



Universidad de la Republica

Facultad de Ciencias

Programa de Maestría en Ciencias Ambientales

Proyecto de Investigación

Evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay

Alejandra Betancourt Rial (abetancourt@fcien.edu.uy)

Orientador: Alejandro Brazeiro

Tribunal: Christine Lucas, Daniel Panario y Santiago Baeza

2021

RESUMEN

Los ecosistemas naturales boscosos de Uruguay, a pesar de cubrir una pequeña superficie, son de gran importancia para la biodiversidad nacional. Si bien están protegidos por Ley, ciertos factores de degradación están operando, como la pérdida y fragmentación de hábitat por la expansión agrícola, la presión ganadera, e invasiones biológicas. A pesar de esto, Uruguay no dispone de una evaluación del estado de conservación de sus bosques, lo que implica una gran debilidad para su gestión. Por esta razón, este proyecto se planteó el objetivo de evaluar el riesgo de colapso de los principales ecosistemas boscosos. Para dicha evaluación se necesitó conocer con precisión los tipos y su distribución actual en el territorio. Para determinar la distribución, se generó una cartografía de bosques-no bosque en base a la fotointerpretación de imágenes Landsat 8 de 2015, que se validó usando imágenes de alta resolución, datos de campo del Inventario Forestal Nacional (IFN) y datos del MGAP (2017, herramienta Collect Earth), para ser luego clasificada en los diferentes tipos de bosque en base a información edáfica, geomorfológica y geográfica. Se utilizó un esquema de clasificación de bosques recientemente desarrollado para Uruguay, que permite ordenar los diferentes tipos en forma sistemática y jerárquica, en función de la fisonomía y condiciones ambientales, logrando identificar 6 sistemas de bosque, 4 sabanas arboladas y 2 sabanas tipo palmar, ocupando el 5,9% de la superficie continental nacional (cartografiados con una precisión de 82% para bosque y %52 para sabanas arboladas). La evaluación del riesgo se realizó considerando dos de los cinco criterios del método desarrollado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN): (1) distribución actual restringida (criterio B) y (2) alteración de procesos bióticos (criterio D). La superficie actual se cuantificó a través de la cartografía 2015 desarrollada y la alteración de procesos bióticos se evaluó tomando como variable biótica la invasión de especies de exóticas, mediante el uso de la cartografía de invasión severa de *Ligustrum lucidum* y *Gleditsia triacanthos* realizada por el Proyecto Redd+ Uruguay (2020) y la presencia y ausencia de la invasión de estas especies en las parcelas de campo del IFN. La evaluación estandarizada del estado de conservación detectó tres tipos de ecosistemas en categorías de riesgo, la sabana palmar de *Butia yatay*, la de *B. odorata*, y los bosques costeros, esencialmente debido a su restringida área de extensión y ocupación actual.

PALABRAS CLAVE

Bosques subtropicales; clasificación de ecosistemas; evaluación de riesgo; colapso ecológico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo formó parte de un proyecto macro que surge del convenio entre la DINAMA/Facultad Ciencias/2017 titulado “Propuesta metodológica para la Clasificación de Ecosistemas Terrestres de Uruguay”. Asimismo, parte de este proyecto fue financiado por una pasantía de investigación de UNIQUE forestry and land use GmbH.

El desarrollo de las actividades de investigación y prácticas del proyecto se llevaron a cabo en el grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación (BEC) del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA). Se agradece de forma especial a los integrantes de este grupo por su aporte y apoyo en este trabajo.

Se agradece a mis familiares y amigos, que aun en la distancia en su mayoría, ayudaron a conformar esta meta.

INDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL: LOS BOSQUES DE URUGUAY Y SU CONSERVACION	1
OBJETIVOS Y ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS.....	4

CAPÍTULO I

CARTOGRAFIA DE LOS BOSQUES DE URUGUAY	6
INTRODUCCION	6
TIPOS DE BOSQUE Y SU PROBLEMÁTICA CLASIFICACION	6
MAPEO DE LOS SISTEMAS BOSCOSOS NACIONALES	9
METODOLOGIA	11
(1) Cartografía de bosques y sabanas arboladas	11
(2) Clasificación de la cobertura general e integración de criterios geomorfológicos y edáficos:	13
(3) Evaluación de la precisión de la cartografía de bosques:	14
RESULTADOS	16
Sistemas cartografiados y clasificados.....	16
Matriz de Error	23
DISCUSIÓN	26
Cartografía y clasificación de ecosistemas	26
Dificultades de mapeo	28
Precisión del mapa.....	30
CONCLUSIONES	32
BIBLIOGRAFIA INTRODUCCION Y CAPITULO I	33

CAPÍTULO II

EVALUACION DEL RIESGO DE COLAPSO DE LOS ECOSISTEMAS BOSOCOS DE URUGUAY	39
INTRODUCCIÓN	39
EVALUACIÓN DEL RIESGO EN BIODIVERSIDAD	39
EVALUACION DE RIESGO DE BOSQUES EN URUGUAY	41
METODOLOGÍA	43
APROXIMACIÓN METODOLÓGICA	43
APLICACIÓN METODOLÓGICA	47
(1) Criterio B (subcriterios B1 y B2): Distribución geográfica restringida	47
(2) Criterio D (Subcriterio D3): Interrupción de los procesos e interacciones bióticas	49
(3) Integración de Subcriterios y categorización final	52
RESULTADOS	53
(1) Criterio B (Subcriterio B1 y B2): Distribución geográfica restringida	53
(2) Criterio D Subcriterio D3. Interrupción de los procesos e interacciones bióticas	54
(3) Integración de Subcriterios y categorización final	55
DISCUSION.....	58

Aportes de la clasificación de riesgo final y aplicación del protocolo de la LRE 58

Análisis global de los ecosistemas amenazados de Uruguay 59

Análisis de cada criterio y ecosistema amenazado.....60

 Distribución Geográfica Restringida 60

 Interrupción de los procesos e interacciones bióticas (Invasión de exóticas).....63

CONCLUSIONES 66

BIBLIOGRAFIA CAPITULO II.....67

CAPITULO III

CONCLUSIONES GENERALES.....76

ANEXOS 77

GLOSARIO.....90

INDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Fig. 1. Mapa de cobertura de Monte Nativo, elaborado a partir del mapa de coberturas de Uruguay de MVOTMA FAO 2015.....	2
Fig. 2. Propuesta preliminar de clasificación de ecosistemas boscosos naturales (bosques y sabanas) de Uruguay por Brazeiro et al 2020.	8
Fig. 3. Esquema de la metodología usada para la clasificación cartográfica de los ecosistemas boscosos de Uruguay.....	11
Fig. 4. Imagen representativa de la digitalización de bosque y sabana arbolada sobre las imágenes Landsat con apoyo visual de imágenes de alta resolución.....	12
Fig. 5. Uso de las capas e integración de variables con la cartografía en estudio.	14
Fig. 6. Ejemplificación de una matriz de error y fórmulas de evaluación de exactitud y concordancia.	15
Fig. 7. Mapa de los ecosistemas boscosos y sabanas arboladas/palmar de Uruguay.....	17
Fig. 8. Cuadros descriptivos de cada ecosistema cartografiado.	18-19
Fig. 9. Figura que resume los principales problemas en la identificación digital de los bosques y sabanas arbóreas/palmar de Uruguay identificados en este trabajo.....	29

CAPÍTULO II

Fig. 10. Estructura de las categorías de la LRE..	411
Fig. 11. Mecanismos de colapso del ecosistema y síntomas de riesgo.....	433
Fig. 12. Subcriterios de la distribución geográfica restringida.	444
Fig. 13. Umbrales del criterio D para la categorización de riesgo.	466
Fig. 14. Períodos de tiempo para la evaluación de los cambios.	466
Fig. 15. Estimación de extensión de ocurrencia y área de ocupación para evaluar el criterio. Ejemplo de aplicación en el litoral oeste de Uruguay.	47
Fig. 16. Grilla 10x10km para contabilizar el AOO.....	48
Fig. 17. Ejemplo de rodal de bosque nativo colapsado por la invasión de <i>Ligustrum lucidum</i>	50
Fig. 18. Mapa de los ecosistemas boscosos de Uruguay clasificados según su categoría de riesgo, de acuerdo con la evaluación realizada sobre la base de los subcriterios B1, B2 y D3 de la LRE.	57

INDICE DE TABLAS

CAPITULO I

Tabla I. Superficie de ecosistemas cartografiados por ecorregión.....	22
Tabla II. Superficie de ecosistemas cartografiados por Departamento.....	23
Tabla III. Matriz de error de la cartografía generada para los ecosistemas de bosque y sabana arbolada.....	24
Tabla IV. Matrices de error de las cartografías de MVOTMA y FAO 2015 y DGF 2016-2017.....	25

CAPITULO II

Tabla V. Umbrales de categorización de riesgo para AOO y EOO del Criterio B.....	48
Tabla VI. Umbrales para la categorización de riesgo para la invasión severa ($\geq 90\%$) de <i>Ligustrum lucidum</i> y <i>Gleditsia triacanthos</i> en el país según el Criterio D.....	51
Tabla VII. Categoría de riesgo según la UICN para los ecosistemas boscosos evaluados, según el criterio B y subcriterios B1 y B2.....	53
Tabla VIII. Categoría de riesgo según la UICN para las distintas formaciones clasificadas, según el subcriterio D3. Metodología 1: extensión de invasión severa ($\geq 90\%$).....	55
Tabla IX. Categoría de riesgo según la UICN para las distintas formaciones según el nivel III de clasificación y según el subcriterio D3. Metodología 2: severidad promedio en el área invadida.....	55
Tabla X. Categoría de riesgo según la UICN para los distintos ecosistemas boscosos de Uruguay, según los subcriterios B1, B2 y D3 de la LRE.....	56

INTRODUCCIÓN GENERAL: LOS BOSQUES DE URUGUAY Y SU CONSERVACION

Desde el punto de vista fisonómico resulta indudable que en Uruguay predominan las formaciones herbáceas, en particular los pastizales; es decir, una vegetación densa, baja, dominada por especies de gramíneas con algunos elementos arbustivos y arbóreos (Olson et al 2001, Grela 2004, Lisio 2009, Baeza et al 2014). Cuando los árboles constituyen el principal componente de la vegetación, dominando la biomasa y generando la estructura física del ecosistema, se desarrollan ecosistemas boscosos, reconocidos localmente como “Monte Nativo”, (Haretche et al 2012, MVOTMA y FAO 2015, Etchebarne y Brazeiro 2016, MGAP et al 2018). Estos sistemas, incluidos dentro de la ecorregión “Sabana Uruguayense” (Olson et al 2001, Provincia Uruguayense según Chebataroff 1969, Distrito Uruguayense según Cabrera y Willink, Olson et al 2001), constituyen formaciones con una flora leñosa (arbórea y arbustiva), cuya distribución y riqueza esta moldeada en gran medida por la influencia de las provincias vecinas, especialmente de las floras de origen subtropical Paranaense y Chaqueña (Chebataroff 1942, Grela 2004, Haretche et al 2012, Pérez-Quesada y Brazeiro 2013, Oliveira-Filho et al 2014). La distribución de estas influencias a través del territorio, dan lugar a tres grandes regiones dendroflóricas: (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 (Cabrera y Willinks 1973, Grela 2004, Haretche et al 2012).

La diversidad de los bosques puede evaluarse desde dos perspectivas, florística (i.e., especies), o desde la vegetación (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 y distribución. El estudio de la diversidad de leñosas comenzó con historiadores europeos, continuado luego por botánicos locales, hasta estudiar familias completas de leñosas (Arechavaleta 1900, Herter 1930, Legrand 1944, Lombardo 1964, Arrillaga et al 1973, Del Puerto 1987, Muñoz et al 1993, Marchesi 1997, Escudero 2004, Haretche et al 2012). Hoy sabemos que esta diversidad asciende a 313 especies, distribuidas en 57 familias y 125 géneros (Sganga et al 1984, Sganga et al 1994, Haretche et al 2012). La riqueza de estas posee una fuerte variabilidad geográfica, disminuyendo de norte a sur en el país, siendo moldeada su distribución principalmente por las especies comunes. La mayor riqueza se presenta en los márgenes de la nación, identificándose 3 núcleos principales de alta diversidad; Sierra de Ríos (Dpto. de Cerro Largo), las quebradas del norte (Norte del Dpto. de

Tacuarembó y Rivera) y al extremo norte del Río Uruguay (Dpto. de Artigas y Salto) (Pérez-Quesada y Brazeiro 2013).

El conocimiento de la diversidad de formaciones boscosas de Uruguay es más particular. Los principales, son los bosques de galería, serranos, parques, costeros y los palmares (Brussa y Grela 2007). Estos sistemas siguen una tipología que no responde a criterios definidos para los diferentes ecosistemas. Sin embargo, es el esquema de nombres más utilizado a nivel nacional.

Las formaciones boscosas cubren alrededor de un 5% de la superficie nacional (MVOTMA y FAO 2015), pero distribuyéndose a lo largo y ancho de todo el país (Fig. 1). A pesar de la baja superficie ocupada, los bosques juegan un rol clave para la conservación de la biodiversidad (Brazeiro et al 2015). Junto con las formaciones de matorrales, engloban el hábitat principal para un alto porcentaje de la flora (91 % leñosas) y fauna (anfibios: 38%, reptiles: 89% aves: 61% y mamíferos: 91%), incluyendo a muchas especies amenazadas del país (Azpiroz 2003, Brazeiro et al 2015) (Anexo 1). Estas agrupaciones ecológicas crean no solo el hábitat para especies de fauna y flora, sino también, constituyen importantes corredores biológicos, brindan servicios ecosistémicos ligados a la protección del ciclo hidrológico, a la recreación, provisión de alimentos y otros productos vegetales, previenen la erosión del suelo y la contaminación de los cursos de agua (Brazeiro et al 2015).

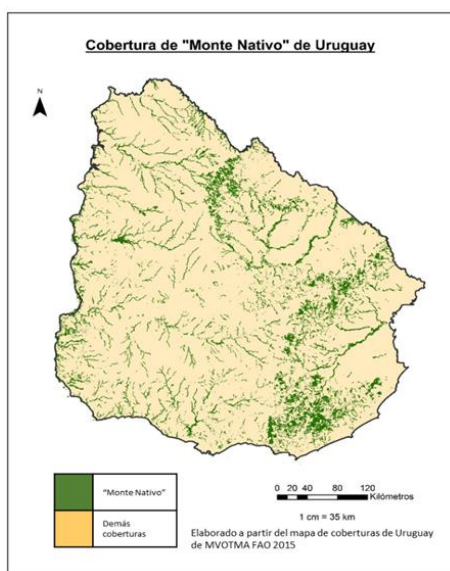


Fig. 1. Mapa de cobertura de Monte Nativo, elaborado a partir del mapa de coberturas de Uruguay de MVOTMA FAO 2015.

A pesar de la importancia de los sistemas boscosos, se conocen amenazas que los presionan y degradan. El avance de la frontera agrícola, la presión ganadera y las invasiones biológicas, constituyen actualmente las principales amenazas que afectan estos sistemas ecológicos (Achkar et al 2015, MGAP et al 2018).

Se sabe que la degradación del bosque por causas antrópicas fue considerable durante la primera mitad del siglo XX (Gautreau 2006). Pero, en cuanto a la estabilidad en su superficie, no existe consenso respecto a la cobertura boscosa actual y como se distribuyeron y distribuyen dichas amenazas. Algunos estudios (Gautreau 2006, Bernardi et al 2019), indican una estabilidad general e incluso una tendencia al aumento de la superficie, mientras que otros a nivel departamental (Tiscornia et al 2014) y nacional (Achkar et al 2015) muestran reducciones, en línea con la opinión de ambientalistas referentes en el tema bosque (Carrere 1990).

Actualmente, Uruguay protege legalmente a todos sus bosques desde 1987 con la Ley Forestal N°15.939 y todos sus decretos reglamentarios posteriores. Estos en general prohíben la tala, con excepciones por uso doméstico o con autorización del MGAP a través de la Dirección General Forestal (DGF) y con ciertos criterios de superficie y altura. Igualmente, este organismo desarrolló recientemente la Estrategia Nacional de Bosque Nativo (ENBN, MGAP et al 2018), la cual se fundamenta en la conservación, basándose en preservar la diversidad genética, mantener los procesos ecológicos y los sistemas vitales esenciales y permitir el aprovechamiento sostenido de estas formaciones. El cumplimiento de esta causa se desarrolla bajo 6 ejes estratégicos (legal, institucional, ambiental, económico, degradación y social), con numerosas metas de manejo. Una indispensable lo constituye el mapeo y registro de los tipos de bosques, su avance o retroceso, nivel de degradación y priorización en cuanto a necesidad de intervención (MGAP et al 2018).

Uno de los problemas para cumplir con esta meta, es el avance respecto a la evaluación del riesgo de los ecosistemas boscosos en Uruguay, la cual es muy parcial e incipiente. Existen algunos estudios para ecosistemas terrestres y palmares de *Butia yatay* (Brazeiro et al 2015, Bortolini 2017), sin embargo, no brindan resultados determinantes que puedan ser incluidos en esta meta.

Debido a la necesidad de conservar los ecosistemas boscosos en el país, este trabajo plantea evaluar el riesgo de colapso de los bosques a partir de la metodología establecida por la Unión para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Esta metodología está basada en un conjunto de reglas o criterios de estándar global, para realizar evaluaciones científicas basadas en medidas de distribución geográfica y de degradación de los procesos y componentes claves, para calcular así el estatus de conservación de los ecosistemas, que posteriormente se agrupan en la denominada Lista Roja de Ecosistemas (Rodríguez et al 2007). En esta lista se evalúa si han alcanzado la etapa final de degradación y pueden considerarse colapsados, si están amenazados o si actualmente no están enfrentando un riesgo significativo de colapso (Analogía a extinto).

OBJETIVOS Y ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS

Esta Tesis se enfoca en una pregunta general, ¿Cómo varía el riesgo de colapso entre los ecosistemas boscosos de Uruguay?, con miras a identificar los ecosistemas boscosos más amenazados del país, y por ende de prioridad para la conservación en Uruguay.

En este marco, el objetivo general de la Tesis es:

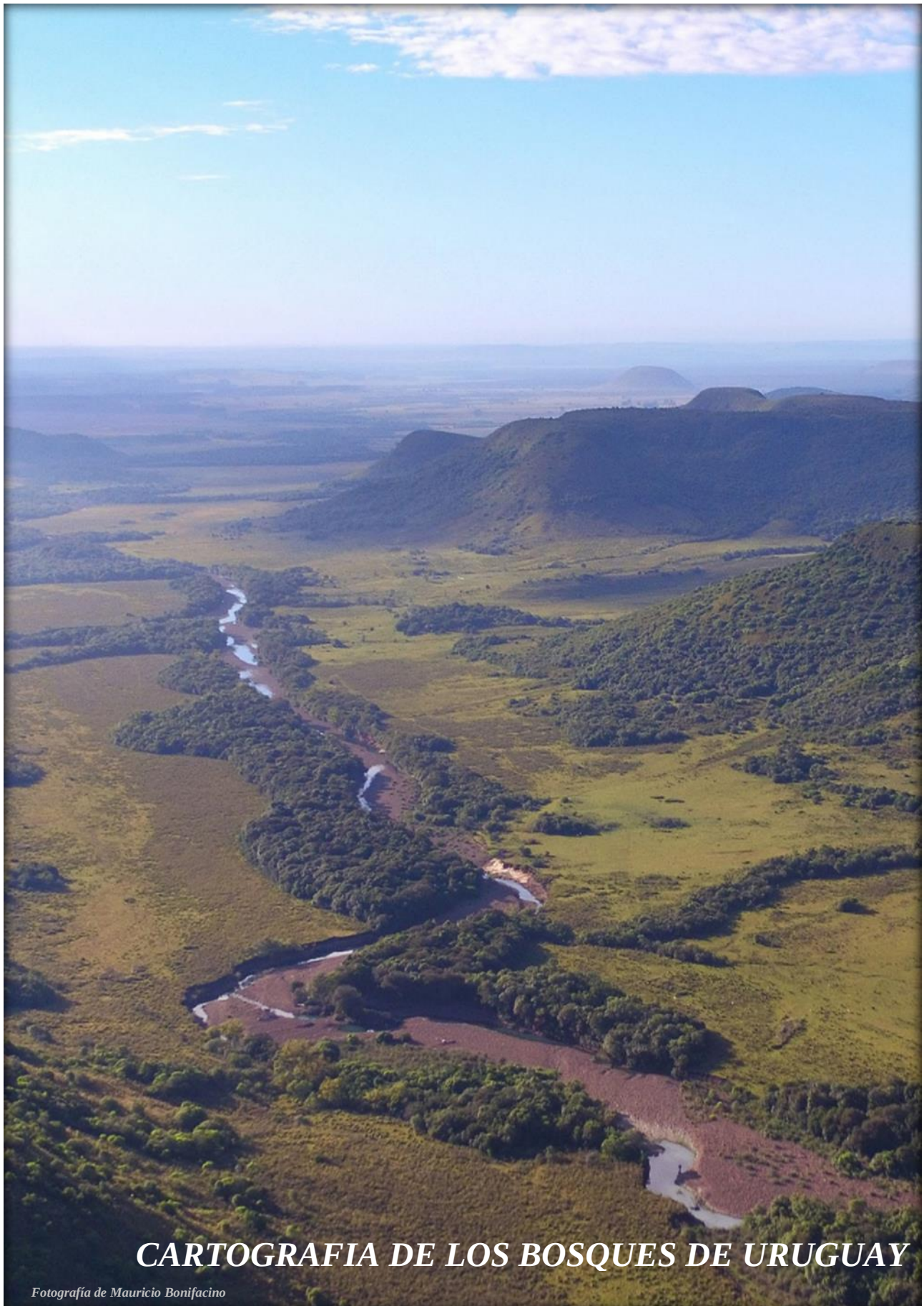
Evaluar el riesgo de colapso de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay en base a una metodología internacionalmente aceptada.

A los efectos de lograr este objetivo general, se plantearon dos objetivos específicos:

- (1) Cartografiar la distribución actual de los tipos de ecosistemas boscosos de Uruguay.
- (2) Estimar el riesgo de colapso de los ecosistemas boscosos en base a la metodología de evaluación de riesgo de la UICN.

Para definir entonces el estado de conservación de los ecosistemas es necesario contar con una cartografía de los ecosistemas boscosos del país, tema que se aborda en el Capítulo I. En esta tesis se usó el esquema de clasificación de ecosistemas recientemente desarrollado por Brazeiro et al (2020), que reconocen 15 tipos de ecosistemas boscosos, incluyendo bosques y sabanas arboladas /palmares.

En el Capítulo II, se realizó una evaluación del estado de conservación de los ecosistemas boscosos en base a la metodología UICN, considerando dos criterios de evaluación, la distribución geográfica restringida y la degradación biológica producto del grado de invasión por especies leñosas exóticas invasoras. Finalmente, en el Capítulo III se sintetizan las principales conclusiones y se realizan recomendaciones para la futura investigación y gestión de los bosques de Uruguay.



CARTOGRAFIA DE LOS BOSQUES DE URUGUAY

Fotografía de Mauricio Bonifacino

CAPÍTULO I

CARTOGRAFIA DE LOS BOSQUES DE URUGUAY

INTRODUCCION

TIPOS DE BOSQUE Y SU PROBLEMÁTICA CLASIFICACION

El resultado de las influencias a nivel regional sobre la diversidad y riqueza de leñosas, junto con las condiciones climáticas y geográficas del país, ha sido la aparición de diferentes tipos de ecosistemas boscosos naturales en Uruguay. En la actualidad se reconocen 5 grandes tipos de formaciones; los bosques Ribereños, Fluviales o de Galería, los bosques Serranos y de Quebrada, Costeros o Psamofilo, los bosques Parque y finalmente los Palmares. También pueden aparecer en algunas clasificaciones, otras formaciones de menor superficie, como los bosques Pantanosos, de Escarpa, de Cerros Chatos, Cornisa y la formación Mar de Piedra (Del Puerto 1987, Arballo y Cravino 1999, MVOTMA y FAO 2015, MGAP et al 2018). Si bien existe un importante conocimiento basado en la experiencia de numerosos técnicos, científicos e ingenieros del país, aun no contamos con una clasificación sistemática de los bosques basada en criterios ecológicos. Claramente los términos para cada tipo de bosque no corresponden a ningún sistema de clasificación conocido, ni generado bajo ningún enfoque sistemático, cada nombre parece ser un término más bien coloquial que uno ordenado sistemática y científicamente.

Los factores que determinan la heterogeneidad de estas formaciones no se comprenden con claridad (Gautreau y Lezama 2009). Entendemos que, hay especies que son características de más de una formación, y hay formaciones similares con composiciones florísticas diferentes (Grela y Brussa, 2003), por lo que resulta difícil efectuar una tipificación o separación en función de especies características o con mayor importancia ecológica, ya sea que se mida está a través de índices como el valor de importancia (IVI) (Curtis y McIntosh 1950, Curtis 1951) o a través de las clásicas tablas fisiosociológicas (Braun-Blanquet 1979). Esto significa que, a pesar de tener gran conocimiento sobre las especies leñosas que componen los bosques del país, esta información resulta insuficiente para clasificarlos en sus diferentes tipos.

El conjunto de criterios para elaborar un sistema de clasificación que mejor discrimine los ecosistemas, va a variar según el paisaje de cada zona en estudio. Sin embargo, una clasificación de sistemas adaptada a las condiciones del país, pero comparable en el mundo, es un insumo fundamental para poder realizar un uso sustentable del territorio y prever presiones futuras sobre el mismo (Betancourt y Chacon-Moreno 2015). En tal sentido, en esta Tesis nos basamos en el esquema

jerárquico de clasificación de ecosistemas boscosos propuesto por Brazeiro et al. 2020 (Fig. 2). Este sistema se desarrolló sobre la base del esquema de clasificación de formaciones vegetales de América del Sur propuesto por Oliveira-Filho (2009), y permite combinar diferentes condiciones ambientales que conllevan a la diferenciación de sistemas ecológicos.

Esta clasificación toma como base el esquema de Oliveira-Filho (2009) donde incluye la característica fitofisonómica junto con condiciones ambientales del lugar, para generar sistemas ecológicos ajustándose a la realidad del País. En el esquema resumimos las diferentes unidades y condiciones encontradas en Uruguay con respecto a las formaciones boscosas naturales. Los niveles I, II y III constituyen criterios jerárquicos cuyo orden no debería ser alterado para permitir la constancia y fidelidad del esquema. La característica “Subtropical” se repite en todos los sistemas del país (forestales o no), así como la condición “Estacional” bajo la misma región biogeográfica “Sabana Uruguayense”, por lo que se ignoran estos criterios en el nombre final del ecosistema. El Nivel IV engloba criterios opcionales no excluyentes que establecen condiciones que pueden ser ignoradas o combinadas de la forma que mejor requiera la representación de un sistema, permitiendo incluir situaciones particulares de cada tipo de formación, pero evitando las condiciones redundantes para cada clase (Oliveira-Filho 2009). Debido a esto, cada tipo de ecosistema propuesto sería separable cartográficamente.

BIOMA	NIVEL I	NIVEL II	NIVEL III	NIVEL IV							
Región biogeográfica	Fitofisonomía	Régimen Climático	Sub-fitofisonomía	Dominio térmico	Distrito de paisaje (pendiente)	Sustrato Primario	Sustrato Secundario	NOMBRE DEL SISTEMA	TERMINO EN URUGUAY		
Sabana Uruguayense	Bosque	Latifoliado	Planicie	Estacional		Costero		Bosque latifoliado de planicie costero	Bosque Psamofilo o Costero		
						Vargedícola		Bosque latifoliado de planicie vargedícola	Bosque Ribereño, Galería o Fluvial		
						Paludícola		Bosque latifoliado de planicie paludícola	Bosque Pantanoso o Capones		
						Mesófilo		Bosque latifoliado de planicie mesófilo	No hay antecedentes		
						Serrano		Cristalino		Bosque latifoliado serrano rupícola cristalino	Bosque Serrano
								Rupícola	Basalto	Bosque latifoliado serrano rupícola de basalto	
								Arenisca		Bosque latifoliado serrano rupícola de arenisca	
								Escarpa		Bosque latifoliado serrano de escarpa	Bosque de cornisa o de escarpa
	Sabana	Arbolada	Planicie		Quebrada		Bosque latifoliado serrano de quebrada	Bosque de Quebrada			
					Rupícola		Sabana arbolada de planicie rupícola	Mar de piedra			
					Alcalino		Sabana arbolada de planicie en suelo alcalino	Algarrobal o Blanqueal			
					Limoso		Sabana arbolada de planicie en suelo neutro limoso	Bosque Parque			
					Arenoso		Sabana arbolada de planicie en suelo neutro arenoso				
					Limoso		Sabana palmar de planicie en suelo limoso		Palmar de Butia		
					Arenoso		Sabana palmar de planicie en suelo arenoso	Palmar de Yatay			

Fig. 2. Propuesta preliminar de clasificación de ecosistemas boscosos naturales (bosques y sabanas) de Uruguay por Brazeiro et al (2020).

