantes (11-14 años) y un rango de diámetro entre 14 y 17.5 cm.

Un programa de largo-plazo de dendrocronología en el país brindará más información sobre la variabilidad del crecimiento anual bajo distintas condiciones ambientales y en diferentes ecorregiones.

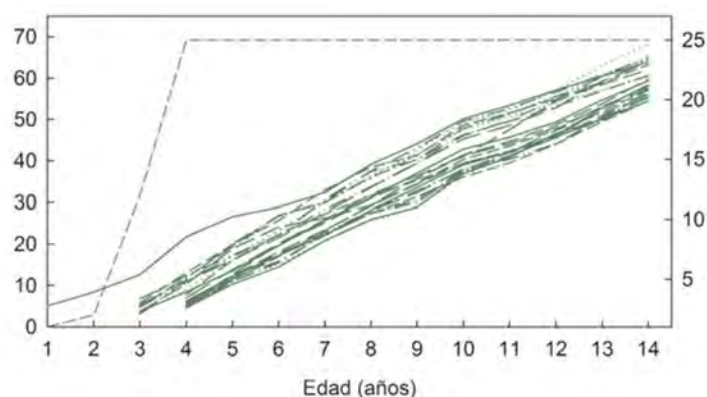


Figura 2. Incremento anual RADIAL de *Vachellia caven* de un total de 25 árboles de la región Tres Bocas – Soriano, del Litoral de Uruguay.

Agradecimientos. Estudio parcialmente financiado por Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE), a través de pasantías de investigación.

Bibliografía

- Brienen RJW y Zuidema PA (2006): The use of tree rings in tropical forest management: Projecting timber yields of four Bolivian tree species. *Forest Ecology and Management* 226: 256-267.
- Brussa CA y Grela IA (2007): Flora arbórea del Uruguay: con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Editorial COFUSA, Montevideo, Uruguay. 544p.
- Ferreira A (2016): Potencial de *Scutia buxifolia* para estudios dendrocronológicos en Uruguay. Tesis para la obtención del grado en Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad de la República. Facultad de Ciencias.
- Gebrekirostos A, Brauning A, Sass-Klassen U y Mbow C (2014): Opportunities and applications of dendrochronology in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 6:48-53.
- Organización Internacional de Madera Tropical - OIMT (2017): Manejo Sostenible de Bosques. http://www.itto.int/es/sustainable_forest_management/
- Profumo L (2010): Estudio de anéis de crecimiento de especies arbóreas de ambientes fluviais da bacia do rio Tacuarembó, Uruguai. Ph.D., UFPR.
- Speer JH (2010): Fundamentals of tree-ring research. University of Arizona Press, Tucson.
- Stahle DW, Cleaveland MK y Therrell MD (1999): Tree-ring reconstruction of winter and summer precipitation in Durango, Mexico, for the past 600 years. In: 10th Symposium on Global Change Studies, American Meteorological Society.

Crecimiento de *Lithraea molleoides* en dos eco-regiones de Uruguay

Ludmila Profumo¹*, Marcela Portillo¹ e Ignacio Mieres¹

1. Centro Universitario de Rivera, Universidad de la República, Uruguay. *ludendrofila@gmail.com

Introducción

Lithraea molleoides pertenece a Anacardiaceae y su nombre popular en Uruguay es aruera. Es un árbol heliófilo y se lo encuentra tanto en matorrales xerófilos como en las profundidades de las quebradas y forma el estrato superior del dosel. En Uruguay se localiza principalmente en las zonas norte, noreste y este del país, en Artigas, Cerro Largo, Durazno, Paysandú, Rivera, Salto y Tacuarembó. Diferentes partes de la planta poseen sustancias que producen alergia en personas sensibles. Estas sustancias pueden volatilizarse y causar alergia, aunque no exista contacto físico con la planta, especialmente en días calurosos y sin viento (Brussa y Grela 2007).

El análisis de las tasas de incremento anuales en diámetro y de área basal se realiza en este trabajo a partir de técnicas de dendrocronología. La dendrocronología - el estudio de los anillos de crecimiento de árboles - es una herramienta extremadamente útil para medir la acumulación anual de biomasa histórica y estudiar su variabilidad en el tiempo y el espacio (Speer 2010), como un archivo de registros de crecimiento y efectos del ambiente sobre el mismo.

Hace ya quince años, Worbes (2002) planteaba en relación con las futuras necesidades de investigación en dendrocronología, que existe un enorme potencial en el análisis de los anillos de crecimiento para la investigación en los trópicos, pero que sus aplicaciones son escasas. Afirmando que debe ser autoevidente que el manejo de los árboles bajo las reglas de sustentabilidad, deben ser basadas en las estimaciones con análisis de anillos de crecimiento, que los datos *proxy* para la reconstrucción del clima deben ser tomadas de cronologías con muestras de origen tropical y que en los estudios para entender bosques/selvas y la dinámica poblacional de los mismos se necesita la edad real de los árboles y de los estadios sucesionales. Este autor recomienda usar la lista de 139 especies de Sudamérica, que marcan anillos anuales, aplicarla intensamente en futuras investigaciones y proveer información sobre crecimiento y dinámica natural de los bosque y selvas. Lo mismo es aplicable a especies subtropicales.

El análisis de los anillos de crecimiento brinda, además, información de la relación edad/diámetro y edad/tasa de incremento anual para especies de interés comercial (Schongart 2008). Stephenson et al. (2014), en un análisis global de 403 especies arbóreas, tropicales y templadas, mostró que, para la mayoría de las especies, la tasa de crecimiento en biomasa se incrementa continuamente con el tamaño de los árboles. Entonces, los árboles más grandes y más viejos no actúan simplemente como reservorios senescentes de carbono, sino que fijan activamente grandes cantidades de carbono comparados con los árboles pequeños; a tal extremo, que un sólo árbol grande puede agregar la misma cantidad de carbono al bosque en un año, que el contenido de carbono que agrega una clase entera de árboles de tamaño medio. Los resultados mostrados por Stephenson et al. (2014) son relevantes para entender y predecir las retroalimentaciones de los bosques y selvas con el ciclo del carbono y el sistema climático global y, sobre todo, qué decisiones se toman en lo referente a la conservación de los individuos de mayores dimensiones.

El objetivo específico de este trabajo preliminar fue estimar el incremento anual de *L. molleoides* en las nacientes del río Tacuarembó en Rivera y en el arroyo Guaviyú en Paysandú.

Materiales y Métodos

Las muestras de *L. molleoides* fueron extraídas en dos sitios: Guaviyú en el departamento de Paysandú y Parque Gran Bretaña en el departamento de Rivera. Se cortaron 10 individuos en cada sitio, de los cuales se extrajeron discos a la base, a 1.30 m y a cada 5% de la altura total. Aquí solo se presentan resultados de los discos a 1.30

m. Los árboles seleccionados se caracterizaron por: fuste recto, mayor tamaño por su correlación con la edad y localizados en el dosel para minimizar las interacciones vinculadas con la competencia entre árboles por luz. Con el árbol talado se determinó la altura total, la altura del punto de inversión morfológica (inicio de la copa) y el diámetro de copa.

En el laboratorio, las muestras se secaron y pulieron con distintas granulometrías (lijas de 80 gr/cm² hasta 2000 gr/cm²) para que los anillos de crecimiento fueran visibles. Se definieron 3 radios por disco a 120° uno del otro, se marcó cada anillo con lápiz y se midió el ancho de los anillos de crecimiento utilizando un carro de medición (Sistema Velmex, Software de medición de ancho de anillos Measure J2X) con un microscopio estereoscópico (10X). Se utilizaron las técnicas dendrocronológicas estándares para datar los anillos de los distintos árboles (Stokes y Smiley 1968), utilizando el programa COFECHA para corregir la cronología (patrón de crecimiento común de un grupo de árboles) y analizar la confianza en la anualidad de los anillos.

Resultados

Los 10 individuos de *L. molleoides* muestreados en el sitio de Rivera presentaron en promedio una edad de 27 años y 26 años en Guaviyú, con 20 años el árbol más joven y el más longevo 29 años. El incremento diametral acumulado en la localidad de Rivera fue de 14.06 cm, mientras que en Guaviyú fue de 11.10 cm ambos para el periodo de 1989-2016 como muestra la figura 1. El incremento radial promedio de todas las muestras analizadas en Rivera fue de 2.81 mm.año⁻¹, y en Guaviyú de 2.21 mm.año⁻¹ para el periodo de 1989-2016. Presentaron un desvío de 0.319 mm.año⁻¹ y de 0.393 mm.año⁻¹, respectivamente y un coeficiente de variación de 14% para ambos.

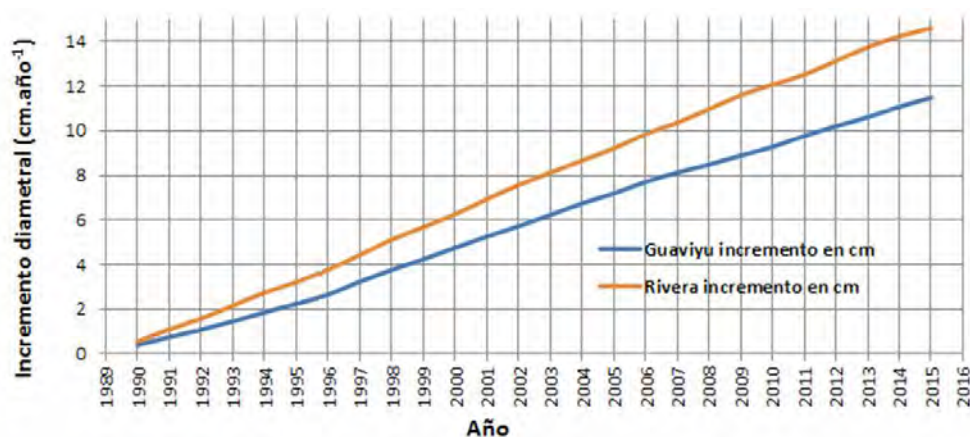


Figura 1. Incremento diametral acumulado de *Lithraea molleoides* en Guaviyú y Rivera.

El incremento en área basal acumulado es acelerado para las dos localidades (Figs. 2 y 3) y para todas las muestras variando entre 70 y 350 cm² en Rivera y entre 70 y 208 cm² en Guaviyú (ambos valores para árboles entre 25 y 30 años). La muestra que presentó mayor incremento diametral en Rivera fue ARR05 con un valor de 106.30 mm y la menor fue la muestra ARR13 con un valor de 50.54mm. Con respecto a Guaviyú, la muestra que presentó el máximo incremento diamétrico fue ARG01 con un valor de 91.57mm y la muestra ARG02 el mínimo incremento con un valor de 39.87mm.

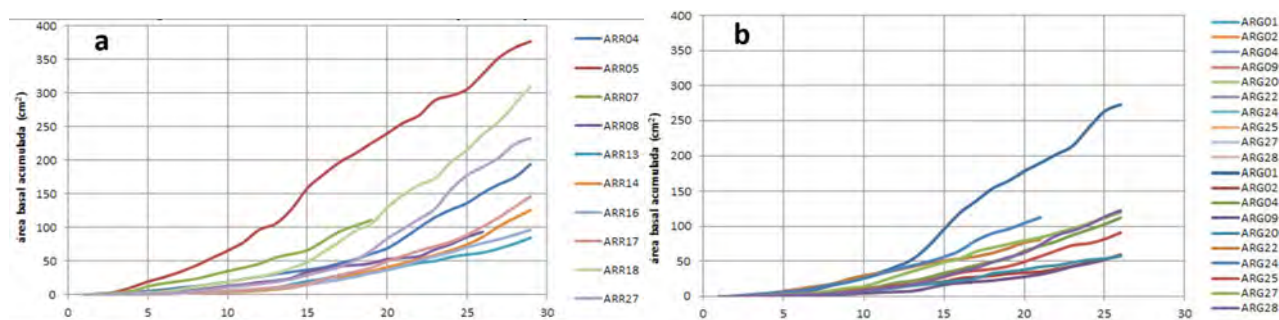


Figura 2. Incremento en área basal acumulada de *Lithraea molleoides* en (a) Rivera y (b) Guaviyú.

Agradecimientos. Estudio parcialmente financiado por Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNI-QUE), a través de pasantías de investigación.

Bibliografía

Brussa CA, Grela IA (2007): Flora arbórea del Uruguay: con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Editorial COFUSA, Montevideo, Uruguay.

Schongart J (2008): Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian varzea floodplains. *For. Ecol. Manag.* 256: 46-58.

Speer JH (2010): Fundamentals of tree-ring research. University of Arizona Press, Tucson.

Stephenson NL, et al. (2014): Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Macmillan. Nature* 507. 90-102pp

Stokes MA y Smiley TL (1996): An introduction to tree ring-dating. University of Arizona Press, Tucson.73p

Worbes M (2002): One hundred years of tree-ring research in the tropics, a brief history and an outlook to future challenges. *Dendrochronologia* 20 (2-1):217-231.

Crecimiento de *Sebastiania commersoniana* en tres eco-regiones de Uruguay

Ludmila Profumo^{1*}, Ignacio Mieres² y Marcela Portillo³

2. ¹PDU Sistemas Territoriales Complejos, Laboratorio de la Madera, Centro Universitario de Rivera. *ludendrofila@gmail.com

3. ²Tesista grado, Facultad de Agronomía

4. ³Pasante Ingeniería Forestal – Centro Universitario de Tacuarembó. UdelaR.

Introducción

La gestión sostenible de bosques involucra la planificación de la cosecha y el monitoreo de recursos forestales con base en la información sobre la productividad anual y su variabilidad respecto al clima y tratamientos silviculturales (FAO 2016). Respecto a la gestión de recursos maderables, uno de los requisitos de la gestión sostenible es la información sobre tasas de incremento anual de producción de volumen y biomasa de madera de las especies objetivo (Pretsch 2010). El estudio de los anillos de crecimiento de árboles es una herramienta para medir la acumulación anual de biomasa histórica y estudiar su variabilidad en el tiempo y el espacio; considerando los escasos datos de incremento anual de especies nativas en regiones tropicales y subtropicales y los pocos sitios con inventarios replicados en el tiempo para lograr datos de crecimiento, la dendrocronología ha sido utilizada para proyectar tasas de producción anual de madera en Bolivia y Brasil (Brienen y Zuidema 2006, Schöngart 2008, Speer 2010). Además, estos estudios brindan información de la relación edad - diámetro y edad - tasa de incremento anual para especies de interés comercial (Schöngart 2008).

En Uruguay existen antecedentes de estudios de crecimiento anual en especies leñosas a partir de principios dendrocronológicos (Profumo 2010). Según estudios hasta el año 2010, en Uruguay seis especies cumplían con las condiciones necesarias para ser analizadas con técnicas dendrocronológicas: *Sebastiania commersoniana*, *Salix humboldtiana*, *Allophylus edulis*, *Ocotea acutifolia*, *Ocotea pulchella* y *Scutia buxifolia* (Profumo, 2010).

Aunque el incremento anual de madera tiene un factor importante genético relacionado a la densidad de la madera, hay varios factores ambientales que afectan la biomasa depositada por año al anillo de crecimiento (Stokes 1968). En los planes de manejo, es importante entender cómo factores locales como la accesibilidad a la luz, condiciones de suelo y el clima, afectan la tasa de incremento anual de una misma especie de interés comercial.

El objetivo de la investigación fue entender la variabilidad regional del crecimiento de *Sebastiania commersoniana* a través del análisis de las tasas de incremento anuales en diámetro y de área basal en los bosques ribereños y serranos de las eco-regiones Litoral Oeste y Sureste y norte del país. En términos específicos se buscó comparar el incremento en diámetro del blanquillo, en dos regiones pluviométricas contrastantes, una con precipitación media anual-ppma > 1400mm y otra con ppma < 1200mm; y en distintos tipos de suelos.

Materiales y Métodos

Las muestras de *S. commersoniana* fueron extraídas en tres sitios: en el arroyo Guaviyú en el departamento de Paysandú; en las nacientes del río Tacuarembó en el Parque Gran Bretaña en el departamento de Rivera y en las nacientes del río Cebollatí en Batlle y Ordoñez en el departamento de Lavalleja. En este avance solamente se presentan los resultados de Rivera y Lavalleja.

Colecta de los discos: Se utilizaron métodos destructivos, se cortaron 20 individuos arbóreos en cada sitio, de los cuales se extrajo un disco por individuo a 1.30 m de altura; en el presente informe preliminar se presentan los valores de 10 discos por localidad. Para la selección de los árboles se consideraron las siguientes características: (1)

fuste recto, (2) mayor tamaño por su correlación con la edad, ya que árboles con mayor diámetro podrían tener más anillos de crecimiento y por lo tanto mayor tiempo de registro de eventos ambientales y (3) localizados en el dosel, para minimizar las interacciones vinculadas con la competencia entre árboles por luz.

Medición de ancho de anillos para tasas de crecimiento: En el laboratorio, las muestras se secaron y pulieron con distintas granulometrías (lijas de 80 gr/cm² hasta 2000 gr/cm²) para que los anillos de crecimiento sean visibles. Luego de pulidos los discos, se definen 3 radios distanciados aproximadamente 120° entre ellos, en caso de que los radios coincidieran con daños o rajaduras, estos fueron movidos hacia un lado donde sea posible una mejor visualización del leño. Posteriormente, se marcó cada anillo con lápiz (0.3mm) y se midió el ancho de los anillos de crecimiento utilizando un carro de medición (Sistema Velmex, Software de medición de ancho de anillos Measure J2X) con un microscopio estereoscópico (10X), del Laboratorio de la Madera – ANEP-UdelaR, del Polo Educativo Tecnológico de Rivera – CETP.

Resultados preliminares

Los incrementos radiales anuales promedio para las dos regiones se muestran en la figura 1. Como valor general se observa que el blanquillo crece a una tasa promedio de 1.92 mm radiales anuales, lo que se traduce en 3.84 mm.año⁻¹ diámetros, como promedio general para todas las edades y para todas las áreas muestreadas. Se distingue que la especie alcanza rápidamente una tasa de crecimiento media anual muy estable cerca de los 8 años al DAP, y que esa tasa se mantiene entre 1.5 y 2.0 mm.año⁻¹

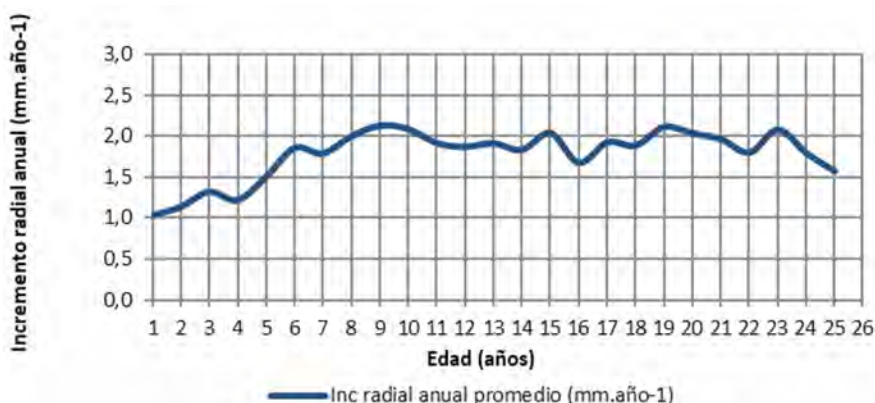


Figura 1. Incremento radial anual acumulado general.

Las estimaciones de los parámetros poblacionales para la variable incremento radial se presentan en la Tabla 1, donde se aprecia que los valores medios de incremento anual son superiores levemente en el sitio de Minas, aunque con un coeficiente de variación del 60%.

Tabla 1. Incremento Radial Medio (IRM y sus estadísticas poblacionales para *Sebastiania commersoniana* en las localidades de Minas y Rivera.

Localidad	IRM (mm.año ⁻¹)	Desvío Estándar IRM (mm.año ⁻¹)	C.V %	Máximo IRM (mm.año ⁻¹)	Mínimo IRM (mm.año ⁻¹)
Minas	1.92	1.1	59.7	7.8	0.2
Rivera	1.71	0.9	54.7	6.0	0.3

El análisis de varianza indica que existen diferencias significativas en los incrementos radiales entre las dos localidades analizadas en este informe preliminar (Tabla 2).

En la figura 2 se muestra la evolución del incremento anual por árbol muestreado para cada localidad. Lo interesante es que en ambos sitios los valores de los árboles individuales se localizan por debajo de los 60 mm acumulados, a excepción del árbol BLM05 que presentó un crecimiento diferencial, fuera de los valores promedio, exigiendo un análisis más profundo de los datos y una ampliación del muestreo, actividad ya concretada, y actualmente

en fase de laboratorio de medición de discos, que prevé duplicar el número de muestras medidas por localidad (de 10 a 20). El árbol BLM05 es más longevo que los demás, por lo que se puede hipotetizar que la tasa de incremento sigue aumentando con la edad o que por otro lado las características de los suelos son significativas para determinar las tasas de crecimiento independientemente de la precipitación.

Tabla 2. Resultados de la prueba de Tukey comparando el Incremento Radial Medio (IRM) de *Sebastiania commersoniana* entre localidades (Minas vs Rivera). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$), Error: 1,0962, gl: 1390, DMS=0,11014.

Localidad	IRM (mm. año ⁻¹)	n	E.	E.
Minas	1.92	703	0.04	A
Rivera	1.71	689	0.04	B

Incremento radial acumulado (mm)

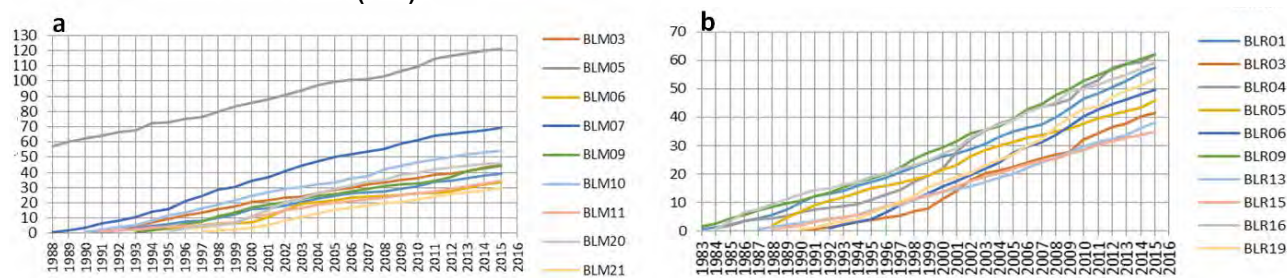


Figura 2. Incremento radial anual acumulado de *Sebastiania commersoniana* en (a) Minas y (b) Rivera.

Agradecimientos. Estudio parcialmente financiado por Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de pasantías de investigación.

Bibliografía

- Brienen RJW y Zuidema PA (2006): The use of tree rings in tropical forest management: projecting timber yields of four bolivian tree species. For. Ecol. Manag. 226: 256-267.
- Brussa CA y Grela IA (2007): Flora arbórea del Uruguay: con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Editorial cofusa, montevideo, uruguay.
- FAO (2016): El estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma. 120p
- Pretsch H (2010): Forest dynamics, growth and yield – from measurement to model. Springer, berlin heidelberg.
- Schöngart J (2008): Growth-oriented logging (gol): a new concept towards sustainable forest management in central amazonian várzea floodplains. For. Ecol. Manag. 256: 46-58.
- Profumo L (2010): Estudio de anéis de crecimiento de especies arbóreas de ambientes fluviais da bacia do rio tacuarembó, uruguai. Ph.d., ufpr.
- Speer JH (2010): Fundamentals of tree-ring research. University of Arizona press, Tucson. 300pp
- Stokes MA y Smiley TL (1968): An introduction to tree-ring dating. University of Arizona Press, Tucson. 73 pp

Sección 3

Ecología de la invasión y métodos de control



Bosque de barranco en Melilla, Montevideo. Vista aérea del dosel tomada desde dron, dónde se aprecian individuos secos de ligustro (*Ligustrum lucidum*) que fueron tratados en el marco del ensayo experimental sobre métodos de control de exóticas realizado por la Facultad de Ciencias, en el marco del Acuerdo de Cooperación DGF/MGAP-BMEL(UNIQUE)-FCien/UdelaR. (Foto: BEC, tomada por Mauricio Bonifacino).

Regeneración e invasión en bosques serranos de Uruguay

Carolina Toranza^{1,2,*}, Valentina Tarragó¹ y Federico Haretche¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. *ctoranza@gmail.com

2. Laboratorio de Dendrología, Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

Introducción

Los bosques son los ecosistemas terrestres más biodiversos y tienen una alta relevancia ya que ofrecen numerosos bienes y servicios ecosistémicos (FAO 2011). En Uruguay los bosques ribereños y serranos constituyen las principales formaciones boscosas, abarcando alrededor del 4.5 % del territorio nacional (Brazeiro et al. 2008). El conocimiento de la ecología de los bosques en Uruguay, particularmente de su regeneración y sucesión, es escaso (Rodríguez-Gallego 2006, Etechebarne y Brazeiro 2015). La regeneración es una de las etapas de mayor presión demográfica, por lo que su estudio es fundamental tanto para entender aspectos básicos de dinámica de bosques (Wedy 2007), como base para prácticas de conservación y restauración de bosques nativos.

Las especies exóticas invasoras (EEI) son un problema global y constituyen una de las principales amenazas que enfrentan los bosques nativos en nuestro país (Nebel y Porcile 2006). Las EEI se caracterizan por tener: crecimiento rápido, tolerancia al estrés, perturbaciones y mayor eficacia en el uso de los recursos que las especies nativas, compitiendo con éstas desde etapas juveniles en el ensamble del bosque (Vila et al. 2008). Existen numerosas evidencias del efecto de las arbóreas invasoras sobre la regeneración de especies nativas, tanto por competencia como por alteración de las condiciones micro-ambientales vinculadas al reclutamiento (Senbeta et al. 2002, Mascaro et al. 2008).

El objetivo de este trabajo fue estudiar la regeneración de árboles nativos en bosques serranos de Uruguay, sus determinantes ambientales y evaluar el impacto de las especies arbóreas invasoras sobre la misma.

Materiales y Métodos

Relevamiento florístico: En cada localidad el componente arbóreo adulto se muestreó en parcelas modificadas de Gentry de 0.1 ha -5 transectas de 2x100 m- (Boyle 1996). Las transectas se disponen paralelas entre sí y perpendiculares a la pendiente, separadas por al menos 10 m y distribuidas desde la base hasta la cima de la ladera, abarcando el gradiente fisonómico. En cada transecta se identificaron y midieron todos los individuos arbóreos adultos mayores o iguales a 2.5 cm de DAP (1.3 m). La regeneración arbórea se midió en 3 cuadrantes de 2x2m anidados en cada una de las transectas de adultos: al inicio (10 a 12 m), en la zona media (50 a 52 m) y hacia el final (90 a 92 m). En cada cuadrante se identificaron y midieron todos los juveniles arbóreos nativos y exóticos (altura ≥ 0.5 m y DAP < 2.5 cm).

Características fisonómicas y ambientales: Para todas las transectas se registró la posición topográfica, la orientación de la pendiente, las coordenadas y altura de inicio y final, la altura media del dosel y el % de rocosidad cada 10 metros a lo largo de la transecta. En cada cuadrante se realizó una evaluación fisonómica a través de la identificación de 9 categorías o estratos (suelo desnudo, mantillo, troncos caídos >10cm, herbáceas, arbustos, regeneración arbórea, árboles de sotobosque, dosel y emergentes). Dentro de estos estratos se estimó la cobertura (%) según las categorías de Braun-Blanquet (<1, 1-5, 6-25, 26-50, 51-75, 76-100). Asimismo, se determinó la altura de cada estrato vegetal. En cada cuadrante se midió la apertura del dosel con un densiómetro esférico.

Los datos fueron analizados mediante el uso de gráficos exploratorios, análisis de correlación y regresión, implementados en los programas estadísticos Excel, Past y Statistica.

Resultados y Discusión

Se muestrearon 10 localidades de bosque serrano distribuidas en el país (C° Lagunitas y Las Flores - Maldonado; San Miguel - Rocha, Sierra de Mahoma - San José, Sierras de Nico Pérez - Lavalleja, Cva. Del Tigre - Durazno, Las Lilas - Río Negro, Arbolito y Sierra de Ríos - Cerro Largo, Rivera - Rivera). En el conjunto de las localidades estudiadas se registraron 80 especies arbóreas y en los cuadrantes de regeneración un total de 58 especies arbóreas nativas en estadio juvenil. Las especies más abundantes en la regeneración fueron: *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrrhimum atropurpureum*, *Myrcianthes cisplatensis* y *Styrax leprosus*. La diversidad de juveniles nativos se agrupó por familias siguiendo el patrón general de adultos, siendo las familias con más especies: Myrtaceae, Anacardiaceae y Salicaceae, lo que coincide con varios reportes nacionales (Grela y Brussa 2003, Etchebarne 2014). La riqueza de adultos y juveniles, así como la abundancia de adultos y juveniles de cada localidad estuvo correlacionada de forma lineal y positiva (Fig. 1a y b).

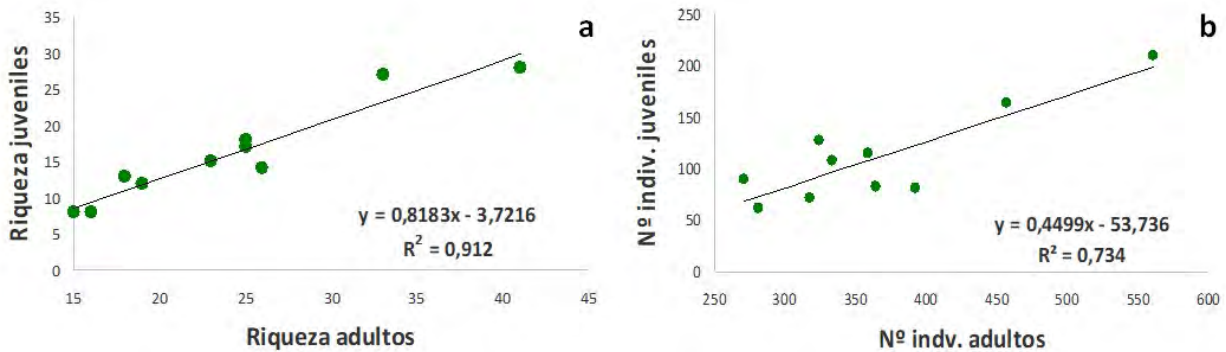


Figura 1. Relación entre: (a) riqueza de árboles adultos y juveniles y (b) la abundancia de adultos y juveniles en las localidades muestreadas.

La riqueza de adultos y juveniles arbóreos serranos disminuye a medida que aumenta la latitud ($R^2= 0.44$ y 0.51 respectivamente). Este efecto estaría mediado por un aumento de la precipitación y la temperatura hacia el norte del país. La riqueza de juveniles arbóreos se relacionó de forma positiva y significativa con la precipitación ($R^2= 0.63$; $p < 0.05$), y positiva y marginalmente significativa con la temperatura media anual ($R^2= 0.31$; $p < 0.10$). Se estudió el efecto de la rocosidad en superficie (%) y de la apertura del dosel sobre la regeneración nativa. No se encontraron efectos significativos de estas variables, con excepción de la localidad de San Miguel, donde se detectó un efecto positivo de la apertura del dosel sobre la abundancia de juveniles ($R^2= 0.3$, $p < 0.05$).

En la mitad de las localidades se registraron adultos de EEI: *Acacia longifolia* (Acacia), *Citrus aura* (Naranja amargo), *Ligustrum lucidum* (Ligustro), *L. sinense* (Ligustrina) y *Pittosporum undulatum* (*Pittosporum dulce*), y en 3 sitios, se registraron juveniles de EEI: *L. lucidum*, *L. sinense* y *P. undulatum* (Fig. 2a y b). La abundancia de juveniles exóticos se relacionó positivamente con la abundancia de adultos exóticos ($R_s=0.87$, $p < 0.05$).

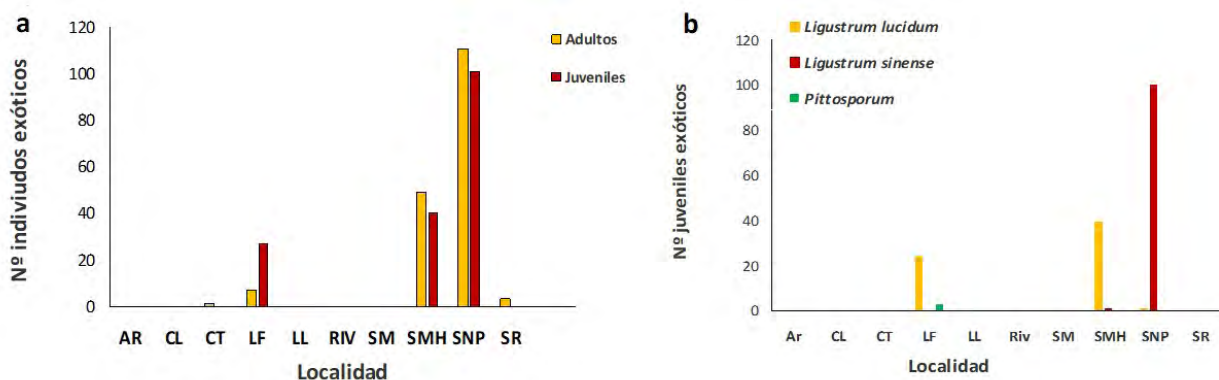


Figura 2. Abundancia (por ha) de EEI por localidad de: (a) adultos y (b) juveniles. Los códigos de las localidades son, AR: Arbolito, CL: C° Lagunitas, CT: Cueva del Tigre, LF: Las Flores, Las Lilas, RIV: Rivera, SM: San Miguel, SMH: Sierra Mahoma, SNP: Sierras de Nico Pérez, SR: Sierra de Ríos.