MAPEO DE LOS SISTEMAS BOSCOSOS NACIONALES

La planificación del territorio y el manejo de ecosistemas, tanto con fines productivos como de conservación de la naturaleza, requiere la representación cartográfica a diferentes escalas (Panario et al 2011). Desde 1970, muchos autores han investigado como la percepción remota puede contribuir al mapeo de los bosques y generar cartografías, facilitando y acelerando la captura de datos, superando problemas del manejo de grandes cantidades de información geográfica y de superposición, ofreciendo una oportunidad para realizar estimaciones tanto a nivel local como regional (Peterson et al 1987, Congalton 1991, Ardô 1992, Wessman 1992, Gemmell 1995, Martin et al 1998, Congalton y Green 1999, Kilpelainen y Tokola 1999, Pax-Lenney et al 2001, Tokola et al 2001, Achard et al 2002, Kerr y Ostrovsky 2003, Pettorelli et al 2005, Paruelo 2008, Betancourt y Chacon-Moreno 2015). En la actualidad, las principales cartografías de los diferentes elementos espaciales de Uruguay, han sido realizadas utilizando la teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Una de estas lo constituye el Mapa de Cobertura del Suelo generado según el sistema LCCS (Land Cover Classification System, desarrollado por Global Land Cover Network de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura FAO y el Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente UNEP), este establece la cobertura de la Tierra para todo el territorio nacional, a escala 1:100.000 en base a imágenes satelitales LANDSAT 8 (coberturas a diferentes fechas 2000, 2008, 2011, 2015). Siendo producto de un proyecto de ordenamiento territorial del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA), este mapa indica que aproximadamente el 6% de la superficie del país está cubierto por formaciones boscosas. Diferencia “Monte Nativo” y “Palmares” dentro de “Áreas de Vegetación Natural y Semi-Natural” (Anexo 2). Dentro de la clasificación de “Monte Nativo” se diferencian 4 tipos; “Serrano y de Quebrada”, “Galería”, “Nativo” y “Parque”.

Panario y colaboradores (2011), realizaron una clasificación de lo que denominan “Ambientes y Sitios”, muy utilizada a nivel nacional, donde también se diferencian tipos de ecosistemas boscosos. Sin embargo, sus autores indican que debe ser manejada con precaución, ya que su clasificación de bosques resultante no constituye sino un producto potencial, obra de la unión de diversos criterios edáficos y climáticos del país, cuya fuente de información de vegetación resulta de las descripciones del CONEAT (1979), siendo este un índice de productividad del suelo (Panario et al 2011, Anexo 3).

Por otro lado, a partir de imágenes Sentinel 2 tomadas en verano de 2016-2017, investigadores y técnicos de la DGF y del proyecto REDD+ (MVOTMA y MGAP), generaron un mapa con la cobertura de Bosque Nativo para Uruguay (Anexo 4). La finalidad de este producto fue obtener la

superficie y distribución detallada del bosque en el país. Indicando que el 4,74 % está ocupado por este sistema. Sin embargo, este no diferencia tipos de formaciones.

Analizando estos antecedentes cartográficos, se puede apreciar que los valores de superficie de bosques reportados para Uruguay, no son consistentes, varían principalmente según los métodos de estimación y la escala de análisis utilizada, principalmente por ser elaborados con objetivos diferentes (Toranza et al 2019). Además, varios tipos de bosque no están cartografiados o están incluidos en otras formaciones de mayor superficie. La extensión y estructura de muchos de los bosques de Uruguay complejiza su detección por métodos de percepción remota a nivel nacional, debido a que muchas formaciones son muy pequeñas, angostas, presentan un dosel muy abierto, bajo, una distribución parchosa, alto nivel de invasión con exóticas alterando su estructura natural, alto nivel de fragmentación y/o superposición de tipos.

El objetivo de este capítulo es generar una cartografía actualizada de los tipos de ecosistemas boscosos de Uruguay, según la clasificación de Brazeiro et al (2020), que pueda ser usada como base para la evaluación del riesgo de colapso de los ecosistemas.

METODOLOGIA

El mapeo y clasificación de los ecosistemas boscosos se realizó en 3 pasos como se resume en la Fig. 3.

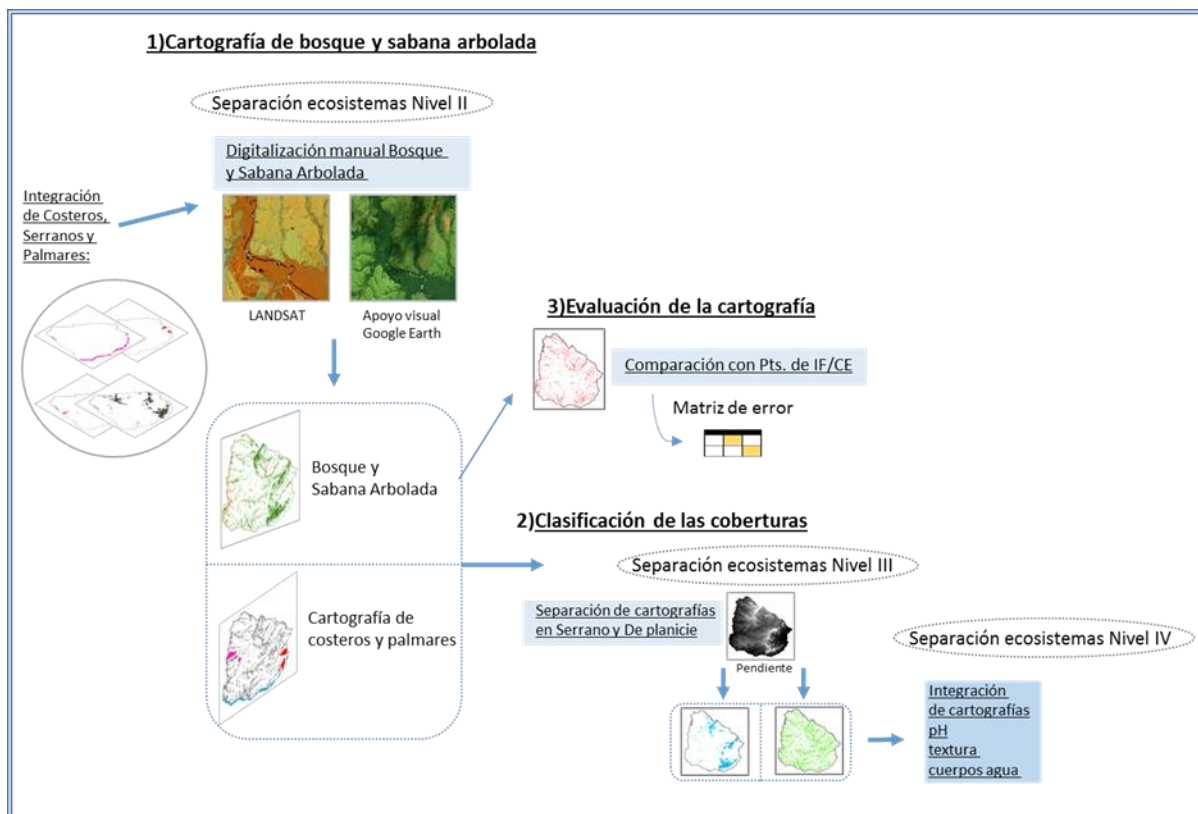


Fig. 3. Esquema de la metodología usada para la clasificación cartográfica de los ecosistemas boscosos de Uruguay. Elaboración propia.

(1) Cartografía de bosques y sabanas arboladas

Para generar la cartografía se utilizaron los SIG QGIS 2.14, ArcMap 10.1 y Google Earth Pro, para procesar 13 escenas satelitales Landsat 8 (pixel de 30mx30m) tomadas en diciembre-enero-febrero 2014-2015 (verano austral), con menos del 10% de cobertura de nubes, descargadas del portal United States Geological Survey, visualizadas en falso color compuesto, donde el color rojo se le asignó a la banda del infrarrojo cercano, el color verde al infrarrojo medio y el color azul a la banda roja del espectro electromagnético, observadas a una escala 1:30.000. La cartografía es realizada en base a la cobertura vegetal natural continental, no se incluyen espacios antropizados como cultivos, infraestructuras o zonas urbanas. Esta cartografía estuvo basada en la interpretación visual de las imágenes y posterior digitalización manual (ajustando los bordes a la fotointerpretación de la formación), sobre las imágenes Landsat de la cobertura de bosque en general y sabanas arboladas de todo el país, haciendo uso de herramientas de edición de ArcMap 10.1 en varias capas vectoriales con un tamaño mínimo de polígono de 1ha de superficie, con un ancho superior a 40m. Las imágenes

satelitales de alta resolución (pixel menor a 3x3m) de Google Earth Pro del 2015, se usaron como apoyo visual en la digitalización como se representa en la Fig. 4.

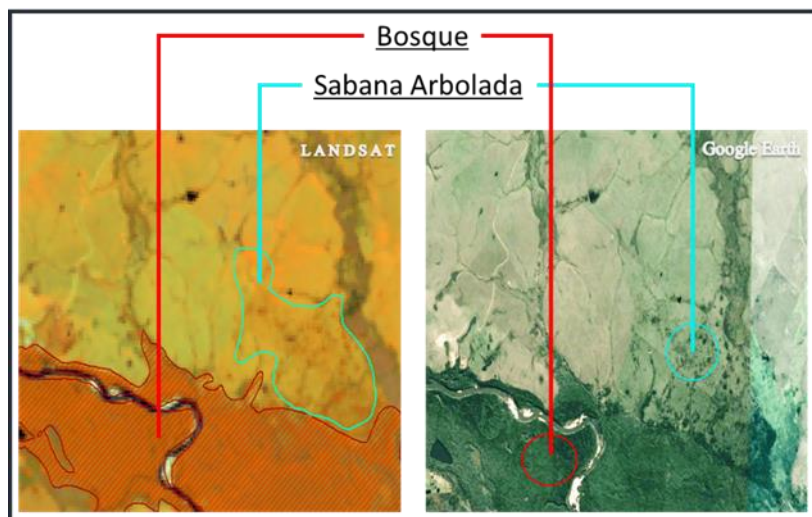


Fig. 4. Imagen representativa de la digitalización de bosque y sabana arbolada sobre las imágenes Landsat con apoyo visual de imágenes de alta resolución.

Durante el proceso de digitalización de bosque y sabanas arboladas del país, se tenía también integrado en ArcMap otras capas que formaron parte del producto final del mapa (Anexo 5), no generando sobre posición sobre las coberturas en estudio, ni modificándolas si existía coincidencia:

- Shapefile de cobertura de bosques “serranos”, realizado por Carolina Toranza, siguiendo la misma metodología que en este trabajo (imágenes Landsat 8, escala 1:30.000, soporte con imágenes de alta resolución y digitalización manual en base a fotointerpretación).
- Shapefile de bosques y matorrales “costeros/psamófilos” realizado por Ríos et al (2010) ratificado y modificado con digitalización manual por Federico Haretche, utilizando imágenes de 2015 de alta resolución de Google Earth Pro a una escala 1:7.000 y unidad mínima de 0,2 ha.
- Shapefile de la cobertura de la sabana palmar de *Butia odorata* realizado a partir de la cartografía obtenida de Baez y Juarena (2000) y aquella descrita para el 2015 por MVOTMA y FAO (2015). Se ratificaron ambas cartografías verificando la presencia de palmar en las zonas de distribución descritas, siendo modificadas con digitalización manual, utilizando imágenes 2014, 2015, 2016 de alta resolución de Google Earth Pro a una escala 1:10.000 y unidad mínima de 0,5ha.
- Shapefile de la cobertura de la sabana palmar de *Butia yatay*, realizado por Bortolini (2017), elaborado con el uso de imágenes de alta resolución de Google Earth 2013 y digitalización manual de los parches a una escala espacial 1:7.000. Bortolini identifica cada parche como un conjunto de

palmeras adultas o juveniles con una separación entre individuos < 50m, una cobertura de dosel $\geq 10\%$ ocupando $\geq 0,5$ ha.

(2) Clasificación de la cobertura general e integración de criterios geomorfológicos y edáficos:

Las cartografías para ser clasificadas siguiendo la propuesta de Brazeiro et al (2020) (Fig. 2), requirieron de varias fuentes de información:

- Para aplicar el Nivel III del sistema de clasificación, se extrajo la Pendiente del Modelo Digital de Elevación del País (MDT) obtenido del geo portal de DINAMA de 30m de resolución espacial (Anexo 6).

<https://www.dinama.gub.uy/geoserver/u19600217/wms?service=WMS&version=1.1.0&request=GetMap&layers=u19600217:c270>)

-La información espacial requerida para el Nivel IV, que incluyo textura, rocosidad, pH del suelo, litología y cercanía a cursos de agua se extrajo de tres fuentes de información:

a) Shapefile de hidrografía y cuerpos de agua del país año 2000 de escala 1:50.000 realizada por MTOP obtenido del geo portal de DINAMA (Anexo 7).

(<https://www.dinama.gub.uy/geoserver/u19600217/wms?service=WMS&version=1.1.0&request=GetMap&layers=u19600217:c434>)

b) Shapefile de Ambientes elaborado por Panario et al (2011), cuya resolución espacial es de 50 m. Este archivo reúne condiciones y propiedades del país como textura, geoforma, pH, drenaje, rocosidad, etc (Anexo 8).

c) Shapefile de Origen Geológico de Uruguay descargado del geo portal de DINAMIGE 2020 cuya resolución espacial es de 50m (Anexo 9).

(http://visualizadorgeominero.dinamige.gub.uy/DINAMIGE_mvc2/)

Mediante procesamiento digital, se interceptaron estas fuentes de información con los diferentes archivos vectoriales de cobertura de bosques, sabana arbolada y palmar descritos anteriormente, clasificándolos en los distintos tipos definidos por el sistema de Brazeiro et al (2020) (Fig. 5).

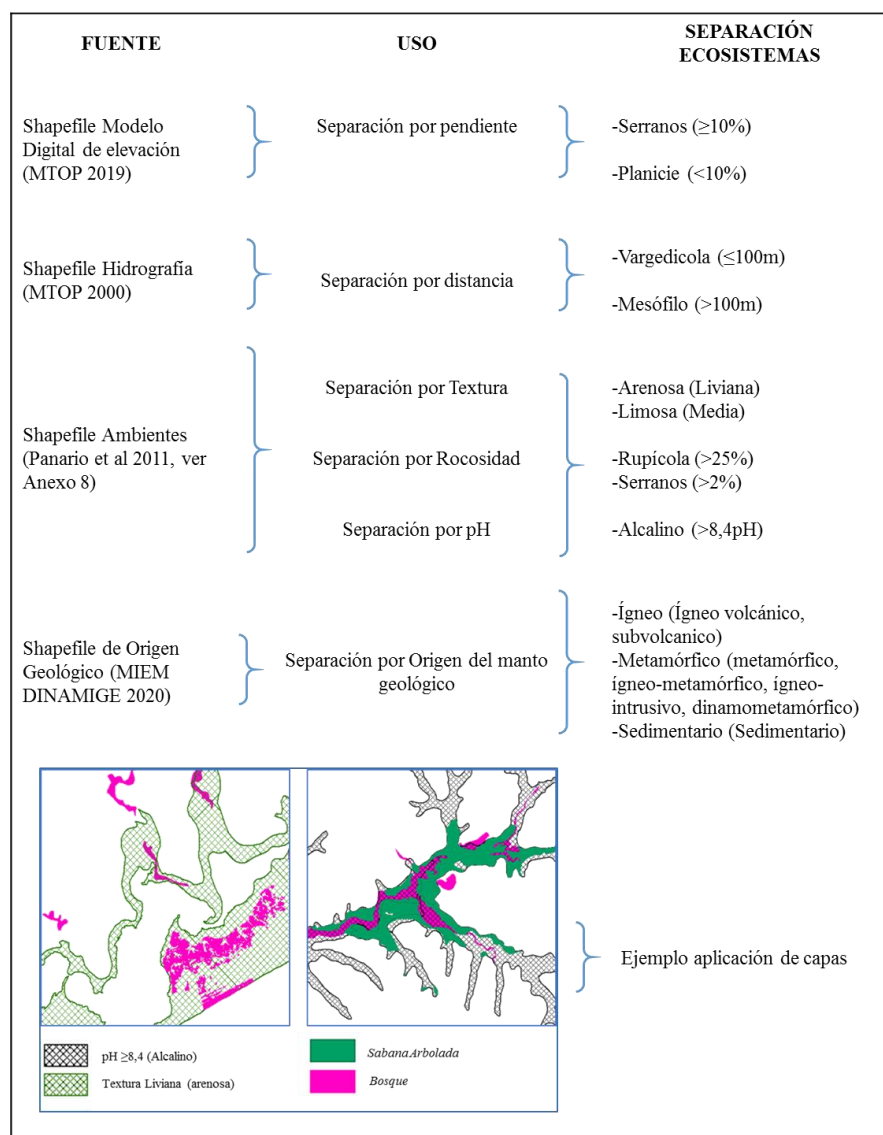


Fig. 5. Uso de las capas e integración de variables con la cartografía en estudio.

(3) Evaluación de la precisión de la cartografía de bosques:

Se evaluó la precisión del mapeo de boques y sabanas arboladas digitalizadas en el paso 1. En esta evaluación se incluyen las cartografías de bosque realizada por Betancourt y la de Serrano/Quebrada realizada por Toranza, la cual fue ejecutada con la metodología de clasificación imitada en este trabajo. Los puntos de control utilizados provienen de dos fuentes de información (Anexo 10):

- Parcelas de campo del Inventario Forestal Nacional realizadas en el 2014. Se tomaron 838 puntos (parcelas de 20x10 m) de “bosque nativo” discriminados en dos subclases; “galería” y “parque”. Aquí, homologamos la primera subclase con la clasificación de bosque, y la segunda subclase a las sabanas arboladas.

- Cuadrantes de observación de 0,5 ha del año 2015 del proyecto “Usos de la tierra y cambios de uso de la tierra”, basado en la fotointerpretación de imágenes satelitales de alta resolución con la

herramienta Collect Earth (REDD+ 2019). Se utilizaron 1095 puntos de “monte nativo” clasificados en 3 subclases; “fluvial”, “serrano y quebrada” y “parque”. Las primeras 2 subclases se homologo con la clasificación de bosque y la tercera con la de sabana arbolada. Asimismo, 15.916 puntos de “otras coberturas”, en los cuales estuvieron incluidas áreas ocupadas por cultivos agrícolas, pradera y pastizales, tierra desnuda, zonas urbanas, plantaciones forestales, cuerpos de agua naturales y artificiales, humedales y pasturas sembradas. Estos últimos puntos para tener la categoría de no bosque ni sabana arbolada.

En este trabajo combinamos y simplificamos estas dos fuentes de información con las siglas “IFN” y “CE” respectivamente. A partir de esta información, se construyó la matriz de confusión (o de error) para los bosques y sabanas arboladas establecidas, donde se visualiza la cantidad de puntos y cuadrantes de control coincidentes o no con la cartografía realizada. Se evaluó según parte de la metodología propuesta por Olofsson et al (2014), el nivel de precisión de las cartografías y el coeficiente de Kappa de Cohen para evaluar la concordancia evaluada ajustando el efecto del azar (Fig. 6).

Matriz de error				
	MAP			
REFERENCE	CLASS 1	CLASS 2	CLASS 3	TOTAL
CLASS 1	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_1
CLASS 2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	P_2
CLASS 3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	P_3
TOTAL	P_1	P_2	P_3	1

Overall Accuracy (OA) = $\sum_{j=1}^q P_{jj}$

User's Accuracy of class i = P_{ii}/P_i

User's Commission error of class i = $1 - (P_{ii}/P_i)$

Olofsson et al 2014

Kappa de Cohen $\alpha = \frac{Pra - Pre}{1 - Pre}$

Pra: Porcentaje de acuerdo observado
Pre: Probabilidades de coincidir y diferir al azar

Carletta J, 1996

Fig. 6. Ejemplificación de una matriz de error y fórmulas de evaluación de exactitud y concordancia, donde p_{ij} es el valor coincidente entre clases i y j.

RESULTADOS

En la Fig. 7 se presenta el mapa de los ecosistemas boscosos naturales para Uruguay (bosques, sabanas arboladas y palmar). Se lograron diferenciar cartográficamente 12 tipos, de los cuales seis constituyen bosques propiamente dichos y seis sabanas.

El total de la superficie cartografiada es de 1.035.575,6 ha (10.355,76 Km²), lo cual representa el 5,9% de la superficie nacional, con un total de 14.333 polígonos mapeados. Los bosques ocupan 868.151 ha (4,93% del país) y las sabanas arboladas/palmar un total de 167.424 ha (0,95% del país). En la Fig. 8, se resumen las características generales para cada tipo de sistema generado y las superficies que ocupan. De esta figura podemos notar que aquel sistema con mayor superficie cartografiada es el Bosque latifoliado de planicie vargedícola, el cual ocupa el 50,4% de la superficie total mapeada. Asimismo, se observa que el sistema con menor superficie es la Sabana Palmar de planicie arenosa (Palmar de yatay), formación que ocupa 0,3% de la superficie mapeada.

Sistemas cartografiados y clasificados

Siguiendo el sistema propuesto por Brazeiro et al (2020) (Fig. 2) y su jerarquía de criterios, todas las unidades mapeadas se presentan dentro de la misma región Biogeográfica designada como Sabana Uruguayense (Anexo 11, Olson et al 2001), el régimen climático es Estacional y el dominio térmico o franja latitudinal Subtropical. Estas tres características al repetirse en todos los sistemas cartografiados se ignoran en la leyenda final usada que nombra cada sistema.

Al tener las cartografías ya separadas por fitofisionomías (Nivel I y II; bosques latifoliado, sabanas arboladas y sabanas palmar), se pudo proceder a separarlas cada una por la pendiente o distrito de paisaje que ocupan, aquellas zonas con una pendiente $\geq 10\%$ considerándolas como Serano y las zonas con menos del 10% de pendiente como De planicie. El resultante de esta intersección genera tres Bosques de planicie, seis Sabanas de planicie y tres Bosques serranos.

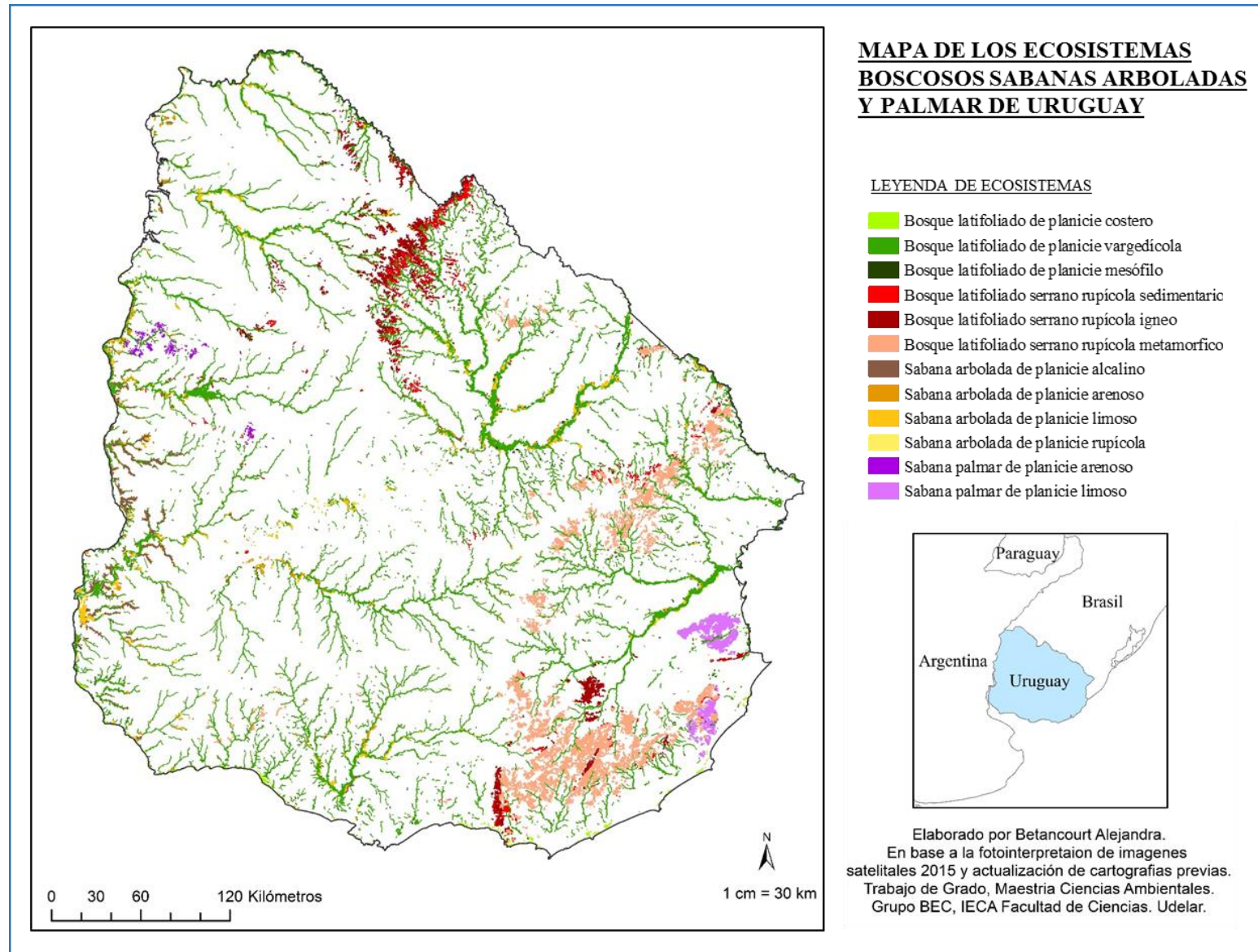
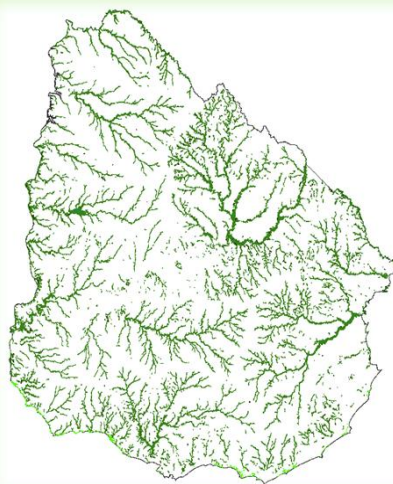
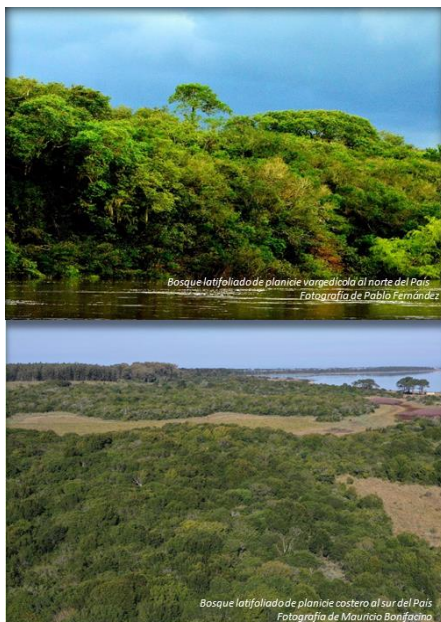


Fig. 7. Mapa de los ecosistemas boscosos y sabanas arboladas/palmar de Uruguay. Elaboración propia.



■ Bosque latifoliado de planicie costero
 ■ Bosque latifoliado de planicie vargedícola
 ■ Bosque latifoliado de planicie mesófilo

BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE

535.324 ha
 51,69% de los bosques mapeados (BM)
 3,04% de la superficie nacional (SN)

Ecosistema ocupado por un estrato leñoso dominante cuyos árboles son predominantemente latifoliados (de hoja ancha) en zonas con pendiente menor al 10%.

BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE VARGEDÍCOLA

521.464 ha 50,4 % (BM) 2,96 % (SN)

Ecosistema boscoso estrechamente relacionado con los cursos y cuerpos de agua naturales del país, relacionándose con planicies de inundación. Se presenta en toda la superficie nacional principalmente en forma de fajas paralelas a las redes hidrográficas. En estos estarían incluidos los reconocidos “montes de galería, fluviales o ribereños y pantanosos”

BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE MESOFILO

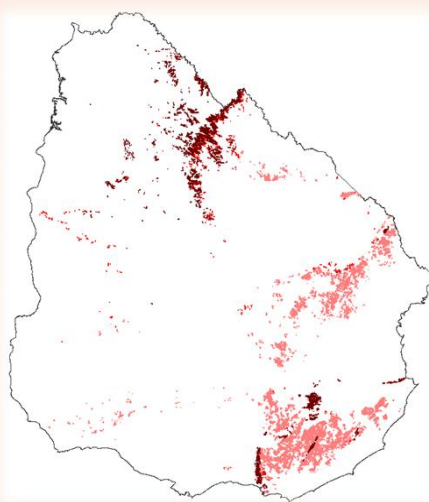
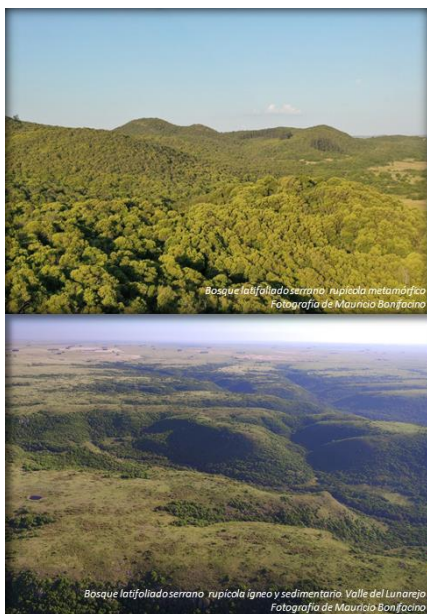
8.446 ha 0,8% (BM) 0,05% (SN)

Ecosistema en parte o en su totalidad alejado en un radio de 100m de los cuerpos y cursos de agua. Formación que en ocasiones, pudiera estar relacionada a ríos y planicies de inundación pero muy temporales e intermitentes en el país. No existen antecedentes de esta formación como ecosistema y dentro de el pueden estar incluidos algunos bosques conocidos como “galería”

BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE COSTERO

5414ha 0,5% (BM) 0,03% (SN)

Ecosistema fragmentado de parches pequeños, ubicados frente la línea de costa, estando influido por esta geomorfología, los fuertes vientos y abrasión por arena. De textura arenosa y suelos livianos



■ Bosque latifoliado serrano rupícola sedimentario
 ■ Bosque latifoliado serrano rupícola igneo
 ■ Bosque latifoliado serrano rupícola metamórfico

BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA

332.828 ha
 32,14% de los bosques mapeados (BM)
 1,89% de la superficie nacional (SN)

Ecosistema ocupado por un estrato leñoso dominante cuyos árboles son predominantemente latifoliados (de hoja ancha) en zonas con pendiente mayor al 10% y donde existe una rocosidad media o alta

BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA IGNEO

81.713 ha 7,9 % (BM) 0,46 % (SN)

Ecosistema boscoso presente en las laderas de las zonas cuyo origen del manto geológico es volcánico o subvolcánico. Comprendidos en estos sistemas podrían ubicarse los llamados “montes serranos, de quebradas y de los cerros chatos”

BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA METAMÓRFICO

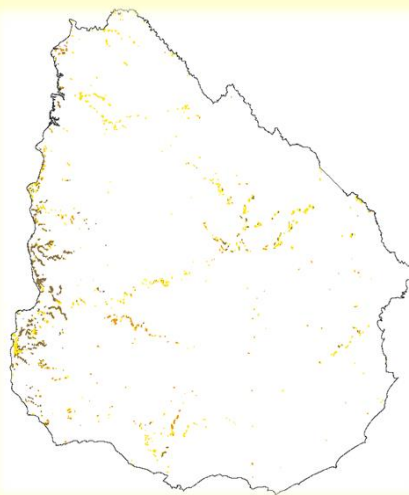
225.483 ha 21,8% (BM) 1,28% (SN)

Ecosistema boscoso presente en las laderas de las zonas cuyo origen del manto geológico es metamórfico, igneo intrusivo o dinamometamórfico. Comprendidos en estos sistemas podrían ubicarse los llamados “montes serranos y de quebradas” especialmente aquellos ubicados en el escudo e isla cristalina del país.

BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA SEDIMENTARIO

25.632 ha 2,5% (BM) 0,15% (SN)

Ecosistema boscoso presente en las laderas de las zonas cuyo origen del manto geológico es sedimentario. Incluidos en estos sistemas estarían los llamados “montes serranos, de quebradas y de los cerros chatos”



■ Sabana arbolada de planicie alcalino
 ■ Sabana arbolada de planicie arenoso
 ■ Sabana arbolada de planicie limoso
 ■ Sabana arbolada de planicie rupícola

SABANA ARBOLADA DE PLANICIE

104.368 ha
 10,08% de los bosques mapeados (BM)
 0,59% de la superficie nacional (SN)

Ecosistema ocupado por dos estratos, herbáceo dominante y leñoso disperso que puede densificarse. Ubicado en una topografía cuya pendiente es inferior al 10%

SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ALCALINO

29.369 ha 2,8 % (BM) 0,17 % (SN)

Ecosistema de sabana que se desarrolla en suelos cuyo pH es $> 8,4$, la rocosidad es inferior al 25% y en suelos de textura media o pesada. En este sistema están incluidos los reconocidos “parques de blanqueal”

SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ARENOSO

13.039 ha 1,3% (BM) 0,07% (SN)

Ecosistema de sabana desarrollada en suelos de textura liviana, arenosa, cuyo pH es $\leq 8,4$ y la rocosidad es inferior a 25%. Dentro de estas formaciones estarían contenidos los conocidos “parques de arenal”

SABANA ARBOLADA DE PLANICIE RUPÍCOLA

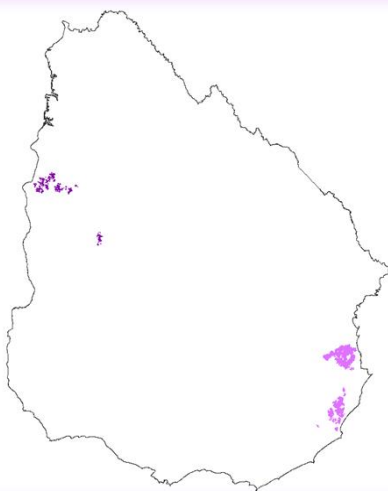
3.914 ha 0,4% (BM) 0,02% (SN)

Comprenden formaciones de sabana cuyo estrato arbóreo se desenvuelve en afloramientos rocosos, donde la rocosidad es $> 25\%$. Los suelos pueden ser de textura media o pesada y el pH es $\leq 8,4$. En este sistema están incluidos los reconocidos “mar de piedra”

SABANA ARBOLADA DE PLANICIE LIMOSO

58.046 ha 5,6% (BM) 0,33% (SN)

Sabanas arboladas contenidas en zonas de textura media o pesada, pH es $\leq 8,4$ y rocosidad $\leq 25\%$ en todo el país.



■ Sabana palmar de planicie arenoso
 ■ Sabana palmar de planicie limoso

SABANA PALMAR DE PLANICIE

63.056 ha
 6,09% de los bosques mapeados (BM)
 0,36% de la superficie nacional (SN)

Ecosistema ocupado por dos estratos, herbáceo dominante y leñoso disperso que puede densificarse. El estrato leñoso es dominado casi exclusivamente por palmeras. Ubicado en zonas con pendiente menor a 10%

SABANA PALMAR DE PLANICIE ARENOSO

2.726 ha 0,3 % (BM) 0,02 % (SN)

Ecosistema de sabana cuyo componente leñoso lo domina la palmera *Butia yatay*. Se encierra en zonas de textura liviana y suelos arenosos exclusivamente al oeste del país, en parches pequeños y cuyo estrato herbáceo ha sido en su mayoría intervenido.

SABANA PALMAR DE PLANICIE LIMOSO

60.330 ha 5,8 % (BM) 0,34 % (SN)

Ecosistema de sabana cuyo componente leñoso lo domina la palmera *Butia odorata*. Se ubica dentro de suelos de textura media o pesada exclusivamente al este del país, cuyo estrato herbáceo ha sido altamente modificado.

Fig. 8. Cuadros descriptivos de cada ecosistema cartografiado. Elaboración propia.

Luego de clasificar los bosques y sabanas por su pendiente se procedió a utilizar las variables de hidrografía, textura, geoforma, pH y rocosidad para separar estas formaciones (Anexo 7, 8 y 9).

Todas las sabanas arboladas identificadas son de planicie. Aquellas ubicadas en zonas con textura arenosa (textura liviana con suelos de tipo Arenoso (Ar), Arenoso-Franco (ArR), Franco-Arenoso (FAR)), constituyen al tipo Sabana arbolada de planicie arenosa, contenidos en este sistema los llamados “parques de arenal”. Aquellas ubicadas en suelos con pH alcalino ($\text{pH} > 8,4$) con textura media o pesada (donde están presentes los suelos de tipo Franco-Arcillo-Arenoso (FACAr), Franco (Fr), Franco-Limoso (FL), Franco-Arcilloso (Fac), Franco-Arcilloso-Limoso (FACL), Arcillo-Arenoso (AcAr), Arcillo-Limoso (AcL), Arcilloso (Ac)), ya que no existe textura liviana en estos suelos alcalinos) y con una rocosidad $\leq 25\%$ (ya que mayor nivel de rocosidad es excluyente en suelos alcalinos), corresponden al tipo Sabana arbolada de planicie alcalino, incluidos acá muy probablemente los sistemas reconocidos bajo el nombre de “parques de blanqueal”. El sistema Sabana arbolada de planicie rupícola, reúne aquellos sistemas de sabana arbolada ubicada en zonas rocosas (rocosidad $> 25\%$), contenidos en este sistema estarían los llamados “mar de piedra”. Finalmente, la cuarta sabana arbolada clasificada la compone la Sabana arbolada de planicie limosa, en este sistema se incluyen todas aquellas cuyo $\text{pH} \leq 8,4$, de textura media o pesada y se presentan en zonas cuya rocosidad es menor al 25%.

Con respecto a las Sabanas Palmar, se distinguieron dos tipos, ambas dentro del Distrito de Planicie; la Sabana palmar de planicie limosa, se presenta al este del país y coincide con los suelos de textura media (suelos del tipo FACAr, Fr, FL, Fac, FACL), sistema que se conoce como “palmar butia”. La segunda Sabana palmar la conforma la Sabana palmar de planicie arenosa, la cual se sitúa dentro de suelos de textura liviana. Este último sistema se identifica en Uruguay como “palmar yatay”.

Con respecto a los Bosques de planicie cartografiados, se presentan tres tipos. Estos corresponden al Bosque latifoliado de planicie costero, el cual se ubica dentro de los primeros 2,5 km continentales desde la línea de costa del país. Extendiéndose entonces en una franja estrecha asociada a una estructura geomorfológica costera y de suelos con textura arenosa (liviana). El Bosque latifoliado de planicie vargédicola constituye aquel que acompaña a los cursos de agua del país cuyo parche se ubica en su totalidad o en parte dentro de un buffer de 100 m alrededor de los cursos y cuerpos de agua naturales del país. El tercero lo conforma el Bosque latifoliado de planicie mesófilo, este sistema en este trabajo, incluye todos aquellos bosques de planicie cuyos parches están fuera de un radio de 100 m de los cursos o cuerpos de agua del país. Estos sistemas cuando están presentes dentro de los

primeros 2,5km continentales del país, se ubican en suelos de textura media y/o pesada a diferencia de los costeros.

Con respecto a los Bosques serranos, se presentan tres tipos, en cuyo caso los sistemas cartografiados difieren de la clasificación original de Brazeiro et al (2020) (Fig. 2). Se lograron cartografiar tres tipos de ecosistemas en función del origen del manto geológico del país, presentes en zonas de rocosidad media o alta según Panario et al (2011), separándose el Bosque latifoliado serrano rupícola ígneo como aquellos bosques de pendiente que se ubican en zonas cuyo origen geológico es ígneo volcánico y subvolcánico, siendo equivalentes a la mayoría de los bosques serranos de basalto según Brazeiro et al (2020). El Bosque latifoliado serrano rupícola metamórfico, corresponde a los ubicados en lugares con origen metamórfico, ígneo-metamórfico, ígneo intrusivo o dinamometamórfico, siendo equivalentes a la mayoría de los bosques serranos cristalinos según Brazeiro et al (2020). Finalmente, el Bosque latifoliado serrano rupícola sedimentario, donde el origen geológico de su ubicación es sedimentario, siendo análogo a la mayoría de los bosques serranos de arenisca según Brazeiro et al (2020). Los bosques serranos de Escarpa y Quebrada según Brazeiro et al 2020 no fueron clasificados en este estudio, estando incluidos en las tres categorías anteriormente descritas.

En la Tabla I se describe la superficie en hectáreas ocupado por tipo de bosque y su distribución en cada ecorregión. Los ecosistemas presentes en todas las ecorregiones fueron, el Bosque latifoliado de planicie vargedícola y mesófilo y la Sabana arbolada de planicie arenosa y limosa, aunque son extremadamente escasos en el Graven de Santa Lucia y las Sierras del Este, respectivamente. El Bosque latifoliado serrano rupícola sedimentario está presente en seis de siete ecorregiones, pero es muy pobre en el Escudo cristalino y está prácticamente ausente en el Graven de Santa Lucia. El único ecosistema restringido a una sola ecorregión fue la Sabana palmar de planicie arenosa, que ocurre solo en la Cuenca Sedimentaria del Oeste. Entretanto, la Sabana palmar de planicie limosa está presente en dos ecorregiones, en el Graven Laguna Merín (96%) y en las Sierras del Este (4%). La ecorregión con mayor superficie de cartografía clasificada es Sierras del Este, con una gran extensión del Bosque latifoliado serrano rupícola metamórfico, que se concentra en esta ecorregión (93%). La menor superficie cartografiada está presente en el Graven de Santa Lucia, cuya representación de cada ecosistema es bastante baja. La ecorregión con menor porcentaje de ecosistemas boscosos en relación con su superficie, es el escudo cristalino, donde solo 2,9% está ocupado por los sistemas cartografiados, no obstante, el 49 % del Bosque latifoliado de planicie costero, el 40% de la Sabana arbolada de planicie arenosa y el 41% de la Sabana arbolada de planicie rocosa, se desarrolla dentro de esta ecorregión.

Tabla I. Superficie de ecosistemas cartografiados por ecorregión (ecorregiones de Brazeiro et al 2015). En cada celda se presenta en hectáreas la superficie que ocupa el ecosistema dentro de las ecorregiones del país. Entre paréntesis el porcentaje de ocupación del sistema. Elaboración propia.

ECORREGIÓN	ECOSISTEMA												TOTAL
	BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE COSTERO	BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE VARGEDÍCOLA	BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE MESOFILO	BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA SEDIMENTARIO	BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA IGNEO	BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPÍCOLA METAMORFICO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ALCALNO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ARENOSO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE LIMOSO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ROCOSO	SABANA PALMAR DE PLANICIE ARENOSO	SABANA PALMAR DE PLANICIE LIMOSO	
Cuenca sedimentaria del oeste	686 (0,03)	81.032 (3,71)	2.055 (0,09)	1.346 (0,06)	226 (0,01)	0 (0%)	25.933 (1,19)	5.854 (0,27)	24.371 (1,11)	32 (0,00)	2.726 (0,12)	0 (0)	14.4261 (6,6)
Cuenca Sedimentaria Gondwánica	0 (0)	134.942 (4,15)	3.307 (0,10)	8.397 (0,26)	5.928 (0,18)	8.227 (0,25)	1.674 (0,05)	932 (0,03)	15.445 (0,47)	419 (0,01)	0 (0)	0 (0)	179.271 (5,5)
Cuesta basáltica	0 (0)	101.997 (2,44)	532 (0,01)	8.941 (0,21)	47.856 (1,15)	0 (0)	257 (0,01)	257 (0,01)	9.638 (0,23)	1.707 (0,04)	0 (0)	0 (0)	171.185 (4,1)
Escudo Cristalino	2.661 (0,10)	61.836 (2,25)	417 (0,02)	293 (0,01)	0 (0)	4.771 (0,17)	702 (0,03)	5.162 (0,19)	2.184 (0,08)	1.621 (0,06)	0 (0)	0 (0)	79.647 (2,9)
Graven Laguna Merin	1.167 (0,07)	6.4827 (3,93)	873 (0,05)	728 (0,04)	3.302 (0,20)	2.463 (0,15)	260 (0,02)	383 (0,02)	2.444 (0,15)	11 (0,00)	0 (0)	57.970	134.428 (8,2)
Graven de Santa Lucia	349 (0,04)	32.669 (3,79)	371 (0,04)	6 (0,00)	130 (0,02)	26 (0,00)	543 (0,06)	142 (0,02)	3.873 (0,45)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	38.109 (4,4)
Sierras del este	550 (0,02)	44.160 (1,68)	891 (0,03)	5.921 (0,22)	24.271 (0,92)	209.996 (7,97)	0 (0)	309 (0,01)	92 (0,00)	125 (0,00)	0 (0)	2.360 (0,09)	288.675 (11)
TOTAL	5.414,28	521.463,63	8.445,85	25.632,02	81.713,12	225.483,02	29.368,80	13.038,91	58.045,97	3.914,32	2.726,17	60.329,53	1.035.575,6

En la Tabla II se describe la distribución de la superficie boscosa por Departamento. Los Bosque latifoliado de planicie vargedícola y mesófilo, son los ecosistemas boscosos más distribuidos, ocurriendo en todos los departamentos del país. El único ecosistema restringido a un solo departamento lo constituye la Sabana palmar de planicie limosa en el Dpto. de Rocha, el cual es el principal responsable de la superficie cartografiada en este Dpto. El que posee mayor porcentaje de bosque en relación con su superficie es Maldonado (17,5%), y aquel con la mayor superficie de ecosistemas cartografiados con respecto al total, lo constituye el Dpto. de Rocha, seguido por Tacuarembó. Por su parte, Montevideo es el departamento con menor porcentaje de bosque (1,5%), seguido por los Departamentos de Flores (2,3%) y Durazno (2,7%).

Tabla II. Superficie de ecosistemas cartografiados por Departamento. Los valores están representados en hectáreas, aquellos entre paréntesis constituyen el porcentaje del departamento ocupado por los ecosistemas en estudio. Elaboración propia.

DEPARTAMENTO	ECOSISTEMA												TOTAL
	BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE COSTERO	BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE VARGEDICOLA	BOSQUE LATIFOLIADO DE PLANICIE MESOFILO	BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPICOLA SEDIMENTARIO	BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPICOLA IGNEO	BOSQUE LATIFOLIADO SERRANO RUPICOLA METAMORFICO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ALCALINO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ARENOSO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE LIMOSO	SABANA ARBOLADA DE PLANICIE ROCOSO	SABANA PALMAR DE PLANICIE ARENOSO	SABANA PALMAR DE PLANICIE LIMOSO	
ARTIGAS	0	41.383	168	897	8.092	0	511	1.484	3.526	302	0	0	56.363 (4,6)
CANELONES	346	11.952	100	25	0	135	501	92	1.698	0	0	0	14.848 (3,3)
CERRO LARGO	0	46.052	1.137	3.147	690	34.885	196	292	4.434	22	0	0	90.856 (6,6)
COLONIA	2.252	13.620	238	15	0	2.901	764	699	820	541	0	0	21.851 (3,6)
DURAZNO	0	27.290	368	261	14	433	286	1.166	2.734	956	0	0	33.508 (2,7)
FLORES	0	9.108	105	14	0	291	0	1.636	234	420	0	0	11.807 (2,3)
FLORIDA	0	29.625	85	0	0	1.535	0	1.116	905	89	0	0	33.356 (3,2)
LAVALLEJA	0	25.842	136	877	16.131	47.184	14	10	512	0	0	0	90.707 (9)
MALDONADO	761	8.547	159	2.649	8.672	63.115	0	105	7	5	0	0	84.019 (17,5)
MONTEVIDEO	15	775	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	793 (1,5)
PAYSANDU	0	47.488	976	1.117	1.243	0	5411	1.523	8.422	44	2.442	0	68.665 (4,9)
RIO NEGRO	0	24.266	397	259	15	0	12.410	1.035	4.041	24	284	0	42.729 (4,5)
RIVERA	0	29.360	701	6.136	12.859	5.448	0	40	1.268	0	0	0	55.812 (6)
ROCHA	738	20.058	655	944	2.212	39.292	0	107	820	11	0	60.330	125.164 (11,9)
SALTO	0	41.363	131	490	10.693	0	387	1.120	4761	572	0	0	59.518 (4,3)
SAN JOSE	1.302	18.562	354	3	0	796	42	109	1473	0	0	0	22.642 (4,5)
SORIANO	0	22.170	616	271	0	275	7.330	1.543	1.1866	445	0	0	44.517 (4,9)
TACUAREMBO	0	67.931	1.665	8.519	21.093	0	1.271	770	9.311	482	0	0	111.043 (6,9)
TREINTA Y TRES	0	36.072	452	8	0	29.192	246	191	1216	0	0	0	67.376 (7,2)
TOTAL	5.414	521.464	8.446	25.632	81.713	225.483	29.369	13.039	58.046	3.914	2.726	60.330	1.035.575,6

Matriz de Error

Para poder evaluar el error de la cartografía elaborada se usó como control las parcelas de campo del IFN 2014 y los puntos CE 2015, debimos agrupar varios sistemas resultantes de la categorización para que fueran comparables con las categorías de clasificación de los puntos y parcelas de control y no sumar errores a estas capas de validación. Se agruparon los bosques de planicie y serranos en un grupo como bosque, homologándolos con los “serranos, quebradas, galería y fluvial” del control. Los cuatro tipos de Sabana Arbolada se congregaron en un solo sistema equiparado con los “parques”. Los demás puntos corresponden a “otras coberturas” que no constituyen bosque ni parque.

Debido a la escasa o ausente cantidad de puntos y parcelas de control para los ecosistemas de palmar y costeros se decidió excluir estos sistemas de la evaluación.

Con esta información organizada se procedió a construir la matriz de error, donde se compararon los puntos de control (IFN/CE) con la cartografía generada en el trabajo en el paso 1 (Fig. 3), obteniéndose los resultados que se resumen en la tabla III.

Tabla III. Matriz de error de la cartografía generada para los ecosistemas de bosque y sabana arbolada. Se observan en las primeras tres filas las intersecciones de los puntos y parcelas de CE/IFN junto con la presente cartografía. La última fila expone la exactitud (OA%) de cada categoría, y la última celda derecha la exactitud general. Elaboración propia.

	BETANCOURT Y TORANZA			
CE/IFN	BOSQUES	SABANAS ARBOLADA	OTRAS COBERTURAS	TOTAL
BOSQUES	1475	32	289	1796
PARQUE	40	71	26	137
OTRAS COBERTURAS	223	54	15639	15916
TOTAL	1738	157	15954	17849
OA (%)	82.1	51.8	98.3	96.3

Siguiendo a Olofsson et al (2014), la precisión promedio de la cartografía generada es de 96.3% y el error de omisión para cada cartografía corresponde 1-OA, es decir 17.9% para los bosques, 48.2% para las sabanas arboladas y 1.7% para las zonas con otros tipos de coberturas del suelo (no cartografiados). Siendo las sabanas arboladas el ecosistema con mayor nivel de error.

Los coeficientes de Kappa (α) son de 0,81 para el bosque y 0,3 para las sabanas arboladas. Como el coeficiente que se acerca más a 1 es el de bosque, esta formación es la que presenta una concordancia mayor (teniendo en cuenta el azar).

Por otro lado, a los efectos de comparar la precisión de la presente cartografía de bosque, respecto a otras cartografías recientes, evaluamos las precisiones de las cartografías del MVOTMA y FAO (2015) y DGF (2016) (Anexo 2 y 4), usando la misma base de puntos de control y metodología anterior siguiendo a Olofsson et al (2014) (i.e., IFN_CE). Los resultados de estas evaluaciones se presentan en la Tabla IV. Utilizando estos puntos de validación de IFN_CE, la cartografía en este estudio presenta similares niveles de precisión general con las cartografías comparadas. Sin embargo, es la que presenta mayor exactitud en la coincidencia de los bosques con los puntos (82%), mientras que la de MVOTMA y FAO 2015 es de 63% y la de DGF 2016-2017 es de 76% (estando incluidos los parque).

Tabla IV. Matrices de error de las cartografías de MVOTMA y FAO 2015 y DGF 2016-2017, utilizando los puntos de validación de IFN_CE.

	MVOTMA 2015		
<i>CE/IFN</i>	<i>"Monte Nativo"</i>	<i>No "Monte Nativo"</i>	<i>TOTAL</i>
<i>Bosques + Parques</i>	1223	710	1933
<i>Otras coberturas</i>	227	15689	15916
<i>TOTAL</i>	1450	16399	17849
<i>OA (%)</i>	63.3	99	95

	DGF 2016		
<i>CE/IFN</i>	<i>"Monte Nativo"</i>	<i>No "Monte Nativo"</i>	<i>TOTAL</i>
<i>Bosques + Parques</i>	1460	473	1933
<i>Otras coberturas</i>	96	15820	15916
<i>TOTAL</i>	1556	16293	17849
<i>OA (%)</i>	75.5	99.4	97

La cartografía que resultó de la clasificación correspondiente al nivel III (Fig. 3) no fue evaluada, ya que no es posible en este trabajo determinar si los errores son producto de la cartografía realizada o de las capas usadas para su clasificación, además de no poseer parcelas que sigan la misma metodología de clasificación de bosques, sabanas arboladas y sabanas palmar en el país.

DISCUSIÓN

Cartografía y clasificación de ecosistemas

A partir del sistema propuesto por Brazeiro et al (2020), se logró realizar una cartografía ecológica deductiva, mediante la superposición de mapas temáticos, delimitando los sistemas entre niveles jerárquicos bajo una dimensión espacial y temporal definida. La dimensión temporal fue determinada con el uso de las imágenes tomadas a lo largo de 2015, exceptuando los “palmares de yatay” cuyas imágenes son del 2013. Esta delimitación temporal se basó considerando que, la mayoría de las especies leñosas de Uruguay son Siempre verdes (perennifolias) o Semidecdua (pierden >18% y <60% de área foliar durante la estación seca o fría), según Brussa y Grela (2007), por lo que la estacionalidad no afectaría significativamente su firma espectral. Sin embargo, para la cartografía de los bosques de planicie (menos los costeros), los bosques serranos y las sabanas arboladas, se seleccionan imágenes en el verano austral 2014-2015, ya que el índice de área foliar estaría en su máximo, viéndose reflejado en la firma espectral. Al mismo tiempo, se tomó la decisión particular en este proyecto, de expandir la cartografía ya comenzada por Toranza de los bosques “serranos y de quebrada” con imágenes tomadas en 2015 y continuar cartografiando la mayor cantidad de sistemas siguiendo esta metodología.

En cuanto a la escala espacial, la situación es más compleja. Hasta el presente, no existe ninguna clasificación disciplinaria que resuelva en forma satisfactoria la categorización de territorios como cuerpos que tienen una fisiología, funcionamiento y comportamiento homogéneo a cualquier escala, sino que puede afirmarse que cada característica tiene una resolución óptima a ciertas escalas (Panario et al 2011, Wessman 1992). Comprendiendo esta realidad, decidimos incluir en el trabajo diferentes cartografías realizadas a desiguales escalas espaciales (Anexo 5). Entendemos que no todas las formaciones boscosas y sabanas del país pueden cartografiarse bajo una misma escala espacial, y que cuando se integran todas las cartografías en un mismo mapa, la resolución final, comprometerá el detalle de algunos sistemas, alterando posiblemente la estimación de la superficie de los ecosistemas.

Independientemente de las escalas, el conjunto de cartografías producto en este trabajo, refleja la baja cobertura que ocupan los sistemas en estudio en el país. Los Bosques representan solo el 4,9 %, mientras que las Sabanas el 1 % (Fig. 8). Estos escasos valores no coinciden con lo esperable de acuerdo con esquemas eco-climáticos de distribución de biomas de Holdrige (1947) y Whittaker (1975), así como modelos eco-climáticos de vegetación de América del Sur (Salazar y Nobre 2010) (Anexo 12). Sin embargo, varios estudios han logrado especificar algunos factores aclaratorios para la baja cobertura, como por ejemplo los periodos de déficit hídrico estivales (Pillar y Quadros 1997), la alta frecuencia de incendios, ya sea histórica o actual (Pillar y Quadros 1997, Bernardi et al 2016),

la hipótesis de que la vegetación boscosa nacional se constituye de especies tropicales, que fueron capaces de extender su distribución espacial, siendo afectadas por situaciones de extrema temperatura (heladas) (Oliveira-Filho y Fontes 2000, Scarano 2002, Oliveira-Filho et al 2014), y finalmente, la presión de herbivoría por el ganado, tanto histórica como actual (Van Ness et al 2014, Baudena et al 2015).

No se consiguió separar cartográficamente los bosques de Quebrada y de Escarpa de la propuesta de Brazeiro et al (2020), a pesar de intentar distinguirlos espacialmente mediante el uso de índices fisonómicos calculados sobre el MDT del país, quedando incluidos en las tres categorías de bosque serrano. Igualmente, el Bosque latifoliado de planicie paludícola, no fue diferenciado y pueden algunos parches estar incluidos en el Bosque latifoliado de planicie vargedícola. Utilizando imágenes de alta resolución y fotointerpretando a una escala 1:5.000 en el Dpto. de Durazno (Anexo 13), se determinó que el nivel de detalle debe ser muy preciso para distinguir este sistema y requiere de un esfuerzo mayor de tiempo y recursos que el disponible para la elaboración de este trabajo.

La relación del medio abiótico junto con la distribución de los ecosistemas, permite entender como este los condiciona. Por ejemplo, de los ecosistemas identificados en este trabajo, el Bosque latifoliado de planicie vargedícola, se conforma como aquel con mayor superficie de todas las formaciones en estudio (Fig. 8), ocupando el 50.4% de la superficie total cartografiada y el 2.9% de la superficie nacional. Este fenómeno de ocurrencia coincide con las investigaciones de Paz y Bassagoda (2002) y Bernardi et al (2016), los cuales indican que los bosques en los dominios “Pampeanos”, ocurren principalmente en sitios donde el agua se acumula. La presencia de planicies permanentes o periódicamente inundables sería entonces, el principal factor que determina la presencia de la mayoría de los bosques en el país.

Fenómenos muy mencionados en los estudios sobre la dinámica de los bosques del país, son la densidad de ganado y la ocurrencia de incendios (Bernardi et al 2016, Traversa-Tejero et al 2013, Brazeiro et al 2018), estas cualidades no fueron incorporadas en las variables para clasificar los ecosistemas, ya que no determinan los tipos presentes, sino que constituyen factores antrópicos (no incluidos en el sistema de clasificación) que afectan la expansión o reducción en su distribución.

Características fitosociológicas de las formaciones a partir del nivel III de la clasificación, no fueron incorporadas en este estudio, sin embargo, pudieran mejorar la veracidad y precisión de estos ecosistemas y por ende la clasificación propuesta por Brazeiro et al (2020).

Dificultades de mapeo

Los ecosistemas identificados en este trabajo tienen diversas fuentes de error, relacionadas con su distribución, forma y grado de intervención, los cuales se presentan en diversas etapas del proceso. En la Fig. 9 resumimos los factores que principalmente afectaron la digitalización manual de los ecosistemas, incrementando el error humano de fotointerpretación.

Todos los sistemas identificados en este trabajo, constituyen unidades dentro de la ecorregion Sabana Uruguayense, cuyo dominio lo constituye la pradera, en una zona de transición entre un clima tropical y templado (<https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0710>). Producto de esta situación, presentan una distribución parchosa los bosques serranos, la sabana palmar y el bosque costero (Rios et al 2010, Toranza et al 2019). Esta distribución complejiza el mapeo de estas formaciones. Para el caso del Bosque Latifoliado de planicie costero, más que una distribución parchosa, constituye una distribución fragmentada, ya que algunos autores sugieren que esta distribución no es natural, sino producto de la presión y destrucción antrópica (Legrand 1959, Chebataroff 1973, Alonso y Bassagoda 2002, Fagundez y Lezama 2005). Estos fenómenos, junto con la baja altura del dosel, dificultan su detección geográfica, aun cuando se utilizan imágenes satelitales de alta resolución.

El alto nivel de intervención es un proceso que experimentan varios sistemas en estudio, el Bosque latifoliado de planicie vargedícola, concentra una fuente de error en zonas urbanas, donde la invasión de especies exóticas, junto con las plantaciones no comerciales, alteran tanto la forma como la firma espectral de estos sistemas. Asimismo, la alteración antrópica afecta el proceso de identificación de la sabana palmar, especialmente Sabana palmar de planicie limoso, en ocasiones, el estrato herbáceo ha sido remplazado por completo en zonas de cultivos (principalmente de arroz) o pasturas para ganado, manteniéndose únicamente palmeras adultas individuales (Delfino 1992).

Problemas identificados durante la elaboración o modificación de la cartografía en estudio	Ecosistemas afectados	Metodología de mejora						
<u>Forestación</u> (especialmente aquella no madura) En este tipo se incluyen los "Bosques de abrigo" y las plantaciones no comerciales (ej <i>Pinus sp</i> en la costa).	Bosques (mas afectados) Sabanas (mayormente <i>Sabana palmar de planicie arenosa</i>)	Detalle de las formas geométricas espaciales de las unidades Uso de imágenes de alta resolución						
<u>Alta Presencia de Especies Exóticas</u> (Invasoras o no)	Bosques latifoliado de planicie (especialmente aquellos cercanos a zonas urbanas)	Uso de fotografías aéreas de mayor detalle que las imágenes de alta resolución de Google Earth (no usadas en este trabajo)						
<u>Remplazo de estratos por alto nivel de intervención</u>	Sabanas Arboladas Sabanas Palmar (mayormente <i>Sabana palmar de planicie limosa</i>)	Uso de imágenes de alta resolución pero en ocasiones es necesario el uso de fotografías aéreas de mayor detalle que las imágenes de alta resolución de Google Earth (no usadas en este trabajo)						
<u>Fragmentación y Distribución parchosa</u>	<i>Bosque latifoliado de planicie costero</i> (el mas afectado) <i>Bosques latifoliado de planicie vargedicola</i> (aquel presente en zonas urbanas) Bosques latifoliado Serrano Sabanas Palmar	Uso de imágenes de alta resolución						
<u>Bosques secundarios recientes, jóvenes, nuevos y/o en crecimiento</u>	Bosques Sabanas Arboladas (mas afectadas)	Uso de imágenes de alta resolución.						
<u>Densificación del sistema</u>	Sabanas Arboladas	Uso de imágenes de alta resolución.						
<u>Forma Irregular</u> (especialmente parches angostos)	<i>Bosque latifoliado de planicie vargedicola</i>	Uso de imágenes de alta resolución.						
NIVEL DE GRAVEDAD: <table> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>ALTO</td> <td>MEDIO</td> <td>BAJO</td> </tr> </table>						ALTO	MEDIO	BAJO
ALTO	MEDIO	BAJO						

Fig. 9. Figura que resume los principales problemas en la identificación digital de los bosques y sabanas arbóreas/palmar de Uruguay identificados en este trabajo. Elaboración propia.

Un fenómeno en cambio, que no alteró la identificación de la sabana palmar, especialmente aquella ubicada al este del país, lo constituye la presencia de parches jóvenes, secundarios o en densificación. Este tipo de parches facilita la confusión del bosque o palmar con ecosistemas como arbustales o matorrales, sin embargo, debido a que este sistema no presenta casi regeneración natural (Molina 2001), la identificación de la sabana palmar no se vio afectada por este fenómeno. En cambio para las sabanas arboladas; los parches secundarios o noveles, poseían especies leñosas de menor tamaño y firmas espectrales características de una vegetación en densificación o crecimiento (Anexo 15), fácilmente confundible con matorrales o arbustales.

La estructura del dosel constituyó otra propiedad que afecta la identificación de las sabanas arboladas y palmar. La presencia de un estrato con especies leñosas más o menos dispersas, constituye un principio que las define como sabana, sin embargo, cuando los componentes leñosos son escasos y

están muy separados entre sí, facilitan la omisión de estos sistemas en el espacio, siendo confundidos con otras coberturas herbáceas.

La forma de los parches es también una característica que incide positiva o negativamente en la fotointerpretación. Para el bosque serrano, Toranza et al (2019), reporta que las plantaciones forestales poseen una forma geométrica antrópica particular, lo cual ayudo a menudo a no confundirlas con bosques. Sin embargo, el Bosque latifoliado de planicie vargedícola está constituido ocasionalmente de parches imperceptibles en imágenes de resolución espacial media, de forma muy angosta y alargada (asociándose a los cursos de agua del país), con las imágenes satelitales de alta resolución parte de estos parches fueron ubicados en el espacio.

Por otro lado, factores no relacionados con la vegetación pueden afectar la fotointerpretación, debido a que no solo la cobertura determina los valores espectrales en las imágenes. Por ejemplo, la precisión en la clasificación de bosques usando imágenes satelitales, suele ser mayor en aquellas regiones donde el terreno es plano, ya que la topografía influye también en la información almacenada. A pesar de que algunos autores indican que este error puede ser corregido (Leprieur et al 1988, Civco 1989, Ekstrand 1996, Tokola et al 2001), otros autores difieren firmemente (Carpenter et al 1999). Provechosamente para Uruguay, la mayor parte del territorio (85%) es “plano” y el 13% de la superficie se considera “ondulada” (Panario et al 2011), por lo que la influencia de la topografía en las imágenes, constituye un error que no consideramos relevante en este trabajo.

Precisión del mapa

La matriz de confusión es la base usual para evaluar una clasificación y conocer que tanto han afectado esos errores a la veracidad de la clasificación (Rennolls 2001). En estas matrices normalmente suponemos que los puntos usados para corroborar la precisión de la cartografía elaborada, constituyen una verdad efectiva, ya que suelen ser producto de observaciones tomadas a campo. Sin embargo, en este proyecto 838 son parcelas de campo y el resto son cuadrantes de fotointerpretación, además, comprobamos que varios de los puntos de IFN_CE presentaban un grado de error en el tipo de bosque clasificado. Por ejemplo, de los 289 puntos CE_IFN que indican que son “bosque nativo” y no coinciden con las cartografías en estudio, 14 no corresponden a bosque ni sabana arbolada/palmar en las imágenes de alta resolución del 2015 (ya sea por error humano en la fotointerpretación y/o deforestación/reemplazo posterior del sistema). Los puntos de CE producto de fotointerpretación, no poseen evaluación y sus autores resaltan que constituyen el producto de una primera experiencia de aplicación de la metodología de CollectEarth para un relevamiento completo del país. No forma parte de esta investigación corroborar la autenticidad actual de los puntos

utilizados en la matriz, pero es importante resaltar este fenómeno, el cual creemos incide en los valores de error generados para estas cartografías en la matriz de confusión (Tabla III), error que se ve aumentado por la baja representatividad de los puntos en ciertas áreas y la escasa cantidad en los ecosistemas “parque”. Este sistema constituye el que presenta mayor error, lo cual era de esperarse debido a la dificultad que presenta la identificación de este sistema usando imágenes satelitales. Sin embargo, el nivel de error es muy elevado, por lo que se considera que más puntos certeros de validación son necesarios para mejorar y evaluar esta cartografía.

La cartografía que coincide más en exactitud es la realizada por la DGF basada en imágenes satelitales de alta resolución, sin embargo esta no discrimina el tipo de monte nativo. Con este trabajo considero que la mayoría de los tipos de bosques y especialmente sabanas arboladas y palmar de Uruguay requieren del uso de imágenes de alta resolución para su mapeo (Fig. 9), coincidiendo con la conclusión descrita por Toranza et al (2019) para el Bosque latifoliado serrano. Igualmente, es necesario mencionar que el error siempre formará parte de los estudios cartográficos y el mapeo de ecosistemas, queda de parte del investigador disminuirlos en la medida posible, pero sin dejar de aprovechar las probablemente escasas fuentes de información (Dorren et al 2003, Fassnacht et al 2006, Olofsson et al 2014).

A pesar de que la evaluación del error se realizó en el paso 1 antes de la clasificación de los ecosistemas (Fig. 3), se debe mencionar, la existencia de un error desconocido incorporado en el producto final por cada shapefile que se agrega para la clasificación de la cartografía (Anexo 5). El Modelo Digital de Elevación de Uruguay posee la misma resolución espacial que la cartografía de bosques y sabanas arboladas mas no para la sabana palmar. Por otro lado, el shapefile de Ambientes de Panario y colaboradores et al (2011), tiene una resolución espacial final de 1:50.000, lo que involucra la incorporación de error en la cartografía. Asimismo, el archivo vectorial que permitió distinguir los cuerpos de agua del país posee una resolución de 1:50.000, agregando otro error desconocido de omisión o comisión de ríos a una escala más detallada, como la de este trabajo de 1:30.0000, 1:10.000 y 1:7.000, desconocemos si los cuerpos de agua intermitentes están presentes en la capa, afectando directamente al Bosque latifoliado de planicie vargedícola y mesófilo.

CONCLUSIONES

Con este primer capítulo cumplimos con el primer objetivo de cartografiar la distribución actual de los tipos de ecosistemas boscosos de Uruguay, resultando 12 ecosistemas de los cuales 6 constituyen a bosque propiamente dicho y 6 a sistemas de pastizal con un componente leñoso importante (más no dominante). Esta cartografía y categorización, si bien consideramos es un gran aporte en el estudio de los bosques del país, también evidencia la necesidad de mayores investigaciones que describan a los ecosistemas con mayor detalle, especialmente en su funcionamiento como ecosistema y no solo en composición de especies vegetales.

Aunque, entendemos que cada cartografía es realizada con fines específicos para diferentes objetivos, consideramos, producto de este trabajo, que es un aporte de cuantiosa importancia el que brindan las imágenes de alta resolución, especialmente si se desea realizar una fotointerpretación de los sistemas trabajados, siendo necesario su uso para cartografiar con mayor eficiencia las sabanas arboladas y palmar. Los bosques de Uruguay por sus características propias o por la influencia antrópica, son de difícil reconocimiento a nivel digital como observamos en este estudio, esto se debe tener en cuenta al momento de actualizar esta cartografía.

Es preciso concluir que el mapa de ecosistemas de bosque y sabanas arboladas y palmar constituye un instrumento orientador para la mejor intervención en el territorio y para las acciones de gestión que se vienen desarrollando en el país, contribuyendo con el cumplimiento de la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica y a su Plan de acción. Además, constituye la materia prima para poder realizar las evaluaciones de riesgo que requieren los ecosistemas.

BIBLIOGRAFIA INTRODUCCION Y CAPITULO I

- Achard F, Hugh E, Hans S, Mayaux P, Gallego J, Richards T, Malingreau J. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forest. *Science* 297: 999-1002pp.
- Achkar M, Brazeiro A, Bartesaghi L. (2015). Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro A (ed) *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay. 70-85pp.
- Alonso P y Bassagooda M. (2002). La vegetación costera del SE uruguayo: ambientes y biodiversidad. Museo de Historia Natural y Antropología. Montevideo, Uruguay. 5: 1-6pp.
- Arballo E y Cravino J. (1999). Aves del Uruguay. Manual Ornitológico. Vol. I. Editorial Hemisfero Sur. Montevideo. 466pp.
- Ardô J. (1992). Volume quantification of coniferous forest compartments using spectral radiance recorded by Landsat Thematic Mapper. *Int. J. Remote Sens.* 13 (9), 1779–1786pp.
- Arechavaleta J. (1900). Ramneas. Flora Uruguay, I. Anales del Museo Nacional de Montevideo, 3(13):263-270pp
- Arrillaga B, Ziliani G, Ren J. (1973). Anacardiáceas del Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Boletín de Investigaciones 126. 33pp.
- Azpiroz A. (2003). Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay GUPECA.
- Baez F, Jaurena M. (2000). Regeneración del palmar de Butiá (*Butia capitata*) en condiciones de pastoreo, Relevamiento de establecimientos rurales de rocha. PROBIDES. Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este.
- Baeza S, Baldassini P, Bagnato C, Pinto P, Paruelo J. (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia* 18: 95–105pp.
- Baudena M, Dekker C, Bodegom P, Cuesta B, Higgins I, Lehsten V, Reick C, Rietkerk M, Scheiter S, Yin Z, Zavala A, Brovkin V. (2015): Forests, savannas, and grasslands: bridging the knowledge gap between ecology and Dynamic Global Vegetation Models. *Biogeosciences*, 12:1833–1848pp
- Bernardi E, Buddeberg M, Arim M, Holmgren M. (2019). Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society*, 24(2). <https://doi.org/10.5751/ES-10688-240219>
- Bernardi E, Holmgren M, Arim M, Scheffer M. (2016). Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363: 212–217pp.
- Betancourt A y Chacon-Moreno E. (2015). Corredores ecológicos como estrategia para la conservación de los bosques semidecíduos de la Reserva Forestal de Caparo, Edo. Barinas, Venezuela. *Agrociencia* Vol 40 N 4.
- Bortolini, S. (2017). Distribución Abundancia y Estado de Conservación de la Palmera Butia yatay en Uruguay: Efectos de las actividades agro-forestales y del cambio en el uso del suelo. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Udelar.
- Braun-Blanquet J. (1979). Fitosociología bases para el estudio de las comunidades vegetales. ed H. Blume.
- Brazeiro A, Achkar M, Bartesaghi L, Ceroni M, Aldabe J, Carreira S, Duarte A, González E, Haretche F, Loureiro M, Martínez J, Maneyro R, Serra S y Zarucki M. (2015). *Eco-regiones de Uruguay:*

biodiversidad, presiones y conservación. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay.

- Brazeiro A, Betancourt A, Haretche F. (2020). Bosques nativos de Uruguay distribución, diversidad y propuesta de clasificación. PLANTAE, 3, 18pp
- Brazeiro A, Brussa P, Toranza C. Efectos del ganado en la dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. Ecosistemas. 2018;27(3):14-23pp.
- Brussa C y Grela I. (2007). Flora arbórea de Uruguay. Con énfasis en las Especies de Rivera y Tacuarembó. 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.
- Carpenter A, Gopal S, Macomber S, Martens S, Woodcock E. (1999). A neural network method for mixture estimation for vegetation mapping. Remote Sens. Environ. 70 (2), 138–152pp.
- Carrere R. (1990). Desarrollo forestal y medio ambiente en Uruguay. El bosque natural uruguayo: inventario y evolución del recurso. Montevideo CIEDUR.
- 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: 49-90pp.
- Chebataroff J. (1973). Introducción de los ecosistemas de bañados salinos. Revista Uruguaya de Geografía, Montevideo, Uruguay. 2: 31-41pp.
- Civco L. (1989). Topographic normalization of Landsat Thematic Mapper digital imagery. Photogramm. Eng. Remote Sens. 55 (9), 1303–1309pp.
- Congalton G y Green K. (1999). Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. Boca Raton: Lewis Publishers
- Congalton G. (1991). A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. Remote Sensing of the Environment, 3: 35-46pp.
- Curtis T, y McIntosh P. (1950). The inter relation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. Ecology 31: 434-455pp.
- Curtis T. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 32: 476-496pp.
- Del Puerto O. (1987). Vegetación del Uruguay. Montevideo. Facultad de Agronomía. 16pp
- Delfino L. (1992). Palmeras y palmares del Uruguay. Selección de Temas Agropecuarios, Los Recursos Naturales, Ciclo del Medio Ambiente 10: 15-38pp.
- Dorren L, Bernhard M, Seijmonsbergen A. (2003). Improved Landsat-Based Forest Mapping in Steep Mountainous Terrain Using Object-Based Classification. Forest Ecology and Management 183(1–3):31–46pp.
- Ekstrand S. (1996). Landsat TM based forest damage assessment Correction for topographic effects. Photogramm. Eng. Remote Sens. 62 (2), 151–161pp.
- Escudero R. (2004). Subcomponente Bosque Nativo. Compilación, sistematización y análisis de la información disponible publicada o en proceso, descripción de la situación actual y propuestas de intervención. Informe de Consultoría Proyecto Combinado GEF/IBRD Manejo Integrado de Ecosistemas y Recursos Naturales en Uruguay Componente Manejo y Conservación de la Diversidad. 1-46pp.

- Etchebarne V y Brazeiro A. (2016). Effects of Livestock Exclusion in Forests of Uruguay: Soil Condition and Tree Regeneration. *Forest Ecology and Management* 362:120–29pp.
- Fagúndez C y Lezama F. (2005). Distribución Espacial de La Vegetación Costera Del Litoral Platense y Atlantico Uruguayo. Informe Freplata Seccion Ecología, int 147/161. 36pp.
- Fassnacht K, Cohen W, Spies T. (2006). Key Issues in Making and Using Satellite-Based Maps in Ecology : A Primer. 222:167–81pp.
- Gautreau P y Lezama F. (2009). Clasificación florística de los bosques y Arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral. Asociación Argentina de Ecología*.19:81-92pp.
- Gautreau P. (2006). Géographies d’une «destruction» des forêts dans un territoire d’herbages. Récits de crise et résilience forestière dans les campos uruguayens du XVIIIe au XXe siècle. Tesis de doctorado, Universidad de Lille 1, Francia.
- Gemmell M. (1995). Effects of forest cover, terrain, and scale on timber volume estimation with thematic mapper data in a rocky mountain site. *Remote Sens. Environ.* 51 (2), 291– 305pp.
- Grela I y Brussa C. (2003). Relevamiento Florístico y Análisis Comparativo De Comunidades Arbóreas De Sierra De Ríos (Cerro Largo - Uruguay). *Agrociencia Uruguay*, 7(2), 11–26pp.
- Grela I. (2004). Geografía Florística de Las Especies Arbóreas de Uruguay: Propuesta Para La Delimitación de Dendrofloras. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias Udelar, 97pp.
- Haretche F, Mai P, Brazeiro A. (2012). Woody Flora of Uruguay: Inventory and Implication within the Pampean Region. *Acta Botanica Brasilica* 26(3):537–52pp.
- Herter W. (1930). Estudios Botánicos en la Región Uruguaya IV: Florula Uruguayensis. *Plantae Vasculares*. Montevideo.
- Holdridge L. (1947). Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105: 367-368pp.
- Kerr T y Ostrovsky M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18:299-305pp.
- Kilpeläinen P, Tokola T. (1999). Gain to be achieved from stand delineation in LANDSAT TM image-based estimates of stand volume. *For. Ecol. Manage.* 124: 105–111pp.
- Legrand D. (1944). Excursión al Departamento de Rocha 19-22 de abril de 1943. *Boletín de la Sección de Investigaciones Botánicas del Instituto de Estudios Superiores de Montevideo* 1(1): 113-119pp.
- Legrand D. (1959). Comunidades psamófilas de la Región de Carrasco (Uruguay). *Anuales del Museo de Historia Natural, Montevideo, Uruguay*. 7: 1-75pp.
- Leprieur E, Durand M, Peyron L. (1988). Influence of topography on forest reflectance using Landsat thematic mapper and digital terrain data. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 54 (4), 491–496pp.
- Lisio D. (2009). La cuestión ambiental como dilema de desarrollo en el Mercosur. *Revista Geográfica Venezolana*, 50: 11–33pp.
- Lombardo, A. (1964). Flora arbórea y arborescente del Uruguay. 2ª ed. Montevideo, Concejo Municipal. 151pp.
- Marchesi E. (1997). Identificación de áreas relictuales mediante *Agarista* (Ericaceae) y *Butia* (Palmae). En: Seminario Nacional sobre Recursos Fitogenéticos y Seminario Nacional 68 sobre Biodiversidad Vegetal, (II - I, 1997, Montevideo). Resúmenes. Montevideo, Facultad de Agronomía.
- Martin E, Newman D, Aber D, Congalton G. (1998). Determining forest species using high spectral resolution remote sensing data. *Remote Sens. Environ.* 65: 249–254pp.

- MGAP, MVOTMA, UNIQUE, Hesen Forst. (2018). Estrategia Nacional de Bosque Nativo. Tradinco S.A.
- Molina B. (2001). Biología y conservación del palmar de butiá (*Butia capitata*) en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. Avances de investigación Rocha, UY. PROBIDES.
- Muñoz J, Ross P, Cracco P. (1993). Flora indígena del Uruguay: árboles y arbustos ornamentales. Montevideo, Hemisferio Sur.
- MVOTMA y FAO. (2015). Atlas de Cobertura del Suelo del Uruguay Cobertura del Suelo y Detección de Cambios 2000-2011 Land cover classification system. Proyecto Fortalecimiento del conocimiento y la generación de Instrumentos de Ordenamiento Territorial Componente Cobertura del Suelo Proyecto TCP/URU/340. Empresa Gráfica Mosca, 54pp.
- Oliveira-Filho A y Fontes M. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32:793–810pp.
- Oliveira-Filho A, Budke J, Jarenkow J, Eisenlohr P, Neves D. (2014). Delving into the Variations in Tree Species Composition and Richness across South American Subtropical Atlantic and Pampean Forests. *Journal of Plant Ecology* 8(3):242–60pp.
- Oliveira-Filho A. (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): 237-258pp.
- Olofsson P, Foody M, Herold M, Stehman V, Woodcock E, Wulder A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42–57pp. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Olson D, Dinerstein E, Wikramanayake E, Burgess N, Powell G, Underwood E, D'Amico J, Itoua I, Strand H, Morrison J, Louck C, Allnutt T, Ricketts T, Kura Y, Lamoreux J, Wettengel W, Hedao P, Kassem K. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51.
- Panario D, Gutiérrez O, Achkar M, Bartesaghi L, Ceroni M. (2011). Mapa de Ambientes de Uruguay y Distribución Potencial de Especies. Convenio MGAP/PPR-CIEDUR 149.
- Paruelo J. (2008). La Caracterización Funcional de Ecosistemas Mediante Sensores Remotos. *Ecosistemas* 17(3):4–22pp.
- Pax-Lenney M, Woodcock E, Macomber A, Song C. (2001). Forest mapping with a generalized classifier and Landsat TM data. *Remote Sens. Environ.* 77: 241–250pp.
- Paz A y Bassagoda M. (2002). Los bosques naturales del Uruguay. Tipos y composición. *Ciência e Ambiente* 24:35–50pp.
- Pérez-Quesada A y Brazeiro A. (2013). Contribution of Rarity and Commonness to Patterns of Species Richness in Biogeographic Transitions Regions: Woody Plants of Uruguay.” *Austral Ecology* 38(6):639–45pp.
- Peterson L, Spanner A, Running W, Teuber B. (1987). Relationship of thematic mapper simulator data to leaf area index of temperate coniferous forest. *Remote Sens. Environ.* 22: 323–341pp.
- Pettorelli N, Vik J, Mysterud O, Gaillard A, Tucker J, Stenseth C. (2005). Using the satellite-derived Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to assess ecological effects of environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 503-510pp.
- Pillar P y Quadros F. (1997). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12, 119–126pp.
- REDD+ Uruguay. (2019). Análisis de los cambios en el bosque nativo de Uruguay en el periodo 2000-2016 en base a Collect Earth. Bernardi L, Boccardo A, Miguel C, Olivera J, Penengo, C. Proyecto Usos de la Tierra y Cambios en el Uso de la Tierra (LULUCF) en Uruguay. Ministerio de Ganadería,

Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.

- Rennolls K. (2001). Components of Error of Maps from Remotely Sensed Images. in Proceedings: Forest Biometry, Modelling and Information Systems. London SE10 9LS, UK.: School of Computing and Mathematical Sciences, University of Greenwich,.
- Ríos M, Bartesaghi L, Piñero V, Garay A, Mai P, Delfino L, Masciadri S, Alonso-Paz E, Bassagoda M, Soutullo A. (2010). Caracterización y distribución espacial del bosque y matorral Psamófilo. Serie de Informes #26 EcoPlata DINAMA. MVOTMA.
- Rodríguez P, Balch K, Rodríguez-Clark. (2007). Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 16:183–209pp.
- Salazar L y Nobre A. (2010). Climate change and thresholds of biome shifts in Amazonia. *Geophysical Research Letters*, 37: L17706.
- Scarano F. (2002). Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Ann Bot* 90:517–24pp.
- Sganga JC, Panario D, Liesegang J, Molfino J. 1984. Relevamiento Edafodasológico semidetallado del valle del Río Uruguay. Parte I - Hoja Quebracho. In: Montevideo: Dirección de Suelos. Ministerio de Ganadería y Agricultura. pp. 43–66.
- Sganga JC, Panario D, Trambauer A. 1994. Relevamiento Edafodasológico semidetallado del valle del Río Uruguay-Parte 1- Hoja Salto. In: Relevamiento Edafodasológico Semidetallado Del Valle Del Río Uruguay. Montevideo: Dirección de Suelos. Ministerio de Ganadería y Agricultura. pp. 1–42.
- Tiscornia G, Achkar M, Brazeiro A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), 212–219pp.
- Tokola T, Sarkeala J, Linden D. (2001). Use of topographic correction in Landsat TM-based forest interpretation in Nepal. *Int. J. Remote Sens.* 22 (4), 551–563pp.
- Toranza C, Lucas C, Ceroni M. (2019). Spatial Distribution and Tree Cover of Hillside and Ravine Forests in Uruguay : Spatial Distribution and Tree Cover of Hillside and Ravine Forests in Uruguay : the Challenges of Mapping Patchy Ecosystems Distribución espacial y cobertura arbórea del bosque. *Agrociencia Uruguay*, (November). <https://doi.org/10.31285/AGRO.23.85>
- Traversa-Tejero, Ignacio P, Alejano-Monge. (2013). Caracterización, Distribución y Manejo de Los Bosques Nativos En El Norte de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(1):249–62pp.
- Van Nes E, Hirota M, Holmgren M y Scheffer M. (2014). Tipping points in tropical tree cover: linking theory to data., *Glob.Chang. Biol.*, 20:1016–102pp.
- Wessman C. (1992). Spatial scales and global change: Bridging the Gap from Plots to GeM Grid Cells. *Annual Reviews Ecol. Syst* 23:175-200pp.
- Whittaker R. (1975). *Communities and Ecosystems*. Macmillan Publishing Co, New York.



EVALUACION DEL RIESGO DE COLAPSO

Fotografía de Mauricio Bonifacio

CAPÍTULO II

EVALUACION DEL RIESGO DE COLAPSO DE LOS ECOSISTEMAS BOSOCOS DE URUGUAY

INTRODUCCIÓN

EVALUACIÓN DEL RIESGO EN BIODIVERSIDAD

La evaluación de riesgo constituye el proceso de estimar las probabilidades de eventos adversos durante definidos periodos de tiempo, donde se determina la probabilidad de que un daño llegue a ocurrir y la magnitud de dicho daño (Rowe 1977). Cuando se trata de evaluar la biodiversidad, la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) es sin duda una de las organizaciones más reconocidas y experimentada a nivel mundial. Desde 1960, ha ido evolucionando para convertirse en la fuente de información más exhaustiva respecto al estado de conservación global de especies, mediante las listas rojas. Gracias a estos esfuerzos de investigación, las acciones a nivel global de conservación han sido muy exitosas, previniendo la extinción de varias especies (Gaston et al 2008, Butchart et al 2012, Jones et al 2016). Sin embargo, los recursos para la conservación son limitados, debido al incremento de especies bajo amenaza (Bland et al 2016). Además, ningún componente de la biodiversidad, como las especies, se puede estudiar ni conservar aislado de todos los aspectos que la conforman, por ende, medidas complementarias de evaluación de riesgo y conservación se fueron desarrollando (Convenio Diversidad Biológica CBD 1992).

Gracias al enfoque ecosistémico y las limitaciones aprendidas a través de los años (CDB 1992), la UICN ha desarrollado el concepto de colapso de los ecosistemas, sinónimo al colapso ecológico, con la finalidad de estudiar el riesgo de la biodiversidad en un nivel superior al de especies. El colapso de un sistema constituye el fenómeno de pérdida de los rasgos característicos de un ecosistema, siendo remplazado por uno diferente (Rodríguez et al 2007, Bland et al 2016). Un ecosistema está colapsado cuando todas las ocurrencias pierden las características bióticas o abióticas que lo definen, la biota nativa característica ya no puede ser sustentada, y se han trasladado fuera de su intervalo natural de variación espacial y temporal en composición, estructura y/o función. Esta transformación de identidad es análoga al término de extinto, cuando nos referimos a especies, sin embargo, a diferencia de estas, los ecosistemas no desaparecen; más bien se transforman en ecosistemas noveles, con biotas características y mecanismos de organización diferentes (Hobbs et al 2006, Keith et al 2013, Keith et al 2015).