En cuanto al efecto de las EEI sobre la regeneración nativa, no se encontraron efectos significativos de la riqueza de adultos ni juveniles exóticos sobre la riqueza de juveniles nativos. En lo que refiere a la abundancia, no se detectó un efecto del número de individuos adultos exóticos sobre el número de juveniles nativos. Sí se encontró un efecto negativo entre la abundancia de juveniles exóticos y juveniles nativos (Fig. 3). Esto ya ha sido observado anteriormente en diversos tipos de bosques invadidos (Mascaro 2008, Hoyos et al. 2010) y constituye uno de los modos de invasión descritos en especies invasoras como *L. lucidum* (Hoyos et al. 2010).

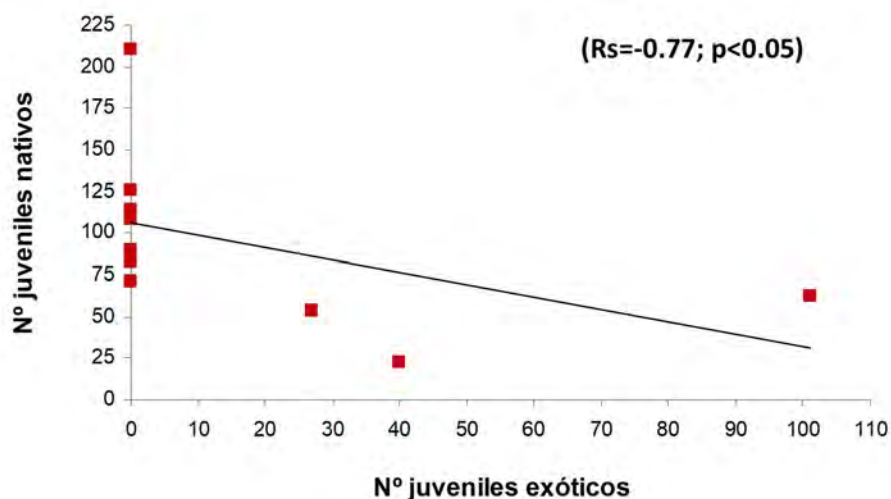


Figura 3. Relación entre la abundancia de juveniles nativos y juveniles exóticos en los sitios muestreados.

Finalmente, evaluamos si la presencia de EEI en las localidades serranas se vinculaba con características de los sitios tales como: ubicación en el territorio y cercanía a centros poblados (>5000 habitantes), no encontrándose relación con ninguno de estos factores.

Conclusiones

La riqueza y abundancia de juveniles estuvo fuertemente ligada a la de adultos arbóreos, así como su composición. Algunos factores regionales como temperatura y precipitación contribuyen a explicar la variación de la diversidad en bosques serranos de Uruguay. Un 50% de las localidades evaluadas presentaban algún grado de invasión por EEI. Si bien no se detectó un efecto directo del componente adulto exótico sobre la regeneración nativa, sí se encontró un efecto negativo de la regeneración exótica sobre la nativa, lo que constituye la estrategia de remplazo de la comunidad nativa por la exótica. No logramos identificar los factores vinculados a la invasión de las distintas localidades. Sin embargo, creemos que es un fenómeno multicausal vinculado a la historia de uso de los sitios (e.g., tala y pastoreo), proximidad a rutas, región del país o introducciones incidentales, entre otros; lo cual deberá ser abordado en el futuro.

Agradecimientos. A Juan Pablo Nebel (DGF) y personal de DGF por el apoyo logístico durante el trabajo de campo. A Andrés Rossado, César Justo y Ludmila Profumo por su aporte en el reconocimiento botánico. A los propietarios que posibilitaron la realización de los relevamientos. Estudio parcialmente financiado por pasantía otorgada por Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a V.T., bajo tutoría de C.T.

Bibliografía

- Brazeiro A, Achkar M, Canavero et al. (2008): Prioridades Geográficas para la Conservación de la Biodiversidad Terrestre de Uruguay. Resumen Ejecutivo PDT 32-26. 48pp.
- Boyle BL (1996): Changes on altitudinal and latitudinal gradients in neotropical montane forests. Ph.D. Dissertation. Washington University, St. Louis, Missouri. 247p.
- Etchebarne V y Brazeiro A (2016): Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: soil condition and tree regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 362: 120–129.

- FAO (2011): Situación de los bosques del mundo. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación, Roma. 193 pp.
- Hoyos LE, Gavier-Pizarro GI, Kuemmerle T et al. (2010): Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Co'rdoba, Argentina. *Biol. Invasions* 12: 3261-3275.
- Mascaro J, Becklund KK, Hughes RF y Schnitzer SA (2008): Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawai'i. *Forest Ecol. Manag.* 256: 593-606.
- Nebel JP y Porcile JF (2006): La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. Departamento de bosque nativo, manejo y protección forestal. MGAP.
- Rodríguez-Gallego MG (2006): Estructura y regeneración del Bosque de Ombúes (*Phytolacca dioica*) de la Laguna de Castillos (Rocha, Uruguay). 503-511pp. En: Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Menafrá R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F y Conde D (eds.). *Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo 668pp.
- Senbeta F, Teketay D y Naslund B-A (2002): Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. *New Forests* 24: 131-145.
- Vilá M, Valladares F, Traveset A et al. (2008): Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid. Ed. Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A. 40pp.
- Wedy GO (2007): Estructura e dinámica da regeneração natural de espécies arbóreas na floresta estacional do Parque Estadual do Turvo (Derrubadas, Rio Grande do Sul). Tese de Mestre em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Distribución, reclutamiento y establecimiento de *Ligustrum lucidum* en bosques de Uruguay

Alejandro Brazeiro^{1*}, Federico Haretche¹ y Carolina Toranza¹

Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. *brazeiro@fcien.edu.uy

Introducción

La invasión de ecosistemas por especies animales y vegetales exóticos (i.e., no nativos) es un fenómeno global que genera graves impactos en los sistemas ecológicos, económicos y sociales (Vitousek et al. 1996, Williamson 1999, Ehrenfeld 2010, MEA 2005). En Uruguay, la introducción y expansión de especies exóticas invasoras (EEI) ha sido identificado como un grave problema ambiental, en particular para la biodiversidad (Estrategia Nacional de Biodiversidad, 2016). Desde 2007 Uruguay cuenta con un Comité Nacional sobre especies exóticas invasoras, que ha identificado al árbol exótico *Ligustrum lucidum*, como una de las principales especies invasoras del país (Aber et al 2012). De hecho, el ligustro es considerado una de las principales especies invasoras de los bosques de Uruguay, capaz de afectar su biodiversidad (Nebel & Porcile 2006).

Esta especie, originaria de China, ya ha colonizado el sur y oeste de Uruguay, en áreas periurbanas y bosques nativos, especialmente fluviales, pero potencialmente podría expandirse a todo el país. En este trabajo, nos enfocamos en los procesos locales que regulan la dinámica espacial del Ligustro en una localidad colonizada, a los efectos de buscar condicionantes ecológicas que puedan evitar o limitar el avance de la invasión. El objetivo fue analizar los factores ecológicos que determinan el nivel de reclutamiento y establecimiento de Ligustro, en el marco de tres hipótesis: (1) *Presión de propágulos*: la alta producción de semillas de árboles adultos promueve en la vecindad un alto reclutamiento de plántulas. (2) *Resistencia lumínica*: la disponibilidad de luz, controlada por la cobertura del dosel adulto, regula la sobrevivencia y crecimiento de plántulas hasta juveniles. (3) *Resistencia biótica*: la alta cobertura de herbáceas reduce, por competencia, el reclutamiento y sobrevivencia de plántulas.

Material y Métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en el bosque de Melilla (34°51'07" S y 56°12'04" O), en el Parque Municipal Humedales de Santa Lucía de la Intendencia de Montevideo, que está incluido en la actual área protegida "Humedales del Sta. Lucía" del SNAP. El bosque abarca unas 9 ha, distribuidas en una franja de ancho variable (80-150m) sobre una paleocosta relictual (escarpa o barranca), entre "tierras altas" dominadas por pastizales arbustizados y "tierras bajas" dominadas por vegetación de bañado. Desde el año 2000, el bosque y áreas aledañas están excluidas al ganado. El bosque es bajo (4-6 m), denso (cobertura >75%) y relativamente diverso (29 especies leñosas, nativas y exóticas). El dosel adulto es dominado por Coronilla (*Scutia buxifolia*), Tala (*Celtis tala*) y Sombra de Toro (*Jodina rhombifolia*), seguido por *Ligustrum lucidum* (Ligustro).

Metodología: Se relevaron en total 48 cuadrantes de 2x2 m, distribuidos al azar en 4 estratos: (1) bajo dosel de Coronilla y con baja cobertura de herbáceas en el sotobosque, (2) bajo dosel de Sombra Toro y con alta cobertura de herbáceas en el sotobosque, (3) bajo dosel de Ligustro (baja luz) y (4) en áreas que fueron manejadas en 2007-2008 o en 2014, con tala de ligustro (sucesión con alta luz). En cada cuadrante se identificaron y cuantificaron las plántulas (altura <10 cm), reclutas (10-50 cm) y juveniles (51-200 cm) de especies exóticas (Ligustro y otras) y nativas. Se midió la distancia de cada cuadrante a los 3 ligustros adultos (con frutos y semillas) más cercanos, cuyos diámetros a la altura del pecho (DAP; i.e., 1.30 m del suelo) fueron medidos. Se realizó además una descripción

fisonómica de la cobertura del suelo (desnudo, roca, mantillo, troncos) y estratos vegetales (herbáceo: 0-50 cm, arbustivo: 51-200 cm y arbóreo: > 3m).

Resultados y Discusión

Ensamble de regeneración: Se identificaron 16 especies de árboles regenerando (plántulas, reclutas, juveniles) en el bosque de Melilla, de las cuales la mitad fueron exóticas (Tabla 1). El Ligustro presentó las mayores densidades, que en el estado plántulas fue entre 100 y 1000 veces superior a las otras especies. Dentro de las especies nativas, el Arrayán fue quien presentó las mayores densidades, que fue más de 200 veces menor que el Ligustro a nivel de plántulas, y unas 10 veces menor a nivel de reclutas y juveniles. Estos resultados indican que la presión de propágulos del Ligustro está entre 1 y 2 órdenes de magnitud por encima de las demás especies, exóticas y nativas.

Tabla 1. Ensamble de árboles regenerando en el bosque de Melilla. Se presentan densidades medias y DS de plántulas, reclutas y juveniles.

EXÓTICAS		Densidad media (ind/m ²) y (DS)		
Nombre científico	Nombre común	Plántulas	Reclutas	Juveniles
<i>Ligustrum lucidum</i>	Ligustro	253.7 (621.4)	15.5 (30.3)	5.6 (10.2)
<i>Ligustrum sinense</i>	Ligustrina	0.2 (0.3)	0.05 (0.16)	0.03 (0.10)
<i>Laurus nobilis</i>	Laurel	0.03 (0.1)	0.23(0.5)	0.06(0.2)
<i>Cotoneaster</i> sp.	Cotoneaster	0	0.01 (0.1)	0.02 (0.1)
<i>Pyracantha coccinea</i>	Crategus	0	0.01(0.0)	0.01(0.0)
<i>Phoenix canariensis</i>	Palmera canaria	0	0.01(0.0)	0
<i>Morus</i> sp.	Morera	0	0	0.01(0.0)
<i>Pittosporum</i> sp.	Pitosporum	0	0.06(0.4)	0.01(0.0)
NATIVAS				
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Arrayán	1.07(1.47)	1.52(2.10)	0.44(1.62)
<i>Myrsine laetevirens</i>	Canelón	0.08(0.36)	0.02(0.08)	0.01(0.04)
<i>Jodina rhombifolia</i>	Sombra de toro	0.07(0.26)	0.02(0.08)	0.01(0.05)
<i>Scutia buxifolia</i>	Coronilla	0.04(0.09)	0.01(0.05)	0.04(0.15)
<i>Celtis tala</i>	Tala	0.04(0.15)	0.01(0.04)	0.01(0.05)
<i>Acca Sellowiana</i>	Guayabo del país	0	0.03(0.18)	0.01(0.04)
<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	0	0.01(0.04)	0.01(0.04)
<i>Schinus longifolius</i>	Molle	0	0.01(0.05)	0

Reclutamiento y presión de propágulos: La distancia al árbol adulto de Ligustro más cercano fue el factor que mejor se correlacionó con la densidad de plántulas. La densidad de plántulas aumentó logarítmicamente con la cercanía a Ligustros adultos (Fig. 1). En un radio de 4-5 m entorno a los ligustros adultos se observan en promedio densidades de entre 100 y 1000 ind.m⁻², que decrece a un orden de 10 ind.m⁻² a mayores distancias.

Reclutamiento y resistencia biótica: En áreas dominadas por especies nativas se observó diferencias en el reclutamiento de Ligustro entre zonas dominadas por Coronilla (*Scutia buxifolia*) y zonas dominadas por Sombra de Toro (*Jodina rhombifolia*). Bajo Sombra de toro, la densidad de plántulas de Ligustro fue menor, pero no se diferenció significativamente (P=0.28). Pero a nivel de reclutas (F1,20= 5.54, P=0.029) y juveniles (F1,20= 6.04, P=0.023), las densidades bajo dosel de Sombra de Toro fueron más de cinco veces menores que en parcelas bajo Coronilla. Este patrón sugiere la posibilidad de que ocurra algún tipo de resistencia biótica asociada al árbol Sombra de Toro y/o a su vegetación asociada en el sotobosque. El dosel de Sombra de Toro es más abierto que en el caso del Coronilla, lo que permite el desarrollo de una mayor cobertura de herbáceas en el sotobosque (>75%), dominado por la gramínea *Melica sarmentosa*, mientras que, bajo Coronilla la cobertura de herbáceas suele ser muy baja (<10%). En este sentido, se plantea como hipótesis, que *M. sarmentosa* limita el reclutamiento del Ligustro en este bosque, posiblemente a través de competencia. De confirmarse este fenómeno, *M. sarmentosa* podría ser usada en

la restauración de áreas degradadas por la invasión de Ligustro. Luego del control de los árboles adultos y juveniles, y regeneración, la implantación de esta gramínea podría usarse para reducir la probabilidad de nuevas invasiones.

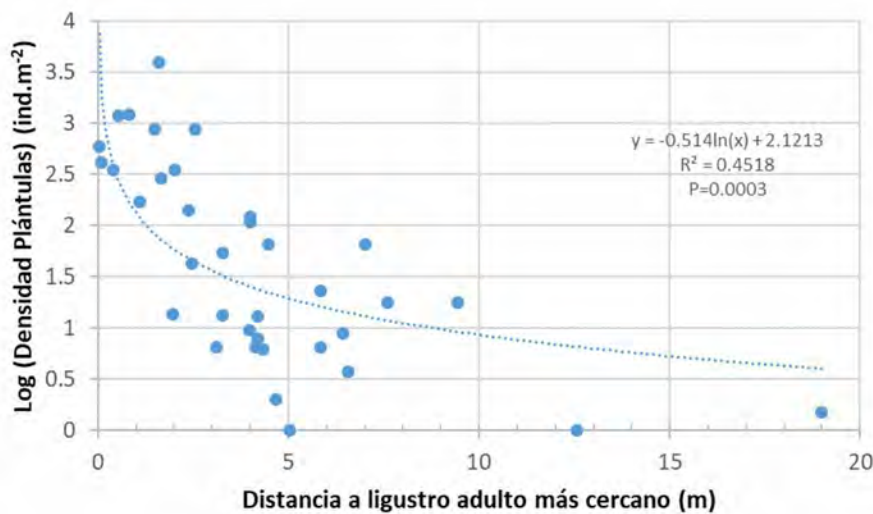


Figura 1. Relación espacial entre la densidad de plántulas de Ligustro en parcelas de 2x2 m y la distancia a los Ligustros adultos más cercanos. Se presenta el modelo logarítmico ajustado.

Reclutamiento y manejo de exóticas: El control (corta y aplicación de herbicida en tocones) de ligustro previo (hace 2 y 10 años) realizado en el área, ha generado cambios no deseados. Si bien ha reducido la densidad de plántulas una cuatro veces, ha generado una mayor densidad de reclutas (x3) y juveniles (x6-8) (Fig. 2). La corta de árboles adultos genera una apertura del dosel, que aparentemente habría estimulado la sobrevivencia y crecimiento de plántulas, reclutas y juveniles del Ligustro. Estos resultados demuestran que los métodos de control, además de ser evaluados en el corto plazo respecto a la mortalidad de adultos, deben ser evaluados en el mediano-largo plazo con relación a la probabilidad de re-invasión. Resulta fundamental prolongar en el tiempo los esfuerzos de control, por lo menos hasta que se agote el banco de semillas de Ligustro, además de aplicar métodos de restauración del bosque, que favorezcan el reclutamiento y sobrevivencias de las especies nativas. De lo contrario, el manejo puede generar resultados contraproducentes.

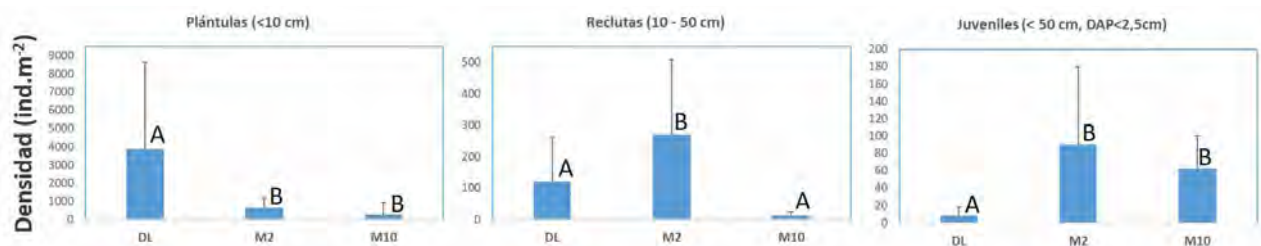


Figura 2. Efectos del control de árboles adultos de Ligustro sobre el reclutamiento de Ligustro. Se presenta la densidad media (\pm DS) de plántulas, reclutas y juveniles de Ligustro en tres tratamientos, DL (Dosel Ligustro): áreas invadidas que no han sido controladas (tratamiento control); M2: áreas que tuvieron manejo (i.e., corta y aplicación de herbicida) de Ligustros adultos hace 2 años; y M10: áreas que tuvieron el mismo tipo de manejo, pero hace 10 años. Los efectos de los tratamientos se evaluaron mediante ANOVA. Las letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Agradecimientos. A las autoridades del Parque Municipal Humedales de Santa Lucía de la IM, en particular a Atilio y al equipo de guardaparques, por su apoyo y constante colaboración. Al vecino Gerardo Dotti por facilitarnos el acceso al predio y por su interés y apoyo a la conservación del área. A los estudiantes de la Facultad de Ciencias que colaboraron con los muestreos. Este estudio fue financiado por el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una Acuerdo de Cooperación con la Facultad de Ciencias.

Bibliografía

- Aber A, Ferrari G, Porcile JF, Rodríguez E y Zerbino S (2012): Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. UNESCO, 102 p.
- Ehrenfeld JG (2010): Ecosystem consequences of biological invasions. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 41:59-80.
- Etchebarne V y Brazeiro A (2016): Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 362: 120–129.
- MEA (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- Nebel J y Porcile JF (2006): La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 7pp.
- Uruguay (2016): Estrategia nacional para la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica del Uruguay: 2016-2020. MVOTMA, MREE, CBD, FMAM, PNUD. Mastergraf. 58p.
- Vitousek PN, D' Antonio CM, Loope LL y Westbrook R (1996): Biological invasions as global environmental change. *Amer. Scient.*, 84: 468-478.
- Williams PA, Kean JM, Buxton RP (2010): Multiple factors determine the rate of increase of an invading non-native tree in New Zealand. *Biolog. Invas.*, 12: 1377-1388.

Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición

Lucía Farías^{1*}, Renzo Vettorazzi¹ y Alejandro Brazeiro¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. * luciafarias009@gmail.com

Introducción

Una de las especies exóticas invasoras (EEI) con mayor impacto en los bosques nativos de Uruguay es *Ligustrum lucidum* (Ligustro), debido a sus altas tasa de dispersión y crecimiento, y gran capacidad de adaptación (Nebel y Porcile 2006). Uno de los procesos ecosistémicos que puede verse afectado por las EEI es la descomposición, ya sea de manera directa provocando diferencias en la calidad y/o cantidad de la hojarasca, o de manera indirecta, alterando las condiciones micro-ambientales o la comunidad de descomponedores (Fernández y Aragón 2014). La calidad de la hojarasca en un bosque varía localmente en función de la especie dominante en el dosel, lo que finalmente influye en la tasa local de descomposición (Del Valle-Arango 2003).

Estudios previos han demostrado que la tasa de descomposición de la hojarasca en bosques puede ser afectada por la invasión de *L. lucidum* (Fernández y Aragón 2014). Estos autores encontraron que, en la mayoría de las especies de árboles, sus hojarascas se descomponen a una menor tasa bajo el dosel invadido por *L. lucidum*. Sin embargo, una revisión sobre los efectos de las invasoras sobre la descomposición muestra que las respuestas son variables, y no siempre se mantienen las mismas tendencias (Fernández y Aragón 2014).

El objetivo de nuestro trabajo fue evaluar el impacto del ligustro sobre la tasa de descomposición, a través de la alteración de la calidad de la hojarasca y de las condiciones microambientales del bosque.

Materiales y Métodos

Área de estudio: El estudio se llevó a cabo en el bosque de barranco de Melilla (34°51'07" latitud Sur, y 56°12'04" longitud Oeste) Montevideo, Uruguay, que se encuentra dentro del área protegida Humedales del Santa Lucía. Este bosque se distribuye a lo largo de una franja de ancho variable (80-150 m) y se trata de un bosque de bajo porte (3-6 m de altura) con árboles y arbustos espinosos y de hojas coriáceas, junto con enredaderas, epífitas y algunas hierbas distribuidas en la escarpa, hasta terminar abruptamente en el humedal (Medina, 2004). Brazeiro y Lucas (2015) señalan que, en este bosque, *L. lucidum* es la cuarta especie arbórea en nivel de importancia a nivel del dosel, pero esta especie domina ampliamente el ensamble de regeneración, por lo que podría llegar a dominar el estrato adulto en el futuro.

Diseño experimental y análisis de laboratorio: Para evaluar los efectos del ligustro sobre la tasa de descomposición de la hojarasca, se diseñó un experimento bi-factorial. El primer factor fue "Tipo de hojarasca", con dos niveles: invadida (ligustro) y nativa (*Scutia buxifolia* y *Jodina rhombifolia*). El segundo factor fue "Tipo de ambiente", con dos niveles: invadido (dosel ligustro) y nativo (dosel nativo, Coronilla y/o Sombra de toro). El diseño contempló entonces cuatro tratamientos experimentales: hojarasca invadida en ambiente invadido, hojarasca invadida en ambiente nativo, hojarasca nativa en ambiente invadido y hojarasca nativa en ambiente nativo. Se delimitaron 5 parcelas invadidas (cobertura de Ligustro en dosel > 75%) y 5 nativas (cobertura de Ligustro en dosel = 0, en general dominada por Coronilla). Para estudiar la tasa de descomposición se utilizó el método de bolsa de hojarasca (litterbags) (Ibarra *et al.* 2011). Para cada tratamiento se preparó 20 bolsas de hojarasca (BH) a los efectos de monitorear la tasa de pérdida de peso a través del tiempo, en total, se prepararon 80 BH. Las BH invadidas se lle-

nararon con 20 g y la BH nativas con 10 g, debido a la baja disponibilidad de este último tipo de hojarasca. Esto no afecta el experimento, ya que la tasa de descomposición se calcula en forma relativa al peso inicial. Se recolectó al azar 5 BH de cada tratamiento a los 2, 4 y 6 meses de instaladas y se llevaron al laboratorio, donde fueron secadas al aire libre por tres días (hasta peso constante) antes de ser pesadas (precisión: 0.001g). Se calculó el coeficiente de descomposición para cada tratamiento como la pendiente (a) de la recta $\ln(y) = a(x) + b$, donde y es el peso de la BH y x el tiempo en meses. Los efectos de los tratamientos e interacción, sobre la tasa de descomposición se evaluaron mediante un ANOVA factorial, con el programa Infostat (versión 2016).

Resultados

La hojarasca invadida por Ligustro se descompuso más lento que la hojarasca nativa, independientemente del tipo de ambiente. Por su parte, al ambiente invadido por ligustro afectó fuertemente la tasa de descomposición de la hojarasca de ligustro, mientras que, llamativamente, la hojarasca nativa se descompuso más rápido bajo el dosel invadido, que en el ambiente nativo (Figura 1).

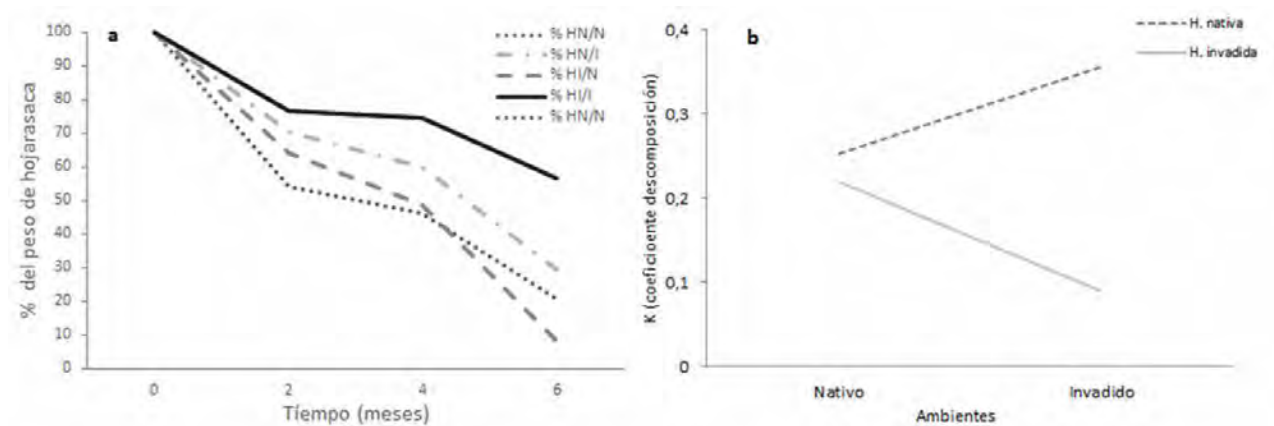


Figura 1. (a) Dinámica de descomposición de hojarasca en cada tratamiento experimental, expresada en porcentaje del peso inicial colocado en las bolsas de hojarasca. (b) Efectos de los factores, Tipo de ambiente y Tipo de hojarasca, sobre el coeficiente medio de descomposición de la hojarasca. Código de tratamiento: HN/N: hojarasca nativa en ambiente nativo, HN/I: hojarasca nativa en ambiente invadido, HI/N: hojarasca invadida en ambiente nativo y HI/I: hojarasca invadida en ambiente invadido.

Discusión y Conclusiones

La hojarasca de Ligustro se descompuso a menor tasa que la hojarasca nativa. Esto podría deberse a la menor área foliar de las especies nativas (Coronilla en gran medida), ya que se facilita la fragmentación y generación de material particulado más fino, de mayor superficie de contacto con los organismos descomponedores (Paz et al. 2013).

Además de afectar la descomposición a través de la calidad de la hojarasca, la invasión de Ligustro parece afectar la descomposición afectando las condiciones ambientales. En líneas generales, el dosel dominado por Ligustro suele ser más denso, lo que genera que el sotobosque y piso del bosque sean más sombríos, húmedos y frescos (menor temperatura), lo que podría afectar la abundancia y actividad de los organismos descomponedores. Pero el efecto del ambiente invadido por Ligustro sería contrastante, dependiendo de la calidad de la hojarasca. Sería negativo sobre la hojarasca de Ligustro, pero sorpresivamente, positivo sobre la hojarasca nativa. En este sentido, se ha observado una alta variabilidad de efectos en otros estudios, tanto mayor como menor descomposición, en ambientes invadidos (Fernandez y Aragón 2014, Ashton et al. 2015).

Este trabajo constituye la primera aproximación al estudio de los efectos del Ligustro sobre los factores que controlan la descomposición. Nuestros resultados indican que la invasión de Ligustro puede generar una afectación de la tasa de descomposición del bosque, tanto por la alteración de la calidad de la hojarasca como por la modificación local del microambiente en el sotobosque y suelo. Comparando los tratamientos HN/N y HI/I, que

representarían las situaciones extremas de un bosque completamente nativo y otro completamente invadido, se puede estimar que la tasa de descomposición promedio pasaría de 0.25 a 0.1. De acuerdo con estos datos, la invasión podría reducir la tasa de descomposición en un 60%, lo que podría tener considerables repercusiones en el funcionamiento ecológico del bosque.

Agradecimientos. A las autoridades y guardaparques del Parque Municipal Humedales de Santa Lucía de la IM por su constante colaboración. Al vecino Gerardo Dotti por facilitarnos el acceso al predio. Este estudio fue cofinanciado entre el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una Acuerdo de Cooperación con la Facultad de Ciencias, y el programa PIAE de la Universidad de la República.

Bibliografía

- Ashton I, Hyatt L, Howe K, Gurevitch J, y Lerdau M (2005): Invasive Species Accelerate Decomposition and Litter Nitrogen Loss in a Mixed Deciduous Forest. *Ecol. Appl.* 15(4), 1263-1272.
- Aragón R, Montti L, Ayup M y Fernández R (2014): Exotic species as modifiers of ecosystem processes: litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. *Acta Oecol.* 54:21-28.
- Brazeiro A y Lucas C (2015): Reporte de Práctica de campo: Evaluación fisonómica y florística del bosque de barranco de Melilla. Curso Ecología y Conservación de Bosques 2015. Facultad de Ciencias UDELAR. 7 pp.
- Del Valle-Arango JI (2003): Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del pacífico colombiano. *Interciencia* 28(3): 148-153.
- Fernández R y Aragón R (2014): Descomposición de la hojarasca de especies leñosas nativas y exóticas más abundantes del pedemonte de las Yungas, Tucumán, Argentina. *Ecol. Austral.* 24: 286-293.
- Ibarra M, Caldentey J y Promis A (2011): Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque (Valdivia)* 32(3): 227-233.
- Medina SV (2004): Estudio de una sucesión vegetal en las barrancas de los humedales del río Santa Lucía. Tesis para la obtención de título Ingeniero Agrónomo. 101 pp.
- Nebel J y Porcile JF (2006): La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 7pp.
- Pérez Amaro J, García E, Enríquez J, Quero A, Pérez J y Hernández A (2012): Análisis de crecimiento, área foliar específica y concentración de nitrógeno en hojas del pasto “mulato” (*Brachiaria* híbrido, cv.). *Rev. Mex. Cien. Pec.* 42(3):447-458.

Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el ensamble de invertebrados de la hojarasca

Renzo Vettorazzi^{1*}, Lucía Farías¹ y Alejandro Brazeiro¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. * rvetto@fcien.edu.uy

Introducción

Uno de los problemas que llevan a la pérdida de la biodiversidad es la invasión de especies exóticas fuera de su rango de distribución natural. Una de las especies exóticas invasoras (EEI) con mayor impacto en los bosques nativos de Uruguay es el árbol *Ligustrum lucidum* (Ligustro), perteneciente a Oleaceae. Su tasa de crecimiento elevada, gran capacidad de adaptación y la ausencia de grandes barreras ecológicas en el país, han contribuido a su rápida dispersión en Uruguay (Nebel y Porcile 2006). De los muchos procesos ecológico que pueden verse afectados por las EEI, la descomposición es uno de ellos. Esta se encuentra afectada principalmente por factores climáticos, calidad de la hojarasca y fauna edáfica (asociada al suelo) descomponedora (Swift y Anderson 1989). Por esta razón la tasa de descomposición varía considerablemente entre los distintos tipos de bosques y entre sitios (Swift y Anderson 1989, Liu et al. 2000).

La comunidad de artropofauna asociadas a la hojarasca se estructura en función de las especies de árboles que contribuyen a la composición de la hojarasca del suelo (Bell et al. 2009). Esta comunidad brinda servicios ecosistémicos tales como la generación y detoxificación del suelo y también aumentan su fertilidad (Kremen 2005). Varios estudios han aportado a caracterizar la interacción entre la fauna edáfica descomponedora y la flora (principalmente arbórea) que contribuye a la formación de la hojarasca (Albariño y Balseiro 2002, Varela et al. 2007). Esta comunidad ha sido usada con éxito como indicador biológico (Socarrás 2013). Este autor revisó los diferentes índices ecológicos desarrollados a partir de esta comunidad edáfica, destacándose las relaciones Astigmata/Mesostigmata como indicadora de la inestabilidad (>1 indica > inestabilidad), Oribatida/Astigmata como indicadora de desequilibrio en el uso del suelo (> desequilibrio cuanto próximo a cero) y Oribatida/Prostigmata como indicadora de impacto irreversible (si Prostigmata >> a Oribatida).