Para determinar el colapso de los ecosistemas y el riesgo que presentan de alcanzar este estado, la UICN creó la lista roja de ecosistemas (LRE, <https://iucnrl.org/>), la cual funciona de forma similar a las listas rojas de especies. Este enfoque ecosistémico presenta numerosas ventajas que han dirigido avances de gestión en conservación a nivel mundial. Ha permitido la creación de reservas regionales, destinadas no sólo a mantener poblaciones viables de las especies, sino también a asegurar los servicios del ecosistema (Franklin 1993, Heal et al 2001, Heinz Center 2002, Foley et al 2005, Hassan et al 2005), así como la producción de evaluaciones rápidas que permiten la implementación de estrategias de conservación preventivas, más proactivas, las cuales son más efectivas en cuanto a costos que la rehabilitación o restauración (Orians 1993, Scott et al 1993, Noss 1996). Múltiples jurisdicciones han incluido, o están en proceso de inclusión en su legislación e instrumentos regulatorios gubernamentales la LRE (Bland et al 2016). Tanto el gobierno como las comunidades en países como Australia, Noruega, Finlandia, Sudáfrica, Chile, Francia, Venezuela y Colombia, han incluido los ecosistemas amenazados según la LRE en sus planes de manejo, restauración, protección, en la toma de decisiones y desarrollo industrial, mejorando la priorización dentro de las estrategias de la gestión de la biodiversidad y conservación (Rodríguez et al 2010, Carre y Teillac- Deschamps 2014, Herrera 2015, Pliscoff 2015, Wardle et al 2015, Etter et al 2017, Mahoney y Bishop 2017, Marshall et al 2018). A pesar de que la LRE no fue reconocida oficialmente por la UICN hasta 2014, en la actualidad, 2821 ecosistemas de 100 países han sido evaluados usando los criterios de la LRE para evaluar su riesgo de colapso, constituyendo el estándar global de evaluación de riesgo de ecosistemas (Bland et al 2016).

Para aplicar esta LRE, se deben seguir una serie de criterios y umbrales asociados, que clasifican el riesgo de los ecosistemas en una serie de categorías, proporcionando un método repetible y consistente (Keith et al 2013, Rodríguez et al 2015). La LRE incluye ocho categorías definidas por criterios cuantitativos y cualitativos, ordenadas en orden decreciente de riesgo: Colapsado (CO), En peligro crítico (CR), En peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi amenazado (NT), Preocupación menor (LC), Datos insuficientes (DD), y No evaluado (NE). Las categorías DD y NE no indican un nivel de riesgo debido a la carencia de información o a una decisión del investigador respectivamente (Fig. 10)



Fig. 10. Estructura de las categorías de la LRE. Tomado de Bland et al (2016).

Para clasificar a los ecosistemas en una de estas categorías se deben seguir una serie de criterios, los cuales evalúan en una serie de umbrales, los procesos amenazantes que alteran los atributos ecológicos claves de un ecosistema (Anexo 16). El resultado del análisis de criterios y sus umbrales definirá al sistema en una de las ocho categorías.

EVALUACION DE RIESGO DE BOSQUES EN URUGUAY

Estimar el nivel de riesgo de un ecosistema, involucra la evaluación de los procesos degradantes que lo afectan. Se sabe que la degradación del bosque de Uruguay por causas antrópicas fue considerable durante la primera mitad del siglo XX, debido a la fuerte extracción de leña durante las guerras mundiales. Casos particulares de degradación de bosque han sido evaluados, como la afectación en la cuenca y márgenes del río Santa Lucia (Nebel 1997, Caldevilla et al 1998), sin embargo, de acuerdo con Gautreau (2006), la superficie de bosque ha ido aumentando su densidad por cierre del dosel superior de bosques abiertos y extensión de su superficie. En Uruguay son escasos los estudios que permiten comparar el estado actual de las comunidades vegetales en relación con la situación original (Grela 2003). A pesar de que existen fuentes de información y mapas de bosques en el país, no existe consenso respecto a la cobertura boscosa actual ni mucho menos la original, previa a la colonización española, ni tampoco respecto a la tendencia histórica reciente. Algunos estudios (Escudero 2004, Gautreau 2006, Gautreau y Lezama 2009) y datos oficiales (MGAP), indican una estabilidad general e incluso una tendencia al aumento, mientras que otros estudios a nivel departamental (Tiscornia et al 2014) y nacional (Achkar et al 2015) muestran reducciones, en línea con la opinión de ambientalistas referentes en el tema bosque (Carrere 1990). Actualmente, el país protege legalmente a todos sus bosques (Ley Forestal N°15.939 1987), no obstante, la tala selectiva, el avance de la frontera agrícola, ganadera y urbana, las plantaciones forestales, prácticas de quema e invasiones biológicas, son factores actuales de presión sobre los bosques (Escudero 2004). De estos factores, la

expansión agrícola, la dispersión de especies exóticas invasoras y las plantaciones forestales, constituyen las principales amenazas sobre estos sistemas ecológicos (Achkar et al 2015, MGAP et al 2018).

Reconociendo la importancia ambiental y social de sus bosques, Uruguay ha elaborado recientemente su Estrategia Nacional de Bosque Nativo (ENBN, MGAP et al 2018), con la visión de conservar y manejar sosteniblemente los bosques, su biodiversidad y múltiples servicios ecosistémicos. Dentro de los objetivos específicos de la Estrategia, se propone mejorar la gestión con el fin de mantener e incrementar los servicios ecosistémicos generados por los bosques. En este sentido, mejorar los procedimientos utilizados en la identificación de prioridades de gestión, es un reto importante. En la ENBN, la opinión de expertos indica cierta priorización hacia la conservación de los bosques parque, palmares y bosques costeros, debido a su carácter relictual y alto nivel de riesgo. Ante la falta de información, la opinión de especialistas representa un insumo válido para guiar la gestión, no obstante, una tarea que pretenda ser eficiente debería definir sus prioridades a partir de la evaluación científica del nivel de riesgo de los bosques que pretende conservar y manejar sustentablemente.

El riesgo de extinción de especies se ha evaluado en Uruguay en Aves (Azpiroz et al 2012), y en Anfibios y Reptiles (Carreira y Maneyro 2015), a través de sus listas rojas correspondientes. Sin embargo, a nivel de formaciones vegetales la información es escasa. Dentro de los antecedentes, se destaca el trabajo de Brazeiro et al (2015), donde se evaluaron en forma muy preliminar, el nivel de amenaza de los ecosistemas terrestres de Uruguay, en función del área actual de ocupación. Según los autores, este trabajo debe considerarse como un aporte muy preliminar, debido principalmente a la precaria clasificación de ecosistemas.

Bortolini (2017) estudió el estado de conservación de los palmares de *Butia yatay*, pero usando los criterios de amenaza desarrollados para especies vegetales de la UICN. Más recientemente, Brazeiro et al (2019) evaluaron conforme a los criterios de LRE el estado de conservación a nivel global el ecosistema de palmar de yatay.

En este capítulo se genera un antecedente en el país, evaluando bajo los criterios de la LRE los ecosistemas boscosos clasificados en el capítulo I. Cuyo objetivo es definir cuáles son los ecosistemas boscosos más amenazados y por ende de prioridad para la conservación en Uruguay, dando así un primer paso para generar un libro rojo de ecosistemas del país.

METODOLOGÍA

APROXIMACIÓN METODOLÓGICA

La evaluación de los ecosistemas según la LRE se realiza evaluando los umbrales de una serie de criterios, que constituyen procesos amenazantes (Fig. 11). Para considerar a un ecosistema en riesgo, debe ser categorizado como CR, EN o VU, por al menos uno de los 5 criterios descritos en la LRE. Sin embargo, la UICN motiva y resalta la importancia de evaluar a los sistemas con la mayor cantidad de criterios posible, tomándose como clasificación final aquella más grave (Bland et al 2016).

En este trabajo, en función de la información disponible en Uruguay, nos enfocamos en dos criterios; la distribución restringida (criterio B) y la alteración de interacciones bióticas (criterio D) como procesos amenazantes.

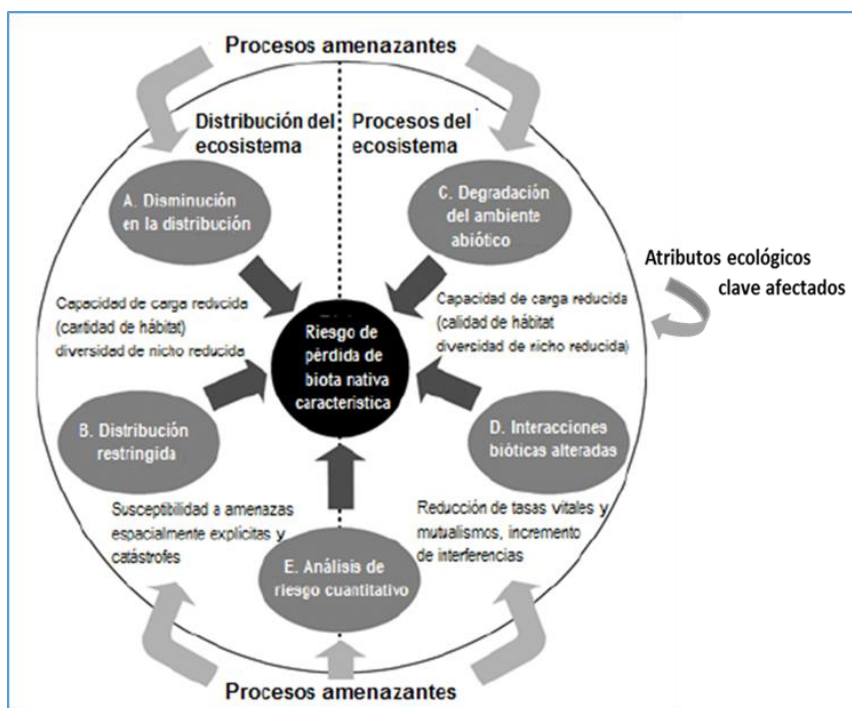


Fig. 11. Mecanismos de colapso del ecosistema y síntomas de riesgo. Tomado de Bland et al (2016).

Criterio B: Distribución geográfica restringida

El tamaño de la distribución geográfica de un ecosistema influye sobre su riesgo de colapso cuando es confrontado por una amenaza o catástrofe espacialmente explícita (Keith et al 2013). En general, los ecosistemas que están ampliamente distribuidos o que existen a través de múltiples fragmentos independientes, tienen menor riesgo de catástrofes, eventos de perturbación o cualquier otra amenaza que presente un grado de contagio espacial (p. ej., invasiones, contaminación, fuego, operaciones forestales y/o cambios climáticos regionales). La función principal del criterio B es identificar los ecosistemas cuya distribución es tan restringida, que están en riesgo de colapso por la ocurrencia

fortuita de un evento individual o de la interacción de unos pocos eventos amenazantes (Rodríguez et al 2015).

Un ecosistema puede ser listado bajo el criterio B si cumple los umbrales para cualquiera de los tres subcriterios (B1, B2 y B3), los cuales indican una distribución geográfica restringida (Fig. 12).

DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA RESTRINGIDA:				
Subcriterio	Medida de la distribución geográfica	CR	EN	VU
B1	La extensión de un polígono convexo mínimo (km²) que encierra todas las ocurrencias (extensión de la presencia, EOO) es: Y por los menos uno de los siguientes (a-c): (a) Una disminución continua observada o inferida en CUALQUIERA DE: i. una medida de extensión espacial apropiada para el ecosistema; O ii. una medida de la calidad ambiental apropiada para la biota nativa característica del ecosistema; O iii. una medida apropiada de la interrupción de las interacciones bióticas de la biota nativa característica del ecosistema. (b) Procesos de amenaza observados o inferidos que es probable causen una disminución continua en la distribución geográfica, la calidad ambiental o las interacciones bióticas dentro de los próximos 20 años. (c) El ecosistema existe en:	≤ 2,000 1 Localidad	≤ 20,000 ≤ 5 Localidades	≤ 50,000 ≤ 10 Localidades
B2	El número de celdas ocupadas dentro de una cuadrícula de celdas de 10×10 km (área de ocupación, AOO) es: Y por lo menos uno de a-c arriba (igual a B1).	≤ 2	≤ 20	≤ 50
B3	Un número de localidades muy pequeño (generalmente menor a 5) Y propenso a los efectos de las actividades humanas o eventos estocásticos dentro de un período de tiempo muy corto en un futuro incierto, y por lo tanto capaz de colapsar o de convertirse En Peligro Crítico (CR) dentro de un periodo de tiempo muy corto (B3 sólo puede conllevar a un listado de Vulnerable, VU).			VU

Fig. 12. Subcriterios de la distribución geográfica restringida. Tomado de Bland et al (2016).

La distribución geográfica de un ecosistema tipo puede ser evaluada bajo el criterio B con dos métricas estandarizadas; la extensión de la presencia (EOO) y el área de ocupación (AOO). El EOO es el área potencial donde la especie puede ocurrir, y AOO es el área dentro del EOO, efectivamente ocupada por la especie (Gaston y Fuller 2009, Keith et al 2013). El protocolo de la LRE define metodologías específicas para estimar estas métricas, según se indican en la figura 12. Además, este criterio requiere una evaluación cualitativa de si está ocurriendo una disminución en la extensión espacial, calidad ambiental, incremento de la interrupción de las interacciones bióticas de forma continua, o si es probable que esto ocurra como resultado de amenazas. Esta apreciación cualitativa debe identificar uno o más procesos de amenaza específicos y presentar evidencia convincente y ampliamente aceptada, de que es probable que estas amenazas causen una disminución continua dentro de las próximas dos décadas (subcriterio B1b y B2, Fig. 12). Por último, se requieren de mapas

de la distribución actual del ecosistema, información sobre la dirección de las tendencias actuales y una comprensión de las amenazas que influyen en el ecosistema (Keith et al 2013).

Criterio D: Interrupción de los procesos e interacciones bióticas

La persistencia de un sistema depende de ciertos procesos e interacciones bióticas. Esto incluye la riqueza de especies, composición y dominancia junto con sus procesos competitivos, de depredación, facilitación, mutualismo, relaciones tróficas y patógenos (Cardinale et al 2012). La identidad de los organismos y su diversidad dentro de un ecosistema controla los procesos y su funcionamiento, dado que los taxones clave hacen contribuciones de gran relevancia a las funciones del ecosistema y la partición de nicho e interacciones entre especies, promueven contribuciones complementarias a las funciones y procesos del sistema (Cardinale et al 2012).

En este trabajo, estudiamos como factor de amenaza a los procesos bióticos, la invasión de especies exóticas, específicamente vegetales. Las especies exóticas son aquellas cuya presencia en una región se debe a que han sido introducidas intencional o accidentalmente por el hombre, denominándose “exóticas”, “foráneas”, “alóctonas” o “alienígenas” (Davis 2009). De estas especies, algunas logran convertirse en invasoras (EEI), cuando se naturalizan y generan impactos negativos sobre los ecosistemas asociados, ya que son capaces de producir grandes cantidades de retoños que les permite competir y desplazar a las poblaciones de especies nativas, y una vez introducidas ya no requieren de la asistencia del hombre para dispersarse (Cronk y Fuller 1995, Medina y Rachid 2004, Davis 2009). Según Brussa y Grela (2007), la invasión de EEI constituye un fenómeno que se ha vuelto característico de las formaciones boscosas del país, principalmente en el sur y suroeste. Este proceso ha sido identificado como un grave problema ambiental, en particular para la biodiversidad (MVOTMA 2016, Nebel y Porcile 2006).

Un ecosistema puede ser evaluado bajo el criterio D estudiando la invasión de especies exóticas, si cumple con los umbrales para cualquiera de los subcriterios representados en la Fig. 13. Estos se expresan en varios niveles de alteración sobre diferentes periodos de tiempo (Fig. 14). Listas rojas como la de Francia hacen uso de este proceso en su evaluación (Comité français de l’UICN, 2020).

INTERRUPCIÓN DE LOS PROCESOS E INTERACCIONES BIÓTICAS:							
Subcriterio	Período de tiempo	Severidad relativa (%)					
D1	Los últimos 50 años, basado en el cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30		
		≥ 80	CR	EN	VU		
		≥ 50	EN	VU			
		≥ 30	VU				
D2	D2a. Los próximos 50 años, basado en el cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla; O D2b. Cualquier período de 50 años, incluyendo pasado, presente y futuro, basado en un cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30		
		≥ 80	CR	EN	VU		
		≥ 50	EN	VU			
		≥ 30	VU				
		D3	Desde 1750, basado en el cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
				≥ 90	CR	EN	VU
≥ 70	EN			VU			
≥ 50	VU						

Fig. 13. Umbrales del criterio D para la categorización de riesgo. Tomado de Bland et al (2016)

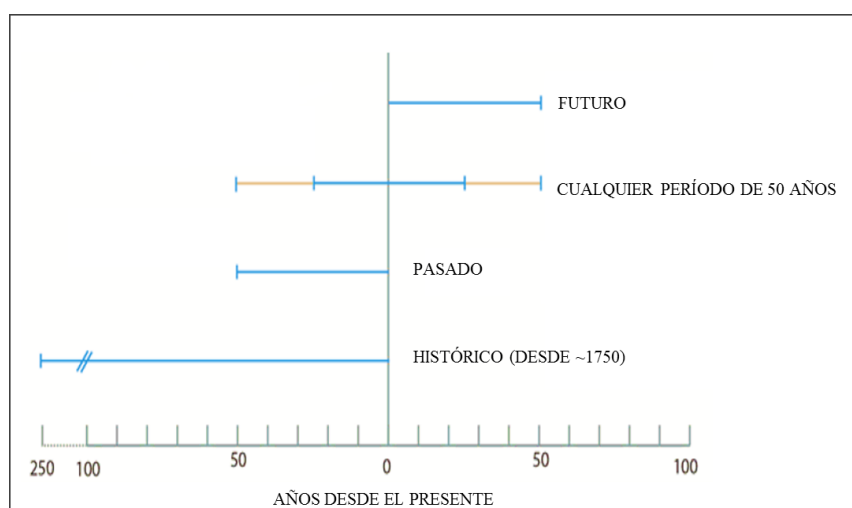


Fig. 14. Períodos de tiempo para la evaluación de los cambios. Adaptado de Keith et al (2013).

Un concepto clave para evaluar la disminución funcional de cualquiera de las variables bióticas del sistema es la severidad relativa. Esta describe el cambio proporcional observado en una variable ambiental escalada entre dos valores: una que describe el estado inicial del sistema (0%), y otra que describe el estado colapsado (100%). Haciendo referencia entonces al nivel de severidad del proceso de degradación. Por lo tanto, si un ecosistema sufre una degradación con una severidad relativa de 50% en el período de tiempo de una evaluación, esto implica que se ha transformado hasta la mitad de camino hacia un estado colapsado. La información sobre la severidad relativa es combinada con información sobre la proporción del ecosistema que se ve afectada (extensión) para determinar la categoría de riesgo bajo el criterio D (Anexo17).

APLICACIÓN METODOLÓGICA

La evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay se realizó en tres pasos, considerando los criterios descritos anteriormente.

(1) Criterio B (subcriterios B1 y B2): Distribución geográfica restringida

El método UICN establece dos alternativas para medir la distribución geográfica de un ecosistema; la extensión de la presencia (subcriterio B1, EOO) y el área de ocupación (Subcriterio B2, AOO). La primera es medida a través de la determinación del área (km^2) de un polígono convexo mínimo ajustado a la distribución de un ecosistema, es decir, el polígono más pequeño que abarca todas las ocurrencias conocidas de un ecosistema focal en el que ningún ángulo interno es superior a 180° . La segunda, mide la dispersión del riesgo entre los fragmentos a través de un recuento de las celdas ocupadas de una cuadrícula, cada celda de esta grilla posee $10 \times 10 \text{ km}$ bajo la cual se cuantifica el área donde esté presente el ecosistema focal (Bland et al 2016, ver ejemplo en Fig. 15).

Debido a que un gran número de fragmentos pequeños aportan un efecto insignificante de dispersión de riesgos en comparación con los fragmentos más grandes, se aplica una corrección al excluir del AOO, las celdas de la cuadrícula que contienen fragmentos del ecosistema tipo que representan menos del 1% del área de la celda, es decir, todos aquellos fragmentos que ocupan $<1 \text{ km}^2$ del ecosistema tipo focal son ignorados y no se contabiliza esa celda como ocupada (ver ejemplo en Fig. 16).

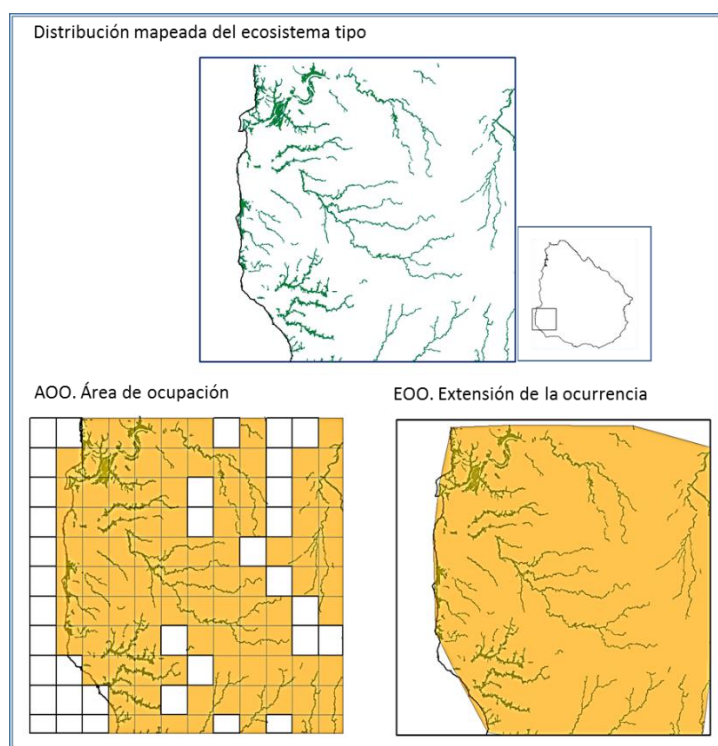


Fig. 15. Estimación de extensión de ocurrencia y área de ocupación para evaluar el criterio. Ejemplo de aplicación en el litoral oeste de Uruguay. En el recuadro superior se mapea la distribución del ecosistema

focal. En el recuadro de la derecha se estima la EOO uniendo los puntos exteriores de ocurrencia mediante el menor polígono convexo, coloreado en naranja. En el recuadro de la izquierda, se estima el AOO a través del conteo de celdas de 1x1 km con presencia del ecosistema focal (coloreadas en naranja). Elaboración propia.

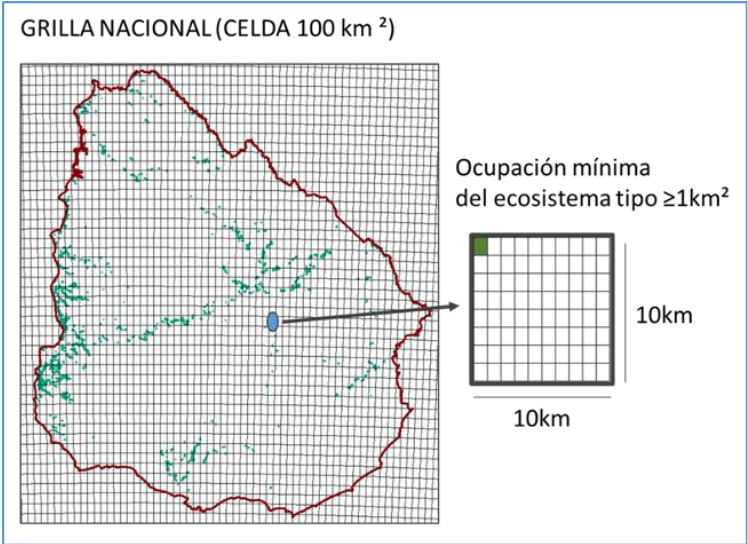


Fig. 16. Grilla 10x10km para contabilizar el AOO. Como criterio para decir que un ecosistema está presente en una celda dada, se usó un umbral mínimo de superficie ocupada de 1 km² (1% de la celda). Elaboración propia.

Para evaluar las dos metodologías de AOO y EOO, se utilizó la cartografía generada en el primer capítulo de la distribución de los ecosistemas de bosque y sabanas del país.

Se realizó una revisión bibliográfica para cada ecosistema cuando su AOO ≤ 50 celdas, o su EOO era ≤ 50.000 km², indicando una categoría de peligro de colapso. La revisión se enfocó en evaluar la existencia de procesos amenazantes que describan una presión actual o esperada en su distribución, calidad ambiental y/o interacciones bióticas. Si no existen antecedentes sobre procesos amenazantes, la clasificación resultante será DD.

Dependiendo del resultado de AOO y EOO junto con la presencia/ausencia de antecedentes de procesos amenazantes, los sistemas fueron categorizados siguiendo la clasificación que se expone en la Tabla V.

Tabla V. Umbrales de categorización de riesgo para AOO y EOO del Criterio B.

AOO (10x10km)	EOO (km ²)	CATEGORÍA (con evidencia de que hay/habrá degradación)	CATEGORÍA (con evidencia de que no hay/habrá degradación)	CATEGORÍA (sin evidencia)
≤ 2	≤ 2.000	CR	NT	DD
≤ 20	≤ 20.000	EN	NT	DD
≤ 50	≤ 50.000	VU	NT	DD
≤ 70	≤ 70.000	NT	LC	DD
> 70	> 70.000	LC	LC	DD

(2) Criterio D (Subcriterio D3): Interrupción de los procesos e interacciones bióticas

Para evaluar este criterio se tomó como variable biótica la invasión de los bosques por dos de las especies exóticas invasoras más peligrosas, los árboles *Ligustrum lucidum* (ligustro) y *Gleditsia triacanthos* (espina de cristo) (Nebel y Porcile 2007, MGAP 2018, Comité Nacional de EEI).

Para poder evaluar este criterio, se debe definir operativamente el estado de colapso por el proceso de invasión, para poder estimar el nivel de severidad relativa que presenta cada ecosistema. Las semillas de ligustro son dispersadas a los bosques principalmente a través de aves frugívoras (Aragón y Groom 2003), y espina de cristo a través del ganado que consume sus frutos, o por hidrocoría (Sosa et al 2015, Fernández et al 2017). Si no median disturbios (e.g., tala, fuego), el proceso invasivo es inicialmente lento, hasta que algunos individuos sobreviven y crecen hasta alcanzar la madurez y el dosel del bosque. Debido a la alta producción de semillas, la regeneración comienza a ser dominada por estas especies invasoras, que crecen más rápido que las nativas (Brazeiro et al 2020). Conforme los juveniles exóticos crecen y van alcanzando el dosel, varias especies nativas comienzan a ser desplazadas al verse afectado su crecimiento y sobrevivencia. Finalmente, el dosel del bosque pasa a ser dominado por alguna de estas especies exóticas, con coberturas >95% (Fig. 17). En estas condiciones, prácticamente sin especies de árboles nativos que alcancen el dosel, con un estrato de plántulas y juveniles altamente dominado por especies exóticas, con una fauna y flora asociada alterada, y con modificaciones significativas en el funcionamiento ecosistémico (Brazeiro et al 2018, Farías et al 2018, Vettorazzi et al 2018), se puede considerar que las características bióticas distintivas del ecosistema se han perdido, y por ende se ha alcanzado el colapso. El ecosistema boscoso ha sido substituido por un nuevo ecosistema, incapaz de sostener la diversidad nativa característica. En términos operativos, en este trabajo evaluamos la severidad en función de la cobertura del dosel dominada por especies exóticas invasoras, y definimos como umbral de colapso, una cobertura > 95%.



Fig. 17. Ejemplo de rodal de bosque nativo colapsado por la invasión de *Ligustrum lucidum*. El dosel del bosque ha sido dominado por esta especie exótica invasora, dónde las especies de árboles nativos han sido totalmente reemplazados. La cobertura de ligustro en el dosel corresponde a un 95-100%.

Se desarrollaron dos metodologías para estimar el riesgo de colapso de los ecosistemas boscosos en función de la severidad y extensión de la invasión de ligustro y espina de cristo: (1) a través de la cobertura de bosque que ha sufrido una severidad de invasión $\geq 90\%$, estimada en función de la cartografía de bosque altamente invadido elaborada recientemente por el proyecto REDD+Uy (2020); y (2) a través de la severidad de invasión promedio en toda el área de extensión de los grandes grupos de ecosistemas, usando la información del inventario forestal nacional (IFN 2018).

Para la primera metodología, se utilizó la cartografía digital elaborada por el Proyecto REDD+UY, de bosques altamente invadidos (i.e., dosel dominado por especie exótica) por *Ligustrum lucidum* y *Gleditsia triacanthos*. La detección de rodales invadidos se realizó en base al análisis de la fenología medida a través de diferentes índices verdes estimados por percepción remota. Los rodales altamente invadidos se diferencian por tener doseles más cerrados y con follaje más verdes y persistente. Analizando una serie de imágenes Landsat tomadas entre 2013 y 2018 se estimaron distintos índices de verdor y se clasificaron los rodales por métodos supervisados, usando una serie de rodales invadidos y no invadidos visitados a campo, como muestra de entrenamiento. Los análisis se realizaron en Google Earth Engine y los resultados se cartografiaron en QGIS, usando como mapa base, la cartografía de bosque nativo de Uruguay, correspondiente al año 2016-2017, elaborada por el MGAP y Proyecto REDD+ UY (2018) (ver detalles en Anexo 18). La cartografía tiene una resolución de 30x30 m y la precisión estimada fue de 87%.

Considerando el umbral de colapso definido (i.e., cobertura de exóticas en el dosel $>95\%$), y la cobertura de invasión detectada en la cartografía del proyecto REDD+Uy ($\geq 90\%$), estimamos que la severidad relativa correspondiente para la metodología 1 de estimación de riesgo, estaría en la categoría de $\geq 90\%$. Finalmente, superponiendo la cartografía generada de tipo de ecosistemas

boscosos con la cartografía de bosques invadidos (REDD+IUy 2018), se pudo estimar la fracción de la extensión de cada ecosistema bajo esta severidad, lo que permitió evaluar la categoría de riesgo de colapso según la columna izquierda ($\geq 90\%$) de la Tabla VI.