En Uruguay no existen antecedentes de trabajos que evalúen el efecto de la invasión de *L. lucidum* sobre la fauna edáfica de bosques nativos ni su significado en el equilibrio ambiental. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la invasión de *L. lucidum* sobre la fauna invertebrada de la hojarasca.

Metodología

Área de estudio: El estudio se llevó a cabo en el bosque de barranco de Melilla (34°51'07" latitud Sur, y 56°12'04" longitud Oeste) dentro de los Humedales del Santa Lucía recientemente ingresados al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) bajo la categoría de Área Protegida con Uso Sostenible de Recursos Naturales.

Trabajo de campo: Se delimitaron cinco parcelas en zonas nativas (dosel dominado por árboles nativos) y cinco en zonas invadidas por Ligustro. Las parcelas se delimitaron de forma circular con 5 metros de radio, teniendo como centro un árbol, nativo o Ligustro, dependiendo del caso. Se consideró como invadida a aquella parcela cuyo dosel contuviera *L. lucidum* en el 75% al 100%. La recolección de las muestras de hojarascas para determinar la fauna descomponedora asociada se realizó a principios de abril. Se recolectaron 5 muestras de cada parcela en cada zona (nativa e invadida) en cuadrantes de 400 cm² y se las llevó al laboratorio en bolsas plásticas aisladas para su posterior análisis. En total, se obtuvieron 50 muestras, 25 de zona nativa y 25 de zona invadida.

Trabajo en el laboratorio: Las muestras fueron colocadas en Embudos de Berlese-Tullgren (Berlese 1905, Tullgren 1918) durante tres días, al término de los cuales se recolectaron del alcohol y se los observó a lupa y microscopio cuando fuera necesario. Se decidió llegar hasta orden en la clasificación taxonómica de los individuos hallados, principalmente por los tiempos acotados en los que se enmarca este trabajo. Se utilizaron las claves taxonómicas Bentancourt et al. 2009, Bilbao y Esteban 2015, Moranza y Balanzategui 2015, Moreno 2015 y Pérez 2015. Se registró la abundancia de individuos por *orden* por muestra y se calculó densidad de individuos por muestra. Para evaluar las diferencias de abundancia entre las zonas invadidas y no invadidas, se realizó el test de Kruskal-Wallis en el programa PAST (Hammer et al. 2003).

Resultados

Se encontraron 16 órdenes en la totalidad de las parcelas de ambiente Nativo y 15 órdenes en las de ambiente invadido (Tabla 1). Embioptera y Polyxenida fueron exclusivos de ambiente nativo, y Dorylaimida de ambiente Invadido (Tabla 1). La abundancia total de la fauna varió significativamente entre las zonas invadidas y nativas de acuerdo con el análisis de Kruskal-Wallis ($P= 2.24 \times 10^{-7}$).

Tabla 1. Abundancia total por orden en los ambientes invadidos por *Ligustrum lucidum* (Invadido) y nativos (Nativo), en el bosque de barranco de Melilla. En negrita se resaltan los órdenes exclusivos para alguno de los ambientes.

ORDEN	INVADIDO	NATIVO
Astigmata	407	51
Colembolla	14	57
Coloptera	8	2
Diplura	3	1
Diptera	4	3
Embioptera	-	1
Dorylaimida	1	-
Hemiptera	2	1
Hymenoptera	1	6
Isopoda	11	19
Mesostigmata	6	3
Oribatida	9	34
Polyxenida	-	3
Prostigmata	15	41
Psocoptera	11	20
Pulmonata	6	4
Seudoescorpionida	2	8

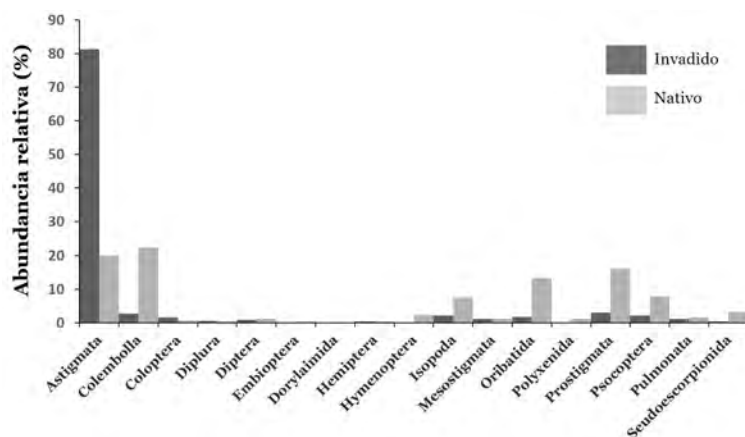


Figura 1. Porcentajes de abundancia (Ab (%)) total de los órdenes encontrados en ambientes invadidos por *Ligustrum lucidum*, y ambientes nativos del bosque de barranco de Melilla. Se resalta los órdenes exclusivos para alguno de los ambientes.

Los índices ambientales construidos en base a la abundancia relativa de diferentes órdenes (según Socarrás 2013) sugieren en todos los casos, inestabilidad e impacto ambiental (Tabla 2).

Tabla 2. Índices de estabilidad ambiental basados en abundancias de ácaros.

INDICADORES	NATIVO	INVADIDO
Oribatida/Astigmata	0,67	0,02
Oribatida/Prostigmata	0,83	0,60
Astigmata/Mesostigmata	17,00	67,83

Discusión y Conclusiones

Se detectaron diferencias significativas en la abundancia total de la fauna edáfica de hojarasca entre ambientes invadidos y nativos, que podrían explicarse por las diferencias en la composición de la hojarasca, generado por la invasión del ligustro. La diferente calidad de la hojarasca puede alterar las condiciones micro-climáticas del suelo, las cuales cumplen un rol importante en la estructuración de las comunidades edáficas (Varela et al. 2007).

La diversidad de órdenes identificados en este estudio (17) es comparable con lo conocido en la fauna edáfica de la hojarasca de otros bosques (Socarrás 2013). Esto era de esperarse debido a la baja resolución taxonómica de nuestro estudio, ya que los hallazgos taxonómicos son más comunes a nivel de género o especie, y no a nivel de órdenes. En este estudio se decidió llegar a una identificación taxonómica no mayor que orden, debido a los tiempos acotados en los que se enmarcó la investigación.

Los órdenes hallados en este estudio corresponden a micro y mesofauna edáfica, y pertenecen a los grupos funcionales de Redes Micro-Alimentarias y a Transformadores de Hojarasca (Lavelle 1997, Brussaard 1998). La ausencia de ingenieros ecosistémicos y posible ausencia de otros grupos citados para la hojarasca (Socarrás 2013), puede deberse a un sesgo del método de colecta (embudos de Berlese-Tullgren). Sandler et al. (2010) presentan evidencia de que los artrópodos pasan hasta el alcohol con mayor facilidad cuanto mayor es su tamaño, ya que pueden eliminar los obstáculos mientras huyen del calor. A su vez, la metodología no implicó análisis del suelo *per se* sino solo de la hojarasca, por lo que no se consideraron las especies que habitan en los primeros centímetros de tierra del suelo (Lavelle 1997, Socarrás 2013).

Aunque no se llegó más que a orden en la identificación taxonómica, esto fue suficiente para calcular índices biológicos según los resume Socarrás (2013), los cuales reflejan una situación preocupante de desequilibrio (abundancia de Astigmata > de Oribatida) y desbalance irreversible (abundancia de Prostigmata > que Oribatida) en la comunidad, sobre todo en los ambientes invadidos por ligustro. En particular el índice Astigmata/Mesostigmata indica inestabilidad del ambiente edáfico cuanto mayor es la proporción de Astigmata. Tanto en ambiente nativo como invadido este índice es mayor que 1, indicando impacto en ambos casos. No obstante, en ambiente invadido la desproporción a favor de Astigmata es aún mayor. No obstante, se encontró Psocoptera en abundancias moderadas, lo cual también según Socarrás (2013), es un orden que aparece en zonas impactadas, pero en vía de recuperación, ya que son organismos pioneros y recolonizadores.

Se prevé realizar otra instancia de muestreo de fauna edáfica para evaluar posibles variaciones temporales y, ya que el bosque se encuentra en tratamiento, se investigará si es posible detectar mejoras utilizando la fauna de la hojarasca como indicador.

Agradecimientos. A las autoridades y guardaparques del Parque Municipal Humedales de Santa Lucía de la IM por su constante colaboración. Al vecino Gerardo Dotti por facilitarnos el acceso al predio. Este estudio fue cofinanciado entre el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una Acuerdo de Cooperación con la Facultad de Ciencias, y el programa PIAE de la Universidad de la República.

Bibliografía

Albariño RJ y Balseiro EG (2002): Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquat. Conserv. Mar. Fresh. Ecosyst.* 12(2):181-192.

- Ball BA, Bradford MA, Coleman DC y Hunter MD (2009): Linkages between below and aboveground communities: Decomposer responses to simulated tree species loss are largely additive. *Soil Biol. Biochem.* 41(6):1155-1163.
- Bentancourt Pérez CM, Morelli Mazzeo ER, Scatoni IB, y Scatoni EM (2009): *Insectos del Uruguay*. ANII & CSIC. 658pp
- Berlese A (1905): Apparecchio per raccogliere presto ed in gran numero piccoli Artropodi. *Redia*, 2: 85-90.
- Bilbao JCI y Esteban LSS (2015): Orden Oribatida (= Cryptostigmata). *Revista IDE@-SEA*. 16:1-17.
- Brussaard L (1998): Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. *Appl. soil ecol.* 9(1):123-135.
- Hammer Ø, Harper DAT y Ryan, PD (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Kremen C (2005): Managing ecosystem services: what do we need know about their ecology?. *Ecol. Lett.* 8:468-479.
- Lavelle P (1997): Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advan. Ecol. Res* 27, 93-132.
- Liu W, Fox JED y Xu Z (2000): Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain, Yunnan, south-west China. *Ecol. Res.*, 15(4): 435-447.
- Moraza L y Balanzategui I. (2015) Orden Mesostigmata. *Revista IDE@-SEA*. 12:1-16.
- Moreno A (2015): Orden Astigmata. *Revista IDE@-SEA*. 15:1-19.
- Nebel J y Porcile JF (2006): La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. Departamento de bosque nativo, manejo y protección forestal. Uruguay. 7pp.
- Pérez FF (2015): Orden Prostigmata. *Revista IDE@-SEA*. 14:1-8.
- Sandler RV, Falco LB, Di Ciocco C, De Luca R, y Coviella CE (2010): Eficiencia del embudo Berlese-Tullgren para extracción de artrópodos edáficos en suelos argiudoles típicos de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del suelo* 28(1):1-7.
- Socarrás A (2013): Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes* 36(1): 5-13.
- Swift M y J Anderson (1989): Chapter 31: DECOMPOSITION. En: *Tropical Rain Forest Ecosystems*, 547-569 pp. doi:10.1016/B978-0-444-42755-7.50037-7
- Tullgren A (1918): Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tierfaunen. *Zeitschrift für angewandte Entomologie*, 4: 149-150.
- Varela A, Cortés C y Cotes C (2007): Cambios en edafofauna asociada a descomposición de hojarasca en un bosque nublado/Changes in soil fauna associated with litterfall decomposition in a cloud forest. *Rev. Col. Entomol.* 33(1):45.

Evaluación de métodos de control de *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton adultos en un bosque nativo de barranca (Melilla, Montevideo)

Federico Haretche¹ y Alejandro Brazeiro^{1*}

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400, Montevideo Uruguay. *brazeiro@fcien.edu.uy

Introducción

El Ligustro, *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton (Oleaceae) es una de las especies exóticas invasoras más agresivas en los bosques nativos, tanto en Uruguay (Nebel y Porcile 2006, Burmida 2011) como en la región (Hoyos et al. 2010). Se trata de un árbol de rápido crecimiento, abundante fructificación y amplia tolerancia a condiciones ambientales, lo que le permite desplazar competitivamente a las especies nativas y constituirse así en el elemento dominante del bosque (Grau y Aragón 2000) afectando seriamente a la vegetación autóctona. Por lo tanto, el control de la invasión de Ligustro es un tema central para el manejo y conservación de bosques nativos de Uruguay.

En este marco, el objetivo de este trabajo fue evaluar tres métodos de control de árboles adultos de Ligustro en un bosque nativo de barranca en el sur de Uruguay, comparando la efectividad en las tasas de mortalidad.

Material y métodos

Área de estudio. El ensayo se realizó en un sector de bosque nativo ubicado en la zona de Melilla (Montevideo), dentro del Área Protegida Humedales de Santa Lucía (Figura 1). El parche estudiado ocupa unas 10 ha, creciendo principalmente sobre la barranca sedimentaria que separa las lomadas altas de los bañados aldeaños al río Santa Lucía. Se trata de un bosque secundario, denso, con una altura media de aproximadamente 5 m y dominado por *Scutia buxifolia* Reiss. "Coronilla". En la actualidad presenta un alto grado de invasión con presencia de varias especies exóticas, destacándose *L. lucidum* y *Cotoneaster* sp.

Ensayo de control. Se marcaron 73 árboles adultos (DAP \geq 5cm) de ligustro distribuidos a lo largo del sitio, y que fueron asignados al azar a tres tratamientos experimentales, pero considerando rangos de DAP comparables entre tratamientos. Los DAP de los individuos tratados variaron entre 5.1 y 85.4 cm. Los tratamientos se realizaron entre el 24 y el 29 de octubre de 2016 y fueron los siguientes (Fig. 1):

Tratamiento 1, Anillado: Anillado del tronco a la altura de 1.30 m, con cadena manual, generando un corte continuo de 2 cm de ancho y 2 cm de profundidad en la corteza. Se aplicó a 23 individuos.

Tratamiento 2, Anillado+Glifosato: similar al Tratamiento 1, pero luego se aplicó en toda el área cortada una solución de Glifosato diluido en agua al 25%. Se aplicó a 25 individuos.

Tratamiento 3, Perforación+Glifosato: Utilizando un taladro eléctrico a batería, se realizaron perforaciones oblicuas de 5 cm de profundidad y 10 mm de diámetro, a razón de una perforación cada 5 cm de DAP. Las perforaciones se realizaron a la altura de 1.30 m. En cada perforación se inyectó 4.0 cm³ de Glifosato diluido en agua al 25%. Se aplicó a 25 individuos.

Evaluación de la efectividad de los métodos de control. Para evaluar la efectividad de los distintos tratamientos los árboles fueron revisados al mes y a los 6 meses de la intervención, y según el porcentaje de defoliación y la presencia de rebrotes, se los clasificó en las siguientes categorías: 1. Poco o no afectado (defoliación entre

0-25 %), 2. Afectado (defoliación entre 26 y 75 %), 3. Muy afectado (defoliación >75 %, con rebrotes) y 4. Muerto (defoliación 100 %, sin rebrotes). Así mismo se registró la presencia de flores y /o frutos en cada individuo tratado.



Figura 1. Fotos ilustrando la aplicación de los tres métodos de control ensayados. De izquierda a derecha: (1) Anillado con cadena manual, (2) Anillado con aplicación de glifosato (25%) y (3) Perforado con inyección de glifosato (25%).

Resultados

En las tablas 1 y 2 se muestra una síntesis de la evaluación de los tratamientos en las observaciones de diciembre de 2016 y abril de 2017 respectivamente. Se puede apreciar claramente que, a los 6 meses del ensayo, el tratamiento 1 (anillado solo) tuvo muy poco efecto y no generó mortalidad. El tratamiento 2 (anillado con herbicida) produjo resultados intermedios, con una mortalidad de poco menos del 30 %. Por su parte el tratamiento 3 (perforaciones con inyección de herbicida) mostró la mayor efectividad, con una mortalidad asociada mayor al 70 %. En cuanto a la fructificación se observaron porcentajes muy bajos o incluso cero en los tratamientos con herbicida (Tratamientos 2 y 3).

Tabla 1. Evaluación de los tratamientos de control de ligustros adultos al mes 1 (diciembre de 2016) y al mes 6 (abril 2017) de aplicación. Se presenta el porcentaje de individuos tratados por categoría de afectación, para cada tratamiento. G: Glifosato. Flo/fruct: presencia de flores y/o frutos.

Tratamiento	n	Categoría de afectación									
		Poco o no afectado		Afectado		Muy afectado		Muerto		Flo/fruct	
		1	6	1	6	1	6	1	6	1	6
Anillado	23	73.9	73.9	26.1	21.7	0	4.3	0	0	39.1	30.4
Anillado+G	25	4.0	12.0	72.0	24.0	8.0	36.0	4.0	28.0	4.0	8.0
Perforación+G	25	0	0	48.0	16.0	28.0	12.0	24.0	72.0	0	0

Discusión

Los 3 tratamientos ensayados mostraron diferente grado de efectividad, la cual no pareció verse muy influida por el diámetro de los individuos tratados. En el caso de los tratamientos 1 y 2, algunos individuos presentaron el anillado parcialmente cicatrizado, sugiriendo que, en caso de elegir dichos tratamientos, convendría hacer el anillado más ancho. Por otra parte, más de la mitad de los individuos con dichos tratamientos presentó rebrotes a los 6 meses del tratamiento, mientras que no se observaron rebrotes en los individuos con el tratamiento 3. Para el caso del tratamiento 2, pese a que la mortalidad no fue muy elevada, la producción de frutos parece haberse visto muy afectada, con muy bajo porcentaje de ejemplares fructificados.

Los tiempos de aplicación y costos de cada tratamiento fueron evaluados por una pasante alemana, Katharina Friedman, encontrando que tanto los tiempos como los costos fueron mayores en el tratamiento 3 (Tabla 2).

Tabla 2. Tiempos y costos de cada método de control (Friedman 2017).

Tratamiento	Tiempo promedio por individuo (segundos)	Costo estimado por ha (US\$)
Anillado	109	297
Anillado+G	132	338
Perforación+G	178	413

En función de los resultados obtenidos en este trabajo, el personal del Área Protegida aplicó el método de perforación con glifosato en más de 30 individuos de ligustro adultos, pero con una concentración de glifosato cercana al 50%. Estas aplicaciones produjeron defoliaciones muy rápidas (una semana) y una mortalidad de 100%. Esto sugiere que la concentración de herbicida utilizada puede ser también importante para la efectividad de este tratamiento.

Conclusiones

El método de perforación con taladro e inyección de glifosato (25%) requiere una mayor inversión de tiempo (78% más demandante) y dinero (40 % más costoso) que los otros dos métodos ensayados, pero fue claramente el más efectivo. A los 6 meses produjo una mortalidad del 72%, y afectó fuertemente a otro 12%. De todas formas, este método puede considerarse relativamente rápido y de costo razonable, además de que su operativa de campo es segura usando protocolos de aplicación de herbicida. Por lo tanto, este tratamiento es recomendado para el control de los individuos adultos de *L. lucidum* en el área de estudio.

Agradecimientos. Al personal del Área Protegida Humedales de Santa Lucía, en particular al Guardaparque Atilio Piovesán por la colaboración brindada durante los trabajos de campo. Este estudio fue financiado entre el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una Acuerdo de Cooperación con la Facultad de Ciencias.

Bibliografía

- Burmida M (2011): Las exóticas en bosques fluviales de la zona sur de Uruguay: perturbación antrópica y grado de invasión. Tesina de Grado. Licenciatura en Ciencias Biológicas. Opción Ecología. Grupo BEC. IECA. Facultad de Ciencias. UdelaR.
- Grau HR, Aragón MR (2000): Árboles invasores de la sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. 5-20p. En: Ecología de árboles exóticos en las Yungas argentinas (HR Grau, MR Aragón, editores). Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas, Tucumán, Argentina.
- Hoyos LE, Gavier-Pizarro GI, Kuemmerle T, Bucher EH, Radeloff VC y Tecco PA (2010): Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba Argentina. Biol. Inv. 12:3261-3275
- Nebel JP y Porcile JF (2006): La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 27 p. <http://www.mgap.gub.uy/Forestal>

Zonas de riesgo de invasión de *Gleditsia triacanthos* en Uruguay: factores relevantes desde la combinación de la resolución regional y local

David Romero^{1*}, Stephanie Ugalde¹, Beatriz Sosa¹ & José Carlos Guerreo¹

1. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. UdelaR. *davidrpbio@fcien.edu.uy

Introducción

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Vitousek et al. 1996) y generan también importantes impactos económicos (Pimentel et al. 2001). Por tanto, resulta necesario desarrollar planes de control integrales (Hulme 2006). Un plan de acción para el control de especies leñosas invasoras requiere la definición de prioridades elaboradas en base a criterios claros que facilite la comunicación entre un grupo diverso de actores. En lo que refiere a los criterios ecológicos es recomendable priorizar las acciones de control con relación al valor de los ecosistemas afectados real o potencialmente por el invasor siendo los ecosistemas con una valoración más alta los prioritarios para su control (Wittenberg, 2001).

En lo que refiere a la asignación de prioridades para el control de leñosas invasoras, el país cuenta con una jerarquización con relación al impacto que ocasionan sobre los sistemas naturales, siendo *Gleditsia triacanthos* una de las especies con mayor potencial de afectar a los ecosistemas nativos (Nebel, 2006). Sin embargo, no se cuenta con una caracterización a nivel nacional sobre su patrón de distribución. Esta información constituye un insumo básico para realizar posteriormente un análisis que permita identificar y jerarquizar áreas de prioridad para el control de invasoras.

Los Modelos de Distribución de Especies aplicados al manejo de problemáticas dependientes de la situación espacial, como el caso de las invasiones biológicas, se consolidan como una herramienta metodológica con potencial para inferir la distribución de los organismos en función de sus requerimientos y las condiciones ambientales del entorno (Real et al. 2006, Peterson et al. 2011).

En este trabajo se aplica la modelización de la distribución de las especies para predecir las zonas favorables o de riesgo a ser invadidas por *G. triacanthos* a una resolución regional y a otra local de parcelas, y generar así información útil disponible para priorizar las áreas de control y erradicación de la especie en el territorio uruguayo.

Metodología

Para el modelo a la resolución regional, cuadrículas de 10x10 km de todo Uruguay, a partir de las presencias de *G. triacanthos* detectadas en un muestreo por parcelas correspondientes al Inventario Nacional Forestal facilitado por la Dirección Nacional Forestal (MGAP; Echevarría, 2016), se obtuvo la presencia/ausencia de la especie en la resolución regional de Uruguay en cuadrículas de 10x10 km. Se usaron como cuadrículas de presencia, aquellas con parcelas en las que se observó la especie exótica, y como ausencia, cuadrículas de parcelas muestreadas en las que no se encontró a la especie (Fig. 1). A partir de la presencia/ausencia en dichas cuadrículas y un conjunto de variables ambientales disponibles en el laboratorio del LDSGAT (espaciales; topográficas; climáticas; de uso de suelo y de actividad humana) se realizó el modelo regional para Uruguay. Finalmente, el modelo se extrapoló para todas las cuadrículas de Uruguay. Por otro lado, para el modelo a la resolución local de parcelas, se utilizaron 1252 registros de presencias/ausencias sobre las parcelas de 20x10m (MGAP; Echevarría, 2016). El modelo se elaboró a partir de la relación de presencias/ausencias de *G. triacanthos*, siendo presencias aquellas parcelas en las que se encontró a *G. triacanthos* y ausencia en las que no, y de un conjunto de variables ambientales medidas *in situ* (textura; drenaje; infiltración; actividad ganadera; tipología de bosque; altitud).

Para ambos modelos, se aplicó la Función de Favorabilidad (FF) (Acevedo & Real 2012), porque corrige en la probabilidad el componente aleatorio de la tasa inicial de presencias/ausencias y así el valor de favorabilidad depende exclusivamente de las condiciones ambientales y permite la combinación y comparación de modelos mediante operaciones de lógica difusa. La FF se calculó a partir de la regresión logística según la fórmula:

$$F = \frac{P/(1-P)}{[(n1/n0) + (P/[1-P])]}$$

donde F es el valor de favorabilidad ambiental (entre 0 y 1) en cada cuadrícula, P es la probabilidad de presencia de la especie, n1 el número de presencias, y n0 el de ausencias (Real et al. 2006, Acevedo & Real 2012).

Resultados y Discusión

Se obtuvieron modelos robustos tanto para la resolución regional como para la local de parcelas. Ambos modelos discriminaron y clasificaron bien: excelente ($AUC > 0.9$; Hosmer y Lemeshow 2000) y aceptable (Tasa Clasificación Correcta > 0.7), los datos de presencia/ausencia de la especie invasora en Uruguay.

Tabla 1. Variables que entraron en el modelo a la escala regional de Uruguay a 10x10 km. Se muestra la relación positiva (+) o negativa (-) de la variable con respecto a la presencia de *G. triacanthos*. El parámetro de Wald (Wald 1943) indica el peso relativo de cada variable en el modelo.

Variable	Wald
Días Helada (-)	16.042
TempMesFrio (-)	11.987
Dist-Urbana (-)	6.706
PreEstacional (+)	6.333
NDVI (-)	5.209

Tabla 2. Variables que entraron en el modelo a la escala local de parcelas en Uruguay a 20X10 m. Se muestra la relación positiva (+) o negativa (-) de la variable con respecto a la presencia de *G. triacanthos*. El parámetro de Wald (Wald, 1943) indica el peso relativo de cada variable en el modelo.

Variable	Wald
Altitud (-)	14.121
Agrícola (+)	12.103
Drenaje (-)	6.212

Para el modelo regional de cuadrícula se obtuvieron las variables ambientales que describen y explican la distribución de *G. triacanthos* (Tabla 1), y se generó el modelo cartográfico de favorabilidad de invasión o riesgo en ambiente SIG (Fig. 1). Para el modelo local de parcelas se obtuvieron las variables que describen a escala de detalle la distribución encontrada de la especie invasora (Tabla 2).

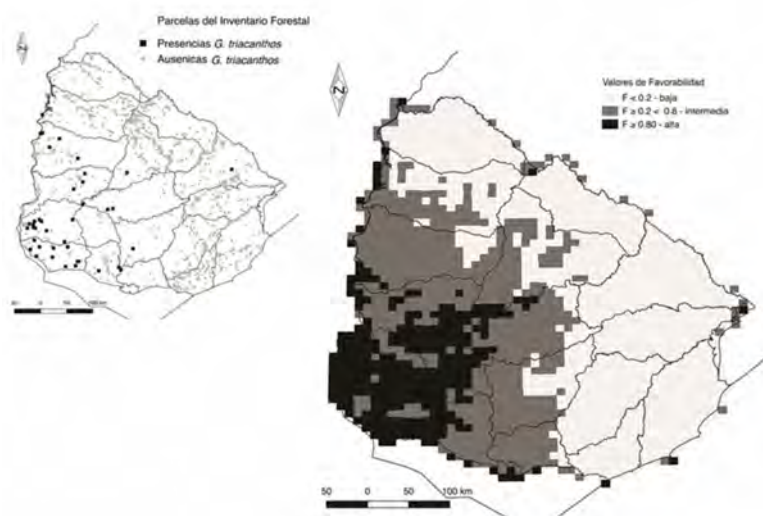


Figura 1. Izquierda: parcelas de 20x10 m del inventario forestal con las presencia/ausencias de *G. triacanthos* detectadas en los muestreos (MGAP; Echevarría, 2016). Derecha: modelo de favorabilidad a partir de las presencias/ausencias de *G. triacanthos* detectadas en las parcelas en cuadrículas de 10x10 km y extrapolado a todo Uruguay.

El modelo regional indicó que la favorabilidad de *G. triacanthos* presenta un patrón espacial relacionado al eje suroeste-este del país siendo los departamentos de Soriano, Colonia y Flores los que presentan mayores valores de favorabilidad (Fig. 1). Es de destacar que *G. triacanthos* es reconocida como una especie ampliamente tolerante a las variaciones en las condiciones ambientales (USDA, 2017). Los resultados de este trabajo a la resolución regional indicaron que esta especie sería tolerable a variaciones en las variables climáticas en Uruguay mediante la estacionalidad en las precipitaciones con relación positiva. Por otro lado, según este modelo, la favorabilidad de *G. triacanthos* disminuye con el aumento de días de heladas y de los valores de temperatura en el mes más frío; probablemente debido a que dicho aumento de temperatura activaría el rebrote en un periodo de heladas frecuente, que acabarían con dichos rebrotes. En dicha línea, la sobrevivencia de los estadios juveniles, y con ello de la favorabilidad para la especie, disminuye según la relación entre dichas variables. De esta manera, las favorabilidades altas para la especie ($f > 0.8$) se dan con temperaturas del mes más frío de no más de siete grados centígrados y un promedio de cuatro días de heladas. Por otro lado, la variación en las precipitaciones incrementa la favorabilidad para la especie invasora en Uruguay. Finalmente, el modelo regional detectó que la favorabilidad de *G. triacanthos* se incrementa con la proximidad a los centros urbanos, coincidiendo con el patrón de dispersión conocido para la especie.

En cuanto al modelo local de parcelas, detecta que la especie no se ve favorecida por parcelas en territorios elevados ni de alto drenaje (Tabla 2). Los resultados del modelo local en parcelas apoyan las observaciones de los expertos que indican que *G. triacanthos* se encuentra en suelos aluviales ricos en nutrientes y cerca de los arroyos o lagos (Smitley y Peterson 1996), en resumen, en territorios bajos y con elevado grado de humedad. Por otro lado, los territorios favorables coinciden en parcelas con actividad agrícola, indicando la presencia y actividad del hombre, principal motivo de dispersión y expansión de esta especie invasora. Estos resultados son complementarios y consistentes con los del modelo regional que detecta los valores más altos de favorabilidad en los departamentos de Soriano y Colonia (Fig.1), en los que se desarrolla una intensa actividad agrícola. Cabe señalar que *G. triacanthos* es dispersada por el ganado (Henderson 2007), no obstante, la actividad ganadera no parece ser una de las variables relevantes para explicar la favorabilidad local en parcelas de esta especie según la distribución actual observada.

Conclusiones

Los modelos de favorabilidad obtenidos describieron bien la situación de invasión actual de *G. triacanthos* en Uruguay. El modelo a la resolución regional indicó que la distancia a los núcleos urbanos favorece la presencia de esta especie y que el clima a dicha escala podría ser más relevante de lo que otros autores esperaban (USDA, 2017), mientras que el modelo a la resolución local de parcelas indicó que zonas bajas y con actividad agrícola son las zonas de mayor riesgo para la ocurrencia de la especie invasora. Por lo que se sugiere que en territorios detectados de máxima favorabilidad ($f > 0.8$) con casos de invasión se adopten las principales medidas de mitigación y control, y que en territorios de máxima favorabilidad sin casos aún de la especie invasora, las medidas de prevención, especialmente en aquellas cuadrículas o parcelas en contacto con zonas favorables y presencia de *G. triacanthos*.

Agradecimientos. David Romero es becario postdoctoral de la Agencia Nacional de Investigación de Uruguay (ANII) bajo el proyecto PD_NAC_2015_1_108393 del Fondo Profesor Dr. Roberto Caldeyro Barcia (2016-2018).

Bibliografía

- Acevedo P y Real R (2012): Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99: 515–522.
- Echeverría R (2016): IFN. Herramienta para la bioprospección. Dirección General Forestal. División Evaluación e Información.
- Henderson L (2007): Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia*, 37: 215–248.
- Hosmer DW y Lemeshow S (2000): *Applied Logistic Regression*. Second edition. New York, NY, USA: John Wiley and Sons.

- Hulme P (2006): Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *J. Appl. Ecol.* 43: 835–847.
- Nebel J y Porcile J (2006): La contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP y Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB (2011): *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princenton University Press, Princenton.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel, L, Zern J, Aquino T y Tsomondo T (2001): Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 1–20.
- Real R, Barbosa AM y Vargas JM (2006): Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.* 12: 237–245.
- Smitley DR y Peterson NC (1996): Interactions of water stress, honeylocust spider mites (Acari: Tetranychidea), early leaf abscission, and growth of *Gleditsia triacanthos*. *J. Econom. Entom.* 89: 1577-1581.
- USDA. United States Department of Agriculture. Natural Resource Conservation Service. Plant Guide. Honey Locust. *Gleditsia triacanthos* L. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_gltr.pdf.
- Vitousek P, D'Antonio C, Loope L y Westbrooks R (1996): Biological invasions as global environmental change. *Amer. Scient.* 84: 218-228.
- Wittenberg R y Cock MJW (2001): Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. *Global Invasive Species Programme*, 241. <https://doi.org/10.1079/9780851995694.0000>

Bases ecológicas en el control de *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay

Beatriz Sosa^{1*}, David Romero¹, Karoline Mello², Ludmila Profumo², Carlos Chiale³ & Marcel Achkar¹

1. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. * beatriz@fcien.edu.uy

2. PDU Sistemas Territoriales Complejos – Laboratorio de la Madera - Centro Universitario de Rivera

3. Departamento de Geomática, Facultad de Ingeniería. UdelaR.

Introducción

Las especies invasoras presentan distintas estrategias para invadir una nueva área. Para los bosques de montaña se proponen dos estrategias principales, las invasoras limitadas por la dispersión y las limitadas por el establecimiento (Martin y Canham 2010). Las especies limitadas por dispersión presentan un rango de dispersión comparable al de las especies nativas y son capaces de crecer bajo la sombra del dosel; las especies limitadas por el establecimiento producen gran cantidad de frutos, tienen un amplio rango de dispersión y sus plántulas presentan una alta tasa de mortalidad (Martin y Canham 2010). En los sistemas altamente dinámicos, como los ribereños, las plántulas presentan baja probabilidad de sobrevivencia (Naiman y Décamps 1997). Por tal motivo, planteamos que en sistemas ribereños y para especies con un amplio rango de dispersión, especies que se dispersan por hidrocoría, el proceso invasivo se encuentra limitado por el establecimiento.

El análisis espacial constituye actualmente una herramienta que permite inferir procesos subyacentes (Dale y Fortin 2014). En particular el análisis espacial de las invasiones biológicas puede ser utilizado para inferir su dinámica (Fang 2005, Eliot y Fajardo 2009) y puede constituirse en una nueva herramienta útil para el manejo. En este trabajo analizamos el patrón espacial de la leñosa invasora *Gleditsia triacanthos* sobre la costa del río Uruguay en el Parque Nacional Esteros de Farrapos y evaluamos la hipótesis de que este proceso invasivo se encuentra limitado por el establecimiento. En tal sentido se espera: (1) que el patrón de distribución de los individuos adultos se encuentre desacoplado del de los estadios pre-reproductivos, y (2) que la distribución de esta especie presente un patrón de distribución agregado relacionado con los eventos que facilitaron su establecimiento y desarrollo.

Metodología

Área de estudio. El área de estudio se ubica dentro del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Este parque abarca unas 5.760 ha que incluyen lagunas, arenales fluviales, bosque fluvial, praderas con régimen de inundación semipermanente y áreas paludosas. La invasión de *G. triacanthos* constituye una de las principales amenazas para la conservación de su biodiversidad (DINAMA 2013). *G. triacanthos* es una especie leñosa perteneciente a Fabaceae, originaria de Norte América. Actualmente se la considera como especie invasora en Argentina y Uruguay. Posee alto potencial de invasividad; rápido crecimiento, reproducción clonal y sexual, un período juvenil corto, alta producción de frutos y semillas y gran capacidad de germinación (Marco y Páez 2000).

Diseño de muestreo. La distancia media entre transectos debe ser menor que la distancia entre las estructuras a ser detectadas (Legendre y Legendre 1998). Las variaciones más importantes detectadas en la cobertura del dosel de *G. triacanthos* en el área de estudio fueron mayores o iguales a 1000m (DINAMA 2014). Por tal motivo, se dispusieron un total de 22 transectos cada 550m en forma perpendicular al Río Uruguay. Sobre cada transecto se ubicaron tres parcelas (20x4m): una sobre el borde costero, una en el centro del albardón y una en la zona de transición bosque-pradera. Se registró la abundancia, composición y altura de todas las especies presentes en las parcelas.

Análisis de datos. Para caracterizar el patrón espacial de distribución de *G. triacanthos* se realizaron análisis de autocorrelación espacial. Se testeó la autocorrelación espacial para la abundancia total y la abundancia por clase

de talla (adultos, juveniles y plántulas). Se utilizó el índice de Geray con estandarización en las filas (Lee y Wong 2001). Para detectar y localizar la presencia de agrupamientos de *G. triacanthos* se utilizó el análisis de puntos calientes (agrupamientos de alta abundancia) para las mencionadas clases de talla. Ambos análisis se realizaron utilizando el módulo de estadística espacial del software ArcGIS Version 10. Copyright ESRI Inc., Redlands, CA, USA. Además, se utilizó el análisis de onditas para detectar áreas en las que la abundancia de *G. triacanthos* varía abruptamente.

Resultados y Discusión

Patrón espacial de G. triacanthos sobre la costa del río Uruguay en el Parque Nacional Esteros de Farrapos: El patrón espacial de invasión de *G. triacanthos* sobre la costa del río Uruguay en el Pq. Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay coincide con un patrón de invasión por infiltración (Bastow y Lee 1989) con un área primaria de invasión, un área de dispersión próxima a ésta y un nuevo foco de invasión a 2700m del área de invasión primaria. El área de invasión primaria se caracteriza por la presencia de un núcleo de alta abundancia de individuos adultos y juveniles, el área de dispersión por la presencia de un núcleo de alta abundancia de emergentes y el foco de invasión por un agrupamiento de mediana abundancia de adultos (Fig.1 y Fig.2).

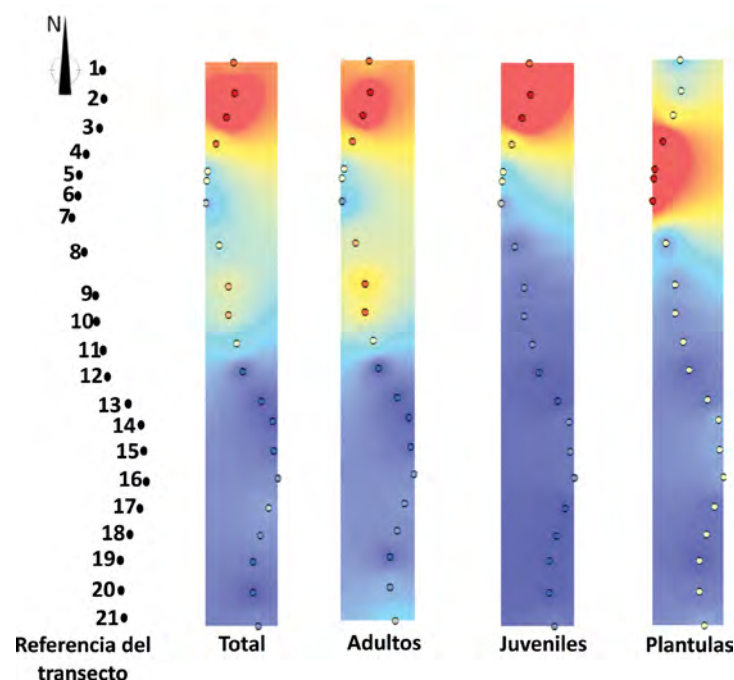


Figura 1. Patrón de distribución de agrupado de *G. triacanthos* sobre la costa del río Uruguay en el Parque Nacional Esteros de Farrapos. Análisis de puntos calientes para la abundancia total y abundancia por clase de talla: adulto, juveniles y emergentes. Rojo: Núcleo de alta abundancia, Amarillo: Núcleo de abundancia media, Azul: Área de baja abundancia.

En general, el establecimiento de las plantas depende de muchos factores que tienden a la disrupción del patrón de distribución de adultos y juveniles (Doust 1989). Esta disrupción fue identificada entre el foco de invasión de *G. triacanthos* y el área de dispersión indicando que el desarrollo de las plántulas está determinado por la probabilidad de encontrar sitios apropiados para el establecimiento. Además, en el área de estudio las plántulas parecen tener baja probabilidad de sobrevivencia. De hecho, las plántulas representaron el 93% del total de individuos registrados mientras que los adultos y juveniles representaron el 5% y el 2% respectivamente. La baja tolerancia a la inundación de las plántulas de *G. triacanthos* (Hook 1984) podrían explicar este patrón. El pastoreo por ganado también podría limitar su desarrollo. Estos resultados apoyan la hipótesis de que *G. triacanthos* está limitada por el establecimiento. Cabe señalar que la formación de un foco de invasión podría estar mediada por rebrote de raíces. De hecho, en ecosistemas fluviales el rebrote de raíces presenta mayor probabilidad de establecimiento que el mediado por semillas (Barsuom 2002).

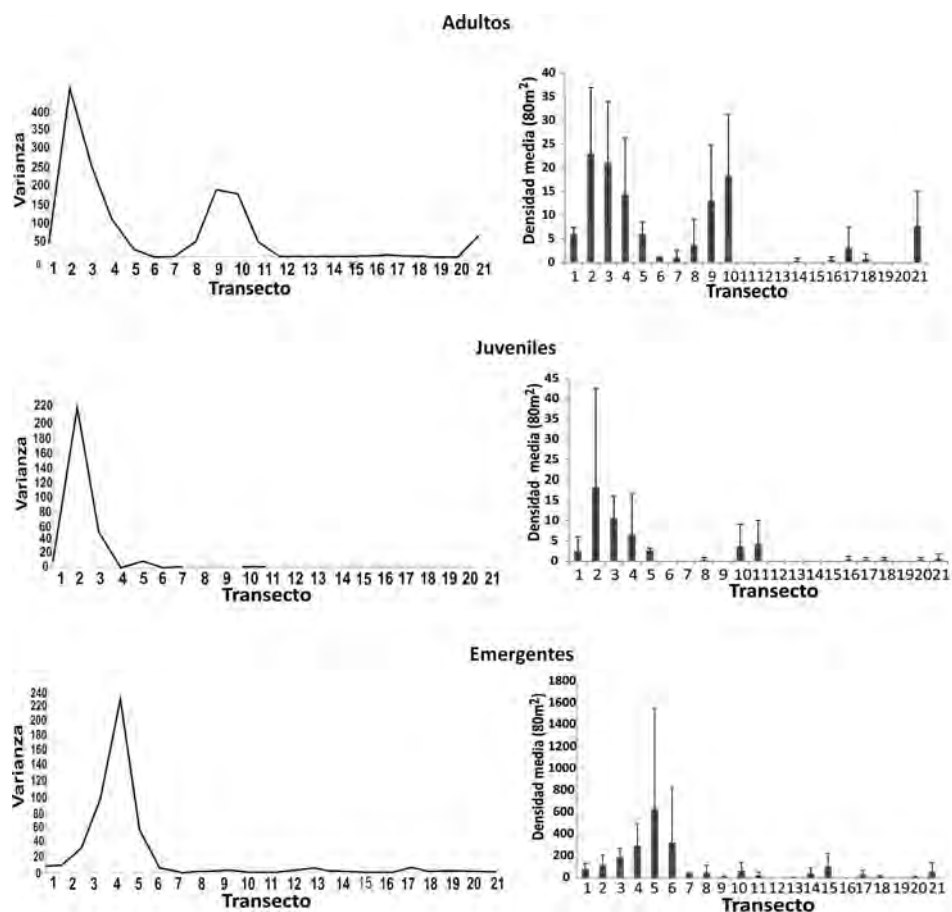


Figura 2. Cambio en la abundancia de *G. triacanthos* para las clases de talla adultos, juveniles y emergentes a lo largo del bosque sobre el río Uruguay. Izquierda. Análisis de onditas. Derecha. Abundancia media en cada transecto.

Patrón de propagación de G. triacanthos. El patrón de propagación de *G. triacanthos* se expresa a dos niveles: a nivel local desde el área de invasión primaria hacia sus alrededores y a nivel de larga distancia que determina la ocurrencia de un nuevo foco de invasión. Este patrón de propagación se conoce como propagación estratificada (Hengeveld 1989). Es importante señalar que las especies con este patrón de propagación presentan un rango de dispersión no lineal y acelerado (Shigesada et al. 1995). Este comportamiento advierte sobre el alto potencial de expansión de este proceso invasivo.

Conclusiones y Proyecciones

En este trabajo se aplicó una metodología que fue efectiva en la detección de la estructura espacial del proceso invasivo de *G. triacanthos* sobre la costa del río Uruguay en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Se localizó y cuantificó la extensión de un área de invasión primaria, de un foco de invasión y del centro de dispersión.

Este proceso invasivo estaría limitado por las posibilidades de encontrar sitios apropiados para el establecimiento. Por tanto, se recomienda realizar esfuerzos de control en juveniles y adultos ya que la mortalidad parece ser alta en los estadios iniciales.

Presenta un patrón de propagación acelerado lo que señala la urgencia en el desarrollo de estrategias de gestión.

A los efectos de avanzar en la comprensión del desarrollo de este proceso invasivo es necesario identificar las condiciones ambientales que facilitan el establecimiento de *G. triacanthos*, desarrollar modelos de propagación estratificada y caracterizar su patrón de crecimiento, las tasas de incremento anual y las condiciones ambientales que favorecen o inhiben al mismo.

La metodología utilizada puede ser aplicada para el análisis de otros procesos invasivos especialmente en sistemas ribereños.

Agradecimientos: Queremos agradecer el invaluable apoyo del equipo del Parque Nacional Esteros de Farrapos. Fabricio Mendieta, Ricardo Merni, Gabriel Pineda, Angel Rossano y Graciela Viera. David Romero es becario postdoctoral de la Agencia Nacional de Investigación de Uruguay (ANII) bajo el proyecto PD_NAC_2015_1_108393 del Fondo Profesor Dr. Roberto Caldeyro Barcia (2016-2018).

Bibliografía

- Barsuom N (2002): Relative contributions of sexual and asexual regeneration strategies in *Populus nigra* and *Salix alba* during the first years of establishment on a braided gravel bed river. *Evol. Ecol.* 15: 255–279.
- Bastow W y William G (1989): Infiltration Invasion. *Funct. Ecol.* 3(3): 379–380.
- Dale M y Fortin M (2014): *Spatial analysis: A guide for ecologists*. Second Edition Cambridge University Press. United Kingdom. 365pps.
- DINAMA. Dirección Nacional de Medio Ambiente (2014): Plan de manejo del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Sistema Nacional de Áreas Protegidas. [http://www.mvotma.gub.uy/areas-protegidas/item/10006532-](http://www.mvotma.gub.uy/areas-protegidas/item/10006532)
- Doust L (1989): Infiltration invasion-or dispersal and fate? *Funct. Ecol.* 3(3):380–382.
- Eliot J, McIntire B y Fajardo A (2009): Beyond description. The Active and Effective Way to Infer Processes from Spatial Patterns. *Ecology* 90(1):46–56.
- Fang W (2005): Spatial analysis of an invasion front of *Acer platanoides*: dynamic inferences from static data. *Ecography* 28(3): 283–294.
- Hengeveld B (1989): *Dynamics of biological invasions*. Chapman & Hall, New York. 165pps.
- Hook D (1984): Waterlogging tolerance of lowland tree species of the south. *South. J. Appl. Forest.* 8(3):136–149.
- Legendre P y Legendre L (1998): *Numerical Ecology*. Second edition. Ed. Elsevier. Netherlands.
- Marco D y Páez E (2000): Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* Montane Forests of Central Argentina, 26(4):409–419. <https://doi.org/10.1007/s002670010098>.
- Martin PH y Canham CD (2010): Dispersal and recruitment limitation in native versus exotic tree species: life-history strategies and Janzen-Connell effects. *Oikos* 119(5):807–824.
- Naiman RJ y Décamps H (1997): The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 28:621–658.
- Shigesada N y Kawasaki K (1997): *Biological invasions in theory and practice*. Oxford Series in Ecology and Evolution.

Sección 4

Distribución y diversidad de bosques nativos



Bosque ribereño en Paso Centurión (Cerro Largo) (Foto: Pablo Fernández)

Clasificación, mapeo y caracterización general de los bosques de Uruguay

Alejandra Betancourt^{1*} y Alejandro Brazeiro¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. *tomatale@gmail.com

Introducción

Los ecosistemas boscosos naturales del Uruguay cubren una baja superficie en el país, pero a pesar de ello, son de gran relevancia como hábitat para la biodiversidad nacional (Brazeiro et al. 2015, Cabrera y Willink 1973). Para manejar adecuadamente estos ecosistemas, se requiere al menos dos aspectos básicos, una clasificación que permita abarcar su diversidad (i.e., tipos), y mapas que muestren su distribución en territorio. En Uruguay se reconocen tradicionalmente 6 grandes tipos de bosque (riberaño, de quebrada, serrano, psamófilo o costero, parque y palmar) (Soutullo y Bartesaghi 2009, Brazeiro et al. 2015). Sin embargo, esta tipología no responde a un sistema de clasificación ecológico, coherente, razonable en cuanto al número de clases y acorde a los estándares de validez internacional. Existen varios antecedentes de mapeo de los bosques de Uruguay mediante técnicas de percepción remota, pero con diferentes metodologías (imágenes, escalas, etc.). Estos mapas brindan estimaciones útiles a escala nacional, o departamental, pero en general tienen problemas a escalas de mayor detalle. Por ejemplo, los bosques ribereños estrechos y los bosques abiertos (parques), son mal detectados, y en muchas ocasiones, los humedales o forestaciones, son confundidos con bosques. En este contexto, estamos desarrollando en el grupo de investigación proyectos enfocados en: (1) Desarrollar un sistema ecológico de clasificación de bosques de Uruguay, (2) Mapear los distintos tipos de bosques a una alta resolución, subsanando las debilidades mencionadas, y (3) Evaluar la representatividad del Inventario Forestal Nacional (IFN) respecto a los tipos de bosques por ecorregión. En este trabajo, se presentan los siguientes avances: (1) Propuesta de clasificación de ecosistemas boscosos de Uruguay; (2) Digitalización detallada de la cobertura boscosa (para su posterior clasificación) en una ecorregión de Uruguay, y (3) Evaluación de la representatividad del IFN respecto al relevamiento de los distintos tipos de bosques en la ecorregión analizada.

Material y Métodos

Sistema de Clasificación de bosques: Se elaboró una propuesta de clasificación de bosques, a partir del sistema desarrollado por Oliveira filho (2009) para el Cono Sur, analizándolo en un taller de consulta a expertos.

Mapeo de bosques: Se trabajó en la ecorregión Cuenca Sedimentaria del Oeste (CSO). Se digitalizó manualmente (herramientas QGIS) a una escala de 1:30.000, usando como base imágenes Landsat de 2015, visualizadas en falso color (432), para un mejor detalle de las formaciones boscosas. Se corroboró la digitalización con imágenes Google Earth Pro de alta resolución, verificando los parches visualmente (Figura 1). Se diferencié preliminarmente entre bosque parque y ribereño. Se evaluó la precisión de la clasificación, usando como puntos de control, 172 puntos de muestreo (parcelas) del Inventario Nacional Forestal realizados dentro de la ecorregión CSO. Se comparó la precisión con otras clasificaciones de bosques, MVOTMA/FAO (2011) y DGF/DINOT (2011).

Representatividad del IFN: Se analizó el número de parcelas del IFN en las Ecorregiones del país y más detalladamente dentro de la ecorregión CSO, además se evaluó cómo se distribuyeron las parcelas dentro de los distintos tipos de bosques de la ecorregión.

Resultados y Discusión

Según nuestra clasificación preliminar, en Uruguay se distinguen 14 tipos de ecosistemas forestales (subtropicales con régimen estacional), 8 tipos de bosques latifoliados subtropicales y 6 tipos de sabanas arboladas (5 arboladas y 2 palmares) (Tabla 1).

Los resultados del mapeo de bosques se presentan en la Tabla 2, donde se desprende que la metodología usada en nuestro caso es la que presenta menor error, un orden de magnitud menor que las otras clasificaciones. Los 8 puntos no detectados de bosque (de 172) por nuestra clasificación, corresponden a parches muy pequeños, menores o iguales a una hectárea.

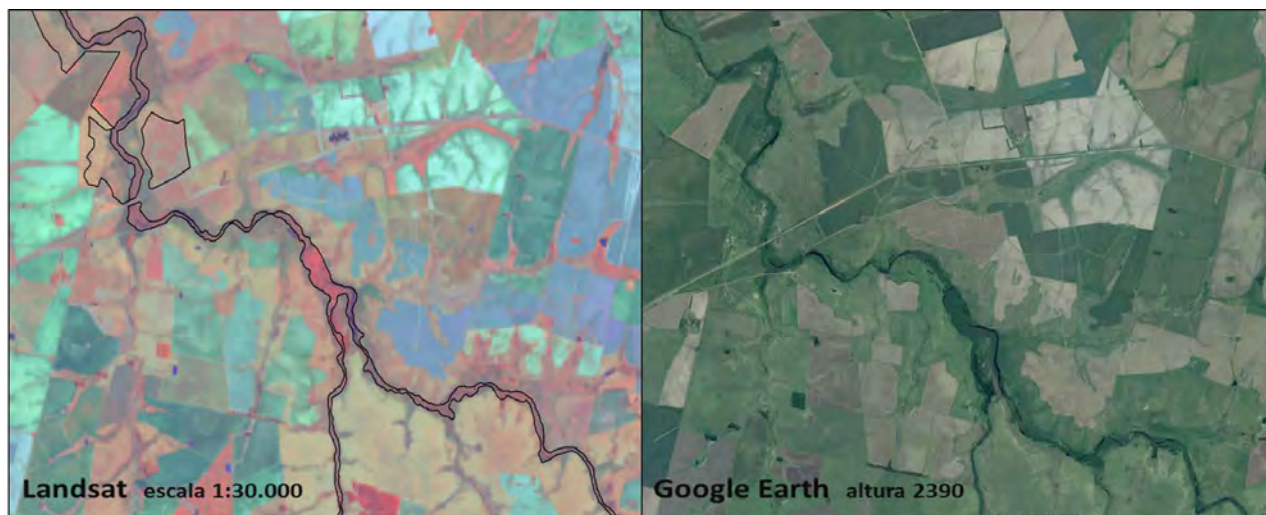


Figura 1. Visualización de pantalla en el proceso de digitalización usando ArcMap como base y Google Earth como software de referencia.

Tabla 1. Propuesta preliminar de clasificación de ecosistemas forestales (bosques y sabanas) de Uruguay, según el esquema de Oliveira (2009).

Fitofisionomía	Banda altitudinal	Sustrato 1	Sustrato 2 opcional)	Código	Nombre común usado en Uruguay
Bosque latifoliado	Costero	Arenoso		01. BCA	Costero psamofilo
		Vargedícola		02. BTV	Ribereño de planicie inundación de Cornisa
	Tierras bajas	Rupícola	arenisca	03. BTRug	Pantanso
		Paludícola		04. BTP	Serrano cristalino
		Rupícola	crystalino	05. BSRug	Serrano arenisca
			arenisca	06. BSRua	de Quebrada
			quebrada	07. BSRuq	Rivereño de nacimiento en serranía
			ribereño	08. BSRr	de Mar de Piedra
Sabana arbolada	Tierras bajas	Rupícola	crystalino	09. STRug	Bosques parque de blanqueal
		Limoso	halomórfico	10. STLh	Bosque parque
			no-halomórfico	11. STL	Bosque parque en arenal
		Arenoso		12. STA	Palmar de Butia
Sabana palmar	Tierras bajas	Limo-arcilloso		13. SpTL-A	Palmar de Yatay
		Arenoso	pedregoso	14. SpTA	

Tabla2. Superficie y porcentaje de bosque digitalizado en la ecorregión Cuenca Sedimentaria del Oeste.

Cobertura Boscosa (km²)	Cobertura MVOTMA/FAO	DGF	Digitalización en curso
<i>Serrano*</i>	3,5	-	9,7
<i>Parque</i>	632	-	500
<i>Palmar Butia yatay~</i>	x	-	27
<i>Ribereño</i>	887	-	851
Total	1522,5	1114,5	1387,7
Error de omisión (%)	34% (58/172)	38% (65/172)	4,7% (8/172)

*Realizado por Toranza (en esta publicación) -Realizado por Bortolini (en esta publicación)

Los resultados que determinan si los esfuerzos de muestreo estuvieron acorde a la superficie de bosque ocupada en cada una de las ecorregiones del país se presentan en la tabla 3. Se obtuvo una sub-representación para la ecorregión Cuesta Basáltica y Sierras del Este.

Los resultados de la representatividad de las parcelas para los bosques definidos bajo la clasificación de cobertura en elaboración en la CSO se muestran en la tabla 4, donde se observa que no existe ningún punto que registrara información en palmares de *Butia yatay* o en formaciones boscosas de serranos. Igualmente, la cantidad de puntos que se realizaron en bosques parque son pocos para la superficie que ocupa este sistema en la ecorregión, pero se registran un gran número en los bosques ribereños, ocurriendo entonces un esfuerzo extra en este tipo de bosque.

Tabla 3. Representatividad nacional de los puntos de muestreo del IFN (DGF) por ecorregión.

<i>Ecorregión</i>	<i>Cobertura Boscosa DGF (km²)</i>	<i>Puntos*</i>	<i>Representatividad</i>
Cuenca Sedimentaria del Oeste	1.115 (13,25%)	195(13%)	Representativo
Cuenca sedimentaria Godwánica	1.978 (23,4%)	351(23%)	Representativo
Cuesta Basáltica	1.363 (16,15%)	329(22%)	Sub-representado
Escudo Cristalino	554 (6,6%)	119(8%)	Representativo
Graven de la Laguna Merín	1.051 (12,42%)	160(11%)	Representativo
Graven de Santa Lucía	440 (5,18%)	60(4%)	Representativo
Sierras del Este	1.935 (23%)	280(19%)	Sub-representado
<i>TOTAL</i>	<i>8.436 (100%)</i>	<i>1494</i>	Representativo

Tabla 4. Representatividad de puntos muestreo del IFN de la DGF por tipo de bosque en la ecorregión Cuenca Sedimentaria del Oeste

<i>Tipo de bosque</i>	<i>Cobertura boscosa (km²)</i>	<i>Puntos del IFN</i>	<i>Representatividad</i>
Serrano	9,7 * (1%)	0 (0%)	No relevado
Parque	500 (36%)	46 (28%)	Sub-representado
Palmar	27° (2%)	0 (0%)	No relevado
Ribereño	851 (61%)	118(72%)	Sobre-representado
Total	1387,7 (100%)	164	

Los resultados presentados aquí son preliminares y forman parte de un proyecto más ambicioso que se encuentra actualmente en desarrollo y pretende validar en el campo y a través de la consulta a expertos el sistema de clasificación desarrollado, y mapear con alto nivel de precisión, la distribución completa de los diferentes tipos de bosques y sabanas arboladas de Uruguay.

Agradecimientos: Agradecemos la colaboración de la DGF por su apoyo en el trabajo de validación a campo de las clasificaciones de bosques, y por facilitarnos la base de datos del Inventario Nacional Forestal. Este estudio fue cofinanciado entre el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una Acuerdo de Cooperación con la Facultad de Ciencias y una pasantía de investigación, y por la DINAMA/MVOTMA a través de un convenio de cooperación.

Bibliografía

- Brazeiro A, Achkar M, Bartesaghi L, Ceroni M, Aldabe J, Carreira S, Duarte A, González E, Haretche F, Loureiro M, Martínez JA, Maneyro R, Serra S y Zarucki M. (2015): Mapeo y base de datos de biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro A (Ed). Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay.22-31p.
- Cabrera L y Willink A (1973): Biogeografía de América Latina. Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Washington DC, Departamento de asuntos científicos, Secretaría General de la OEA, 120pp.
- MGAP/MVOTMA/FAO/UNESCO (2011): Mapa de cobertura del suelo de Uruguay. Land cover classification system. Montevideo, Empresa Gráfica Mosca, 54p
- Oliveira-Filho AT (2009): Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina Tropical e subtropical: proposta de um novo sistema – prático e Flexível – ou uma injeção a mais de caos? Rodriguésia, 60 (2): 237-258.

- Oliveira-Filho AT (2015): Um sistema de classificação fisionômico-ecológica da vegetação Neotropical: segunda aproximação. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F. Andrade, L.A.; Meira Neto J.A.A. (Eds.). *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos*, vol. 2, Editora UFV, Viçosa, cap. 19, p. 452, [40].
- Soutullo A y Bartesaghi L (2009): Propuesta de diseño de un Sistema nacional de áreas protegidas representativa y eficiente: prioridades territoriales y temporales para la creación de áreas protegidas. Proyecto Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. SNAP. (DINAMA), Uruguay.

Distribución y diversidad del bosque serrano en Uruguay

Carolina Toranza^{1,2}, Federico Haretche¹ y Alejandro Brazeiro¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. ctoranza@gmail.com

2. Laboratorio de Dendrología, Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

Introducción

El estudio de los patrones de biodiversidad y sus determinantes ambientales es una rama clásica de la ecología y biogeografía, que en el contexto del cambio global ha cobrado relevancia (Gaston y Blackburn 2000). Los bosques han tenido una gran influencia en la diversificación de especies terrestres, siendo los ecosistemas terrestres más biodiversos (Joppa et al. 2008). Gran parte de la Región Neotropical está ocupada por bosques tropicales, subtropicales y templados (Cabrera y Willink 1973). Aunque hay numerosos estudios sobre los bosques neotropicales, los bosques o matorrales típicos del sudeste de Sudamérica, característicos de la región de transición entre la zona subtropical y templada, han sido escasamente estudiados (Overbeck et al. 2007).

Uruguay ha sido tradicionalmente incluido como parte de la Provincia Pampeana (Cabrera y Willink 1973). Sin embargo, su diversidad arbórea y arbustiva es superior a la de esa Provincia (Haretche et al. 2012), con un carácter transicional influenciado por elementos florísticos chaqueños y paranaenses (Chebataroff 1942, Grela 2004). Los bosques constituyen alrededor del 4.5% de la superficie de Uruguay, siendo los ribereños y serranos los principales, según su extensión en el territorio. El conocimiento sobre los bosques es variable, siendo escasos los estudios sobre su ecología. En particular el bosque serrano (BS) se distribuye mayormente en el este del país y presenta continuidad con la flora de Rio Grande do Sul a través de las quebradas y sierras del este, conformando una unidad biológica ya reconocida por Chebataroff (1942) como “Formación Riograndense”. También ha sido reconocida por la WWF como la ecorregión de las Sabanas Uruguayas, considerada críticamente amenazada por el cambio en el uso de suelo (Olson y Dinerstein 2002).

Hasta el momento no existen trabajos que estudien la diversidad y distribución del BS en Uruguay. En el proceso actual de la elaboración de una Estrategia Nacional de Bosque Nativo y de la implementación en el país del Programa REDD+, los aportes al mapeo y estudio de los patrones de distribución y diversidad de bosques constituyen un aporte fundamental. En este sentido, el objetivo de este trabajo es presentar avances sobre el mapeo del BS y del estudio de su diversidad (escala 1:50.000) en Uruguay.

Materiales y Métodos

Actualización de la distribución de BS. Para generar la cobertura del BS que en este trabajo incluye al bosque de quebrada, se utilizaron imágenes Landsat 8 (30x30m), sensores OLI-TRIS de 2015, obtenidas del USGS (earthexplorer.usgs.gov). Se utilizaron 13 imágenes para todo Uruguay, y se trabajó con las bandas 4, 5 y 6 que fueron integradas utilizando el programa ArcGIS 10.1. Se tomó como línea de base al mapa de cobertura del suelo de Uruguay (MCSU), generada recientemente de forma interinstitucional (Cal et al. 2011). Dicha cobertura se generó a partir de imágenes Landsat 5 TM, 2007-2008 (escala 1:100.000). Asimismo, para la generación de la capa se usaron imágenes de Google Earth 7.1.2.2041 (2015). Para generar la nueva cobertura se trabajó con herramientas de digitalización en ArcGis, trabajando a escala 1:30.000.

Diversidad de BS de Uruguay (escala 66.000 ha). Se utilizó la base de datos de leñosas del Grupo BEC-Facultad de Ciencias, que cuenta con 7418 especímenes de los herbarios nacionales, registros de campo y publicaciones, georeferenciados sobre la base del Plan Cartográfico Nacional (≈66.000ha). En base a esa información se actualizaron las distribuciones potenciales de Brussa y Grela (2007), agregando nuevas especies. Finalmente, de la flora arbórea

de Uruguay se seleccionaron las especies “típicas” de la formación serrana a partir de la literatura. Se construyó una base ambiental con variables climáticas (temperaturas, precipitaciones, AET, BHS- inumet.gub.uy; www.worldclim.org), y geomorfológicas (suelos, geoforma dominante, pendiente, altura, sup. de bosque – Panario et al. 2015). Con esta información se modeló la riqueza de especies (S) en función de las ambientales, mediante modelos de regresiones y filtros espaciales. Análisis realizados en los programas: Statistica 7.0 y SAM.

Resultados y Discusión

Mediante el proceso de digitalización se obtuvo una capa actualizada del BS que abarca 311.600 ha (1,77%) de la superficie terrestre de Uruguay (Fig. 1). Este dato difiere de la categoría “Monte serrano y de quebrada” de la cobertura oficial MCSU, que indicaba una superficie de 384.240 ha (2,1%). Respecto al MCSU en este trabajo fueron excluidas áreas categorizadas como BS que correspondían a otras coberturas de suelo y principalmente se excluyeron áreas correspondientes a pastizal serrano.

En cuanto a su configuración el BS es un sistema altamente parchoso. La cobertura generada consta de 3419 polígonos, con una superficie media de 45 ha y mediana de 24 ha (Fig. 1). Respecto a las eco-regiones de Uruguay (Brazeiro et al. 2015), un 75% de la superficie del BS se distribuye en la eco-región “Sierras del Este”, seguida por la eco-región “Cuesta basáltica” con un 15% de la superficie de bosques serranos del país. Los departamentos con mayor superficie de bosque serrano fueron: Maldonado, Lavalleja y Rocha (Fig. 1).