Tabla VI. Umbrales para la categorización de riesgo para la invasión severa ($\geq 90\%$) de *Ligustrum lucidum* y *Gleditsia triacanthos* en el país según el Criterio D.

	SEVERIDAD RELATIVA (%)		
EXTENSIÓN (% superficie ocupada)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
≥ 90	CR	EN	VU
≥ 70	EN	VU	NT
≥ 50	VU	NT	LC

La segunda metodología usada consideró la información del IFN junto con algunos puntos de muestreo de campo del grupo BEC, los cuales constituyen en total 1658 parcelas muestreadas desde 2009 hasta 2020. En total, 244 de estas parcelas presentan presencia de alguna de estas dos exóticas en estudio. Los técnicos que realizaron el IFN evaluaron visualmente la severidad de la invasión en función del porcentaje de dominancia de la exótica en la comunidad arbórea, usando 4 rangos de severidad: Extrema (71-100 %, media: 85%), Seria (31-70 %, media: 50%), Moderada (11-30 %, media: 20%) y Ligera (1-10%, media: 5%). En este estudio se usaron las medias de cada rango para la estimación de la severidad promedio en todo el rango de extensión con invasión.

Debido a que el número de parcelas relevadas de algunos tipos de ecosistemas (nivel de clasificación IV) fue bajo en el IFN, se decidió realizar la evaluación en este caso a un nivel mayor (menor detalle). Por lo tanto, se agruparon los ecosistemas en el nivel III de clasificación (Fig. 2, Capt 1): Bosque de Planicie, Bosque Serrano, Sabana Arbolada y Sabana Palmar. Luego se interceptó esta cartografía con las 1658 parcelas del IFN. Se estimó la extensión de la invasión y su severidad promedio, siguiendo las ecuaciones que se describen a continuación:

Extensión de la Invasión en el Ecosistema	=	(Presencias / Total de parcelas (Presencias + Ausencias)) x 100
Severidad Promedio de la invasión en el Ecosistema	=	(Presencias Extrema x 85%) + (Presencias Seria x 50%) + (Presencias Moderada x 20%) + (Presencias Ligera x 5%) / Total de Presencias

Siendo, “Presencias” el número de parcelas con presencia de alguna de las dos especies exóticas invasoras consideradas (ligustro y espina de cristo) y “Ausencias” el número de parcelas sin presencia de estas especies exóticas. La severidad promedio se estima mediante una sumatoria ponderada, en base al número de parcelas con Presencias en cada categoría de severidad (i.e., medias del rango: Extrema=85%, Seria=50%, Moderada=20% y Ligera=5%).

A partir de los resultados obtenidos, se pudo determinar la categoría de riesgo de colapso de acuerdo con los criterios de la Tabla VI.

En cuanto a la escala temporal de la evaluación del subcriterio D3, *Ligustrum lucidum* se sabe que fue introducida en el país a mediados del siglo XIX (Nebel y Porcile 2007, Delfino 2015), para *Gleditsia triacanthos* la fecha de arribo al país es desconocida, sin embargo, según Prieto et al (2004) y Tognetti et al (2019), esta especie fue introducida en Argentina a finales del siglo XVIII, por lo que la fecha de introducción en Uruguay suponemos es similar a la de su país vecino. A pesar de que el subcriterio D3 toma como punto de partida el año 1750, esta referencia histórica es hipotética, correspondiendo al inicio de la explotación de los ecosistemas a una escala industrial a nivel mundial (Bland et al 2016). En este trabajo se considera que las fechas de introducción de más de 100 años hacia atrás, son acordes para evaluar el proceso de invasión bajo el subcriterio D3, según los umbrales definidos en el estándar UICN que se presenta en la Tabla VI.

(3) Integración de Subcriterios y categorización final

Finalmente, el último paso consistió en integrar los resultados de las evaluaciones según los tres subcriterios estudiados, para definir la clasificación de riesgo final de cada ecosistema. Siguiendo el principio de precaución (Precautionary Principle Project 2005), el riesgo general de cada ecosistema boscoso se estableció en función de la categoría de riesgo más alta obtenida a través de cualquier criterio.

RESULTADOS

(1) Criterio B (Subcriterio B1 y B2): Distribución geográfica restringida

El resultado del estudio de este criterio B se expone en la Tabla VII. Las estimaciones se detallan en el Anexo 19).

Tabla VII. Categoría de riesgo según la UICN para los ecosistemas boscosos evaluados, según el criterio B y subcriterios B1 y B2. Elaboración propia.

ECOSISTEMA	SUBCRITERIO B1 EOO (km²)	RIESGO CONSIDERANDO SOLO SUPERFICIE EOO	SUBCRITERIO B2 AOO (#celdas 10x10km)	RIESGO CONSIDERANDO SOLO SUPERFICIE AOO	EVIDENCIA DE DEGRADACIÓN (Referencias Bibliográficas)	CLASIFICACIÓN RIESGO CRITERIO B (SUBCRITERIOS B1 Y B2)
Bosque latifoliado de planicie costero	35218.15	VU	33	VU	ABUNDANTE	VU
Bosque latifoliado de planicie mesofilo	171224.01	LC	65	NT	NO DATA	DD
Bosque latifoliado de planicie vargedícola	175278.46	LC	1327	LC	MODERADA	LC
Bosque latifoliado serrano metamórfico	100836.61	LC	252	LC	MODERADA	LC
Bosque latifoliado serrano ígneo	115818.19	LC	140	LC	MODERADA	LC
Bosque latifoliado serrano sedimentario	148200.79	LC	113	LC	MODERADA	LC
Sabana arbolada de planicie alcalina	142887.87	LC	102	LC	MODERADA	LC
Sabana arbolada de planicie arenosa	166221.66	LC	78	LC	MODERADA	LC
Sabana arbolada de planicie limosa	169188.09	LC	250	LC	MODERADA	LC
Sabana arbolada de planicie rupícola	143423.16	LC	29	VU	NO DATA	DD
Sabana palmar de planicie arenosa	2866.53	EN	12	EN	ABUNDANTE	EN
Sabana palmar de planicie limosa	3414.49	EN	26	VU	ABUNDANTE	EN

La sabana palmar de Yatay posee una distribución restringida en el litoral oeste, ocupando 12 celdas de AOO y 2.866 km². La segunda sabana palmar presenta una distribución restringida en el Departamento de Rocha, ocupando 26 celdas de AOO y 3.414 km² de EOO. Esta distribución no es precisa ya que es necesario evaluar el nivel de error en la cartografía de estas sabanas. Para ambos sistemas se han encontrado estudios señalando y describiendo procesos amenazantes, en particular asociados a la escasa regeneración y poblaciones envejecidas, con afectaciones del sustrato herbáceo, provocada por la expansión agrícola y/o ganadera, además de procesos de tala ilegal y mal manejo de la palmera (Castellanos y Ragonese 1949, Chebataroff 1960, Del Puerto 1969, Del Puerto 1987, Delfino 1992, PROBIDES 1995, Baez y Jaurena 2000, Molina 2001, Rivas y Barilani 2004, Rivas 2005, Zaffaroni et al 2005, Brussa y Grela 2007, Boggiano 2010, MGAP et al 2018, Bortolini y Brazeiro 2018, Brazeiro et al 2019). Debido a esta situación ambos palmares se clasifican En Peligro.

El bosque costero ocupa 33 celdas (1x1 km) en la franja costera del país, con un total de 133 celdas. Su EOO se estimó en 35.218 km². En conjunto con esta distribución y a diversos procesos que amenazan su integridad, como la expansión ganadera, agrícola y urbana, turismo no sustentable y minería, este ecosistema se clasifica como VU (Alonso y Basagoda 1999, Fagúndez y Lezama 2005, Delfino y Masciadri 2005, CLAES 2008, Escudero 2004, Ríos et al 2010, DINAMA 2010, Silvera et al 2017).

La sabana arbolada rupícola (mares de piedra) podría ser clasificada como VU según el subcriterio B2 (AOO), pero no se encontraron antecedentes sobre procesos amenazantes a sus atributos ecológicos claves. Por lo tanto, a pesar de la reducida área de ocupación estimada, corresponde clasificarla como DD, quedando pendiente mayores estudios para definir con mayor certeza su nivel de riesgo. Similarmente, el bosque mesófilo podría clasificarse como NT, sin embargo, no existe antecedentes sobre este sistema más que el descrito en el capítulo I de este trabajo.

(2) Criterio D Subcriterio D3. Interrupción de los procesos e interacciones bióticas

Los resultados de la evaluación de este criterio se exponen en la tabla VIII y IX. Todos los sistemas se consideran como en Preocupación Menor (LC), debido a que la extensión ocupada por la invasión de *Ligustrum lucidum* y *Gleditsia triacanthos*, es muy baja para incluir a los sistemas en categorías de riesgo.

Según la Metodología 1 (Tabla VIII), aproximadamente el 1,7% de la superficie de bosques presenta una alta severidad de invasión (90%) por las dos especies estudiadas, lo que indica que, en la actualidad, el nivel de invasión amerita una preocupación menor para los ecosistemas boscosos. El ecosistema que presenta mayor porcentaje de invasión con la alta severidad es el bosque costero, con un 10% de su superficie ocupada por invasión. También se observaron extensiones insignificantes de invasión en las sabanas palmar y las sabanas arboladas de planicie rupícola y arenosa. Siendo un proceso de escasa presencia para el resto de las sabanas arboladas y los bosques serranos. El ecosistema con mayor superficie de invasión severa es el bosque vargedícola, sin embargo, representa una extensión muy baja porcentualmente por su amplia extensión en el país.

Según la Metodología 2 de evaluación de riesgo (Tabla IX), el proceso de invasión tampoco alcanzó los umbrales necesarios de severidad ni de extensión para considerar en peligro a los ecosistemas de bosque o sabanas clasificadas en este trabajo.

Tabla VIII. Categoría de riesgo según la UICN para las distintas formaciones clasificadas, según el subcriterio D3. Metodología 1: extensión de invasión severa ($\geq 90\%$). Elaboración propia.

Metodología 1 de estimación de riesgo

ECOSISTEMA	EXTENSIÓN INVASIÓN (HA)	EXTENSIÓN INVASIÓN (%)	CATEGORÍA (Severidad relativa ≥ 90)
Bosque latifoliado de planicie costero	548.8	10	LC
Bosque latifoliado de planicie mesofilo	175.8	2	LC
Bosque latifoliado de planicie vargedícola	15370.0	3	LC
Bosque latifoliado serrano metamórfico	697.1	0.3	LC
Bosque latifoliado serrano ígneo	523.1	0.6	LC
Bosque latifoliado serrano sedimentario	158.8	0.6	LC
Sabana arbolada de planicie alcalina	106.8	0.4	LC
Sabana arbolada de planicie arenosa	9.6	0.1	LC
Sabana arbolada de planicie limosa	232.3	0.4	LC
Sabana arbolada de planicie rupícola	0.5	0.01	LC
Sabana palmar de planicie arenosa	0.6	0.02	LC
Sabana palmar de planicie limosa	0.6	0.00	LC

Tabla IX. Categoría de riesgo según la UICN para las distintas formaciones según el nivel III de clasificación y según el subcriterio D3. Metodología 2: severidad promedio en el área invadida. Elaboración propia.

ECOSISTEMA	Presencia Extrema (severidad 85%)	Presencia Sería (severidad 50%)	Presencia Moderada (severidad 20%)	Presencia Ligera (severidad 5%)	Ausencias	TOTAL Registros	EXTENSIÓN DE INVASIÓN	SEVERIDAD PROMEDIO RELATIVA	CATEGORÍA DE RIESGO
Sabana Palmar	0	0	0	2	6	8	25%	5%	LC
Sabana Arbolada	1	1	8	8	89	107	17%	19%	LC
Bosque Serrano	0	1	1	17	318	337	6%	8%	LC
Bosque de Planicie	21	35	50	99	1001	1206	17%	25%	LC

(3) Integración de Subcriterios y categorización final

La clasificación de riesgo final de los ecosistemas se exhibe en la tabla X y en la Fig. 18. Debido a que el protocolo de la LRE indica que la clasificación más grave resultante del estudio de los subcriterios debe ser la propuesta para los ecosistemas, son las sabanas palmar las que presentan

mayor riesgo de colapso, ya que les corresponde la categoría en peligro (EN). El bosque latifoliado de planicie costero resultó clasificado como VU, y el resto de los ecosistemas estarían en la categoría preocupación menor (LC).

Tabla X. Categoría de riesgo según la UICN para los distintos ecosistemas boscosos de Uruguay, según los subcriterios B1, B2 y D3 de la LRE. Elaboración propia.

ECOSISTEMA	CLASIFICACIÓN DEL RIESGO DE COLAPSO
Bosque latifoliado de planicie costero	VU
Bosque latifoliado de planicie mesófilo	LC
Bosque latifoliado de planicie vargédicola	LC
Bosque latifoliado serrano metamórfico	LC
Bosque latifoliado serrano ígneo	LC
Bosque latifoliado serrano sedimentario	LC
Sabana arbolada de planicie alcalino	LC
Sabana arbolada de planicie arenoso	LC
Sabana arbolada de planicie limoso	LC
Sabana arbolada de planicie rupícola	LC
Sabana palmar de planicie arenoso	EN
Sabana palmar de planicie limoso	EN

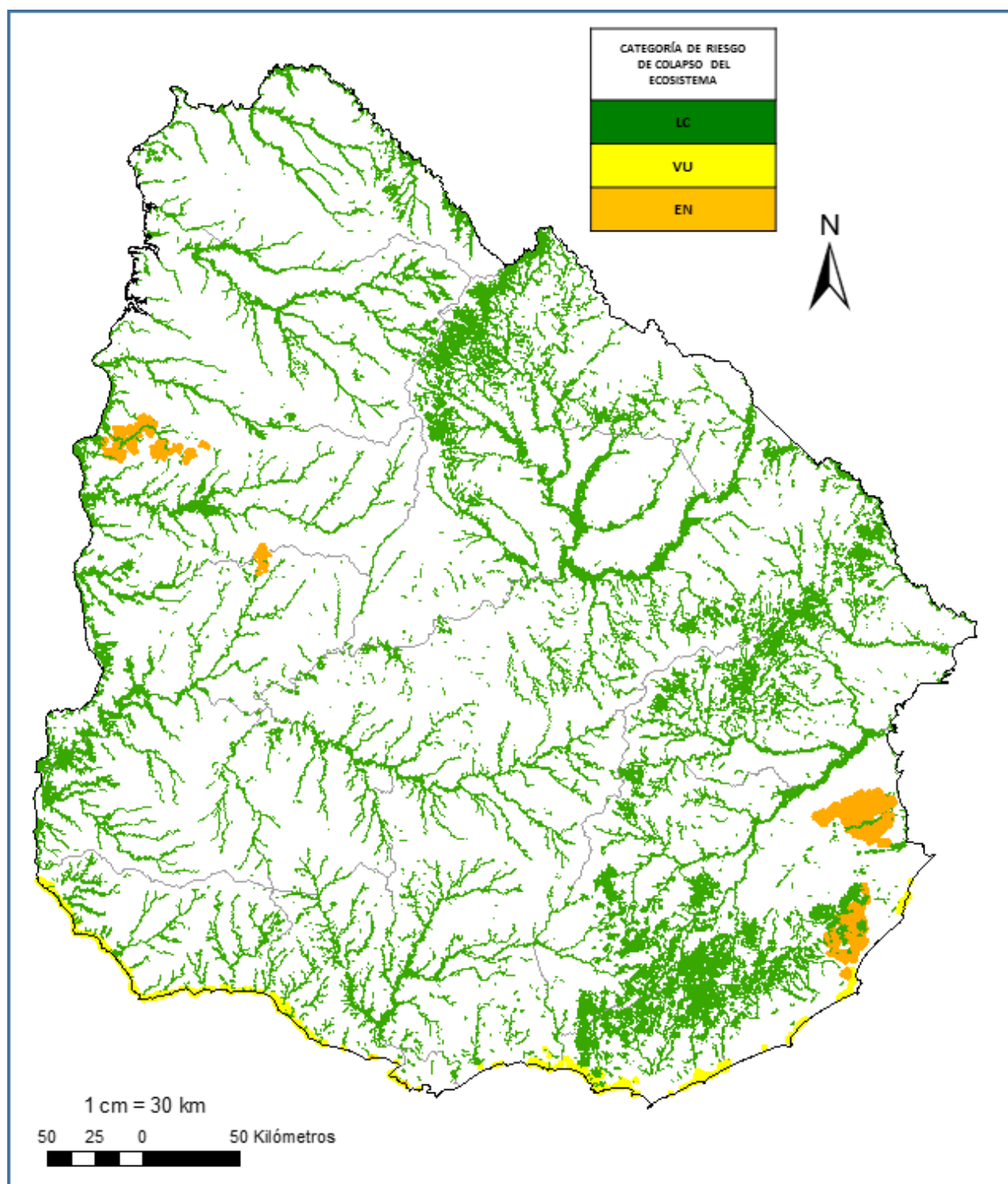


Fig. 18. Mapa de los ecosistemas boscosos de Uruguay clasificados según su categoría de riesgo, de acuerdo con la evaluación realizada sobre la base de los subcriterios B1, B2 y D3 de la LRE. Categorías de riesgo: LC preocupación menor, VU vulnerable, EN en peligro. Elaboración propia.

DISCUSION

Aportes de la clasificación de riesgo final y aplicación del protocolo de la LRE

Las Categorías y Criterios de la LRE pueden ser aplicadas sistemáticamente a un conjunto de ecosistemas tipo dentro de un área de evaluación específica o a un solo ecosistema tipo (Bland et al 2016). En este trabajo, como se logró definir una clasificación de los ecosistemas de bosque, sabana arbolada y sabana palmar para todo el país, se pudo realizar una evaluación sistemática de múltiples ecosistemas, estableciendo evaluaciones de riesgos dentro del área de evaluación.

Una productiva aplicación del protocolo de la LRE depende de la interpretación de dos componentes. Primero, el tipo de ecosistema constituye la unidad de evaluación, este tipo está compuesto por 4 características claves que deberían estar definidas: biota nativa, ambiente abiótico, procesos e interacciones clave y distribución espacial. El segundo componente es definir el colapso del ecosistema, describiendo como las características composicionales, estructurales y funcionales deben degradarse para considerar al ecosistema colapsado, siendo remplazado por uno novel (Keith 2015). En este trabajo se considera que las cuatro características claves de los ecosistemas no son conocidas por igual. Para todas las formaciones en estudio, el ambiente abiótico y su distribución espacial está bien definido, sin embargo, la biota nativa característica y los procesos e interacciones claves no han sido definidos en forma precisa para todos los ecosistemas, especialmente para los bosques de planicie mesófilo, así como para los diferentes bosques serranos y las sabanas arboladas de planicie limosa y rupícola. Gracias a la compilación de información y análisis estandarizado de la misma, este estudio refleja la necesidad de más investigación sobre los ecosistemas del país y aporta en qué áreas esta es necesaria, lo cual es fundamental para tenerlo en cuenta en la agenda de investigación nacional. De igual forma, se requieren indicadores que describan el estado de los atributos ecológicos clave de cada ecosistema, que sirvan para monitorear su estado y definir su colapso. Estos atributos ecológicos claves deben ser entonces bien caracterizados para cada ecosistema para definir su colapso. A pesar de esta realidad, la LRE reconoce los numerosos niveles de incertidumbre de información sobre los ecosistemas a nivel mundial, por lo que la aplicación de algunos criterios se puede emplear, tal como se ha realizado en esta Tesis.

La incorporación de resultados obtenidos a partir del análisis de varios subcriterios, como exhorta la UICN, permitió definir a varios sistemas en categorías de amenaza (Tabla X). De acuerdo con el análisis exclusivo del criterio D, por ejemplo, surge que ningún ecosistema estudiado estaría en riesgo, resaltando la importancia de evaluar los diferentes tipos de ecosistemas bajo la mayor cantidad de criterios y subcriterios posibles para los cuales haya datos disponibles. Los criterios fueron específicamente diseñados para permitir la inclusión de varios tipos de datos provenientes de una

gama de fuentes, siendo responsabilidad de los evaluadores el valorar críticamente si la cantidad y calidad de los datos son suficientes para apoyar el resultado determinante de una evaluación (Bland et al 2016).

En cuanto a los criterios no evaluados en este trabajo, existe información para algunos tipos de bosque que podrían ayudar a realizar evaluaciones más completas, como pronósticos de expansión de cultivos agrícolas, plantaciones y ganadería o estudios de degradación localizada de los costeros y futuras obras y cambios de planes de manejo en la costa (Ríos et al 2010 , MGAP 2019), lo cual podría servir como fuente para analizar el criterio C, que incluye la degradación ambiental, pero se tendría que hacer un esfuerzo por extender estas investigaciones a nivel nacional. De igual forma, existen fuentes para estimar los cambios de la superficie boscosa, por ejemplo, las fotografías aéreas tomadas en los 60s por el servicio militar. No obstante, todos estos análisis requieren de más tiempo y esfuerzo no contemplado para este trabajo, por lo que la participación de un equipo multidisciplinario enriquecería esta propuesta.

Análisis global de los ecosistemas amenazados de Uruguay

Se encontraron 3 ecosistemas amenazados, de un total de 12 evaluados. La superficie total ocupada por estos es de 68.470 ha, representando un 6,6% de la superficie de cartografiada de bosques, y el 0,04% de la superficie nacional.

Comparando el resultado de este estudio con otras evaluaciones de LRE a nivel global de ecosistemas terrestres, los bosques de Uruguay representan, bajo este marco, una situación no grave. Por ejemplo, el 16,6% de los bosques de China se presentan amenazados (Chen et al 2020). De 32 ecosistemas boscosos de Myanmar, 17 están bajo categoría de amenaza (Murray et al 2020). El 76% de los bosques evaluados en Finlandia se encuentran amenazados (Kontula y Raunio 2019). De 81 ecosistemas evaluados en Colombia en su libro rojo, el 46% están en peligro crítico y en peligro (Etter et al 2017). Para el caso de Venezuela, la mayoría de los bosques evaluados presentan un grado cercano a la amenaza y varios amenazados (Rodriguez et al 2010). Todos estos resultados son generados principalmente por el estudio temporal de la pérdida de los sistemas y amenazas antrópicas. Según el estudio de Ferres-Paris et al (2018), el cual describe el riesgo de colapso de los bosques templados y tropicales de América, el 80% de los bosques están amenazados (Anexo 20), este estudio describe que el estado EN de los bosques del país se debe a los efectos combinados de una alta exposición a amenazas agrupadas espacialmente, una alta fragmentación y una alta presión para el desarrollo agrícola, sin embargo, esta clasificación debe ser considerada cuidadosamente, ya que considera a los bosques en macrogrupos, incluyendo bosques plantados.

Lamentablemente, los países vecinos (Argentina y Brasil), no poseen evaluaciones del riesgo de colapso de sus ecosistemas boscosos, lo cual sería de gran aporte regional, ya que la sabana palmar de yatay y algunos bosques de planicie, son ecosistemas compartidos entre las naciones. Sin embargo, la situación de pérdida de los bosques en Argentina se sabe que es mayor que la de Uruguay. En ese país, entre 1937 y 2002 se perdió el 12% de su superficie boscosa (Fontana et al 2002). Para Brasil la situación es mucho más dramática, las ecorregiones de la mata atlántica y la pampa, siendo las más cercanas al país, han perdido más del 90% y el 50% de su superficie boscosa original respectivamente (Bacha 2004), lo cual refleja comparativamente, que Uruguay no presenta una situación de tanta gravedad.

Análisis de cada criterio y ecosistema amenazado

Siguiendo el principio de precaución de la UICN (Precautionary Principle Project, 2005), el criterio evaluado que define las categorías de amenaza, es el criterio B de distribución geográfica restringida (Subcriterios B1 y B2). A pesar de que en el país la baja cobertura boscosa es un fenómeno principalmente provocado por causas naturales (Panario 1994, Pillar y Quadros 1997, Hirota et al 2011, Van Ness et al 2014, Baudena et al 2015, Bernardi et al 2016), la presencia de amenazas ampliamente registradas en estas escasas coberturas, fue el detonante para la categorización de riesgo.

Distribución Geográfica Restringida

Bosque latifoliado de planicie costero (bosque psamófilo o costero)

Existe una fuerte evidencia sobre la degradación sufrida por los ecosistemas costeros de Uruguay. En particular, la vegetación natural de bosques y matorrales psamófilos ha sido profundamente modificada producto de actividades antrópicas, tales como las plantaciones de especies forestales exóticas que han fijado las dunas móviles, la urbanización no planificada, el turismo no sustentable, incendios, minería (extracción de arena), ganadería, agricultura y la destrucción del cordón dunar debido al tránsito de vehículos y personas (Alonso y Basagoda 1999, Delfino y Masciadri 2005, Fagúndez y Lezama 2005, Panario y Gutierrez 2005, CLAES 2008, DINAMA 2010, Gadino et al 2012, Silvera et al 2017). Según algunos autores, al finalizar la primera mitad del siglo XX existía aproximadamente el doble de la superficie de bosque y matorral psamófilo del que existía al finalizar el siglo (Escudero 2004). Las fuentes de presión que involucraron esta pérdida siguen estando muy presentes en la actualidad, encontrándose parches bien conservados consecutivos a muy alterados y/o fragmentados. Según Ríos et al (2010), en la actualidad la ganadería es una presión identificada a lo largo de toda la costa, pero se pudo evidenciar una clara regionalización de las fuentes de presión por departamento, lo que implica medidas diferenciales de manejo y conservación de estas formaciones

vegetales. La costa de los Departamentos de Colonia y San José presenta amenazas principalmente asociadas a la fragmentación de los parches por usos agrícolas, forestales y mineros, mientras que Montevideo, Canelones, Maldonado y Rocha presentan presiones asociadas a la urbanización y el turismo mal manejado.

Este ecosistema, es el único de los 3 con categoría de amenaza, que presenta parte de su superficie dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP; Humedales de Santa Lucía, Laguna Garzón, Laguna de Rocha, Cabo Polonio y Cerro Verde); 545,5 ha, lo cual representa el 10% de su superficie. Además, de los sistemas clasificados, es el que presenta mayor número de investigaciones encontradas, detallándose las presiones por departamento como se cita anteriormente, lo cual significa que, con estas fuentes de información y un mayor esfuerzo en las políticas públicas, este ecosistema podría ser conservado de forma más eficiente.

Sabana palmar de planicie arenosa (palmar de yatay)

De todos los ecosistemas evaluados, este es el que posee los valores de AOO y EOO más cercanos al umbral de la categoría de Peligro Crítico. En esta sabana palmar el componente leñoso lo domina la palmera *Butia yatay*. En Uruguay, a pesar de que la especie no está incluida dentro de la lista de especies prioritarias para la conservación (Soutullo et al 2013), está legalmente protegida y controlada por el Estado desde 1939 (Ley N° 9.872/39), por lo que queda prohibida la destrucción total o parcial de ejemplares y es considerada ilícita la extracción comercial de su materia prima (e.g., miel; extracción de juveniles con fines ornamentales) sin la previa autorización del MGAP. Sin embargo, esta especie fue clasificada por Bortolini (2017) como En peligro (según EOO de la UICN para la evaluación de especies), lo que refleja que la prohibición de corte de la palmera no ha evitado la degradación de las poblaciones de esta especie y por ende del ecosistema que conforma.

Se ha reportado que la ganadería es, posiblemente, la principal amenaza que afecta la regeneración del palmar, debido al consumo directo de plántulas y juveniles, además del pisoteo, promoviendo la plantación de praderas artificiales, alterando el tapiz herbáceo natural de los palmares. Brazeiro y colaboradores (2019) realizaron un estudio donde estimaron la cobertura de palmar entre 1966 y 2016 en una reserva privada de la empresa forestal Montes del Plata (MDP), entre áreas con y sin ganado, reflejando en esos años un aumento del ecosistema en un 77% en zonas excluidas de ganado, demostrando el enorme impacto que tiene la ganadería en estos ecosistemas (Brazeiro et al 2019). Esta amenaza también ha estado presionando los palmares fuera de las fronteras de Uruguay, encontrándose en Brasil y principalmente Argentina (Brazeiro et al 2019).

En Uruguay, a diferencia de sus países vecinos, la agricultura, la cual remueve el estrato herbáceo natural de este sistema, a pesar de estar presente en la zona de ocupación, no parece haber tenido una gran responsabilidad en la pérdida de palmares, por lo menos entre 1966 y 2016, ni constituye una gran amenaza actual (Bortolini 2017, Bortolini y Brazeiro 2018). Una posible amenaza está dada por la actividad forestal en zonas de ocupación de este ecosistema, en particular porque se ha proyectado una expansión de la actividad para la región durante los próximos 20 años, (Achkar et al 2012, Bortolini y Brazeiro 2018).

La clasificación de riesgo de este ecosistema, aporta un fuerte fundamento para priorizar los esfuerzos de conservación de los ecosistemas de palmar de yatay. Este ecosistema es compartido con Argentina (oeste) y sur de Brasil, y un estudio preliminar en toda el área de distribución sugiere también una categoría de amenaza (Brazeiro et al 2019). Aquí radica la importancia de realizar trabajos de investigación que puedan ser comparados internacionalmente, usando estándares globales. Mediante iniciativas regionales de cuidado como “La Ruta del Palmar” se podría promover y mejorar la conservación y uso sostenible de este ecosistema (Sosinski et al 2019).

Sabana palmar de planicie limosa (palmar de Butia)

Al igual que la sabana palmar descrita anteriormente, constituye una formación con un estrato herbáceo de pradera natural y un estrato cuyo componente leñoso lo domina la palmera butia, en este caso *Butia odorata*. Esta especie también está protegida por ley, pero a diferencia del palmar anterior, la ausencia de juveniles y adultos jóvenes es mucho más marcada, advirtiendo sobre el peligro de colapso en el mediano plazo de esta asociación vegetal (Chebataroff 1974, Báez y Jaurena, 2000, Molina 2001). El ganado ejerce una fuerte presión de herbivoría, consumiendo plántulas y juveniles, comprometiendo la ya frágil regeneración de la palmera. También se ha documentado el efecto de mamíferos exóticos sobre la regeneración, que se ven atraídos por el fruto de esta especie, particularmente el Jabalí (*Sus scrofa*), que se alimenta de los frutos, especialmente en invierno cuando la disponibilidad de alimento se vuelve escasa (Molina 2001).

A diferencia del ecosistema anterior, la agricultura constituye una de las principales amenazas en este caso. Los cultivos de arroz y de secano, que están ampliamente extendidos en la región, y con pronósticos de aumento, destruyen el estrato herbáceo e impiden la regeneración de la palmera (Castellanos y Ragonese 1949, Del Puerto 1969, Del Puerto 1987, Delfino 1992, PROBIDES 1995, Báez y Jaurena 2000, Molina 2001, Rivas 2005).

Estos procesos de degradación y pérdida del ecosistema han sido reportados también para Brasil, con quien compartimos el ecosistema, específicamente al centro este y sureste del país (Porto 1998). Estos

procesos de amenaza y el riesgo final de colapso de estos sistemas reflejan la urgente necesidad de evaluar la posibilidad de la implementación de planes de manejo y recuperación, que incluyan el control de la zona agrícola, el manejo sustentable de la palmera, restricciones ganaderas y la creación de nuevas áreas protegidas, ya que ninguno de los principales núcleos de palmar ha sido incorporado aún al SNAP.

Ecosistemas poco conocidos: sabanas de mar de piedra y bosque mesófilo

En función de la reducida AOO, la Sabana arbolada de planicie rupícola (mares de piedra) podría llegar a ser clasificada como vulnerable (VU). Sin embargo, estos sistemas han sido muy poco estudiados en Uruguay, a pesar de haber sido reconocidos y descritos tempranamente por Chebataroff (1944). La ocurrencia de este ecosistema está condicionada en primera instancia a ciertas condiciones geológicas, en particular una alta cobertura de rocas aflorantes de basamento cristalino, que presenta una distribución parchosa y acotada a ciertas partes de los departamentos de San José, Colonia, Florida, Durazno y Canelones (Chebataroff 1944). Por lo tanto, la extensión de este ecosistema es de por sí naturalmente acotada. Sin embargo, no se han encontrado estudios sobre el estado de conservación y procesos amenazantes, por lo que no corresponde una categorización de amenaza. En tal sentido, este ecosistema debe ser clasificado por el momento, como DD, según este criterio, hasta que nuevos estudios determinen si existe, o no, evidencia significativa de degradación.

El Bosque latifoliado de planicie mesófilo, constituye un ecosistema continental que no está entrelazado con la cercanía directa a los ríos permanentes o semipermanentes como el vargedícola, y por su distribución acotada, podría considerarse como Cercano al Peligro (NT). Sin embargo, no existe en el país antecedente sobre su estado de conservación. Si bien Chebataroff (1944) ya hacía alguna referencia a la presencia de este tipo de bosque en el litoral platense de Uruguay, sugiriendo una vinculación con los talaes bonaerenses, según nuestro conocimiento recién en 2020 (Brazeiro et al 2020) se ha vuelto a llamar la atención sobre este tipo de bosque en el país. Por tanto, resulta claro que se requieren mayores estudios para describir con mejor precisión el sistema y evaluar los procesos que lo amenazan.

Interrupción de los procesos e interacciones bióticas (Invasión de exóticas)

Las dos especies invasoras leñosas más importantes en cuanto a impacto y frecuencia de aparición en bosques de Uruguay (Aber et al 2012, Nebel y Porcile 2006, Proyecto REDD+Uy 2020) son *Gleditsia triacanthos* (“espina de cristo”) y *Ligustrum lucidum* (“ligustro”). La elevada producción de frutos y semillas, alta tasa de germinación, reproducción clonal y rápido crecimiento, así como la gran capacidad de dispersión zoocórica e hidrocórica en el caso de “espina de cristo” le brindan a la especie

un alto potencial invasivo. Igualmente, la alta producción de semillas, alta tasa de reclutamiento y rápido crecimiento del “ligustro” son rasgos que ponen en evidencia la ventaja competitiva frente las especies nativas. Ambas especies van reemplazando a los árboles nativos, se vuelven dominantes, reducen o extinguen localmente las poblaciones de algunas especies, y pueden favorecer a otras, alterando hasta la fauna del suelo y causando por sí solas, el colapso de los ecosistemas que invaden (Montaldo 1993, Hoyos et al 2010, Montti et al 2017, Brazeiro et al 2018, Farías et al 2018).

A pesar de que los resultados indican que el fenómeno de invasión de estas dos especies no es, en la actualidad, lo suficientemente intenso como para clasificar a los ecosistemas boscosos en riesgo, el proceso de invasión no debe ser evaluado como una amenaza menor. Por un lado, se debe tener en cuenta que se trata de un proceso en desarrollo, en expansión, y por lo tanto sería clave proyectar el área y severidad de la invasión a futuro, además de evaluar la situación actual. Para esto será necesario desarrollar modelos realistas de invasión, que puedan ser proyectados al futuro con niveles aceptables de confianza.

Por otro lado, se debe tener en cuenta las dificultades metodológicas para estimar la extensión y severidad actual de la invasión a escala nacional. La cartografía digital de invasión de bosques del proyecto REDD+UY presenta solo dos niveles: (1) bosque invadido, cuando la cobertura del dosel de los bosques está dominado por las especies exóticas invasoras, con valores estimados de cobertura $\geq 90\%$, es decir colapsado o muy cercano al colapso; y (2) bosque no invadido, con coberturas de exóticas en el dosel $< 90\%$. Esta categoría es sumamente amplia, ya que integra desde sitios sin presencia de exóticas en el dosel ni en el sotobosque (i.e., sin plántulas, juveniles ni árboles suprimidos), hasta sitios con alta densidad de árboles exóticos en el sotobosque y dosel del bosque, con coberturas cercanas al 90%, ignorándose así, una proporción de la invasión que no refleja el colapso del sistema, pero si un estado muy cercano. Este vacío de información se debe a la dificultad para detectar el proceso de invasión, la cual va a depender principalmente de la resolución del sensor utilizado (espacial, temporal y espectral) y de las diferencias que puedan presentar la invasora con respecto a la vegetación nativa cercana (e.g., fenológica, estructura). Debido a la resolución media (30 m) de las imágenes utilizadas en el trabajo de Proyecto REDD+ 2020, es imposible con su metodología, detectar sitios con presencia de unos pocos individuos de invasora (Thompson et al 2013). Si bien el sensoramiento remoto ha mejorado el mapeo y monitoreo de invasiones biológicas, la rápida propagación de las invasoras a través de ecosistemas, limita la capacidad de los sensores a la hora de evaluar su distribución espacial, de forma precisa, a una escala espacio-temporal deseada y efectiva en cuanto a tiempo y costo (Huang y Asner 2009, Singh et al 2015).

La metodología 2 de evaluación de riesgo usada en esta Tesis, nos indica nuevamente que la extensión de la invasión y su severidad no refleja un estado de amenaza para los ecosistemas evaluados. En este caso, fue necesario agrupar los ecosistemas al nivel III del sistema de clasificación (Fig. 2. Capt. I), debido al bajo número de puntos de observación en algunos tipos de ecosistema correspondiente al nivel IV de sistema de clasificación. Los resultados describen que la sabana palmar posee la mayor extensión de la invasión, ya que, de las 8 parcelas muestreadas en esos ecosistemas, 2 presentan EEI, difiriendo con los resultados de la metodología 1. Sin embargo, el nivel de severidad es muy bajo, por lo que en la metodología 1 hubiera sido imposible detectarlo, situación que se repite en la sabana arbolada, cuya cantidad de parcelas con presencia de exóticas representa el 17%, pero una severidad ligera de 17%. Según esta metodología, la invasión en el bosque de planicie es la que posee mayor porcentaje de severidad promedio relativa, coincidiendo con los grupos de bosque más afectados según la metodología 1. En cierta medida esto avala las estimaciones de la metodología dos, pero se debe tener en cuenta que sería necesario ampliar el número de observaciones en algunos tipos de ecosistemas para lograr estimaciones más confiables y con un mayor nivel de detalle en la clasificación de los ecosistemas.

Por otro lado, es relevante mencionar que, estas dos especies (ligustro y espina de cristo), a pesar de ser las que generan mayores impactos negativos registrados a nivel nacional, no son las únicas EEI que afectan al bosque nativo, ya que se han identificado 14 especies leñosas invasoras en estos ecosistemas, algunas con graves impactos como el Fresno (Proyecto REDD+ 2020, MGAP 2018), además de algunas especies de animales exóticos invasores cuyos efectos ecológicos, socioeconómicos y potencial expansión, son aun pobremente conocidos (Brazeiro 2018). Situación que debe ser tomada en cuenta si se desea evaluar el proceso de invasión en el bosque nativo de forma más completa.

A pesar de que no se identificaron ecosistemas amenazados según el criterio D, cabe destacar que los bosques costeros resultaron ser los más afectados por la invasión y los más cerca de clasificarse como NT. Esto resalta la importancia de mantener el monitoreo del grado de invasión, y en particular en estos bosques costeros.

Si bien se ha avanzado en la identificación y priorización de especies invasoras, las acciones en el terreno para el control, mitigación o erradicación parecen ser escasas y fragmentadas, por lo que resulta clave promover la generación de información y acciones en este sentido (Brugnoli y Laufer 2018, Brazeiro et al. en prensa). Especialmente cuando este fenómeno es señalado por la ENBN como una de las principales causas de degradación del bosque nativo (MGAP et al 2018).

CONCLUSIONES

La LRE funcionando como un marco coherente de monitoreo y aceptada internacionalmente, podría ser incorporada en el país, permitiendo optimizar las decisiones de gestión, enfocándose en un nivel de organización biológica por encima de las especies, complementando a las listas rojas de especies y proporcionando una evaluación simultanea más robusta.

El análisis expuesto en este capítulo genera con fundamentación científica, que las formaciones que presentan el mayor riesgo de colapsar son las sabanas palmar, especialmente aquella desarrollada en el litoral oeste, el bosque costero les sigue en nivel de riesgo, siendo consecuente los resultados de estos tres sistemas, con lo esperado por diversos investigadores del país.

Los subcriterios utilizados implican una comprensión de cómo las amenazas afectan los atributos ecológicos claves que definen el ecosistema y la sincronización de sus efectos. El desconocimiento y falta de información de estos atributos y los procesos y características que conforman al ecosistema, es un problema a la hora de poder evaluarlo, situación que se presenta en este trabajo con varios ecosistemas. Se resalta la importancia de generar más conocimientos sobre los ecosistemas cartografiados y como se diferencian entre sí en su estructura y composición, para determinar sus atributos clave para entenderlos, lo cual conllevará a diferentes amenazas que pudieran estar siendo ignoradas y no estudiadas. Se considera que nuevas investigaciones deberían ser incluidas para realizar una evaluación más robusta de riesgo.

BIBLIOGRAFIA CAPITULO II

- Aber A, Ferrari G, Porcile J, 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
- Aber A, Zerbino S, Porcile J, Segui R, Balero R. (2015). Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. MVOTMA, Comité de Especies Exóticas Invasoras. Montevideo.
- Achkar M, Brazeiro A y Bartesaghi L (2012). Principales amenazas para la conservación de la biodiversidad de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR. 21p
- Achkar M, Brazeiro A y Bartesaghi L. (2015). Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro A (ed) Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Facultad de Ciencias, CIDUR, VS-Uruguay, SZU Montevideo 70-85pp.
- Alonso Paz E & M J Basagoda. (1999). Los bosques y los matorrales psamófilos en el litoral platense y atlántico del Uruguay. Comunicaciones Botánicas del Museo de Historia Natural de Montevideo, 6 (113): 1-12pp.
- Azpiroz, A.B., M. Alfaro y S. Jiménez. (2012). Lista Roja de las Aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo.
- Bacha, C. (2004). "O uso de recursos florestais e as políticas econômicas brasileiras - uma visão histórica e parcial de um processo de desenvolvimento". Estudos Econômicos, 34 (2):393-426pp.
- Baez F y Jaurena M. (2000). Regeneración del palmar de Butiá (*Butia capitata*) en condiciones de pastoreo, Relevamiento de establecimientos rurales de rocha. PROBIDES. Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este.
- Baudena M, Dekker S, Van Bodegom P, Cuesta B, Higgins S, Lehsten V, Reick C, Rietkerk M, Scheiter C, Yin Z, Zavala M, Brovkin V. (2015). Forests, savannas, and grasslands: bridging the knowledge gap between ecology and Dynamic Global Vegetation Models. Biogeosciences, 12:1833–1848pp.
- Bernardi RE, Holmgren M, Arim M, Scheffer M. (2016). Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. Forest Ecology and Management 363: 212–217pp.
- Bland L, Keith D, Miller R, Murray N, Rodríguez J. (2016). Directrices para la aplicación de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de Ecosistemas de UICN, Versión 1.0. Gland, Suiza: UICN. Ix: 96pp.
- Boggiano P. (2010). Pasturas del monte de parque. Trabajo presentado en el Seminario: Monte Nativo: Patrimonio natural y cultural del Litoral Norte. Paysandú, 10 de junio de 2010 <http://www.guayubira.org.uy/monte/seminario2010/Boggiano-pasturas.pdf>
- Bortolini, S. (2017). Distribución Abundancia y Estado de Conservación de la Palmera *Butia yatay* en Uruguay: Efectos de las actividades agro-forestales y del cambio en el uso del suelo. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Udelar.
- Bortollini S y Brazeiro A (2018): Distribución, abundancia y estado de conservación de los palmares de *Butia yatay* en Uruguay. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. P 63-66pp.

- Bradley J, Cardinale J, Duffy E, Gonzalez A, Hooper D, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace G, Tilman D, Wardle D, Kinzig A, Daily G, Loreau M, Grace J, Larigauderie A, Srivastava D, Naeem S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67pp
- Brazeiro A, Betancourt A, Haretche F. (2020). Bosques nativos de Uruguay distribución, diversidad y propuesta de clasificación. *PLANTAE*, 3, 18pp
- Brazeiro A, Bortolini S, Brussa P, Cravino A, Haretche F, Sabattini JA, Sabattini RA & Alvarado M (2019): Los palmares de *Butia yatay* (mart.) Becc en América del sur: contribución a la evaluación de su estado de conservación. 194-213 p. En: Sabattini JA & Sabattini RA (Eds). Área Natural Protegida Reserva de Usos Múltiples Estancia El Carayá: Producción, conservación y recuperación de ecosistemas en el Espinal Argentino. Universidad Nacional de Entre Ríos. Rosario, Argentina. ISBN 978-987-47393-0-8
- Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E y Iturburu M (Eds) (en prensa): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. MVOTMA, CEEI, UdelaR, Montevideo.
- Brazeiro A, Haretche F y Toranza C (2018): Distribución, reclutamiento y establecimiento de *Ligustrum lucidum* en bosques de Uruguay. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias-MGAP-BMEL. P 32-35. ISBN:978-9974-91-931-0
- Brazeiro A, Haretche F, Toranza C, Brussa P, Betancourt A. (2020). El Ligustro (*Ligustrum lucidum*): un árbol invasor de los bosques de Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. XX-XX. RETEMA-UdelaR/CEEI, MVOTMA, Montevideo.
- Brazeiro A, Soutullo A y Bartesaghi L. (2015). Identificación de prioridades de conservación en las eco-regiones 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.60-69pp.
- Brugnoli E y Laufer G. (2018). Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas Invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción. MVOTMA. Comité de Especies exóticas Invasoras.
- Brussa C y Grela I. (2007). Flora Arbórea del Uruguay. Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Montevideo: COFUSA
- Butchart M, Scharlemann W, Evans I, Quader S, Aricò S. (2012) Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PLoS One* 7: e32529. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032529>
- Caldevilla F, Quintillan M. (1998). El bosque nativo. Un aporte para el productor agropecuario. *Almanaque del Banco de Seguros del Estado*. Uruguay. 1(1): 139-144pp.
- Carré A y Teillac-Deschamps P. (2014). La Liste rouge des écosystèmes en France Habitats forestiers de France métropolitaine - Recueil des études de cas UICN Francia, 93p.
- Carreira S y Maneyro R. (2015). Lista Roja de los Anfibios y Reptiles del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la herpetofauna de Uruguay sobre la base de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Dirección Nacional de Medio Ambiente, MVOTMA. Montevideo.
- Carrere R. (1990). Desarrollo forestal y medio ambiente en Uruguay. El bosque natural uruguayo: inventario y evolución del recurso. Montevideo: CIEDUR.
- Castellanos A y Ragonese A. (1949). Distribución geográfica de algunas palmas del Uruguay. In: Congreso Sudamericano de Botánica.Trabajos presentados. Tucumán, Argentina, Lilloa. 251-261pp

- Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES). (2008). Informe del estado del ambiente en Uruguay. CLAES, PNUMA, DINAMA, Gráfica Mosca, Montevideo, Uruguay.
- Chebataroff J. (1944). La Sierra Mahoma. Montevideo, apartado del boletín de la sección de investigaciones botánicas del Instituto de Estudios Superiores.
- Chebataroff J. (1960). Algunos aspectos evolutivos de la vegetación de la Provincia Fitogeográfica Uruguayense. Montevideo. Apartado de la Revista Nacional no 201
- Chen G, Wang X, Ma K. (2020). Red list of China's forest ecosystems: A conservation assessment and protected area gap analysis. Biological Conservation. Volume 248. 108636
- Comité français de l'UICN, 2020. La Liste Rouge des Écosystèmes en France - Chapitre littoraux méditerranéens de France métropolitaine, Vol 1 : dunes côtières et rivages sableux, Rapport technique, Paris, France, 181 pages.
- Convenio de Diversidad Biológica 1992. <https://www.cbd.int/convention/text/>
- Cronk B y Fuller J. (1995). Plant Invaders: the threat to natural ecosystems. Chapman and Hall, London 241pp
- David A, Davis M. (2009). Invasion Biology. Oxford University Press, New York. 244pp.
- Davis M y Thompson K (2000). Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a propose nomenclature scheme for invasion ecology. Bulletin of the Ecological Society of America 81: 226 – 230pp
- Del Puerto O. (1969). Hierbas del Uruguay. Nuestra Tierra N° 19. Montevideo. Uruguay.
- Del Puerto O. (1987). Vegetación del Uruguay. Montevideo. Facultad de Agronomía. 16 pp
- Delfino L y Masciardi S. (2005). Relevamiento florístico en el Cabo Polonio, Rocha, Uruguay. Iheringia. Série Botânica, 60(2):119-128pp.
- Delfino L. (1992). Palmeras y palmares del Uruguay. En: Los recursos naturales: ciclo del medio ambiente. Montevideo, Hemisferio Sur
- Delfino L. (2015). Ligustro (*Ligustrum lucidum*). En Aber A, Zerbino S, Porcile F, Segui R, Balero, R. (eds.). Especies Exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA. 20-23pp.
- DINAMA. (2010). IV Informe Nacional al Convenio sobre Diversidad Biológica, Dirección Nacional de Medio Ambiente, MVOTMA, CBD, 2010. <http://www.cbd.int/doc/world/uy/uy-nr-04-es.pdf>
- Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA). 2000. MGAP. <http://www.mgap.gub.uy/Dieaanterior/CENSOVOL2/indice.htm>
- Escudero R. (2004). Subcomponente Bosque Nativo. Compilación, sistematización y análisis de la información disponible publicada o en proceso, descripción de la situación actual y propuestas de intervención. Informe de Consultoría Proyecto Combinado GEF/IBRD Manejo Integrado de Ecosistemas y Recursos Naturales en Uruguay Componente Manejo y Conservación de la Diversidad.
- Etter A, Andrade A, Saavedra K, Amaya P, Arevalo P, Cortes J, Pacheco C, Soler D. (2017). Lista Roja de los Ecosistemas de Colombia, Vers 2.0. Pontificia Universidad Javeriana Departamento de Ecología y Territorio y Conservación Internacional Colombia.
- Fagundez C y Lezama F. 2005. Distribución espacial de la vegetación costera del litoral platense y atlántico Uruguayo. Informe Freplata. Facultad de Ciencias UDELAR. Uruguay.

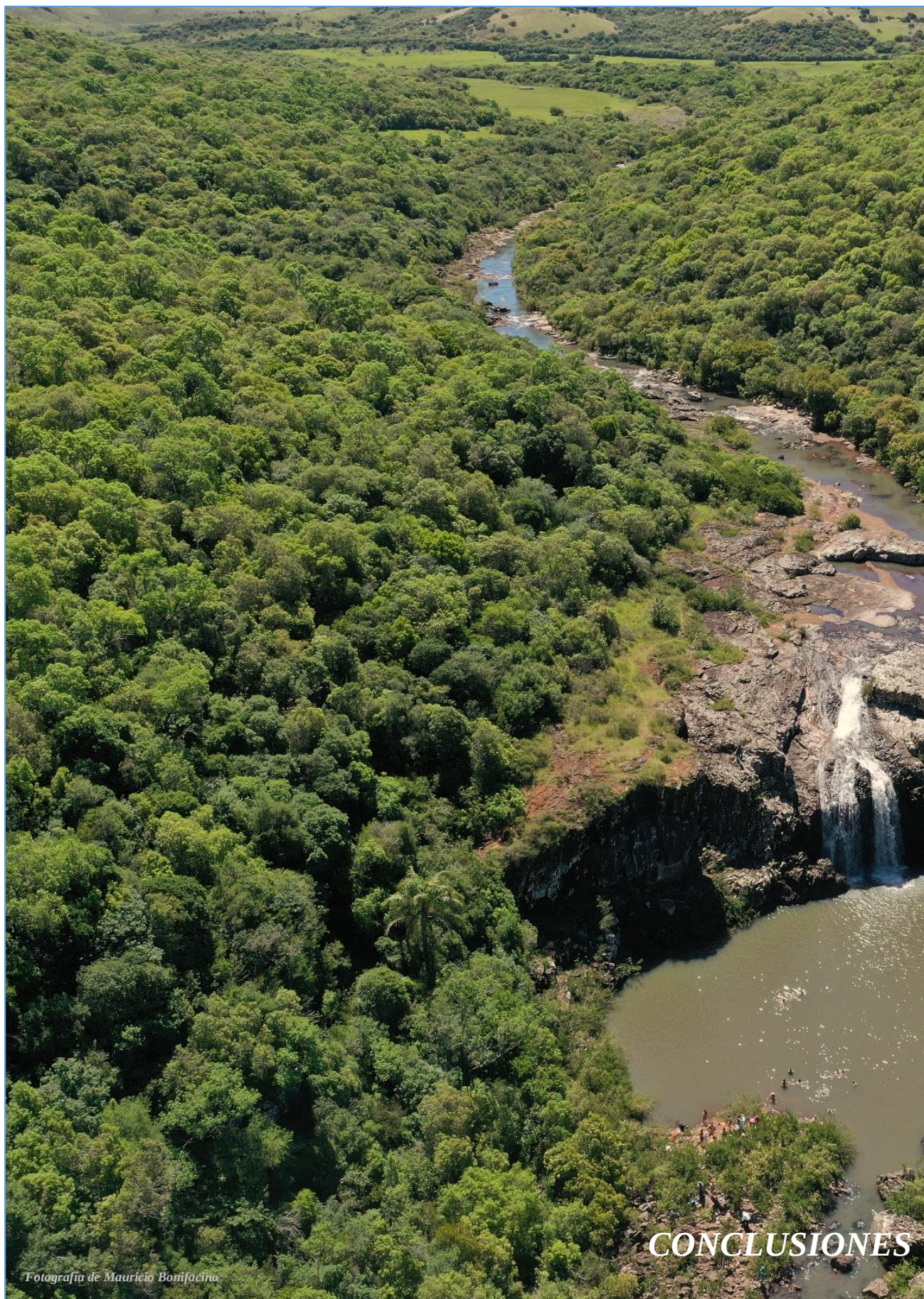
- Farías L, Vettorazzi R, Brazeiro A. (2018). Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición. En: Brazeiro, A (ed.). Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Libro de Resúmenes. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR, MGAP, BMEL. 36-38pp
- Farías L, Vettorazzi R, Brazeiro A. (2018). Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. P 36-38pp.
- Fernández R, Ceballos S, Malizia A, Aragón R. (2017). *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Australian Journal of Botany* 65(3): 203-213pp.
- Ferrer-Paris J, Oliveira-Miranda M, González-Gil M, Zager I, Keith D, Rodriguez J, Miller R, Zambrana-Torrel C, Josse C, Barrow E. (2018). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Wiley Conservation Letters*. 1–10. <https://doi.org/10.1111/conl.12623>
- Foley J, DeFries R, Asner G, Barford C, Bonan G, Carpenter S, Chapin S, Coe M, Daily G, Gibbs H, Helkowski J, Holloway T, Howard E, Kucharik C, Monfreda C, Patz J, Prentice C, Ramankutty N, Snyder P. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574pp.
- Fontana M, Goth S, Luna C. (2002). Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Dirección de Bosques. Argentina.
- Franklin J. (1993). Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems or Landscapes. *Ecological Applications* 3:202-205pp.
- Gadino I, Panario D, Brazeiro A, Roche I. (2012). El modelo actual de desarrollo turístico al oeste del balneario La Paloma Rocha, Uruguay. *Tendencias, riesgos y propuestas. Sustentabilidade em Debate*. V3n2 8125.
- Gaston K y Fuller R. (2009). The sizes of species geographic ranges. *Journal of Applied Ecology* 46:1–9pp.
- Gaston K, Jackson S, Cantu-Salazar L, Cruz-Piñón G. (2008). The Ecological Performance of Protected Areas. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. Vol 39:93-113pp.
- Gautreau P y Lezama F. (2009). Clasificación florística de los bosques y Arbustales de las sierras del Uruguay *Ecología Austral* 19:81-92 Asociación Argentina de Ecología.
- Gautreau P. (2006). Géographies d’une destruction des forêts dans un territoire d’herbages. Récits de crise et résilience forestière dans les campos uruguayens du XVIIIe au XXe siècle. Tesis de doctorado, Universidad de Lille 1, Francia.
- GeoUruguay. (2008). Informe del Estado del Ambiente. CLAES/PNUMA/DINAMA, Montevideo. 350pp
- Gligo N, Alonso G, Barkin D, Brailovsky A, Brzovic F, Carrizosa J, Durán H, Fernández P, Gallopín G, Leal J, Marino M, Morales C, Ortiz F, Panario D, Pengue W, Rodríguez M, Rofman A, Saa R, Sejenovich H, Sunkel O, Villam J. (2020). La tragedia ambiental de América Latina y el Caribe. Serie Libros de la CEPAL 161. (LC/PUB.2020/11-P), Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Grela I. (2003). Evaluación del Estado sucesional de un Bosque subtropical de Quebradas en el norte de Uruguay. *Acta botánica* 17(2): 315-324pp
- Hassan R, Scholes R, Ash N. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Volume 1. Findings of the Condition and Trends Working Group. Island Press, Washington, D.C, U.S.A

- Hayes W. (2005). The Precautionary Principle. *Arch Hig Rada Toksikol.* Harvard School of Public Health. 56:161-166pp.
- Heal G, Daily G, Ehrlich P, Salzman J, Boggs C, Hellman J, Hughes J, Kremen C, Ricketts T. (2001). Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford Environmental Law Journal* 20:333-364pp.
- Heinz Center. (2002). The State of the Nation's Ecosystems: Measuring the Lands, Waters, and Living Resources of the United States. Cambridge University Press for The H. John Heinz III Center for Science, Economics, and the Environment, New York, USA.
- Herrera F. (2015). Lista Roja de los Ecosistemas Terrestres de Costa Rica. Informe Final de Proyecto CATIE 75p.4
- Hirota M, Holmgren M, Van Nes EH, Scheffer M. (2011). Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334, 232–235pp
- Hobbs R, Jill J, Bridgewater P, Cramer V, Epstein J, Ewel C, Klink A, Norton D, Ojima D, Richardson D, Sanderson E, Valladares F, Montserrat V, Zamora R, Zobel M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*. Vol 15:1 1-7pp
- Hoyos L, Gavier-Pizarro G, Kuemmerle T. (2010). Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Cordoba, Argentina. *Biol. Invasions* 12: 3261-3275
- Huang C y Asner G. (2009). Applications of Remote Sensing to Alien Invasive Plant Studies. *Sensors* 9(6), 4869-4889pp.
- Jones H, Holmes N, Butchart S, Tershy B, Kappes P, Corkery I, Aguirre-Muñoz A, Armstrong D, Bonnaud E, Burbidge A, Campbell K, Courchamp F, Cowan P, Cuthbert R, Ebbert S, Genovesi P, Howald G, Keitt B, Kress S, Miskelly C, Oppel S, Poncet S, Rauzon M, Rocamora G, Russell J, Samaniego-Herrera A, Seddon P, Spatz D, Towns D, Croll D. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 113, 4033.
- Keith D, Rodríguez J, Rodríguez-Clark K. et al. (2013). Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS One*, 8(5), e62111
- Keith D. (2015). Assessing and managing risks to ecosystem biodiversity. *Austral Ecol.* 40 [doi:10.1111/aec.12249]
- Kontula T y Raunio A. (2019). Threatened Habitat Types in Finland 2018. Red List of Habitats Results and Basis for Assessment. Finnish Environment Institute and Ministry of the Environment, Helsinki. *The Finnish Environment* 2/2019. 254 pp.
- Mahoney P y Bishop M. (2017). Assessing risk of estuarine ecosystem collapse. *Ocean & Coastal Management*. El Sevier Vol 140 46-58pp
- Marshall A, Schulte to Bühne H, Bland L, Pettorelli N. (2018) Assessing ecosystem collapse risk in ecosystems dominated by foundation species: The case of fringe mangroves *Ecological Indicators* 91: 128–137pp.
- Medina S y Rachid A. (2004). Estudio de una sucesión vegetal en las barrancas de los humedales del Río Santa Lucía. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 101 pp.
- MERCOSUR. (2018). https://normas.mercosur.int/simfiles/normativas/71428_RES_059-2018_ES_MOU%20MERCOSUR-PNUMA.docx
- MGAP, MVOTMA, FAO, UNESCO. (2011). Mapa de cobertura del suelo de Uruguay. Land cover classification system. Montevideo, Empresa Gráfica Mosca, 54pp