La flora arbórea serrana está compuesta por 73 especies, aproximadamente la mitad de la flora arbórea nativa del país (Haretche et al. 2012), con un 78% de origen paranaense. Las especies se agrupan en 31 familias, con 55% de las familias representada por una especie. Las familias más importantes de la flora serrana son: Myrtaceae (10 spp.), Anacardiaceae (6 spp.) y Salicaceae (6 spp.). La riqueza de arbóreas serranas varía sustancialmente en el espacio, disminuyendo de norte a sur y de este a oeste, con dos núcleos de alta riqueza de especies, uno en Rivera y norte de Tacuarembó y otro en Cerro Largo y Treinta y Tres (Fig. 1).

La modelación del patrón espacial de la riqueza de arbóreas serranas en función de las variables ambientales, indica que la riqueza está vinculada a: la altura, precipitación, temperatura, evapotranspiración potencial, productividad y una variable de posición: la longitud (Tabla 1). Las variables que contribuyen individualmente más a explicar la variación en riqueza son la altura máxima de la carta y la precipitación media (Fig. 2 a y b).

También se encontró una relación entre la riqueza de arbóreas y el logaritmo de la superficie de BS (0,22, $p < 0.05$), aunque esta variable no ingresó en el modelo de regresión múltiple.

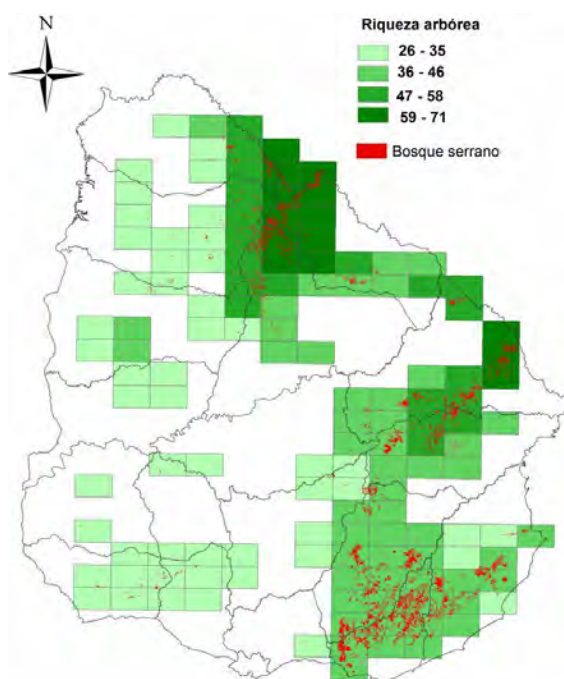


Figura 1. Distribución espacial del bosque serrano (BS, indicado en rojo) y riqueza potencial de especies arbóreas serranas en Uruguay (escala 1:50.000).

Tabla 1. Resultados del mejor modelo de regresión polinómica generalizada (“*best subset*” GRM), mostrando los coeficientes estandarizados (*best*) y el estadístico F. AET: evapotranspiración real; IVN: índice verde normalizado. *p-valor<0.05 y **p-valor<0.001.

Mejor modelo GRM R²= 0.64		
Predictores	<i>best</i>	F
Longitud	0.97**	7.6
Altura máx.	0.27*	16.9
Precipitación med.	0.29*	5.0
Temperatura	-0.41**	13.5
AET	-0.60**	28.3
IVN	0.17**	18.8

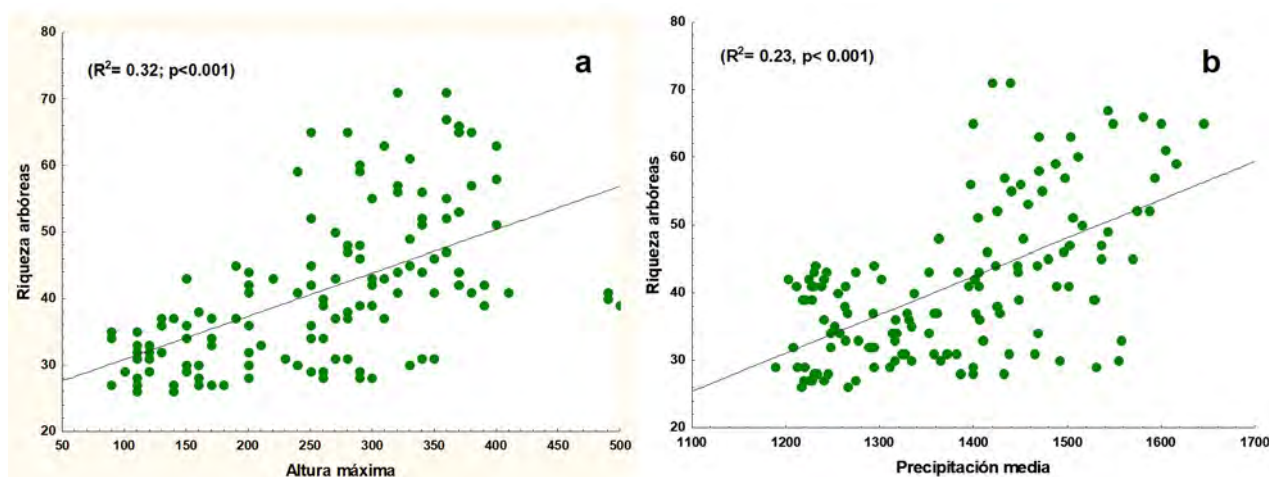


Figura 2. Relación de la riqueza de especies arbóreas serranas con: (a) altura máxima y (b) precipitación media.

Conclusiones

El presente trabajo constituye un avance en el conocimiento de la diversidad y distribución del bosque serrano, una de las principales formaciones boscosas de Uruguay. El mapa generado constituye un insumo fundamental tanto para futuras investigaciones como para su uso en la gestión y conservación del ecosistema. Los resultados representan un avance en la comprensión de la variación geográfica de su diversidad, mostrando el rol del clima (precipitación, temperatura y productividad) y de la altura como factores abióticos determinantes.

Agradecimientos: A Andrés Rossado, César Justo y Ludmila Profumo por su aporte en el reconocimiento botánico. A los propietarios que posibilitaron la realización de los relevamientos. A la DGF por apoyo logístico en salidas de campo. Este trabajo ha sido parcialmente financiado por beca de la CAP otorgada a C.T., PEDECIBA y Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una pasantía de investigación.

Bibliografía

- Boyle BL (1996): Changes on altitudinal and latitudinal gradients in neotropical montane forests. Ph.D. Dissertation. Washington University, St. Louis, Missouri. 247p.
- Brazeiro A (2015): Eco-Regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo. 122p.
- Brussa C y Grella I (2007): Flora arbórea del Uruguay, con énfasis en especies de Rivera y Tacuarembó. Rivera, COFUSA, 544p.
- Cabrera L y Willink A (1973): Biogeografía de América Latina. Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Washington DC, Departamento de asuntos científicos, Secretaría General de la OEA, 120p.

- Cal A, Álvarez A, Petraglia C et al. (2011): Mapa de Cobertura del Suelo de Uruguay = Land Cover Classification System. Mosca, Montevideo. 52p.
- Chebataroff J (1942): La vegetación del Uruguay y sus relaciones fitogeográficas con el resto de América del Sur. *Rev. IPGH* 2: 49-90.
- Gaston KJ y Blackburn TM (2000): Patterns and process in macroecology. Oxford, Blackwell Science, 371p.
- Grela I (2004): Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: Propuesta para la delimitación de dendrofloras. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, PEDECIBA, Montevideo, Uruguay, 97p.
- Haretche F, Mai P y Brazeiro A (2012): Woody flora of Uruguay: inventory and implication within the Pampean region. *Acta Bot. Brasil.* 26: 537-552.
- Joppa LN, Loarie SR y Pimm SL (2008): On the protection of “protected areas”. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105: 6673–6678.
- Olson DM y Dinerstein E (2002): The Global 200: Priority ecoregions for global conservation *Ann. Missouri Bot. Gard.* 89:199-224.
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A et al. (2007): Brazil’s neglected biome: The South Brazilian Campos. *PPEES* 9: 101-116.
- Panario D, Gutiérrez O, Achkar M, Bartesaghi L y Ceroni M (2015): Clasificación y mapeo de ambientes de Uruguay. En: Brazeiro A (ed.) Pp: 33-45. *Eco-Regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad.* Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo. 122p.

Distribución, abundancia y estado de conservación de los palmares de *Butia yatay* en Uruguay

Schaiani Vanessa Bortolini^{1*} y Alejandro Brazeiro¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. *schai.bortolini@gmail.com

Introducción

El área de distribución de la palmera *Butia yatay* se inserta en los departamentos de Paysandú y Río Negro, dentro de la ecorregión Cuenca Sedimentaria del Oeste. Esta ecorregión posee un alto valor productivo y por lo tanto ha sufrido una intensa transformación en las últimas décadas (Achkar et al. 2012). La agricultura continua y la expansión de la forestación, que ha conducido a la conformación de uno de los principales núcleos forestales del país en el eje Paysandú-Río Negro (Achkar et al. 2012), ha generado un creciente proceso de intensificación en el uso del suelo (Achkar et al. 2012, Brazeiro et al. 2015). El cambio en el uso del suelo es reconocido como la principal amenaza global a la biodiversidad terrestre, como consecuencia de la pérdida/fragmentación de hábitat (MEA 2005). De hecho, dentro de las especies amenazadas de los libros rojos, la pérdida de hábitat suele ser la principal amenaza identificada (ICMBio 2011). Por tanto, se encuentra en el centro de la investigación ambiental actual, debido a las implicaciones que conllevan.

En el caso de las especies de *Butia*, los estudios se han centrado principalmente en la descripción de su historia de vida, evolución molecular y genética poblacional, mientras que la biología reproductiva y el estado de conservación son aun pobremente conocidos (Chapin et al. 2004). El riesgo de extinción de *Butia yatay* no ha sido evaluada a nivel global, pero en Brasil la especie fue incluida recientemente en el libro rojo de especies amenazadas como Vulnerable (LVFB 2013). En Uruguay, a pesar de estar legalmente protegida (Ley N° 9.872/39), se desconoce su grado de amenaza en el país.

En este contexto, el objetivo central de este trabajo fue cuantificar y mapear la distribución espacial y abundancia de *B. yatay* en Uruguay y evaluar el estado de conservación de la especie a nivel nacional y local.

Material y Métodos

Área de estudio: El área de estudio se ubica en el litoral oeste de Uruguay, más específicamente en los departamentos de Paysandú y Río Negro, formando parte de la ecorregión Cuenca Sedimentada del Oeste (Brazeiro et al. 2015). Según estudios de uso del suelo en Uruguay (Brazeiro et al 2008), en las últimas décadas se ha dado un alto nivel de antropización en esa región, debido al reemplazo de hábitats naturales (especialmente pastizales) por cultivos agrícolas (principalmente soja) y forestales (*Eucalyptus* spp.).

Mapeo y estimación de la distribución y abundancia de Butia yatay: Se estimó la distribución y abundancia de *B. yatay* en Uruguay en base a la interpretación visual de imágenes satelitales de alta resolución de Google Earth® analizando en detalle los departamentos de Salto, Paysandú y Río Negro, donde era presumible la presencia de la especie. Se digitalizaron polígonos establecidos como parches de palmares, donde un parche de palmar fue considerado un conjunto de palmeras adultas y/o juveniles con una separación entre individuos <50 m, una cobertura de dosel $\geq 10\%$, y un área ≥ 0.5 ha, respetando las unidades fisiográficas naturales para la separación entre parches. Para estimar la abundancia de adultos y juveniles por parche, se generó una grilla de 10X10 m (100 m²) en el programa ArcGIS 10.0, sobrepuesta a los polígonos correspondientes a los parches de palmares donde se estimó la cobertura de palmar de los parches digitalizados. Se eligieron 45 parches al azar y se calculó la media de adultos y

juveniles presentes en las celdas de cada uno de esos parches (densidad estimada por hectárea). En base a modelos predictivos ajustados sobre los datos de esta muestra (n=45), se estimó la densidad de juveniles y adultos de los restantes parches de palmar, y multiplicando estas estimaciones por las superficies de los parches ocupados por adultos o juveniles, se estimaron las abundancias de adultos, juveniles y totales, por cada parche de palmar. Los juveniles cuantificados en este trabajo son palmeras que presentan una altura aproximada de estípite de 1-1.5 m, mientras que los adultos presentan una altura de estípite > 2 m. Se generó un indicador de la conectividad entre parches, calculado como el promedio de la distancia (en metros) a los 3 parches vecinos más cercanos, midiendo manualmente las distancias entre parches de borde a borde. Para facilitar la comprensión y el análisis de los datos a nivel local, los parches de palmares fueron agrupados en función de su distribución espacial. A tales agrupaciones de parches se le llamó “núcleos poblacionales”. El criterio utilizado para separar los núcleos fue la distancia en línea recta entre las distintas agrupaciones (≥ 5 km) y el número de parches ($n \geq 20$). Los núcleos fueron nombrados aquí en función de los centros poblados o localidades existentes más próximas.

Evaluación del estado de conservación y categorización de amenaza de Butia yatay: En base a los datos de abundancia de juveniles y de adultos, y de la conectividad, previamente estandarizados (0-1), se generó un Índice de Estado de Conservación (IEC), calculado como la suma de estas tres variables. El valor del índice varía de 0 (cero) a 1, donde 0 es el menor valor de la variable calculada y 1 representa el mayor valor, asociado a un parche con la mayor abundancia de adultos y de juveniles y la mayor conectividad. La variable conectividad fue calculada como el inverso de la distancia promedio a los 3 parches vecinos más cercanos.

Se realizó un análisis de categorización del grado de amenaza de *B. yatay* a nivel nacional, según la metodología propuesta por la UICN (2012a) para la categorización regional/nacional. Los criterios para evaluar la categoría de amenaza son cinco (A- Reducción del tamaño poblacional; B- Distribución geográfica – (1) extensión de presencia y/o (2) área de ocupación; C- Pequeño tamaño de la población y disminución; D- Población muy pequeña o restringida y E- Análisis cuantitativo). Estos criterios funcionan en forma independiente, en el sentido de que se puede llegar a una categorización empleando información de uno solo de ellos.

Resultados y Discusión

Se registró la presencia de *B. yatay* en los departamentos de Paysandú y en el norte de Río Negro. Sin embargo, no fueron detectados palmares en el departamento de Salto, y tampoco en el sur de Río Negro, donde se había reportado en la década del 60 los palmares de Porrúa y Mujica (Chebataroff 1960; Chebataroff 1974). El rango de extensión actual de *B. yatay* en Uruguay es de 1450 km², unas cinco veces menor que lo derivado de los mapas de distribución propuesto por Brussa y Grela (2007) para el país. El área de ocupación dentro del rango de extensión de *B. yatay*, es de 27 km² (2696 ha) (Fig. 1a). A través del mapeo fue posible detectar tres grandes núcleos de palmares, denominados en este trabajo como: Quebracho, Santo Domingo y Guichón (Fig. 1b).

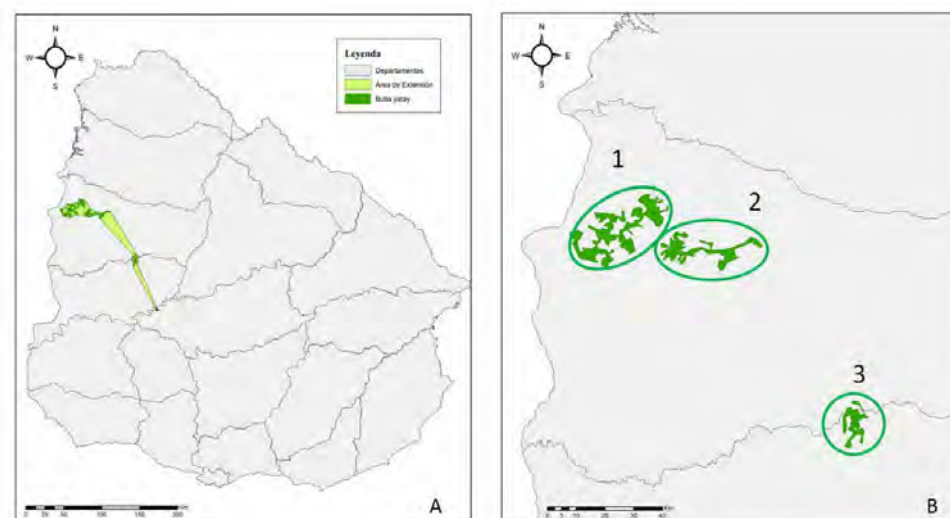


Figura 1. Distribución actual de *Butia yatay* en Uruguay. (A) Vista general del país, con el área de extensión de la especie. (B) Vista de los departamentos de Paysandú y Río Negro, donde se indican los 3 núcleos poblacionales: Quebracho (1), Santo Domingo (2) y Guichón (3).

Los núcleos correspondientes a Quebracho y Santo Domingo están situados en el departamento de Paysandú y el núcleo Guichón se encuentra mayormente en el departamento de Río Negro, presentando solamente dos parches ubicados en Paysandú. Los datos referentes al número y área de parches para el país y por núcleo poblacional se presentan en la Tabla 1, así como la abundancia de individuos. Las medidas de conectividad demostraron de una forma general que el promedio entre los tres parches vecinos varió entre 50 m (mínimo establecido como criterio para delimitación del parche) y 2624 m, con una media general de 374 m, sin mostrar diferencias entre los núcleos poblacionales.

El índice del estado de conservación (IEC) generado a través de la sumatoria de las variables estandarizadas (abundancia de juveniles, abundancia de adultos y conectividad), varió fuertemente entre parches, aunque fueron escasos los parches con altos valores de IEC. El 82% (N= 334) de los parches presentan valores menores a 0.7 y solamente 16% (N= 75) superan este valor. El núcleo que presentó mayores valores de IEC (> 0.7) por parche, fue Quebracho (85%), seguido de Santo Domingo (77%) y Guichón (75%).

Tabla 1. Número de parches, área y abundancia (N) total de palmeras de *Butia yatay* estimada a nivel nacional (Uruguay) y por núcleo poblacional.

	Número de parches y área por núcleo		Abundancia total nacional y por núcleo		
	Nº total	Área (ha)	N total	N Adultos	N Juveniles
General	409	2696	496.262	380.996 (77%)	115.266 (23%)
Quebracho	254	1560	252.659	204.477 (81%)	48.182 (19%)
Sto. Domingo	103	826	192.660	154.943 (59%)	37.717 (41%)
Guichón	52	310	50.942	21.577 (42%)	29.365 (58%)

Aplicando los criterios UICN (2012b) referidos a la distribución espacial (B1 y B2), para evaluar la categoría de amenaza de una especie a nivel nacional, se pudo determinar que la población de *B. yatay* de Uruguay se encuentra en la categoría “**En Peligro**” (Tabla 2).

Tabla 2. Criterios UICN para evaluar la categoría de amenaza de extinción, referidos a la distribución espacial, y datos de la población uruguaya de *Butia yatay*. Se resalta la categoría que le corresponde a *B. yatay* en Uruguay.

Criterios UICN	Categorías de amenaza de extinción			<i>Butia yatay</i> en Uruguay
	Peligro Crítico	Peligro	Vulnerable	
B1 ¹ . Rango de Extensión (km ²)	<100	<5000	<20000	1.450
B2 ² . Área de ocupación				
-superficie (km ²)	<10	<500	<2000	27
-número de localidades	=1	≤ 5	≤10	3

1: Área del polígono convexo que engloba a todos los registros conocidos de la especie. 2: Área realmente ocupada por la especie dentro del rango de extensión.

Conclusiones

El área actual de distribución de los palmares de *B. yatay* en Uruguay es aproximadamente una quinta parte del área estimada hace 10 años por otros estudios, y está restringida a 3 núcleos poblacionales, dos menos de los reportados en la década del 60. De acuerdo con los datos de su distribución actual, la población uruguaya de *B. yatay* debe ser categorizada como “**en peligro**” según los criterios de UICN. A nivel de núcleos poblacionales, los palmares de Quebracho y Santo Domingo presentaron en general un buen estado de conservación, a diferencia de Guichón, que presentó en general un estado regular-malo.

Agradecimientos: A la DGF por el apoyo en el trabajo de campo. Estudio financiado por la Comisión Académica de Posgrado (CAP) de la UdelaR, Proyecto CSIC “Ganado y Bosques” dirigido por AB y pasantía de investigación otorgada por el Proyecto Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a SB

Bibliografía

- Achkar M, Blum A, Bartesaghi L, Ceroni M (2012): Escenarios de cambio de uso del suelo en Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/ CIEDUR. 24p.
- Brazeiro A, Achkar M, Canavero A, Fagúndez C, González E, Grela I, Lezama F, Maneyro R, Barthesagi L, Camargo A, Carreira S, Costa B, Núñez D, da Rosa I, Toranza C (2008): Prioridades Geográficas para la Conservación de la Biodiversidad Terrestre de Uruguay. Resumen Ejecutivo. Proyecto PDT 32-26, 48p.
- Brazeiro A (2015): Ecorregiones de Uruguay: Biodiversidad, presiones y conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Facultad de Ciencias. CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo. 122p.
- Brussa CA y Grela IA (2007): Flora Arbórea del Uruguay. Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Montevideo (Uruguay): COFUSA.
- Chapin MH, Wood KR, Perlman SP, Maunder M (2004): A review of the conservation status of the endemic Pritchard a palms of Hawaii. *Oryx* 38:273-281.
- Chebataroff J (1960): El Palmar de Porrúa. Una reliquia botánica en el territorio uruguayo. Universidad de la República (UdelaR), Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo. 49p.
- Chebataroff J (1974): Palmeras del Uruguay. Montevideo. Bouzet Ed., 32p.
- Livro vermelho da flora do Brasil (LVFB)/ texto e organização Gustavo Martinelli, Miguel Ávila Moraes; Tradução Flavia Anderson, Chris Hieatt. - 1. ed. - Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100p. Proyecto de Ley nro 9.872/39 del 13 de Septiembre de 1939: Acceso en: https://parlamento.gub.uy/documentosyleyes/leyes?Ly_Nro=9872&Searchtext=&Ly_fechaDePromulgacion%5Bmin%5D%5Bdate%5D=03-01-939&Ly_fechaDePromulgacion%5Bmax%5D%5Bdate%5D=03-10-2016
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005): Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, DC: Island Press. ISBN 1-59726-040-1. Accessed in February, 2017. 155p.
- UICN. 2012a. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- UICN. 2012b. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).

Bases para una evaluación del estado de condición del bosque ribereño en la cuenca del río Queguay (Paysandú, Uruguay)

César Justo^{1,2*} y Christine Lucas²

1. Estudiante de Maestría en Ciencias Biológicas, Ecología, PEDECIBA.* cesarjusto16@gmail.com

2. Polo Ecología Fluvial, CenUR Litoral Norte, sede Paysandú.

Introducción

La zona ribereña es un ecosistema de transición ecológica entre ecosistemas terrestres y acuáticos (Naiman y Decamps 1997). Cuando ocurren eventos de disturbios naturales o por acción antrópica los bosques ribereños se ven afectados de distintas maneras, tales como invasión por especies exóticas invasoras, tala indiscriminada, sobrepastoreo, entre otras. Para medir tales efectos se han desarrollado distintas herramientas para medir el estado de condición de los ecosistemas. Entre ellas, la integridad ecológica de un bosque es un concepto que se utiliza para evaluar el estado de salud del mismo base a una serie de medidas independientes donde se tienen en cuenta atributos de estructura, composición de especies, y función (Andreasen et al. 2001, Parrish et al. 2003, Tierney et al. 2009). Lograr entender los factores antrópicos y atributos que determinan la integridad ecológica de las áreas ribereñas a nivel de paisaje y sitios no solo tendrá efectos para mejor entender la variabilidad espacial de la misma sino también brindar elementos para la planificación, gestión y recuperación de áreas ribereñas. En este sentido, en este trabajo buscamos responder las siguientes preguntas: ¿Cómo influyen las distintas presiones antrópicas en la estructura del bosque? ¿Cuáles atributos de los bosques ribereños son adecuados para evaluar su integridad ecológica?

Material y Métodos

Área de estudio: El área de estudio corresponde a la cuenca del Río Queguay y se localiza en el litoral centro oeste de Uruguay en el departamento de Paysandú (Figura 1). La cuenca se encuentra delimitada hacia el sur y este por el sistema de la Cuchilla de Haedo y hacia el norte por la cuchilla del Queguay entre 100-200 metros de altitud. En esta cuenca se encuentra ubicado el área protegida “Montes del Queguay” sitio con una de las mayores extensiones de bosque ribereño del Uruguay.

Relevamiento de datos: Para este trabajo se analizó los datos disponibles para 30 parcelas para la cuenca del río Queguay del Inventario Forestal Nacional de la Dirección General Forestal del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Para cada parcela fueron resumidos los datos elaborándose una tabla con los distintos atributos de riqueza, composición y estructura a ser considerados en la evaluación del estado de condición. Se calculó el ancho promedio del bosque para los cursos de agua en donde se ubicaron las parcelas utilizando imágenes de Google Earth® donde fueron realizadas dos medidas a cada 500m en ambas márgenes perpendicular al cauce (Magdaleno et al 2014). Se identificaron dos factores de presión en base de los datos disponibles, siendo estos: la intensidad de pastoreo y la invasión por especies exóticas. La intensidad de pastoreo es una medida categorizada en base a cuatro intensidades: no evidente (0), ligera (1), moderada (2) y severa (3). Para la invasión de especies exóticas se utilizó dos indicadores; por un lado, el registro de ese dato convertido en presencias (1) y ausencias (0); y por otro lado la densidad de exóticas.

Análisis de datos: Se realizó un test de Kruskal-Wallis para determinar la normalidad de los datos, y por consiguiente un análisis de correlación de Spearman donde fueron eliminadas aquellas variables que presentaron un valor de correlación ≥ 0.5 . Para determinar los efectos de las presiones sobre la composición y estructura del bosque se utilizaron modelos de regresiones lineales y análisis de ANOVA. Luego de eliminadas aquellas variables correlacionadas, se utilizó un análisis multivariado de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS, por

sus siglas en inglés) para explorar los atributos de los bosques que más son afectados por los factores de presión, y establecer las diferencias entre parcelas en términos de composición y estructura del bosque ribereño. Para los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico R (R-project 2017).

Resultados y Discusión

Composición: En total fueron registradas 34 especies leñosas que pertenecen a 21 familias, de las cuales cuatro especies son consideradas exóticas invasoras (EEI). Las EEI que se registraron fueron, *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum lucidum*, *Melia azedarach*, *Morus* sp. Las familias que presentaron mayor riqueza de especies fueron Myrtaceae (N=7 spp.), Fabaceae (N = 5 spp.) y Euphorbiaceae (N = 3 spp.). Luego se encuentra Anacardiaceae, Lauraceae y Rubiaceae con dos especies cada una. Para las demás familias (N=15) se registró solamente una especie.

Estructura: Los Diámetros a la Altura del Pecho (DAP; i.e, 1.30 m de la base del tronco) variaron entre 3 y 75 cm y las alturas entre 2 y 18 m. Se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las distribuciones del Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) y las alturas ($R^2 = 0,53$, $p < 0,001$). Este tipo de distribución ya ha sido reportado para la región los bosques subtropicales (Delfino et al. 2011). Al realizar el análisis NMDS se evidencia una clara separación entre parcelas invadidas y no invadidas. Estas diferencias estructurales se dan principalmente en tres atributos, altura promedio, DAP promedio y área basal total (Figura 1).

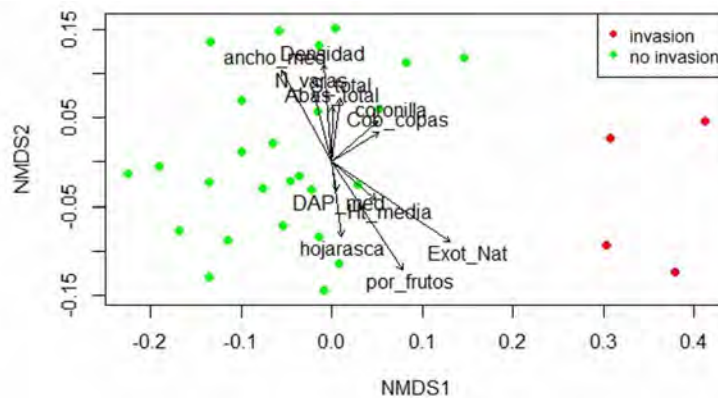


Figura 1. Análisis multivariado de Escalamiento Multidimensional No Métrico para las variables de estructura, composición y función de bosque.

Intensidad de pastoreo como factor de presión. El pastoreo por ganado ha sido identificado como un factor de presión sobre los ecosistemas de bosques tanto a nivel mundial (Kauffman y Krueger 1984), como a nivel local (Etchebarne y Brazeiro 2016). Este factor afectó a solamente a un atributo, la cobertura de sotobosque (Figura 2). Se observa una disminución a medida que aumenta la intensidad del pastoreo ($F=7.11$, $p=0.01$). Como un dato interesante la riqueza de especies parece ser un atributo que, a diferencia de lo esperado, aumenta con el pastoreo. A pesar de ser significativa marginalmente ($F=1.58$, $p= 0.21$), se muestra como un dato interesante a seguir explorando.

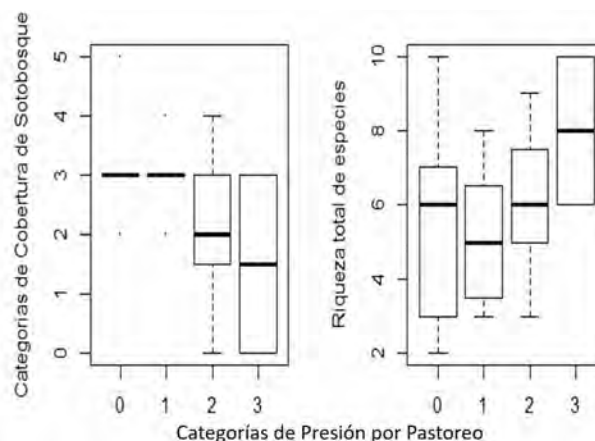


Figura 2. Gráficos de caja para las categorías de presión y la respuesta de dos atributos, a) Cobertura de sotobosque, b) Riqueza total de especies.

Invasión de exóticas como factor de presión. No se observó relación entre la riqueza de especies nativas y riqueza de exóticas ($F=0.475$, $p=0.5$), sin embargo, cuando se analizan las densidades se visualiza una correlación negativa y significativa (Figura 3, $F=8.086$, $p=0.008$). Se encontró correlación significativa y positiva entre la cobertura de sotobosque y la densidad de especies exóticas ($F=3.33$, $p=0.05$). Para los datos de presencia y ausencia no se evidenció correlaciones lo que indicaría que en el momento de evaluar el estado de condición de distintos sitios es un dato que aportaría poca información.

Conclusiones

Este trabajo aporta evidencia preliminar respecto a que un factor principal de presión sobre el bosque nativo en esta cuenca hidrográfica del litoral oeste es la invasión por especies exóticas. Este modifica la composición y estructura del bosque en términos de riqueza de especies, altura, diámetro y área basal.

Agradecimientos: A todo el equipo de la Dirección General Forestal por la facilitación de los datos. Este estudio ha sido parcialmente financiado por el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a través de una pasantía de investigación otorgada a CJ.

Bibliografía

- Andreasen JK, O'Neill R, Noss R, Slosser N (2001): Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecol. Ind.* 21-35.
- Etchebarne V y Brazeiro A (2016): Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 362: 120–129.
- Kauffman J y Krueger WC (1984): Livestock Impacts on Riparian Ecosystems and Streamside Management Implications. A Review. *J of Rang. Man.* 37 (5).
- Magdaleno F, Mart R y Roch V (2010): Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil.* 157 85-96.
- Naiman RJ y Décamps H (1997): The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28:621-58.
- Parrish, J D, Braun D y Unnasch R (2003): Are we conserving what we say we are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *Biosciences.* 53(9):851-860.
- R Core Team (2017): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Tierney GL, Faber-Langendoen D, Mitchell BR, Shriver WG y Gibbs JP (2009): Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Fronti Ecol. Envir.* 7: 308-316.

Estado de conservación de Yerba Mate en poblaciones naturales de Uruguay – Etapa 2: Puesta a punto de Marcadores Moleculares

Gabriela Jolochin^{1*} y Gervasio Krismanich²

1. Laboratorio de Dendrología, Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República – Av. Eugenio Garzón 780, 12900, Sayago, Montevideo, Uruguay. *gjolochin@fagro.edu.uy
2. Laboratorio de Evolución y Domesticación de las Plantas – Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Agronomía, Universidad de la República – Av. Eugenio Garzón 780, 12900, Sayago, Montevideo, Uruguay.

Introducción

La yerba mate (*Ilex paraguariensis* A. St-Hill. - Aquifoliaceae) es una especie ampliamente utilizada para consumo en infusiones en el Sur de América Latina especialmente en el sur de Brasil, Paraguay, Argentina y Uruguay (Cansian et al. 2008), con propiedades biomédicas y farmacológicas donde se destaca su efecto antioxidante, vaso dilatador y antimutagénico (Bracesco et al. 2011). Se encuentra naturalmente distribuida en los bosques subtropicales del Este de Paraguay, Noreste de Argentina, Sur de Brasil (Giberti 2011) y en Uruguay en áreas consideradas refugio de vegetación y con una alta riqueza específica (Grela 2004). Actualmente las poblaciones naturales de esta especie en los países de la región se han vuelto marginales principalmente debido a la disminución del área boscosa y el aumento de las áreas destinadas a cultivos y ganadería extensiva (Vasconcellos 2012).

Uno de los primeros pasos para un buen uso y conservación de los recursos genéticos del país radica en el conocimiento del rango de distribución geográfica natural de las poblaciones de la especie, para luego detectar la variabilidad genética existente en las poblaciones e indagar cómo está distribuida, empleando, por ejemplo, herramientas moleculares. Trabajos preliminares en el estudio de variabilidad genética del germoplasma uruguayo, dan un indicio de que el germoplasma nativo es considerablemente diferente al de las poblaciones naturales y plantadas en Argentina, Brasil y Paraguay (Cascales et al. 2014). Sin embargo, aún no existen estudios acerca del estado de conservación con que se encuentran las poblaciones de *I. paraguariensis* nativas de Uruguay. El conocimiento de la estructura geográfica de la variabilidad genética y el grado de similitud entre y dentro de las poblaciones naturales es esencial para la conservación y uso eficiente del potencial económico de nuestros recursos fitogenéticos, por lo tanto, un estudio que permita generar información acerca del comportamiento de las poblaciones de yerba y su conservación sería de gran utilidad en la toma de decisiones acerca del manejo de los bosques donde ésta especie habita.

La información del análisis de los marcadores moleculares podría utilizarse como herramienta para proponer la re-delimitación de áreas prioritarias para su conservación y uso sostenible, ya que se evalúa el estado de conservación genética de las poblaciones a través del análisis de la heterocigosis de los individuos adultos y renovos y parámetros de subdivisión poblacional. Esto permitirá establecer si las poblaciones de yerba mate nativas actuales contienen el potencial genético para su conservación a largo plazo o si es necesario tomar medidas que favorezcan el crecimiento de las poblaciones y la disminución de la fragmentación del hábitat.

La yerba mate es una de las especies seleccionadas como prioritarias para el manejo y conservación del germoplasma, por lo que es necesario conocer el rango de variabilidad genética y su distribución espacial. Existen investigaciones en curso con el objetivo de conocer estas características para las poblaciones naturales del país, por lo que el objetivo de este trabajo es investigar acerca del grado de variabilidad intra e interpoblacional que permita determinar la calidad genética de este tipo de poblaciones relictuales por medio de índices de fijación genética.

Materiales y Métodos

Los materiales vegetales utilizados para desarrollar la investigación fueron recolectados en salidas de prospección de material genético presente en tres de las poblaciones más representativas de yerba mate en la Quebrada de los

Cuervos, Departamento de Treinta y Tres – Fig.1 – (etapa 1 – “Prospección de las poblaciones de *Ilex paraguariensis* pertenecientes a el área protegida de la Quebrada de los Cuervos y sus zonas aledañas” – Inicio: febrero de 2016).

Las accesiones recolectadas a campo de todos los individuos de las poblaciones prospectadas se analizaron con marcadores moleculares nucleares para determinar el grado de estructuración geográfica de la variabilidad genética (etapa 2 – “Análisis de las muestras poblaciones de yerba mate empleando marcadores moleculares ya desarrollados para la especie” – Inicio: marzo de 2017). Los marcadores utilizados son los desarrollados en Pereira et al. (2013) e identificados como polimórficos. Se probaron los 25 marcadores desarrollados, se seleccionaron los *loci* variables y se analizaron sobre las tres poblaciones, representadas por 30 individuos de cada una (análisis de un subconjunto de un total de *ca.* 500 muestras). Los marcadores se amplificaron con cebadores marcados con fluorescencia de acuerdo con Boutin-Ganache et al. (2001) y se analizaron en un servicio comercial (*DNA Analysis Facility on Science Hill - Yale University - USA*). Se genotiparon los individuos del subconjunto de muestras a partir de los electroferogramas generados por el servicio de secuenciación y posteriormente se realizó el análisis de la varianza molecular (AMOVA) y flujo génico entre las poblaciones implementados en GenAlEx © (Peakall y Smouse 2012).

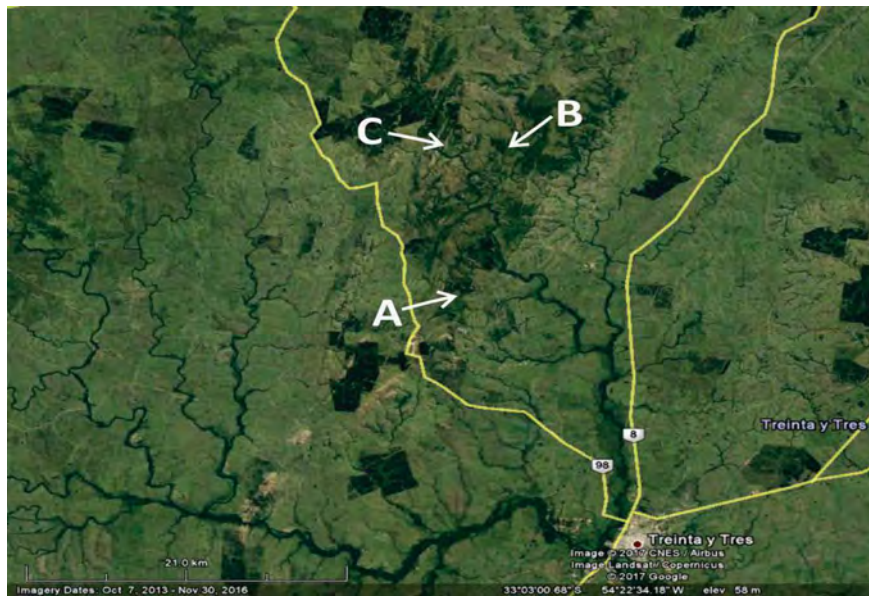


Figura 1. Ubicación de poblaciones de *Ilex paraguariensis* en la Quebrada de los Cuervos, Treinta y Tres.

Resultados y Discusión

De los 25 marcadores probados, seis mostraron polimorfismo y fueron amplificados. Hasta el momento tres de los seis marcadores fueron analizados para un subconjunto de los individuos para todas las poblaciones. Ambas poblaciones se encuentran en equilibrio para estos marcadores y la distribución de las frecuencias alélicas es similar entre las poblaciones del subconjunto estudiadas (Fig. 2). En esta etapa se detectó muy poca diferenciación entre poblaciones, aunque esperamos que al completar el análisis existan diferencias entre las poblaciones y observando estructuración espacial de la distribución de la variabilidad genética – indicando la presencia de barreras para el flujo génico.

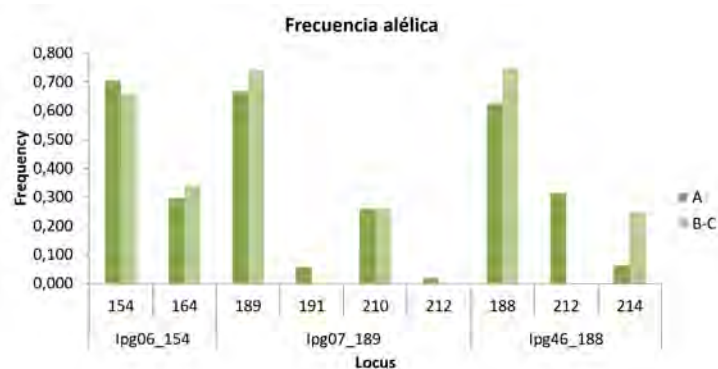


Figura 2. Frecuencias alélicas por población para los marcadores Ipg06, Ipg07 e Ipg46.

En el AMOVA se observó que el 98% de la variabilidad genética era debida a la diferencia dentro de las poblaciones y sólo un 2% de la variabilidad es explicada por la varianza entre poblaciones. Estos resultados son esperables para una especie alógama como la 'yerba mate', donde existe flujo génico entre las poblaciones (no se ha detectado aislamiento poblacional) y más aún con la cantidad de datos disponibles aquí. La detección de intercambio genético entre las poblaciones es uno de los parámetros deseables desde el punto de vista de la conservación de los recursos genéticos.

Análisis de las mismas poblaciones, pero con marcadores microsatélites cloroplásticos han detectado a la población B como muy diferentes a las demás poblaciones del área estudiada, así como para el resto de las poblaciones del rango de distribución del país, así como para los representantes de las poblaciones de Argentina y Paraguay (P. Hernández *com. pers.*).

Conclusiones

Los resultados presentados son un avance del análisis que está en marcha, pero permiten identificar la presencia de variaciones genéticas como las detectadas en otras poblaciones en diferentes trabajos regionales. Cuando se finalice con la amplificación de todos los individuos de las tres poblaciones para todos los marcadores seleccionados, podremos analizar en qué medida las poblaciones de la zona mantienen flujo génico y cómo esto afectaría la estrategia de conservación genética de las poblaciones. La información preliminar indica que el intercambio de semillas entre poblaciones aún a las distancias evaluadas es muy limitado, lo que indica un fuerte riesgo de fragmentación. El análisis final de los datos permitirá determinar si son necesarias medidas suplementarias de manejo para mantener la viabilidad a largo plazo de estas poblaciones y regular la estrategia de restauración determinando proveniencias específicas del material biológico.

Agradecimientos: Al Laboratorio de Evolución y Domesticación de las Plantas (LEDP) del Departamento de Biología Vegetal y al Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera – Facultad de Agronomía. Financiación: Fondos del LEDP y Pasantía de Investigación otorgada por el Proyecto Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a GK como parte de su Tesis de Grado, bajo la tutoría de GJ.

Bibliografía

- Boutin-Ganache I, Raposo M, Raymond M y Deschepper CF (2001): M13-tailed primers improve the readability and usability of microsatellite analyses performed with two different allele-sizing methods. *BioTechniques* 31(1): 24-28.
- Bracesco N, Sanchez AG, Contreras V, Menini T, Gugliucci A (2011): Recent advances on *Ilex paraguariensis* research: Minireview. *J. Ethnophar.* 136(3): 378-384.
- Cansian RL, Mossi AJ, Mosele SH, Toniazzo G, Treichel H, Paroul N, Oliveira JV, Oliveira D, Mazutti M y Echeverrigaray S (2008): Genetic Conservation and Medicinal Properties of Mate (*Ilex paraguariensis* St Hil.). *Phcog. Rev.* 2(4): 326-328
- Cascales J, Bracco M, Poggio L y Gottlieb AM (2014): Genetic diversity of wild germplasm of «yerba mate» (*Ilex paraguariensis* St. Hil.) from Uruguay. *Genetica* 142(6): 563-73.
- Giberti GC (2011): La «yerba mate» (*Ilex paraguariensis*) en tempranos escritos rioplatenses de Bonpland y su real distribución geográfica en Sudamérica austral. *Bonplandia* 20(2): 203-212.
- Grela IA (2004): Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: propuesta para la delimitación de dendrofloras. s.l., Universidad de la República.
- Jombart T y Dray S (2010): Adephylo: Exploratory Analyses for the Phylogenetic Comparative Method. *Bioinformatics* 26(15): 1-21.
- Peakall R y Smouse PE (2012): GenALEx 6.5: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics* 28(19): 2537-2539.
- Pereira MF, Ciampi AY, Inglis PW, Souza V y Azevedo VCR (2013): Shotgun sequencing for microsatellite identification in *Ilex paraguariensis* (Aquifoliaceae). *Applications in plant sciences* 1(3): 3-6.

Sección 5

Sucesión secundaria, expansión y restauración de bosques



Bosque parque del litoral oeste (Paysandú). Sitio control de un ensayo experimental instalado por la Facultad de Ciencias, para monitorear la sucesión secundaria en bosques talados, en el marco del Acuerdo de Cooperación DGF/MGAP- BMEL(UNIQUE)-FC/UdelaR. (Foto: BEC).

Dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay: efectos del clima y el ganado

Alejandro Brazeiro^{1*}, Patricia Brussa¹ y Carolina Toranza¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. *brazeiro@fcien.edu.uy

Introducción

La baja cobertura boscosa de Uruguay (4.4%), y de toda la ecorregión Sabanas Uruguayas, ha llamado la atención de numerosos investigadores, ya que en función del clima subtropical húmedo dominante (Precipitación anual: 1000-1300 mm, Temperatura media anual: 16-19 °C), modelos eco-climáticos clásicos de distribución de biomas (Holdridge 1967, Whittaker 1975), y de vegetación de América del Sur (Salazar et al 2007), predicen una superficie boscosa mucho mayor a la observada en la actualidad. Sin embargo, durante las últimas décadas se ha ido acumulando evidencia empírica (e.g., Overbeck et al. 2007) que apoya la hipótesis de que los bosques estarían en la actualidad experimentando un proceso de expansión, favorecidos por un clima más húmedo. Esta idea concuerda con proyecciones de modelos eco-climáticos que sugieren la expansión de bosques en la región, debido al Cambio Climático (Salazar et al 2007, Anadón et al. 2014). Otro factor relevante para la dinámica de los bosques es la herbivoría (e.g., Cingolani et al. 2014, Etchebarne y Brazeiro 2016), que podría ser de gran magnitud en Uruguay debido a la actividad ganadera.

En este contexto climático teóricamente favorable para la expansión de bosques sobre los pastizales, el objetivo central de este trabajo fue evaluar los efectos del ganado sobre la dinámica de la cobertura boscosa y regeneración arbórea, en el ecotono bosque-pastizal del Parque Nacional San Miguel.

Material y Métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en el Parque Nacional San Miguel (PNSM), departamento de Rocha. El Parque abarca 1.500 ha de áreas serranas, con un paisaje dominado por pastizales, pajonales, humedales, bosque ribereño y bosque serrano. El bosque serrano abarca en la actualidad 375 ha, y se caracteriza por ser bajo (altura media: 4.2 m; rango: 3-8 m), de alta cobertura (>90%) e importante diversidad arbórea (23 especies en 1/10 ha). Se desarrolla en el Parque cría de ganado bovino y ovino criollo, con una carga (2007-2017) promedio de 647 bovinos y 396 ovinos por año. En 2000 se instaló un área de exclusión ganadera de 450 ha, que continúa cerrada hasta hoy día. El área de estudio del presente trabajo abarcó 120 ha de bosques y pastizales serranos, 60 ha de la zona excluida y 60 ha de la zona pastoreada contigua.

Estimación de cambios en la cobertura boscosa. Se evaluó la variación de la cobertura boscosa comparando fotografías aéreas (SGM, escala 1: 20000) del año 1966, con imágenes satelitales del 2016 obtenidas de Google Earth[®]. La estimación de la cobertura boscosa en cada época (1966 y 2016) y zona (exclusión y pastoreo), se realizó a partir de la evaluación de casi 1900 puntos de observación regularmente distribuidos (25 m de separación) en una matriz digital de 120 cuadrantes de 100x100 m en QGIS. Se calculó el cambio en la cobertura boscosa por cuadrícula (expresada como porcentaje de la cobertura en 1966) entre 1966 y 2016, para las zonas con y sin pastoreo. El efecto del pastoreo sobre la dinámica boscosa fue evaluado mediante ANOVA de una vía.

Relevamiento de vegetación y regeneración arbórea. En pastizales aledaños a parches boscosos se evaluó la regeneración arbórea, cobertura del suelo y fisonomía vegetal en 60 cuadrantes (30 exclusión, 30 en pastoreo) de 5x5 m, distribuidos en 20 transectas perpendiculares al borde del bosque. Cada transecto incluyó 3 cuadrantes contiguos (franja 1: 0-5 m; franja 2: 5-10 m y franja 3: 10-15 m). Para estimar la densidad y riqueza de la regeneración arbórea, se registraron e identificaron como juveniles arbóreos a todos los individuos de altura ≥ 50 cm y diámetro a

la altura del pecho (DAP) <2.5 cm. Los efectos del ganado y distancia al borde del bosque (i.e., franja 1-3) sobre la regeneración, fueron evaluados mediante ANOVA factoriales con dos factores fijos.

Resultados y Discusión

El bosque se ha densificado y expandido sobre el pastizal en el paisaje serrano del PNSM en los últimos 50 años, tanto en la zona pastoreada como en la zona excluida al ganado desde el año 2000 (Fig. 1, Tabla 1). Sin embargo, la expansión fue casi cuatro veces mayor en la zona de exclusión (Tabla 1). La tasa media de expansión por ha (cuadrícula de 100x100m) fue significativamente menor en la zona pastoreada ($5.9 \pm 7.9\%$), respecto a la clausurada ($20.8 \pm 17.8\%$). Este proceso de expansión coincidió con un sostenido aumento de la pluviosidad media en la región, especialmente en verano. La precipitación acumulada en verano se incrementó un 50% entre 1960 (300 mm) y 2010 (450 mm).

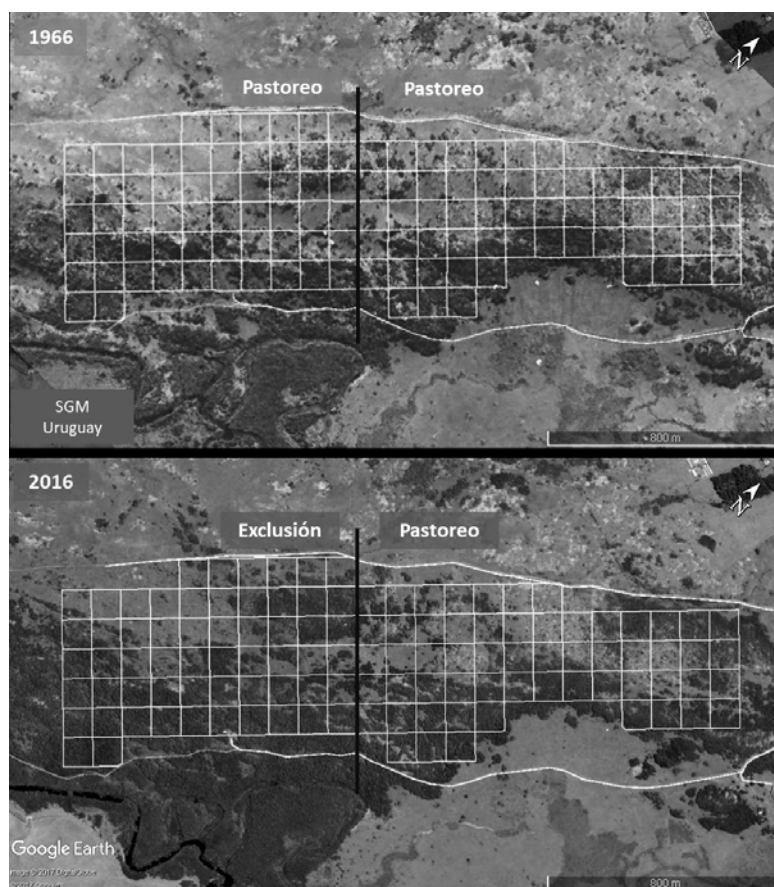


Figura 1. Cambio de la cobertura boscosa en las zonas excluida y pastoreada entre los años 1966 y 2016, en el Parque Nacional San Miguel.

Esta relación positiva entre la mayor disponibilidad de agua en verano y la expansión del bosque, apoya la hipótesis de que el déficit hídrico estival fue una de las principales barreras para la colonización de los pastizales por árboles (Schimper 1903, Pillar y Quadros 1997). La tendencia pluviométrica detectada en la región, que podría acentuarse en el futuro según las predicciones de cambio climático, indica un mayor relajamiento del déficit hídrico estival y, por tanto, un panorama climático aún más favorable para la expansión de bosques en la región.

Tabla 1. Cambio de la cobertura boscosa en el paisaje serrano del PNSM, entre los años 1966 y 2016, en las zonas pastoreada y excluida al ganado.

Año	Cobertura de bosque (%)	
	Pastoreo	Exclusión
1966	45.5	33.2*
2016	51.2	54.2
Variación 1966-2016	+5.7	+21.0

* La exclusión se instaló en el año 2000, por lo que en 1966 esta zona también era pastoreada.

El ganado alteró fuertemente la fisonomía. En la zona pastoreada, fue mayor la rocosidad aflorante (14% vs 0%) y la cobertura de suelo desnudo (1.48% vs 0.52%), pero fue menor la cobertura (95.8% vs 100%) y altura del estrato herbáceo (6.1cm vs 63.3cm).

Se registraron 12 especies de árboles regenerando en áreas de pastizal aledaños a bosques. Las más abundantes fueron: *Myrrhinium atropurpureum*, *Eugenia uruguayensis*, *Xylosma tweediana*, *Lithraea brasiliensis* y *Blepharocalyx salicifolius*. No se detectaron diferencias relevantes en el ensamble de juveniles entre las zonas excluida (10 spp) y pastoreada (9 spp). La densidad de individuos y especies de árboles juveniles tampoco presentaron diferencias significativas entre exclusión y pastoreo (Fig. 2). Se detectaron dos microsítios principales de reclutamiento de juveniles: (1) pastizal abierto, con juveniles reclutando en forma aislada y dispersa, y (2) bajo plantas percha/nodrizas, con juveniles reclutando a la sombra de plantas leñosas de mayor tamaño. Se registraron siete especies leñosas actuando como plantas percha/nodrizas, las más comunes fueron los arbustos *Daphnopsis racemosa* (Envira) y *Colletia paradoxa* (Espina de la Cruz). Algunos árboles jóvenes (*Scutia buxifolia*, *Eugenia uruguayensis*, *Myrrhinium atropurpureum* y *Schinus longifolius*) y la cactácea columnar *Cereus hildmannianus*, también actuaron como perchal nodriza, pero con muy baja frecuencia.

La densidad de juveniles reclutando bajo nodrizas fue significativamente más alta en la zona pastoreada, prácticamente cuatro veces mayor a la media registrada en la exclusión (Fig. 2). El 40.3% de los juveniles registrados en la zona con pastoreo (total=67) reclutó bajo plantas nodrizas, mientras que en la exclusión solo el 5.4% de los juveniles (total=56) reclutó en asociación a nodrizas.

Resulta llamativo que el ganado no esté reduciendo actualmente la regeneración arbórea en el ecotono pastizal-bosque, dado que redujo la tasa de expansión de bosque entre 1966 y 2016. Proponemos aquí dos hipótesis complementarias: (1) La exclusión permite en el mediano-largo plazo un aumento de la cobertura herbácea, que reduce competitivamente la regeneración de árboles. La dominancia competitiva de las herbáceas sobre las plántulas arbóreas por nutrientes y agua ha sido ampliamente documentada (ver Bond 2008; Resco de Dios, 2005). (2) El pastoreo intenso genera una mayor cobertura de rocas aflorantes, donde algunas leñosas no palatables actúan como plantas percha/nodriza, favoreciendo el reclutamiento. La posible interacción indirecta positiva entre el ganado y la regeneración arbórea sería novedosa, pero el rol de las plantas percha y/o nodrizas en la facilitación de la regeneración es conocida (Holl 2002). Estudios experimentales y nuevas observaciones son necesarios para evaluar estas hipótesis.

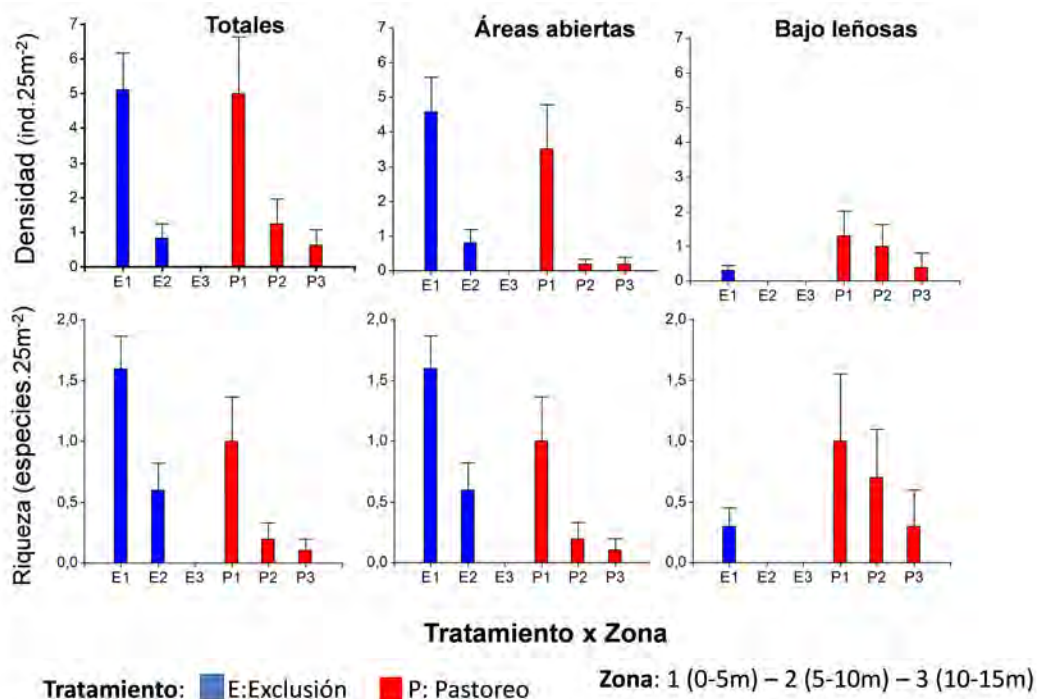


Figura 2. Densidad y riqueza de juveniles arbóreos establecidos en pastizales adyacentes a bosques serranos en el Parque Nacional San Miguel. Se reportan datos totales y discriminados por microsítio de reclutamiento: área abierta o bajo planta leñosa. Tratamientos: Exclusión (E) y Pastoreo (P). Zonas: 1 (0-5m), 2(5-10m) y 3 (10-15m).

Conclusiones

El bosque serrano se está densificando y expandiendo en el paisaje serrano del PNSM, posiblemente impulsado por las mejores condiciones hídricas estivales. El ganado ha reducido significativamente la expansión del bosque, pero no ha sido capaz de limitarla completamente. El pastoreo juega un importante papel regulador en este sistema, controlando la dinámica de la vegetación, a través de interacciones directas (consumo, pisoteo) y posiblemente a través de retroalimentaciones indirectas positivas (facilitación vía aumento de plantas percha-nodrizas).

Agradecimientos: A Gerardo Evia (PROBIDES) y personal del PNSM por el apoyo durante el trabajo de campo. Al Cnel. Tomas Coelho del SEPAE, por facilitarnos información sobre la carga ganadera. Financiación: Proyecto CSIC dirigido por AB y pasantía de investigación otorgada por el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a PB, bajo la tutoría de AB.

Bibliografía

- Bond WJ (2008): What limits trees in C4 grasslands and savannas? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 641-659.
- Cingolani AM, Vaieretti MV, Giorgis MA, et al. (2014): Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores? *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 16: 143-153.
- Etchebarne V y Brazeiro A (2016): Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 362: 120–129.
- Holdridge LR (1967): *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica.
- Holl KD (2002): Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *J. Ecol.* 90: 179-187.
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, et al. (2007): Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9: 101-116.
- Pillar VP y Quadros F (1997): Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12 119–126.
- Resco de Dios V, Weltzin JF, Sun W et al. (2005): Transitions from grassland to savanna under drought through passive facilitation by grasses. *J. Veget. Sci.* 25: 937-946.
- Salazar LF, Nobre CA y Oyama MD (2007): Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geoph. Res. Let.* 34: 2–7.
- Schimper AFW (1903): *Plant Geography on a Physiological Basis*. Oxford: Clarendon Press
- Whittaker RH (1970): *Communities and ecosystems*. The Macmillan Company, Nueva York, USA.

Dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Aiguá (Maldonado, Uruguay): efectos del ganado y la rocosidad

Patricia Brussa¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay.

Introducción

La dinámica de los ecotonos entre especies leñosas y herbáceas (e.g. bosques y pastizales) y los factores que la impulsan ha sido estudiada en diferentes partes del mundo. La misma está controlada tanto por factores abióticos (e.g. el clima) como por factores bióticos pudiendo estos ser positivos y/o negativos (e.g. facilitación y competencia, respectivamente) (Myster 2012).

Durante las últimas décadas, se ha acumulado evidencia (e.g., Overbeck et al. 2007) que indica que algunos bosques de América del Sur estarían en la actualidad experimentando un proceso de expansión, favorecidos por un clima más húmedo, lo cual concuerda con proyecciones de modelos eco-climáticos que sugieren la expansión de bosques en la región debido al cambio climático (Salazar et al 2007; Anadón et al. 2014). La presencia de parches boscosos en zonas de pastizales uruguayos y del sur de Brasil muchas veces está asociada a la presencia de afloramientos rocosos (e.g., Chebataroff 1960), por lo cual se ha propuesto que las rocas podrían facilitar la expansión del bosque actuando como perchas de vertebrados que diseminan semillas y como protección de plantas sensibles al pastoreo e incendios (Carlucci et al. 2011). Otro factor relevante para la dinámica de los bosques es la herbivoría (e.g., Cingolani et al. 2014, Etchebarne y Brazeiro 2016) y en Uruguay podría tener efectos de gran magnitud debido a la actividad ganadera.

En este contexto climático teóricamente favorable para la expansión de bosques sobre los pastizales, el objetivo central de este trabajo fue evaluar los efectos del ganado y la rocosidad sobre la cobertura boscosa y la regeneración arbórea en el ecotono bosque-pastizal en Aiguá (Maldonado).

Material y Métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en dos campos que se encuentran a 15 km de la ciudad de Aiguá (AG), departamento de Maldonado. Se trabajó en un área de paisaje serrano que se caracteriza por presentar amplias áreas de pastizales naturales con numerosos afloramientos rocosos y bosques distribuidos en parches. Uno de estos campos está excluido al ganado desde el año 2010 y presenta una superficie aproximada de 35 ha. El área de estudio del presente trabajo abarcó 64 ha de bosques y pastizales serranos, 32 ha de la zona excluida y 32 ha de la zona pastoreada contigua.

Estimación de cambios en la cobertura boscosa. Se evaluó la variación de la cobertura boscosa comparando fotografías aéreas del Servicio Geográfico Militar (escala 1:20000) del año 1966, con imágenes satelitales del 2016 obtenidas de Google Earth®. La estimación de la cobertura boscosa en cada época (1966 y 2016) y zona (exclusión y pastoreo), se realizó a partir de la evaluación de casi 1050 puntos de observación regularmente distribuidos (25 m de separación) en una cuadrícula digital de 64 cuadrados (32 con pastoreo y 32 excluidos) de 100x100 m en QGIS. Se calculó el cambio en la cobertura boscosa por cuadrícula (expresada como porcentaje) entre 1966 y 2016, para las zonas con y sin pastoreo. El efecto del pastoreo sobre la dinámica boscosa fue evaluado mediante ANOVA de una vía.

Relevamiento de vegetación y regeneración arbórea. En pastizales aledaños a parches boscosos se evaluó la regenera-

ción arbórea, cobertura del suelo y fisonomía vegetal en 60 cuadrantes (30 en exclusión, 30 en pastoreo) de 5x5 m, distribuidos en 20 transectas perpendiculares al borde del bosque. Cada transecta incluyó 3 cuadrantes contiguos (franja 1: 0-5 m; franja 2: 5-10 m y franja 3: 10-15 m). Para estimar la densidad y riqueza de la regeneración arbórea, se registraron e identificaron como juveniles arbóreos a todos los individuos de altura ≥ 50 cm y diámetro a la altura del pecho (DAP: 1.3 m) < 2.5 cm. En cada cuadrante se estimó la cobertura y la altura de los estratos herbáceo y arbustivo, así como de las rocas presentes. Los efectos del ganado y distancia al borde del bosque (i.e., franja 1-3) sobre la regeneración fueron evaluados mediante ANOVA con dos factores fijos. Los valores de abundancia de individuos fueron expresados en escala logarítmica. Se evaluó también la existencia de correlaciones de la densidad de juveniles con las coberturas de arbustos y de rocas, y con la altura del estrato herbáceo, utilizando el coeficiente de correlación de Spearman.

Resultados y Discusión

El bosque se ha densificado y expandido sobre el pastizal en los últimos 50 años en el paisaje serrano bajo estudio, tanto en la zona pastoreada como en la zona excluida (Tabla 1). La tasa media de expansión por hectárea para el área de estudio fue de 7.4 ± 7.3 %, no registrándose diferencias significativas ($p=0.53$) entre las zonas pastoreada y excluida en 2010 (Tabla 1). Estos resultados difieren a la situación observada en el Parque Nacional San Miguel (PNSM), donde el bosque en la zona excluida creció en superficie cuatro veces más que en la zona pastoreada (Brazeiro et al. en revisión). Esta diferencia podría deberse al corto período de exclusión (6 años) en el sitio de Aiguá, respecto al PNSM, cuya exclusión es de 17 años. Esto indica que 6 años de exclusión (2016-2010) no serían suficientes para detectar cambios significativos en la cobertura boscosa, al menos mediante los métodos utilizados.

Tabla 1. Dinámica de la cobertura boscosa en el paisaje serrano de Aiguá, entre los años 1966 y 2016, en las zonas pastoreada y excluida al ganado.

Año	Cobertura de bosque (%)	
	Pastoreo	Exclusión
1966	28.4	31.8*
2016	35.2	39.7
Variación 1966-2016	+6.8	+7.9

* La exclusión se instaló en el año 2010; en 1966 esta zona también era pastoreada.

Se registraron 7 especies de árboles regenerando en áreas de pastizal aledaños a bosques. Las más abundantes fueron *Lithraea brasiliensis* (Aruera) y *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán), tanto en exclusión como en pastoreo. En ambas zonas, la riqueza fue de 6 especies y el total de especies compartidas fue de 5. La abundancia fue de 186 individuos juveniles: 115 en la zona excluida y 71 en la zona pastoreada. La densidad de juveniles por parcela (5x5 m) fue significativamente ($p=0.02$) mayor en exclusión (media \pm DS: 0.58 ± 0.07) que bajo pastoreo (0.35 ± 0.07), mientras que la riqueza de especies promedio fue marginalmente significativa (E: 1.77 ± 0.23 , P: 1.20 ± 0.23 , $p=0.09$). La distancia al bosque no fue un factor explicativo de la densidad de juveniles ni de la riqueza de especies.

Se detectaron tres micrositios de reclutamiento de juveniles: (1) en pastizal abierto, con juveniles reclutando en forma aislada y dispersa, (2) en zonas con afloramientos rocosos, con juveniles reclutando entre las rocas, y (3) bajo plantas percha/nodrizas, con juveniles reclutando a la sombra de plantas leñosas de mayor tamaño. Actuaron como percha/nodriza, principalmente ejemplares del arbusto *Daphnopsis racemosa* (Envira), al igual que en el PNSM, tanto en exclusión como en pastoreo. Con baja frecuencia tuvieron este rol algunos ejemplares de *Styrax leprosus* (Carne de vaca) y de *Baccharis dracunculifolia* en la zona de exclusión, así como árboles jóvenes de *Schinus molle* (Carobá), Aruera y Arrayán, tanto en zonas pastoreadas como excluidas.

En la zona pastoreada se observó que existe una correlación positiva significativa entre la densidad de juveniles y la cobertura de rocas y de arbustos (Fig. 1). Este patrón espacial con árboles juveniles asociados a afloramientos rocosos también fue observado por Smit et al. (2005) en pastizales arbolados suizos y la asociación de juveniles a especies arbustivas ha sido ampliamente registrada (e.g. Holl 2002). Las rocas podrían favorecer el reclutamiento de árboles por diferentes mecanismos: generar condiciones micro-climáticas favorables de humedad, protección contra el viento, reducción de herbivoría. En nuestro estudio, la correlación positiva entre juveniles y rocas fue más

alta bajo pastoreo, lo que sugiere que la reducción de la herbivoría es el principal mecanismo en Aiguá. Las áreas rocosas parecen generar una pequeña exclusión al ganado, favoreciendo el reclutamiento de juveniles.

La proporción de individuos asociados a arbustos no presentó grandes diferencias entre zonas (P: 26%, E: 22%). Sin embargo, la correlación entre juveniles y arbustos fue positiva bajo pastoreo, pero nula en la exclusión. Esto indica que los arbustos favorecen al reclutamiento de árboles, principalmente a través de la protección ante la herbivoría. La alta proporción de juveniles (78%) bajo *D. racemosa* (envira), especie no consumida por el ganado, reafirma la relevancia del nodrismo asociado a los arbustos, además de poder actuar como “percha” aves favoreciendo la llegada de semillas.

En la zona excluida, el reclutamiento disminuyó significativamente con la altura del estrato herbáceo, que varió entre 20 y 60 cm (Fig. 1). Esto sugiere competencia entre el tapiz herbáceo y la regeneración arbórea, por recursos tales como luz, agua o nutrientes. Por tanto, en condiciones de exclusión al ganado, y en sitios favorables donde la vegetación herbácea puede desarrollar una alta biomasa, las herbáceas podrían limitar fuertemente al reclutamiento de árboles (Bond 2008).

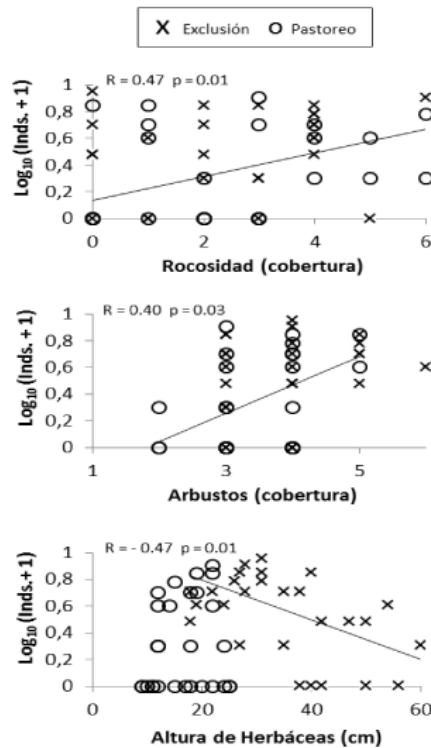


Figura 1. Correlación (Spearman) entre la densidad de juveniles (ind. 25m⁻²) y la cobertura de rocas, la cobertura de arbustos y la altura del estrato herbáceo. Se muestra la línea de tendencia y coeficiente de correlación para la zona donde la correlación fue estadísticamente significativa: la rocosidad y arbustos en pastoreo, altura de herbáceas en exclusión. Categorías de cobertura: 0=0%, 1=1%, 2=1-5%, 3=6-25%, 4=26-50%, 5=51-75%, 6=76-100%.

Conclusiones

El bosque serrano se está expandiendo y densificando en el paisaje serrano de Aiguá. La exclusión ganadera de 6 años no aumentó la tasa de expansión, pero sí aumentó la abundancia de árboles juveniles. El pastoreo es un importante factor regulador de la dinámica del ecotono bosque-pastizal serrano en Aiguá, en interacción con plantas nodrizas y rocas aflorantes que reducirían la herbivoría a nivel de micrositios, y con la vegetación herbácea, que competiría con el reclutamiento arbóreo.

Agradecimientos: A Alejandro, Rosa y Peter por autorizar la realización de los muestreos en sus predios. A Carlos y Gustavo Brussa por su ayuda en el muestreo. Financiación: Proyecto CSIC dirigido por Alejandro Brazeiro y Pasantía de investigación otorgada por Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE) a Patricia Brussa, bajo la tutoría de Alejandro Brazeiro.

Bibliografía

- Bond WJ (2008): What limits trees in C4 grasslands and savannas? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 641-659.
- Carlucci M, Duarte L y Pillar V (2010): Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *J. Veget. Sci.* 22: 111-119.
- Chebataroff J (1960): *Tierra Uruguaya: Introducción a la geografía física, biológica y humana del Uruguay*. Talleres Don Bosco. Montevideo, Uruguay.
- Cingolani AM, Vaieretti MV, Giorgis MA, et al. (2014). Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores? *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 16: 143-153.
- Etchebarne V y Brazeiro A (2016): Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 362: 120–129.
- Holl KD (2002): Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *J. Ecol.* 90: 179-187.
- Myster RW (2012): *Ecotones Between Forest and Grassland. Statewide Agricultural Land Use Baseline 2012* (1ª ed., Vol. 1). Springer, Oklahoma, USA.
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, et al. (2007): Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9: 101-116.
- Smit C, Béguin D, Buttler A y Müller-Schärer H (2005): Safe sites for tree regeneration in wooded pastures: A case of associational resistance? *J. Veget. Sci.* 16: 209-214.

Avances en la producción de árboles nativos: rodales semilleros, germinación y enraizamiento

Joaquín Garrido^{1*&}

1. Centro de Germoplasma y Vivero Nacional Dr. Alejandro Gallinal del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal. * joaquin Garrido27@gmail.com

&. Se resumen resultados de pasantías realizadas por Maximiliano González, Paola Petrucco, Diego Pereira y Andrea Boces

Introducción

La visión del Centro de Germoplasma y Vivero Nacional Dr. Alejandro Gallinal, perteneciente al Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal, es que el bosque nativo del Uruguay sea conservado y manejado de manera sostenible y valorizado por su biodiversidad y variedad genética, servicios ambientales y productos maderables y no-maderables. Es clara la importancia de conocer y conservar los recursos fitogenéticos de las especies arbóreas nativas, así como el desarrollo de una base crítica de materiales para su posterior uso, tanto en conservación como en mejoramiento.

El Centro de Germoplasma se enfoca en especies nativas forestales proveniente de bosques nativos seleccionados en las diferentes zonas ecológicas del país. Se busca fomentar actividades de rehabilitación y reforestación con información y material reproductivo forestal de origen conocido y con una alta variedad genética. El material reproductivo tiene la máxima de representar la variabilidad genética de nuestros bosques.

Para tales propósitos hace falta mucha información sobre cómo manejar los materiales de propagación en las especies nativas, como su porcentaje de germinación media, viabilidad, porcentaje de humedad que soportan para ser almacenadas, así como conocer su estructuración genética a lo largo del territorio y cómo se asegura su variabilidad y representatividad en nuestros materiales. Por tal motivo se realizaron pasantías con estudiantes del Departamento Forestal de la Facultad de Agronomía. Los siguientes datos no corresponden a trabajos de investigación científica, sino a trabajos de investigación aplicada o empírica, que fueron siguiendo los lineamientos del Centro de Germoplasma y vivero.

Se planteó realizar una prospección del bosque nativo teniendo como base la información del inventario forestal nacional. Para eso fue necesario elegir ciertas especies de prioridad y cosechar material reproductivo de varias ecorregiones. Se establecieron protocolos de cosecha y de selección de rodales semilleros con el fin de asegurar la variabilidad genética de cada población. Se comenzó a generar información sobre manejo de las semillas y posibilidad de propagación vegetativa para cada especie. También se realizaron talleres con los viveristas de especies nativas para intercambiar experiencias y discutir la importancia de no reducir la genética de nuestros materiales de reproducción. El presente trabajo es un pequeño resumen de este proceso.

Dichos trabajos fueron apoyados por el “Proyecto manejo de bosque nativo” (Contribución en la elaboración de una estrategia de gestión sostenible del bosque nativo y su puesta en marcha en Uruguay), llevado a cabo por la Dirección General Forestal (DGF/MGAP) con el apoyo del Ministerio de Agricultura de Alemania (BMEL), representado por la consultora UNIQUE.

Material y Métodos

Esta información es generada a partir de trabajo realizado por estudiantes de 5° año de la carrera de Ingeniero Agrónomo (orientación forestal), en régimen de pasantías profesionales. Dichas pasantías tienen una duración de 2 meses y plantea a los estudiantes realizar diferentes tipos de tareas inherentes a las funciones del Centro de Germoplasma y vivero.

Durante la pasantía de Maximiliano González se realizó un análisis de la información de la primera etapa del inventario nacional, cruzando dichos datos con las ecorregiones generadas en el trabajo de Brazeiro et al. (2015) con el fin de localizar posibles rodales semilleros para las especies de interés en cada una de las ecorregiones. Al mismo tiempo, se comenzaron a elaborar las fichas técnicas de las especies de prioridad.

En la pasantía de Paola Petrucci se evaluaron diferentes tratamientos pre-germinativos para 4 especies nativas y se los comparó con un testigo. Las especies fueron: *Handroanthus heptaphyllus*, *Parapiptadenia rigida*, *Peltophorum dubium* y *Vachellia caven*. Los tratamientos consistieron en la aplicación de ácido giberélico al 80%, escarificación con ácido sulfúrico al 98% y escarificación con agua caliente (90°C). Se estableció un número de 100 semillas por tratamiento con 4 repeticiones cada uno, trabajando así con un total de 400 semillas por especie en cada tratamiento (normas ISTA). A su vez, se desarrolló una prueba preliminar del éxito en la propagación vegetativa de varias especies nativas. Para dicha prueba se utilizó una cama de enraizamiento que mantiene la temperatura y la humedad óptimas, así como hormonas de enraizamiento (AIB). En las primeras pruebas se utilizaron 25 esquejes por especie a evaluar.

En la pasantía de Diego Pereira se realizó una encuesta a 10 viveristas de flora nativa distribuidos en todo el país para evaluar forma de producción, origen del material de propagación, especies más producidas, tipo de clientes más frecuentes y con qué fin buscan especies nativas. Luego de la encuesta se procesó la información y se realizó un taller con los principales viveros de flora nativa del país y diferentes actores del sector (viveros municipales, semilleros, INASE, DINAMA, etc.).

Actualmente, en la pasantía de Andrea Boces se están evaluando los diferentes porcentajes de humedad al momento del almacenaje y cómo influye esto en la aparición de hongos y en la germinación. El secado de la semilla se lleva a cabo en secadores con silica gel. Previo a la medición de humedad se muele la semilla para que la lectura sea correcta. Se almacenan lotes de semillas en cámara fría con diferentes grados de humedad para luego evaluar germinación a los 4, 8 y 12 meses.

Resultados y Discusión

Se elaboró una lista con 10 especies de prioridad, a partir de la cual se localizaron las 5 parcelas con mayor cantidad de individuos en cada una de las ecorregiones (Fig. 1) para evaluar su posible idoneidad como rodales semilleros, y se confeccionaron fichas técnicas, que se irán complementando con la información generada en el laboratorio.



Figura 1. Parcelas de inventario por ecorregión

Se elaboraron los protocolos para la selección de los rodales semilleros, que junto con las fichas técnicas están disponibles en la página web del MGAP¹.

Los análisis de germinación y tratamientos pre-germinativos mostraron que solamente en una especie (*V. caven*) se comprobó que es necesario realizar uno de los tratamientos ensayados (escarificación ácida), diferenciándose significativamente del resto. En cambio, para las otras especies sería necesario ensayar con nuevos tratamientos.

A su vez en la cama de enraizamientos las pruebas preliminares se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Porcentaje de enraizamiento (PE) por especie en un total de 25 esquejes.

Especie	Nombre común	PE (%)	Especie	Nombre común	PE (%)
<i>Cestrum ehuantes</i>	Duraznillo negro	72	<i>Prosopis affinis</i>	Ñandubay	8
<i>Caliandra tweedii</i>	Plumerillo rojo	48	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	4
<i>Guettarda uruguayensis</i>	Jazmín del Uruguay	44	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Aguai	0
<i>Quillaja brasiliensis</i>	Palo jabón	40	<i>Diospyros inconstans</i>	Caqui silvestre	0
<i>Scutia buxifolia</i>	Coronilla	20	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Lapacho rosado	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Blanquillo	20	<i>Peltophorum dubium</i>	Ibirapitá	0
<i>Pouteria sailcifolia</i>	Matajojo	12	<i>Pouteria gardeliana</i>	Matajojo colorado	0

Como resultados de la encuesta y del taller con viveristas de flora nativa, se observó que, si bien el mercado de especies nativas va en aumento, casi la totalidad de la producción se destina a fines ornamentales (parques y jardines). La mayor fuente de semilla en estos viveros también proviene de parques y jardines, generalmente de un solo árbol madre. Los participantes resultaron interesados en las iniciativas de restauración de ecosistemas dado que puede ser un impulso fuerte para poder aumentar la demanda del mercado de especies nativas y estarían dispuestos a producir plantas bajo los protocolos que asegurarían la diversidad genética.

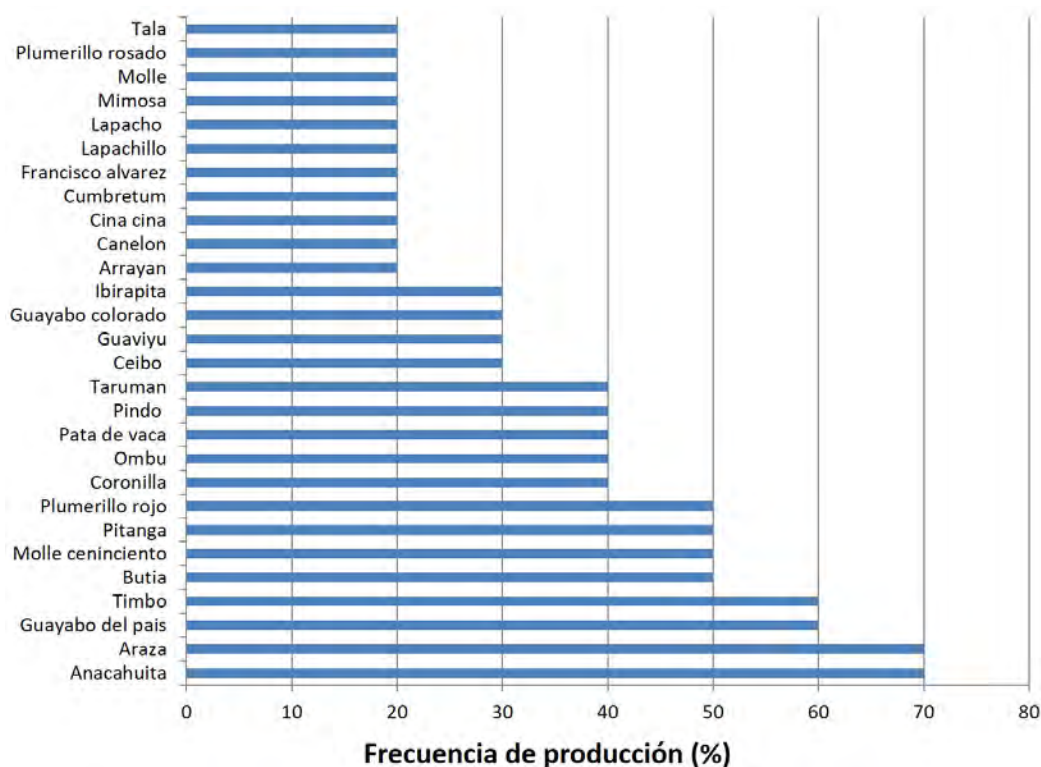


Figura 1. Especies arbóreas nativas más producidas por los viveristas.

1 <http://www.mgap.gub.uy/unidad-ejecutora/direccion-general-forestal/vivero-nacional/centro-de-germoplasma-y-vivero-nacional>

Conclusiones

Hace falta la generación de mucho conocimiento científico y práctico sobre el manejo del germoplasma nativo. El Centro de Germoplasma figura como uno de los actores relevantes para realizar alianzas estratégicas con la Universidad de la República en busca de subsanar esta situación. Las pasantías con estudiantes resultaron de gran ayuda para comenzar a generar conocimiento, pero se requiere profundizar el trabajo en conjunto con la Universidad para poder desarrollar, a su vez, trabajos de investigación científica.

Agradecimientos: A Maximiliano González, Paola Petrullo, Diego Pereira y Andrea Boces por su gran esfuerzo y trabajo. Y en especial, a Jörg Albrecht quien ha sido siempre un gran tutor y ha marcado el camino a seguir para los próximos años. Estos estudios han sido parcialmente financiados por el Proyecto “Manejo Bosque Nativo” DGF/BMEL(UNIQUE), a través de pasantías de investigación y adquisición de equipos.

Plan de restauración de ecosistemas con participación ciudadana

Angelita Gómez^{1*} y Eduardo Andrés¹

1. Dirección Nacional de Medio Ambiente, MVOTMA, Montevideo, Uruguay. *angelita.gomez@mvtotma.gub.uy

Introducción

La restauración ecológica, consiste en *“una actividad deliberada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad, es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido”*.

El MVOTMA por medio de la DINAMA, dando cumplimiento a lo establecido en la Medida de Control N° 8, prevista en el Plan de Acción para la Protección de la Cuenca del Río Santa Lucía, por Resolución Ministerial N° 229/015, del 24 de febrero de 2015, ha comenzado la elaboración e implementación de un Plan de Restauración de Ecosistemas de la cuenca del río Santa Lucía, haciendo foco en el embalse de Paso Severino, en el que se pretende fomentar y canalizar la participación pública en acciones de cuidado ambiental.

Junto a Intendencia Municipal de Florida, OSE, con apoyo técnico Dirección Forestal del MGAP, el Jardín Botánico, escuela de jardinería y la donación de árboles del vivero de la Intendencia Municipal de MONTEVIDEO, elaboramos un plan de trabajo definiendo una estrategia de trabajo de campo y contando con el apoyo de los actores locales. En este trabajo, se resumen los principales avances desarrollados en este marco.

Plan de restauración de ecosistemas de la cuenca del río Santa Lucía: Principales avances

Actividades que conforman el plan:

- Plantación
- Riego de ejemplares plantados (con agua del embalse transportada con baldes o mediante el uso de una bomba y tanques transportados con un vehículo).
- Protección de ejemplares plantados (colocación de tutores, sombrite y/o mulch).
- Colocación de alambres internos (implica la instalación de postes de 2,30 mts enterrados aproximadamente 65 cm, unidos entre sí por alambre acerado de forma tal que se mantengan tensados), para favorecer la resiembra por aves, controlar el tránsito de ganado, aunque permitiendo el pasaje de vehículos para el mantenimiento del alambrado perimetral, control de incendios y riego.
- Generación de cortafuegos (implica la corta de la vegetación en franjas de ancho variable con el fin de evitar el avance de eventuales incendios).
- Instalación de Cartelería
- Mantenimiento del alambrado perimetral y accesos a los predios de OSE (implica la corta de la vegetación en franjas de aproximadamente 2 metros a cada lado del alambrado perimetral para permitir el tránsito de vehículos livianos y las actividades de mantenimiento; construcción y mantenimiento de porteras).
- Monitoreo y seguimiento del estado de la vegetación y los ejemplares plantados (implica la medición de variables relevantes para el estudio del estado de la plantación y sus efectos sobre el entorno; se prevé la generación de parcelas experimentales mediante la corta de la vegetación).
- Obtención de semillas y ejemplares locales para su uso en las plantaciones (recolección de semillas o traslado de ejemplares de especies vegetales existentes en la zona a los sitios de plantación).

Se comenzó con una gran campaña de plantación el 3 de junio de 2016, y se continuo con jornadas semanales realizando plantación con la colaboración de actores locales (Fig. 1), aumentando la cobertura de costa del embalse, donde esperamos realizar plantaciones los siguientes años en aproximadamente 40 km de costa. Luego

de la campaña de plantación del 3 de junio, como festejo del Día Mundial del Medio Ambiente, en las siguientes jornadas semanales continuamos realizando plantación con la colaboración de actores locales, llegando actualmente a cubrir unos 15 km de costa (Fig. 2).



Figura 1. Foto de unas de las jornadas de plantación realizadas, en cooperación con actores locales.

Esta actividad fue continuada hasta principios del mes de octubre con un total de aproximadamente 1900 especímenes de 7 especies de flora nativa. A partir de ese momento comenzamos la etapa de seguimiento y cuidado de las plantas, notando en estos últimos meses el cambio en las condiciones ambientales por el efecto del aislamiento de los predios y el crecimiento de especies herbáceas y arbustivas que han generado un paisaje diferente.

Nos encontramos en el segundo año de trabajo, donde se plantaron más de 1100 árboles. Actualmente estamos en la etapa de seguimiento, protección de plantas y riego como actividades fundamentales ya que se está notando el déficit hídrico.

Principales aprendizajes

En todas estas actividades hemos tenido el apoyo institucionalidad y una gran colaboración desinteresada de varios actores locales de Cardal y de 25 de mayo. Sin sus valiosos aportes y trabajo, los avances logrados no habrían sido posibles.



Figura 2. Foto del área de trabajo indicando las áreas de plantación, ya implantadas o proyectadas.

Zonas buffer productivas para agroecosistemas familiares de la cuenca de la laguna del cisne

Federico Bizzozero¹, Gastón Carro^{1}, Marcel Achkar², Raúl Platero³, Danilo Cabrera⁴ y Laura Gonzáles⁵*

1. Centro Uruguayo de Tecnologías Apropriadas. * gastoncarro13@gmail.com

2. Facultad de Ciencias, UdelaR.

3. Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable.

4. Instituto de Investigaciones Agropecuarias.

5. Agencia de Desarrollo Rural, Canelones.

Introducción

Las fuertes presiones ejercidas por las prácticas productivas del ser humano sobre los recursos naturales han causado un deterioro de los distintos ecosistemas. La laguna del Cisne es la fuente de agua potable para más de 130000 personas, y los niveles de fosforo se encuentran en estado crítico ($500 \mu\text{g.l}^{-1}$) cuando los niveles permitidos son $25 \mu\text{g.l}^{-1}$ (DECRETO 253/79 y modificativos). Las causas son el deterioro de los sistemas ambientales, en especial del monte nativo de galería, sumado al aumento de aportes de nutrientes, sustancias químicas y partículas de suelo, consecuencia de actividades agrícola-ganadera, principalmente.

Los principales gestores territoriales son los productores familiares. Sus sistemas productivos están implicados en la gestión de la cuenca (por la Agencia de Desarrollo Rural de Canelones). Las medidas cautelares más relevantes a nivel predial implican la no aplicación de agroquímicos con pulverizadoras mecánicas y la adopción de zonas de exclusión que incluyen 100 m desde la costa de la laguna y 20 m de sus tributarios. Esto representa en algunos casos una superficie económicamente relevante. Es en estas zonas donde la instalación de zonas buffers productivas tiene un gran potencial.

Las zonas buffer o zonas de amortiguación son sistemas agroforestales (SAFS) diseñados para captar los excesos de nutrientes, sustancias químicas y sedimentos provenientes de la agricultura subyacente. Su diseño e instalación deben incluir plantas perennes que se adapten al ecosistema ripario específico (régimen de inundación, suelos y topografía), así como a las necesidades del productor (Centro de Agroforestería de Missouri, USA, 2005). Dichas zonas buffer están formadas por una franja de pastos perennes, una franja de arbustos y otra de árboles a continuación, todas con una función específica (Fig. 1). En cuanto a la capacidad de bioremediación, se encontró que solo el parche de pastos estivales de 8 m de ancho de una zona buffer, es capaz de remover del 75 al 80 % de atrazina, metolachlor y glifosato de la escorrentía (Lin et al. 2004 a,b). Los resultados de un proyecto desarrollado por INIA (Chile) indican que zonas buffer de 8 m de cobertura herbácea y 7 m entre arbustos y árboles, son capaces de retener hasta un 80% de sólidos sedimentables y 40 a 44% de residuos de plaguicidas como metolachlor y clorpirifos, respectivamente. Esta asociación vegetal tiene también un alto grado de eficiencia en la remoción de nitratos en agua sub superficial, alcanzando eficiencias del orden de 70%. Otros estudios en zonas buffer demostraron reducciones en pérdidas de fósforo, de un 22 al 24 %, comparados con la parcela control y una reducción en la erosión del orden del 28 % en un periodo de 5 años (Udawatta et al. 2002).

El objetivo del proyecto es diseñar, investigar e instalar SAFS forrajeros y /o frutales que funcionen como zonas buffer en 4 predios de zonas priorizadas desde un enfoque de cuenca y vinculados a la ADR de Canelones y la sociedad de fomento Piedra del Toro, en la cuenca de la Laguna del Cisne. Estos actuarán como experiencias demostrativas de sistemas de restauración ecológica con propósitos productivos.

Materiales y Métodos

Área de estudio. El área de estudio se encuentra ubicada en la laguna del cisne y comprende unas 5000 ha, incluyendo al sub cuenca del arroyo pando.

Metodología. Se realizó un análisis geográfico, topográfico, y de las comunidades vegetales preexistentes, detallando la información de las zonas que ocupan los predios, de forma de seleccionar de los predios candidatos, aquellos que tengan las condiciones para la instalación de las zonas buffer y que además tengan el mayor potencial de filtración de nutrientes según la posición topográfica, caudal afectado, y características del suelo. Para la selección de las zonas prioritarias en la instalación de las 3 SAF, se integra en ambiente SIG con nivel de resolución 1:20.000, cuatro fuentes de información sobre el área buffer de la Laguna: a) Tipos de suelos: cartografía de unidades de suelo CONEAT, corregidas por teledetección y salidas de campo; b) Posición en el paisaje, se identificará la importancia relativa de las áreas en relación a la dinámica del escurrimiento superficial del agua, mediante el uso de modelos digitales de terreno, teledetección y salidas de campo; c) Uso actual del suelo, se utilizarán técnicas de teledetección con imágenes Sentinel 2A y salidas de campo; d) Proceso de cambios en la cobertura vegetal desde 1966 a la actualidad integrando técnicas de teledetección y fotointerpretación. A partir de la integración espacial de estas cuatro fuentes de información se pretende identificar las áreas con las mejores condiciones físicas para la implantación de los árboles, la mayor incidencia en la intercepción del flujo superficial del agua de escurrimiento y zonas con mayor nivel de alteración ambiental, degradación de suelos y vegetación.



Figura 1. Esquema de zona buffer (Adaptación propia de “Design of Riparian Forest Buffers”, Universidad de Minnesota 2010.)

Una vez seleccionados los predios, se instalaron 2 cuadros forrajeros linderos a las áreas de “exclusión”, integrando especies forrajeras foráneas y nativas (ver Anexo 1), gestionados como banco de forraje. Los perímetros bajos de estos cuadros serán forestados con árboles perennes nativos, prioritariamente leguminosas con potencial forrajero y/o de sombra, que podrán amortiguar carencias de forraje en momentos críticos invernales y de seca, así como otras especies pioneras que prioricen vigor y velocidad de crecimiento y producción de sombra y biofiltración radicular.

Se diseñarán e instalarán dos cuadros agroforestales o franjas de frutales diversificados, utilizando especies perennes de soporte diseñadas con énfasis en la producción de fruta nativa de calidad, variedades seleccionadas por INIA y otras especies frutales no tradicionales que se adapten a las condiciones del lugar.



Figura 2. Cuenca de laguna del Cisne con los 3 predios identificados.

Luego se realizará una sistematización y diseño de los SAFS para incluir una proyección económica, estimando aportes netos y en servicios. En todos los casos la investigación participativa (IP) se enfocará en evaluar técnicas de instalación de especies perennes para zonas buffer que incluirán siembra directa, estímulo por dispersores naturales, pellets, estacas, trasplantes en islas/rodales y laboreo vertical para combinación de técnicas. Además, los diseños podrán incluir combinación de funciones. Por último, la IP estimará los aportes productivos, económicos y ambientales generados por la instalación de los SAFs.

Finalmente, se elaborará un material de divulgación que permita la replicación de la experiencia dentro de la cuenca o en condiciones similares.

Resultados y Discusión

Al momento se han logrado los siguientes avances:

1. Análisis y descripción y confirmación de los 3 predios mediante SIG, con análisis de suelo, topografía y posición topográfica respecto a la cuenca, además se calculó para cada uno la micro cuenca que alimenta cada SAF buffer respectivamente.
2. Sistematización de los predios, instalación de divisiones que permitieron la instalación de las especies arbóreas, asegurar fuente de agua y sombra para los animales.
3. Realización de las primeras siembras en cobertura en las zonas aledañas a las zonas delimitadas, con especies como Lotus sp. y Trifolium sp.
4. Instalación de 250 estacas de especies biofiltrantes (*Salix humboldtiana* y *Cephalanthus glabratus*) mediante técnica de microestacas, observándose prendimientos del 97 % en el caso de *S. humboldtiana*. *C. glabratus* aún no ha movido las yemas.
5. Instalación de una primera tanda de árboles frutales nativos (*Acca sellowiana*) en uno de los predios demostrativos.
6. Realización de talleres de capacitación en Zonas buffer y Recetas con Frutales nativos.

Los próximos pasos son: (1) Instalación de especies pioneras, frutales restantes e instalación de pastizales perennes (Anexo 1). (2) Elaboración de convenios estratégicos para cuantificación de captura de nutrientes de los sistemas

in situ (Goyenola, CURE). (3) Evaluación económica y análisis de costos de los sistemas (CURE). (4) Búsqueda de financiación para realizar seguimiento de estos sistemas en el largo plazo.

Agradecimientos: A los productores Cristina Ramos, Jorge Pasalacqua e Ines Ponce. Y a ADR Canelones, Vivero MGAP TOLEDO, INIA, CLEMENTE ESTABLE.

Bibliografía

Decreto 253/79 normas de calidad de aguas del Uruguay.

Decreto departamental: Proyecto de reglamentación cautelar laguna del cisne, 18/11/2015. Exp 2015/14000/16339

Establishing and managing riparian forest buffers, Revista agroforestry in action, Universidad de Missouri, 2005. <https://extension2.missouri.edu/af1009>

Lin CH, Lerch RN, Garrett HE y George MF (2004b): Incorporation of selected forage grasses in riparian buffers designed for the bioremediation of atrazine, isoxafutole (Balance) and nitrate. *Agrof. Syst.* 63: 91-99.

Lin CH, Lerch RN, Jordan D, Garrett HE y George MF (2004a): The effects of herbicides (Atrazine and Balance) and ground covers on microbial biomass carbon and nitrate reduction. *Proceedings of the 8th North American Agroforestry Conference*, June 22-25, 2003 Corvallis, Oregon. p. 182-195.

Tapia F y Villavicencio A (2007): Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. *Boletín INIA*, Chile nº 170.

Udawatta RP, Krstansky JJ, Henderson GD y Garrett HE (2002): Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: A paired watershed comparison. *J. Environ. Quality* 31:1214-1225. Usda (2000): Conservation buffers zones to reduce pesticides loses.

Anexo 1

Especies propuestas para las zonas buffer según zona (Elaboración propia en base a búsqueda bibliográfica y experiencia de productores)

Zona de Pastizal	Observaciones:	Zona de árboles y arbustos	Observaciones:	Zona Arboles	Observaciones:
<i>Lotus uliginosus</i>	Perenne rizomatoso adaptado	Leguminosas pioneras		<i>Salix humboldtiana</i>	biofiltrantes/madera/medicinal
<i>Paspalum notatum</i>	Nativo	<i>Senna corymbosa</i>	arbustivas	<i>Cephalantus glabratus</i>	biofiltrantes/medicinal
<i>Paspalum clandestinum</i>	Nativo	<i>Sebasnia punicea</i>	arbustivas	<i>Sapium haematospermum</i>	biofiltrantes
<i>Bromus auleticus</i>	Nativo, no inundable	<i>Sebasnia virgata</i>	arbustivas		
<i>Lotus corniculatus</i>	Productivos	<i>Calliandra tweedi</i>	arbustivas forrajera		
<i>Trifolium repens</i>	Productivos	<i>Mimosa sp.</i>	arbustivas		
		<i>Inga uruguensis</i>	arbol		
		<i>Parapiptadenia rigida</i>	arbol		
		<i>Eriythra crista galli</i>	arbol		
		<i>Acca sellowiana</i>	Arbusto frutal		
		<i>Psidium cattleianum</i>	Arbusto frutal		
		<i>Eugenia Uniflora</i>	Arbusto frutal		
		<i>Parkinsonia aculeata</i>	forrajera		
		<i>Prosopis nigra,</i>	forrajera		
		<i>Prosopis affinis,</i>	forrajera		
		<i>Myrsine sp.</i>	forrajera		

Monitoreo de la sucesión secundaria en bosques parques talados: Aprendizajes para la restauración

Alejandro Brazeiro^{1*}, Federico Haretche¹ y Carolina Toranza¹

1. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. *brazeiro@fcien.edu.uy

Introducción

A pesar de su reducida extensión (4.4 %), los bosques nativos cumplen un rol central dentro del sistema ambiental de Uruguay. Proveen servicios ecosistémicos clave, como por ejemplo los vinculados a la protección de suelos, agua y biodiversidad (Haretche et al. 2013, Brazeiro 2015). Estos bosques son en su gran mayoría secundarios, debido a que han sufrido en el pasado importantes eventos de corta, con diferentes propósitos (Gautreau 2007). En los últimos años la corta ha disminuido significativamente, debido en gran medida a la Ley Forestal (N° 15.939). Sin embargo, y a pesar de que la superficie de bosques a nivel nacional no se habría reducido en los últimos 50 años (DGF 2010, Gautreau 2007), en la actualidad siguen ocurriendo eventos de corta (Escudero 2004).

Los bosques parque del litoral son representativos de la dendroflora oeste de Uruguay (Grela 2014). Estos ecosistemas, de afinidad chaqueña, aportan elementos distintivos a la biodiversidad del país, lo que sumado a su carácter relictual, los convierten en prioritarios para la conservación. Estos bosques se desarrollan en muchos casos en suelos con potencial agrícola, y en una región (Paysandú, Río Negro, Soriano) que ha experimentado una importante expansión e intensificación agrícola y forestal (Achkar et al. 2015). En el departamento de Soriano, por ejemplo, se ha documentado una considerable pérdida de bosques entre los años 1990 y 2010, mientras que el área agrícola (rotación soja-trigo) se expandió fuertemente (Tiscornia et al. 2014).

La recuperación de los bosques degradados del país es una de las principales responsabilidades de la Dirección General Forestal (DGF). Ante la constatación de casos de cortas ilegales por parte de la DGF, se aplican las multas correspondientes y se generan planes de restauración. Estos planes, por falta de conocimientos en el país sobre la sucesión secundaria y estrategias de restauración de nuestros bosques, suelen estar basados en medidas generales que no cuentan con validación científica en el país. En este marco, la DGF, UNIQUE (en representación del Ministerio de Agricultura de Alemania) y la Facultad de Ciencias (UdelaR), firmaron un Convenio de Cooperación para la instalación de una red de parcelas permanentes, con el objetivo de estudiar la rehabilitación de bosques degradados. Se espera que esta red proporcione insumos para la elaboración de propuestas de manejo y rehabilitación en el marco de una estrategia nacional de bosque nativo, además de proveer una infraestructura útil para el desarrollo de actividades educativas, académicas y de intercambio de información entre las instituciones públicas y del sector privado.

En este trabajo nos enfocamos en presentar los primeros resultados derivados del Ensayo “Queguay” (Paysandú), dónde se está monitoreando la sucesión secundaria en un área de 11 ha de bosque parque talado en 2008. El objetivo general del ensayo es estudiar la regeneración y sucesión secundaria de fragmentos de bosque parque talados, bajo distintos manejos. A nivel específico, los objetivos son (1) Evaluar el efecto del ganado en la regeneración de bosques en rehabilitación, y (2) Evaluar el efecto del enriquecimiento en la regeneración de bosques en rehabilitación.

Material y Métodos

Área de estudio. El ensayo se instaló en el Establecimiento forestal “Capilla Vieja” (Paysandú), propiedad de la empresa Montes del Plata (MdP). En 2008, antes de que Capilla Vieja fuera propiedad de MdP, previa solicitud

a la DGF se produjo por error la corta de un fragmento de bosque parque de 11 ha (Fig. 1). Este fragmento se ubica en un área de lomadas cercanas al Río Queguay y Arroyo Capilla Vieja. Ante esta situación, la DGF llevó adelante un procedimiento que incluyó la elaboración y puesta en marcha de un Plan de Recuperación, que se está implementando desde 2009.

Diseño experimental. El diseño del ensayo apunta a sacar provecho de los manejos realizados en las áreas desde la corta, y que llevan ya más de 7 años de sucesión. Se apunta a evaluar los efectos de dos factores principales sobre la regeneración y sucesión secundaria del bosque: (1) la acción del ganado (Factor Ganado) y (2) el enriquecimiento con desmalezamiento (Factor Enriquecimiento). Para ello se consideraron 4 tratamientos experimentales, cuyo diseño espacial se muestra en la figura 1.

- *Tratamiento 1 (BmG+):* Bosque no cortado, maduro (Bm), con pastoreo manejado (G+). Constituye un tipo de control para evaluar el proceso de rehabilitación.
- *Tratamiento 2 (BmG-):* Bosque no cortado, maduro (Bm), con exclusión de ganado (G-). Constituye un segundo tipo de control para evaluar el proceso de rehabilitación.
- *Tratamiento 3 (BrG-E-):* Bosque en rehabilitación (Br), con exclusión de Ganado (G-) pero sin enriquecimiento/ desmalezamiento (E-). Este tratamiento se hizo en 3 zonas principales, abarcando unas 4 ha.
- *Tratamiento 4 (BrG-E+):* Bosque en rehabilitación (Br) luego de corta en 2008, con exclusión de Ganado (G-) y con enriquecimiento/ desmalezamiento (E+). El enriquecimiento consistió en una plantación de *Prosopis* sp. en filas de 6x6 m, en un área de 5 ha. La plantación se hizo usando tutores y protección. Durante los primeros dos años, se realizó un desmalezamiento anual entorno (1m²) a cada árbol plantado.

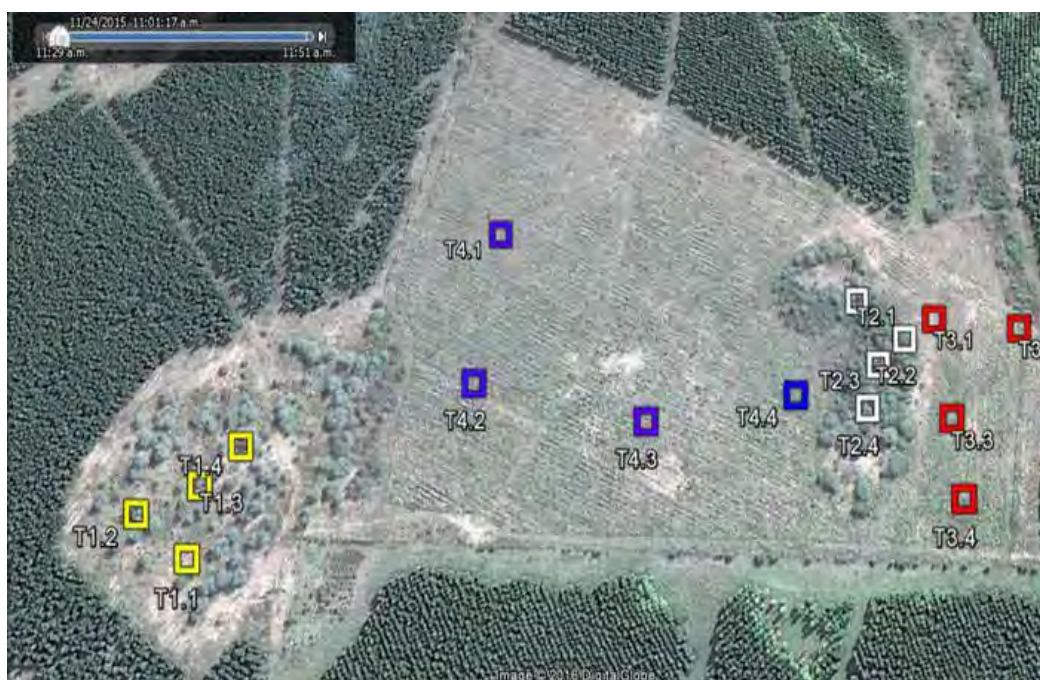


Figura 1. Localización de las 16 parcelas (20x20m) instaladas en el Ensayo Queguay. Se indican con diferentes colores los distintos tratamientos. Tratamiento 1 (BmG+): amarillo, Tratamiento 2 (BmG-): blanco, Tratamiento 3 (BrG-E-): rojo y Tratamiento 4 (BrG-E+): azul.

Las parcelas fueron instaladas en febrero de 2016, siendo demarcadas con 4 caños de PVC de 5 cm de diámetro, 2 mm de espesor y 1.0 m de altura, que fueron clavadas en el suelo hasta 50 cm. Se establecieron en total 16 parcelas permanentes de 20X20 m, a razón de cuatro por tratamiento, localizadas al azar dentro de las zonas correspondientes a cada tratamiento, con el objetivo de relevar y monitorear la comunidad de árboles adultos (i.e., DAP \geq 2.5 cm) y la fisonomía de la vegetación (cobertura y altura de estratos vegetales). Para el relevamiento y monitoreo de la regeneración de árboles se cuantificaron e identificaron los individuos juveniles (i.e., >50 cm de altura y DAP \leq 2,5 cm) en 64 cuadrantes de 5x5 m, a razón de 16 por tratamiento. Los cuadrantes de regeneración se anidaron dentro de las parcelas de adultos (20x20 m), en las 4 esquinas. Hasta el momento se realizaron dos monitoreos: febrero de 2016 y octubre de 2017, 8 y 9 años luego de la corta.

Resultados y Discusión

Fisonomía. En 2016 y 2017 (8 y 9 años después de la corta), las fisonomías de las áreas en rehabilitación corresponden a arbustales densos (cobertura de arbustos: 60-100%) y de alto porte (altura: 1.5-2,5 m), muy diferentes a los bosques parque, caracterizados por tener un estrato herbáceo denso (80-100%) y bajo (0.3-0.5 m) y un estrato arbóreo disperso (35-70%) y alto (3.5-5.5 m) (Fig. 2). *Baccharis dracunculifolia* es la especie dominante del estrato arbustivo, y presenta varios individuos muy altos (>3 m) y con signos de senescencia. A pesar de la dominancia de los arbustos, resulta llamativo que, en las áreas en sucesión, ya aparezcan árboles con DAP >2.5 cm y con alturas de 3-3,5 m, que alcanzan coberturas de 20-30%, relativamente cercanas a la observadas en bosques maduros pastoreados (20-50%). Esto indica que la dinámica sucesional y proceso de rehabilitación, podría ser relativamente rápido en este ecosistema. Las áreas en rehabilitación s/ganado, con y sin enriquecimiento, fueron muy similares en lo que respecta a la fisonomía de las formaciones vegetales.



Figura 2. Fotos ilustrativas (2016) de la fisonomía de la vegetación en los 4 tratamientos experimentales, correspondientes a bosques maduros (con y sin ganado por 8 años) y áreas de bosque en sucesión (con y sin enriquecimiento), en el Ensayo Queguay.

Regeneración. La densidad media de juveniles en 2016 fue de 892 ind.ha⁻¹ (2.23 ind.25m⁻²), y no varió significativamente entre los cuatro tratamientos. Esto sugiere que el enriquecimiento no aumenta significativamente la densidad de juveniles en el proceso de rehabilitación en esta etapa, con respecto al tratamiento con regeneración exclusivamente espontánea. Este resultado sugiere que no sería necesario invertir en enriquecer, para asegurar o acelerar la rehabilitación. La riqueza promedio de especies en la regeneración arbórea (juveniles) varió entre 0,9 y 1,7 especies.25m⁻². Fue mayor en el bosque maduro sin ganado, pero no varió significativamente entre los restantes tratamientos. El enriquecimiento no aumentó la riqueza promedio de juveniles en las áreas en rehabilitación. La riqueza de especies acumulada de árboles juveniles fue diferente entre los diferentes tratamientos (Fig. 3). En el bosque maduro sin ganado se encontraron 10 especies regenerando, mientras que 5 especies ocurrieron en el bosque maduro pastoreado. Estas diferencias podrían relacionarse en algún grado con la exclusión al pastoreo, pero también podrían responder a la diferente fisonomía y composición de especies del componente adulto entre estos bosques maduros. El bosque sin ganado parece corresponder a un bosque parque en una etapa sucesional más avanzada, con mayor cobertura y altura del estrato arbóreo, y también con mayor densidad y diversidad de especies. Por tanto, sería esperable que presente mayor diversidad en la regeneración arbórea.

Entre 2016 y 2017 se observaron muy altas tasas de sobrevivencia de juveniles (90-100%) y tasas de reclutamiento que rondaron los 200-250 reclutas.ha⁻¹.año⁻¹, sin presentar diferencias entre los dos tratamientos (con/sin enriquecimiento) en las zonas en rehabilitación.

Componente arbóreo. La densidad de individuos, riqueza de especies, altura y diámetros de troncos, del componente arbóreo (DAP > 2.5 cm) fue muy similar (ANOVA, P>0.05) en las áreas en rehabilitación, evidenciando que

el enriquecimiento no generó ninguna diferencia en estas variables. La densidad media de árboles rondó los 300 ind.ha⁻¹, la riqueza promedio por cuadrante (5x5m) fue de 2-3 especies (*Prosopis* sp, *Vachellia caven* y *Celtis tala*), la altura promedio fue 3.5 m y la estructura diamétrica estuvo dominada por troncos de 15-17 cm de diámetro. La densidad de árboles y la riqueza de especies en rehabilitación, luego de 8 años de exclusión, ya fue comparable a la observada en bosques maduros pastoreados, pero con alturas y diámetros de troncos que recién alcanzan, en promedio, un 50% de los valores del bosque adulto pastoreado.

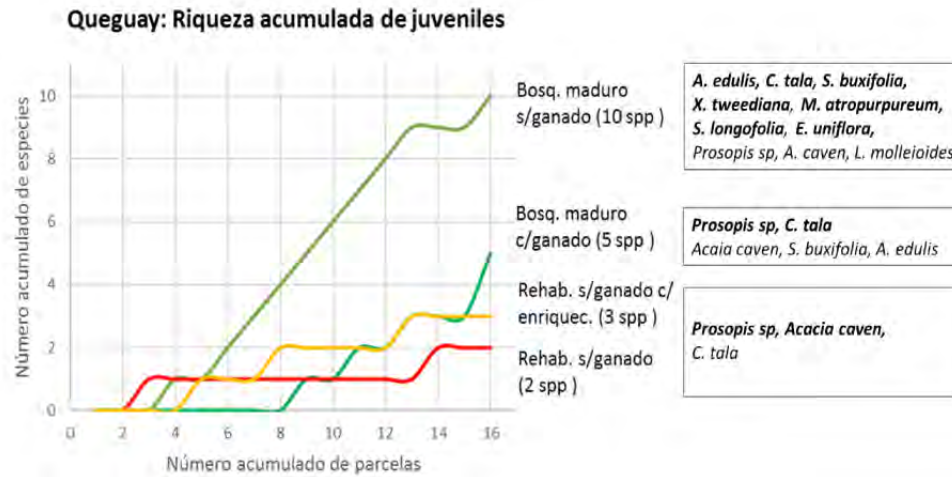


Figura 3. Riqueza acumulada de especies de juveniles arbóreas por tratamiento. Las especies más abundantes en cada caso están remarcadas (i.e., negrita) en el texto.

Conclusiones

Luego de 8 años de sucesión secundaria posteriores a la corta, la vegetación ha desarrollado una fisonomía arbustiva, distinta a los bosques maduros. Si bien los arbustos son el estrato dominante, siendo *Baccharis dracunculifolia* la principal especie, ya se registran varios individuos de algarrobo, espinillo y en menor grado de tala, que alcanzan el porte arbóreo (DAP > 2.5 cm, altura 3-3.5 m), y altas densidades de regeneración arbórea (892 ind.ha⁻¹). Esto indica que estos bosques mantienen un alto potencial de recuperación natural.

No encontramos ninguna diferencia entre los dos tratamientos aplicados a los sitios en sucesión, lo que indica que el enriquecimiento no aceleró el proceso de recuperación, según los parámetros evaluados. En estos bosques, con alto potencial de regeneración natural, no sería necesario invertir en enriquecimiento.

Se encontró evidencias de senescencia en varios individuos de *B. dracunculifolia*. Esto lleva a pensar que la dominancia de los arbustos podría ir reduciéndose naturalmente en los próximos años, para dar paso a una fisonomía con dos estratos (herbáceo y arbóreo) propia de los bosques parque. Será necesario continuar el monitoreo para observar si esta dinámica esperable ocurre, o por el contrario, el estado arbustal se mantiene. En este sentido, experimentos de control de arbustos (e.g., manejo mecánico o químico) en esta etapa podría dar luces sobre los efectos de este manejo sobre la velocidad y dirección del proceso de sucesión, y así evaluar su conveniencia como herramienta de restauración.

Agradecimientos: A Montes del Plata por facilitarnos el acceso al sitio de estudio, y en particular a Horacio Giordano, encargado de Medio Ambiente, y a Sebastián Toscanini, Jefe de Núcleo, por la cooperación en el campo. Asimismo, agradecemos a la Intendencia de Paysandú, en particular a la Ing. Agr. Sandra Zibil (Directora de Desarrollo Rural), al Sr. Alejandro Leites (Director de Turismo) y al Sr. Fernando Ilharregui (Encargado de Termas de Almirón), por facilitarnos alojamiento en Termas de Almirón. A Christine Lucas, Elías Brum y Jorgue Brum por su gran aporte en los relevamientos de campo.

Bibliografía

Achkar M, Brazeiro A y Bartesaghi (2015): Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro A (ed). Ecorregiones de Uruguay. Biodiversidad, presiones y conservación.

Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo. 70-85p.

Brazeiro A (2015): Los bosques de Uruguay y sus servicios ecosistémicos. Foro sobre servicios ecosistémicos. II-CA-MVOTMA-MGAP.

DGF MGAP-FAO (2010): Monitoreo de los Recursos Forestales. Inventario Forestal Nacional. Resumen de resultados. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,440,O,S,0>.

Escudero R (2004): Compilación, sistematización y análisis de la información disponible publicada o en proceso, descripción de la situación actual y propuestas de intervención. Informe de consultoría: Sub-componente Bosque Nativo. Montevideo, Proyecto Combinado GEF/IBRD “Manejo Integrado de Ecosistemas y Recursos Naturales en Uruguay”, Pp. 46

Etchebarne V y Brazeiro A (2016): Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: soil condition and tree regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 362: 120–129.

Gautreau P (2007): Relatos de crisis ambiental en el Río de la Plata. Una evaluación geográfica de 300 años de relatos de “destrucción” de los bosques uruguayos (siglos XVIII al XX). Tesis de Doctorado. Université des Sciences et Technologies de Lille - U.F.R. de Géographie - Laboratoire TERRITOIRES, Villes, Environnements et Sociétés

Grela IA (2004): Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: propuesta para la delimitación de dendrofloras. s.l., Universidad de la República.

Haretche F, Mai P y Brazeiro A (2012): Woody flora of Uruguay: inventory and implication within the Pampean region. *Acta Bot. Bras.* 26(3): 537-552.

Nebel JP y Porcile JF (2006): La contaminación del bosque nativo por especies arbustivas y arbóreas exóticas.

Tiscornia G, Achkar M y Brazeiro A (2014): Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecol. Austral* 24:212-219.

Anexo 1

Programa del Seminario

SEMINARIO
RECIENTES AVANCES EN INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY

21 DE NOVIEMBRE – Embajada de la República Federal de Alemania, La Cumparsita 1435, Montevideo
Organiza: Facultad de Ciencias-UdelaR, Dirección General Forestal-MGAP y UNIQUE-BMEL

PROGRAMA

08:30-09:00. Inscripciones

09:00-10:00. Apertura

Juan Pablo Nebel (DGF, MGAP) y Paul Borsy (UNIQUE-BMEL): Proyecto Manejo de Bosque Nativo: “Contribución en la elaboración de una estrategia de gestión sostenible del bosque nativo y su puesta en marcha en Uruguay”

Alejandro Brazeiro (FC, UdelaR): Bosques de Uruguay: necesidades de investigación para la gestión sustentable y conservación.

10:00-10:45. Dendrocronología: Crecimiento de árboles nativos

Christine Lucas: Tasa de incremento anual del coronilla (*Scutia buxifolia*) y del espinillo (*Acacia caven*) en Uruguay

Ludmila Profumo y Marcela Portillo: Crecimiento de la aruera (*Lithraea molleoides*) en dos ecorregiones de Uruguay

Ludmila Profumo e Ignacio Mieres: Influencia del régimen pluviométrico y tipo de suelo en el crecimiento del blanquillo (*Sebastiania commersoniana*)

10:45-11:00. CAFE

11:00-13:00. Ecología de la invasión y métodos de control

Carolina Toranza y Valentina Tarragó: Regeneración e invasión en bosque serrano de Uruguay

Alejandro Brazeiro: Distribución, reclutamiento y establecimiento de *Ligustrum lucidum* en bosques de Uruguay

Lucía Farías: Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición

Renzo Vettorazzi: Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el ensamble de invertebrados de la hojarasca

Federico Haretche: Experiencias de control de *Ligustrum lucidum* en el bosque de Melilla

David Romero, Stephanie Ugalde, Beatriz Sosa y José Guerrero: Zonas de riesgo de invasión de *Gleditsia triacanthos* en Uruguay, identificación mediante lógica difusa y variables tomadas in situ.

Beatriz Sosa, Karoline Mello, Ludmila Profumo, Carlos Chiale y Marcel Achkar: Ecología de la invasión de *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay

13:00-13:30 Lunch

13:30-15:00. Distribución y diversidad de bosques nativos

Alejandra Bentancourt y A. Brazeiro: Clasificación, mapeo y caracterización general de los bosques de Uruguay

Carolina Toranza: Distribución y diversidad del bosque serrano de Uruguay

Schiani Bartolini y A. Brazeiro: Distribución, abundancia, estado de conservación de los palmares de *Butia yatay* en Uruguay

César Justo y C. Lucas: Estado de condición del monte ribereño en la cuenca del Río Queguay (Paysandú, Uruguay)

Hebenor Bermúdez: Análisis satelital de la dinámica de la cobertura boscosa en la cuenca del río Sta. Lucía

Diego Martino: Avances del Proyecto REDD+: Mapeo y tasa de deforestación del bosque nativo en el período 2005-2015

Gabriela Jolochín y Gervasio Krismanich: Avances en diversidad genética en poblaciones naturales de Yerba mate en Uruguay

15:15-15:30 Café

15:30-17:00. Sucesión secundaria, expansión y restauración de bosques

Alejandro Brazeiro et al: Efectos del ganado en la dinámica de la transición bosque-pastizal en San Miguel (Rocha)

Patricia Brussa: Efectos del ganado en la dinámica de la transición bosque-pastizal en Aiguá (Maldonado)

Joaquín Garrido et al: Avances en la producción de árboles nativos: rodales semilleros, germinación y enraizamiento

Angelita Gomez y Eudardo Andrés: Acciones de restauración de ecosistemas con participación social que coordina DINAMA

Gastón Carro: Zonas buffer productivas para agroecosistemas familiares de la cuenca de la laguna del cisne

Alejandro Brazeiro et al: Etapas pioneras de la sucesión secundaria en bosques parques talados: efectos del pastoreo

17:00 CIERRE

Anexo2

Lista de trabajos apoyados por el Proyecto Bosque Nativo DGF-BMEL

Ubicación	Tutor	Estudiante	Tema	Universidad / Programa	Tipo
Queguay	Brazeiro Alejandro, Lucas Christine	Hannah Hausfeld	Effects of pasturing on "Algarrobo negro" (<i>Prosopis nigra</i> GRISEB.) saplings: regeneration vitality and quality of saplings. ENSAYO QUEGUAY	Universidad de Göttingen (Alemania) / Economía Forestal	Pasantía
	Lucas Christine	Patricia Villalba y Cindy Torres	"Estudio de tasas de incremento anual de la <i>Scutia buxifolia</i> de la Cuenca del Río Queguay",	UdelaR/CENUR Norte - Pasantía del Tecnólogo Forestal Escuela Agraria de Guichón	Pasantía
	Lucas Christine	Vanesa Fender	"Análisis de Valor Ecosistémico del bosque nativo nuevo"	UdelaR/CENUR Norte - Pasantía del Tecnólogo Forestal Escuela Agraria de Guichón	Pasantía
	Lucas Christine	César Justo	Bases para la evaluación del estado de condición del monte ribereño en la cuenca del Río Queguay (Paysandú, Uruguay).	UdelaR/CENUR Norte	Tesis Maestría
	Lucas Christine	Paulina Puchi	Estudios de tasas de incremento anual de <i>Acacia caven</i> de la cuenca del río Queguay	UdelaR/CENUR Norte	Pasantía
Melilla	Brazeiro Alejandro, Toranza Carolina	Alexandra Cravino, Lucía Farías, Eliana Walker	Evaluación de las acciones de control de ligustro (<i>Ligustrum lucidum</i>) en el bosque de barranco de Melilla. ENSAYO MELILLA	Facultad de Ciencias (UdelaR), Lic. Ciencias Biológica / Maestría PEDECIBA / Trabajo obligatorio del Curso de postgrado "Teoría Ecológica aplicada a la conservación"	Tesis Maestría
	Brazeiro Alejandro, Toranza Carolina	Patricia Brussa, Alejandra Betancourt	Efectos de la resistencia biótica y abiótica, y la presión de propágulos, sobre el reclutamiento y establecimiento del árbol exótico <i>Ligustrum lucidum</i> . ENSAYO MELILLA	Facultad de Ciencias (UdelaR), Lic. Ciencias Biológica / Maestría PEDECIBA / Trabajo obligatorio del Curso de postgrado "Teoría Ecológica aplicada a la conservación"	Tesis Maestría
	Brazeiro Alejandro, Toranza Carolina	Camilo Pérez, Ma.Fernanda Burges, Carlos Olivero	Efectos del árbol exótico <i>Ligustrum lucidum</i> sobre el reclutamiento y establecimiento de árboles nativos dentro del Parque Natural Municipal "Humedales del Santa Lucía". ENSAYO MELILLA	Facultad de Ciencias (UdelaR), Lic. Ciencias Biológica / Maestría PEDECIBA / Trabajo obligatorio del Curso de postgrado "Teoría Ecológica aplicada a la conservación"	Tesis Maestría

Ubicación	Tutor	Estudiante	Tema	Universidad / Programa	Tipo
	Brazeiro Alejandro	Katharina Friedmann - Camila Vidal	Análisis de costo de métodos de control de <i>Ligustrum lucidum</i> y post-control en un bosque ribereño natural en el Sur de Uruguay. ENSAYO MELILLA	Universidad de Göttingen-Alemania y Facultad de Ciencias UdelaR	Tesis Maestría
	Brazeiro Alejandro	Lucía Farías, Renzo Vetorrazzi	Efecto del árbol Ligustro (<i>Ligustrum lucidum</i>) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición y germinación de semillas. ENSAYO MELILLA	F. de Ciencias (UdelaR), Lic. Ciencias Biológica	Tesis Grado
Otra	Brazeiro Alejandro	Felipe Moresca	Etapas pioneras de sucesión secundaria en bosques parque. ENSAYO SAN SALVADOR	F. de Ciencias (UdelaR), Lic en Ciencias Biológicas	Tesis Grado
	Toranza Carolina	Valentina Tarragó	Regeneración e Invasión en bosque serrano de Uruguay	UdelaR-Fcien	Tesis Grado
	Brazeiro Alejandro	Schaiani Bartolini	Distribución, abundancia, estado de conservación de la palmera yatay (<i>Butia yatay</i>) en Uruguay	F. de Ciencias (UdelaR), Maestría en Ciencias Ambientales	Tesis Maestría
	Brazeiro Alejandro	Patricia Brussa	Efecto del ganado en la expansión del bosque sobre pastizal	F. de Ciencias (UdelaR), Lic en Ciencias Biológicas	Tesis Grado
	Fabián Bique	Gustavo Moroy	“Pasantía en apoyo al establecimiento de un banco de datos con la información del Inventario Forestal Nacional“	UdelaR Facultad de Agronomía DGF- Pasantía en División Evaluación e Información	Pasantía
	Joaquín Garrido	Paola Petruzzo	“Análisis de laboratorio sobre protocolos de germinación y pruebas de enraizamiento”	UdelaR Facultad de Agronomía DGF- Pasantía Profesional en Vivero Gallinal	Pasantía
	Ludmila Profumo	Juan Mieres, Marcela Portillo	Estimación de incremento medio anual de 3 especies en 3 ecorregiones	UdelaR-CUR Rivera Tacuarembó	Pasantía
	Agustín Bóffano	Joaquín Dellepiane	Digitalización y análisis de la información geográfica de los bosques nativos”	UdelaR Facultad de Agronomía DGF- Pasantía Profesional en Gestión de Bosques	Pasantía
	Joaquín Garrido	Maximiliano González	Análisis de datos del Inventario Forestal Nacional	UdelaR Facultad de Agronomía DGF- Pasantía Profesional en Vivero Gallinal	Pasantía
	Joaquín Garrido	Máximo Álvarez	Análisis sanitario de semillas de bosque nativo	UdelaR Facultad de Agronomía DGF- Pasantía Profesional en Vivero Gallinal	Pasantía

Ubicación	Tutor	Estudiante	Tema	Universidad / Programa	Tipo
	José Carlos Guerrero	Stephanie Ugalde	Variación temporal en la distribución de <i>Gleditsia triacanthos</i> a nivel nacional	UdelaR Facultad de Ciencias-Facultad de Ingeniería. Carrera Tecnólogo en Cartografía	Tesis Grado
	Martin Thren	Maik Werning	Tratamientos silvícolas a bosques de parque ubicados en el litoral uruguayo	Universidad de Ciencias Aplicadas de Göttingen. Facultad de Manejo de Recursos Naturales	Tesis Grado
	Martin Thren	Jan Zah	Composición y Estructura de bosque da parque y ribereño ubicados en el litoral uruguayo.	Universidad de Ciencias Aplicadas de Göttingen. Facultad de Manejo de Recursos Naturales	Tesis Grado
	Gabriela Jolochín	Gervasio Krismanich	Estado de Conservación de Yerba mate en poblaciones naturales de Uruguay – Etapa 2: Puesta a punto de marcadores moleculares”	UdelaR Facultad de Agronomía Tesis de Grado	Tesis Grado
	Alejandro Brazeiro	Alejandra Betancourt	Clasificación, Mapeo y Caracterización general de los bosques de Uruguay a partir del Inventario Forestal Nacional	F. de Ciencias (UdelaR), Maestría en Ciencias Ambientales	Tesis Maestría
	Joaquin Garrido	Andrea Boces	Análisis de laboratorio sobre protocolos de germinación, pruebas de humedad en almacenamiento de semilla y ensayos de enraizamiento.	UdelaR Facultad de Agronomía DGF-Pasantía Profesional en Vivero Gallinal	Pasantía
Santa Lucía	Edison Rosas	Fernanda Morales, David García	Evolución del bosque nativo en la cuenca del Río Santa Lucía (período 1985-2016)	UdelaR Facultad de Ciencias-Facultad de Ingeniería. Carrera Tecnólogo en Cartografía	Tesis Grado
	Edison Rosas	Damián Sampayo, Ignacio Vincon	Precisión y exactitud de la banda espectral RedEdge aplicado a bosque nativo en el Uruguay	UdelaR Facultad de Ciencias-Facultad de Ingeniería. Carrera Tecnólogo en Cartografía	Tesis Grado



Marzo, 2018. Depósito Legal Nº. 373.442 / 18
www.tradinco.com.uy

Concepció Ferrer i Font



Departament d'Enginyeria
de Disseny i Màquines

ISBN 978-9974-01-933-0



9 789974 919330