- MGAP, MVOTMA, UNIQUE, Hesen Forst. (2018). Estrategia Nacional de Bosque Nativo. Tradinco S.A.
- MGAP. (2017). Informe de finalización del relevamiento de Usos de la Tierra y Cambios en el Uso de la Tierra (LULUCF) en Uruguay, a través de Collect Earth para en el periodo 2000-2016.
- MGAP. (2019). Memoria annual. https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-05/191213_memoria_anual_mgap_2019_extenso.pdf
- Moles T, Moreno F, Bonser P, Warton I, Helm A, Warman L, Eldridge J, Jurado E, Hemmings A, Reich B, Cavender-Bares J, Seabloom W, Mayfield M, Sheil D, Djietror C, Peri L, Enrico L, Cabido R, Setterfield A, Lehmann R, Thomson J. (2012). Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100: 116-127pp.
- Molina B. (2001). Biología y conservación del palmar de butiá (*Butia capitata*) en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. *Avances de investigación PROBIDES* 33 ISBN 9974-7611-3-
- Montaldo N. (1993). Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Rev Chil Hist Nat* 66:75–85pp
- Montti L, Carrillo V, Gutiérrez-Angonese J, Gasparri G, Aragón R, Grau H. (2017). The role of bioclimatic features, landscape configuration and historical land use in the invasion of an Asian tree in subtropical Argentina. *Landscape Ecology* 32(11), 2167-2185pp.
- Murray N, Keith D, Duncan A, Tizard R, Ferrer-Paris J, Worthington T, Armstrong K, Hlaing N, Htut W, Httat Oo A, Zay Ya K, Grantham H. (2020). Myanmar's terrestrial ecosystems: Status, threats and conservation opportunities. *Biological Conservation* Volume 252 108834.
- Nebel J y Porcile J. (2006). La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 7pp.
- Nebel J. (1997). Bosque Nativo. Gestión de Conservación. Montevideo. Uruguay Forestal 15 1(1):198-204pp
- Noss R. (1996). Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11:351pp.
- Oliveira-Filho A. (2009). Classificação das fitofisionomias da América do Sul: Tropical e subtropical: proposta de um novo sistema – prático e Flexível – ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia*, 60 (2): 237-258pp.
- Orians G. (1993). Endangered at what level? *Ecological Applications* 3:206-208pp.
- Panario D y Gutierrez O. (2005). La vegetación en la evolución de playas arenosas. El caso de la costa uruguaya. *Revista Ecosistemas*. 14 (2): 150-161pp.
- Panario D, Gutiérrez O, Achkar M, Bartesaghi L, Ceroni M. (2011). Mapa de Ambientes de Uruguay y Distribución Potencial de Especies. Convenio MGAP/PPR-CIEDUR 149.
- Panario D. (1994). Evolución y tendencia de la vegetación nativa uruguaya I. La Pradera. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Recursos Naturales Renovables. Dirección de Suelos y Aguas. Montevideo 37-46pp
- Pillar V y Quadros F. (1997). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12 119–126pp.
- Pliscoff P. (2015). Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico elaborado por Patricio Pliscoff para el Ministerio del Medio Ambiente. 63 p. Porto M. (1998). As formacoes vegetais: evolucao e dinâmica da conquista. p. 47-58. En: Atlas Ambiental de

- Porto Alegre. R. Menegat et al. Universidade/UFRG, Porto Alegre, BR. Prentice I, Ramankutty N, Snyder P. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309:570-574pp
- Prieto A, Blasi A, De Francesco C, Fernández C. (2004). Environmental history since 11,000 14C yr b.p. of the northeastern Pampas, Argentina, from alluvial sequences of the Luján River. *Quaternary Research* 62, 146–161. doi:10.1016/j.yqres.2004.04.006
 - Probides. (1999). Plan Director. Reserva de Biosfera Bañados del Este. 159 pp.
 - Proyecto REDD+ Uruguay. (2020). Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoramiento remoto. Olivera, J.M. y Riaño, E. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo, Uruguay
 - Rejmánek M, Richardson D, Pyšek P. (2005). Plant invasions and invisibility of plant communities. En: van der Maarel E (ed). *Vegetation ecology*. Oxford. Blackwell Publishing. 332-355pp.
 - Ríos M, Bartesaghi L, Piñero V, Garay A, Mai P, Delfino L, Masciadri S, Alonso Paz E, Bassagoda M, Soutullo A. (2010). Caracterización y distribución espacial del bosque y matorral Psamófilo. Serie de Informes #26 EcoPlata DINAMA. MVOTMA.
 - Rivas M y Barilani A. (2004). Diversidad, potencial productivo y reproductivo de los Palmares de *Butia capitata* (MART.) BECC. de Uruguay. *Agrociencia* Vol. VIII (1) 11-20pp.
 - Rivas M. (2005). Desafíos y alternativas para la conservación in situ de los palmares de *Butia capitata* (Mart.) Becc. *Agrociencia* Uruguay: 161-168pp.
 - Rodríguez J, Balch J, Rodríguez-Clark K. (2007). Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 16:183–209pp
 - Rodríguez J, Keith D, Rodríguez-Clark K, Murray N, Nicholson E, Regan T, Miller R, Barrow E, Bland L, Thomas K, Brooks M, Oliveira-Miranda M, Spalding M, Wit P. (2015). A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Phil. Trans. R. Soc. B370*: 20140003. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2014.0003>
 - Rodríguez J, Rojas-Suárez F, Hernández D. (2010). Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela. Provita, Shell Venezuela, Lenovo Venezuela. Caracas: Venezuela. 324.
 - Scott J, Davis F, Csuti B, Noss R, Butterfield B, Groves C, Anderson H, Caicco S, D'Erchia F, Edwards T, Ulliman J, Wright R. (1993). Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1-41pp.
 - Silvera N, Olviera F, Frachia R, Armand I. (2017). Análisis espacio-temporal de los usos de suelo y sus presiones como herramienta de gestión integrada de cuencas. El caso de la microcuenca Tarariras, Maldonado, Uruguay. *Innotec*, 13(13), 58–66. <https://doi.org/10.26461/13.06>
 - Singh K, Davis J, Meentemeyer R. (2015). Detecting understory plant invasion in urban forests using LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 38, 267-279
 - Sosa B, Caballero N, Carvajales A, Fernández G, Mello A, Achkar M. (2015). Control de *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay. *Ecología austral* 25(3):250-254pp.
 - Soutullo A, Clavijo J, Martínez-Lanfran. (2013). Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. Montevideo: DINAMA. 222 pp
 - Thompson I, Guariguata, Okabe, Bahamondez C, Nasi R, Heymell V, et al. (2013). An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecology and Society*, 18(2)

- 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
- Tognetti P, Mazia N, Ibañez G. (2019). Seed local adaptation and seedling plasticity account for *Gleditsia triacanthos* tree invasion across biomes. *Annals of Botany* 124: 307-318pp
- Toranza C. (2017). Shapefile de cobertura de bosques serranos y de quebrada. Sin publicar. Elaborado en el BEC-Udelar.
- UICN. (2015). Libro rojo de los ecosistemas forestales de Marruecos. Gland, Suiza y Málaga, España: UICN. p164
- United Nations Framework Convention on Climate Change. (2016). Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015: Addendum. Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-first session. Bonn. FCCC/CP/2015/10.
- Van Nes E, Hirota M, Holmgren M, Scheffer M. (2014). Tipping points in tropical tree cover: linking theory to data. *Glob.Chang. Biol.*, 20:1016–1021pp
- Vettorazzi R, Farías L, Brazeiro A (2018). Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el ensamble de invertebrados de la hojarasca. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias-MGAP-BMEL. P 39-42pp.
- Wardle G, Greenville A, Frank A, Tischler M, Emery N, Dickman C (2015). Ecosystem risk assessment of Georgina gidgee woodlands in central Australia *Austral Ecology* 40(4): 444-459pp.
- Zaffaroni C, Rivas M, Resnichenko Y, Hernández J. (2005). Aporte para la conservación de paisajes singulares: el caso de los palmares de *Butia capitata* (Mart.) Becc., en el departamento de Rocha, Uruguay. In X Encontro de Geógrafos de América Latina. Anales X Encuentro de Geógrafos de América Latina. Sao Paulo, 2005. p. 116611-16622.



CONCLUSIONES

Fotografía de Mauricio Bonifacio

CAPITULO III

CONCLUSIONES GENERALES

Este trabajo logra generar, por un lado, una cartografía de ecosistemas boscosos y sabanas arboladas y palmar del país, bajo una clasificación jerárquica comparable internacionalmente, que posteriormente permitió determinar según dos criterios de la UICN, que tres ecosistemas están bajo riesgo de colapso en el país, cumpliendo así los objetivos planteados para el estudio.

Esta tesis constituye una primera iniciativa que debería ser mejorada en el futuro, entendiendo que se requiere más investigación en cuanto a los procesos bióticos que caracterizan a cada ecosistema, así como mayores estudios para entender cómo y cuales amenazas los afectan. El estudio puede ser incluido de forma más robusta en la gestión ambiental de los ecosistemas del país, siendo un aporte a la Estrategia Nacional de Bosques e informar a la región (e.g., MERCOSUR) y al mundo (e.g., Convenio sobre la Diversidad Biológica) sobre el estado de conservación de los ecosistemas de Uruguay.

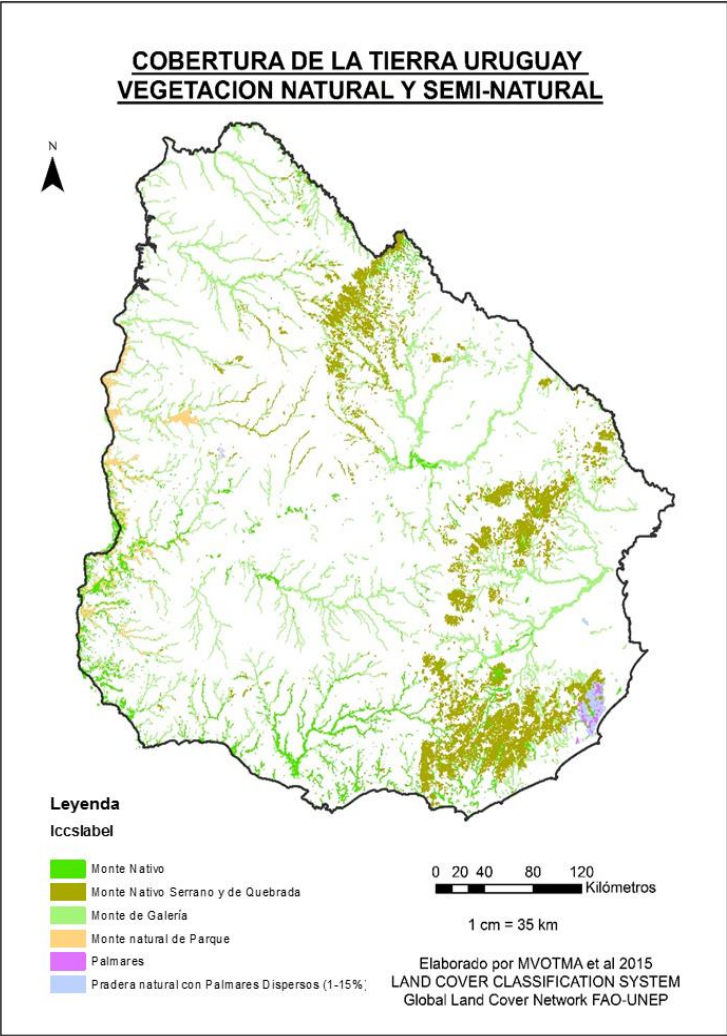
De igual forma, el trabajo refleja la importancia de la integración de diversas fuentes de información para lograr resultados determinantes. La combinación de esfuerzos es una lección aprendida, demostrando que con resultados prácticos, sin ignorar a los demás sistemas, las sabanas palmar y los bosques costeros requieren de especial atención a nivel nacional, como ya varios investigadores han manifestado.

Nuevas iniciativas para complementar el estudio y lograr un libro rojo de todos los ecosistemas del país son promovidas con esta primera aproximación del método de la UICN. Asimismo, la generación bajo un método científico de una clasificación de todos los ecosistemas en el país.

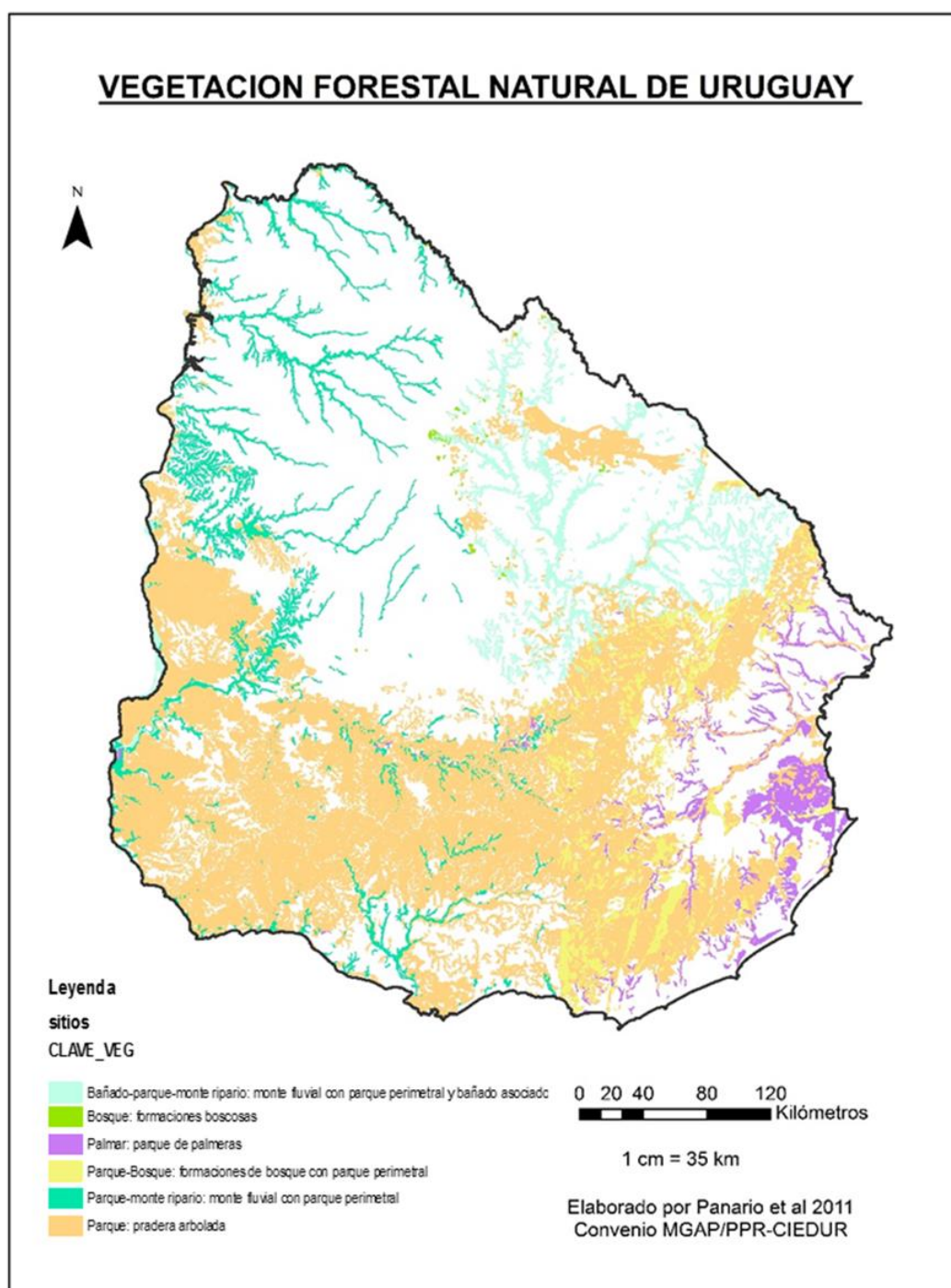
ANEXOS



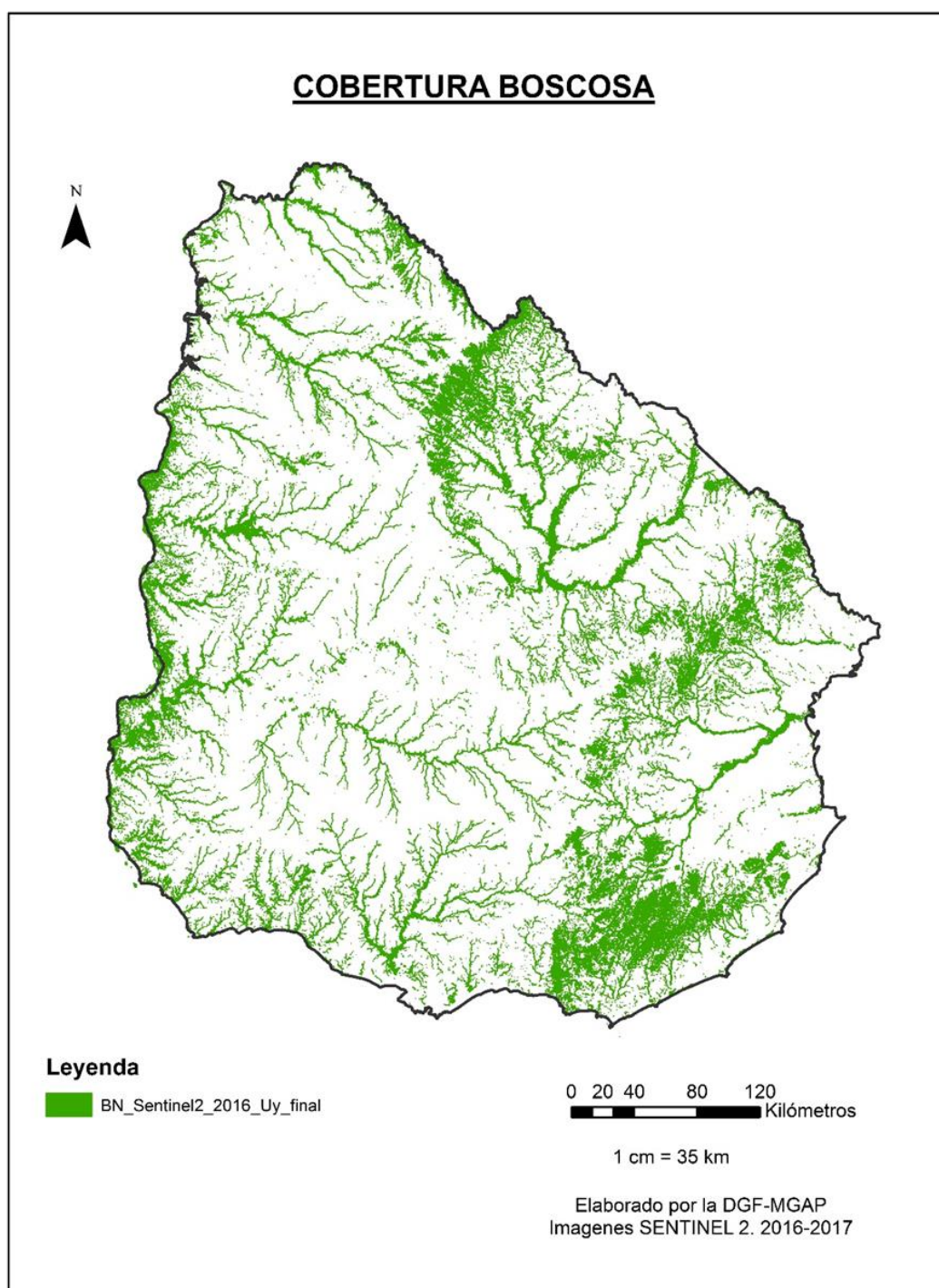
Anexo 1. Gráfico con el número de especies que hacen uso de los bosques y matorrales como hábitat esencial.



Anexo 2. Mapa de la cobertura boscosa según MVOTMA y FAO 2015.



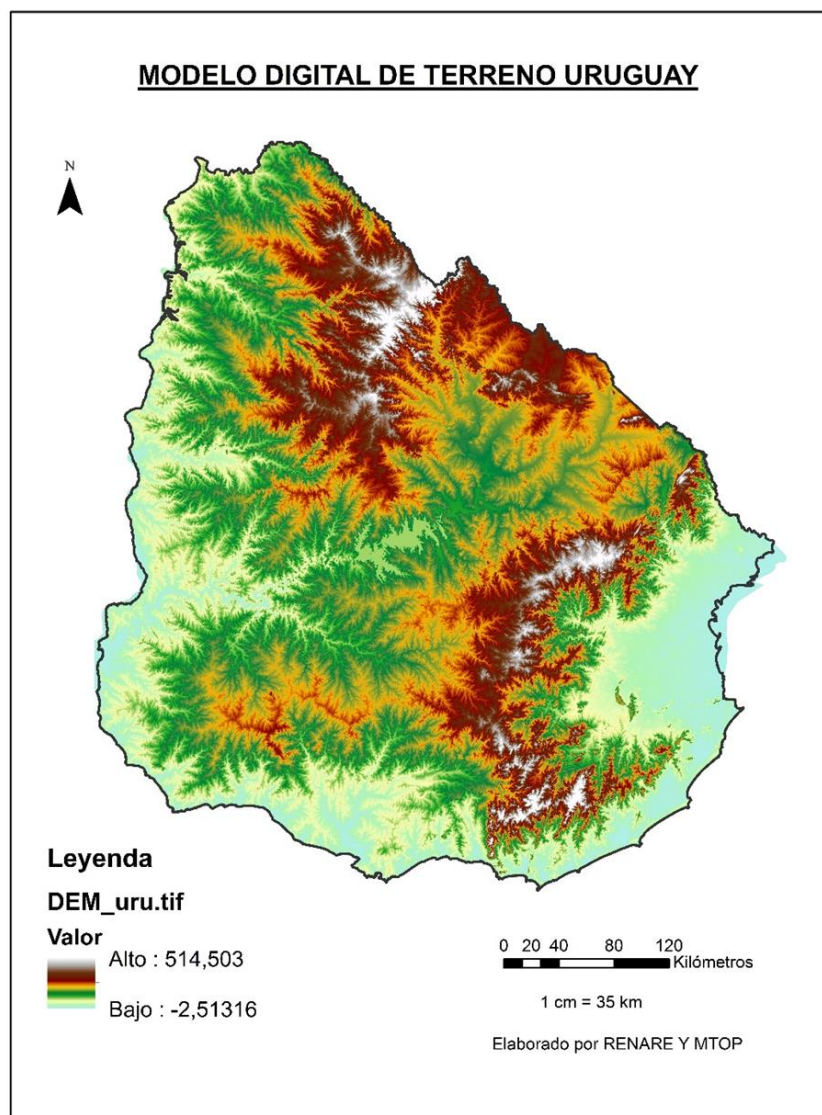
Anexo 3. Mapa de la cobertura boscosa según Panario et al 2011.



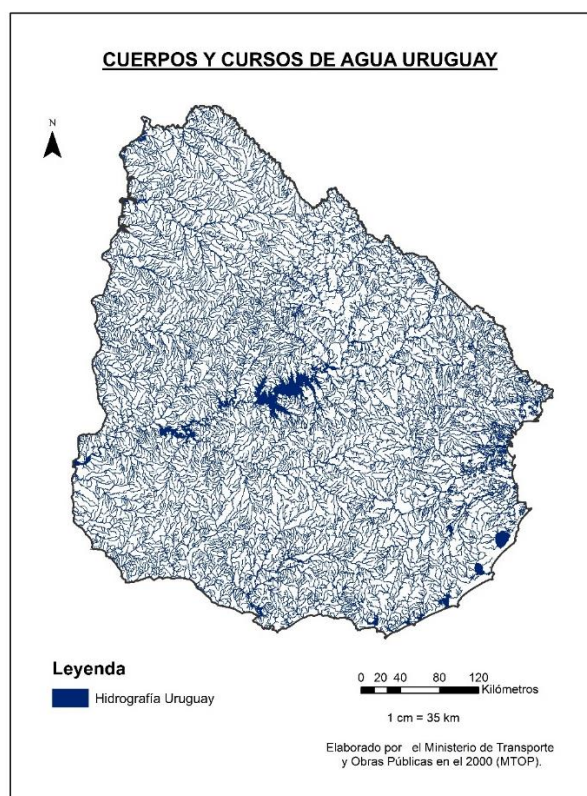
Anexo 4. Mapa de la cobertura boscosa según la DGF-MGAP 2016-2017.

Cartografía	Autor	Imágenes base	Fecha imágenes	Modificado por	Imágenes para la modificación	Fecha imágenes de modificación	Escala de digitalización inicial	Escala de digitalización de modificación	Unidad mínima	Imágenes de apoyo
“Costeros/ Psamoflos”	Rios et al 2010	Fotografías áreas 1996 y 2000	1996 y 2000	Haretche F	Imágenes de Google Earth	2015	1:6.000	1:7.000	0,5 ha	
		Imágenes de Google Earth	Sin fecha definida							
Bosque	Betancourt A	Landsat 30x30	2015				1:30.000		1 ha	Imágenes de Google Earth 2015
“Serranos y Quebradas”	Toranza C	Landsat 30x30	2015				1:30.000		1 ha	Imágenes de Google Earth 2015
Sabana Arbolada	Betancourt A	Landsat 30x30	2015				1:30.000		1 ha	Imágenes de Google Earth 2015
“Palmar butia”	Baezy Juarena 2000	Cartas geográficas del país	1985	Betancourt A	Imágenes de Google Earth	2015	1:100.000	1:10.000	0,5ha	
	MVOTMA et al 2015	Landsat 30x30	2015							
“Palmar yatay”	Bortolini S	Imágenes de Google Earth	2013				1:7.000		0,5 ha	

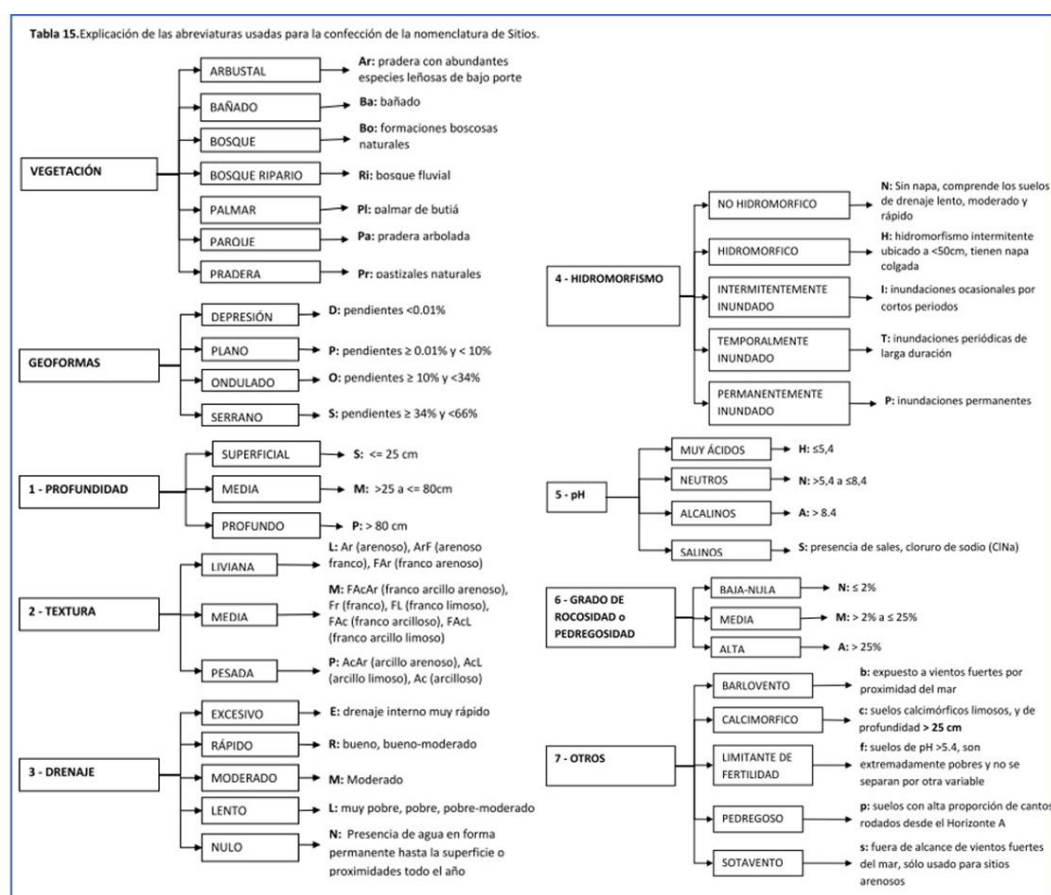
Anexo 5. Cuadro resumen de las cartografías realizadas, integradas y modificadas en este trabajo.



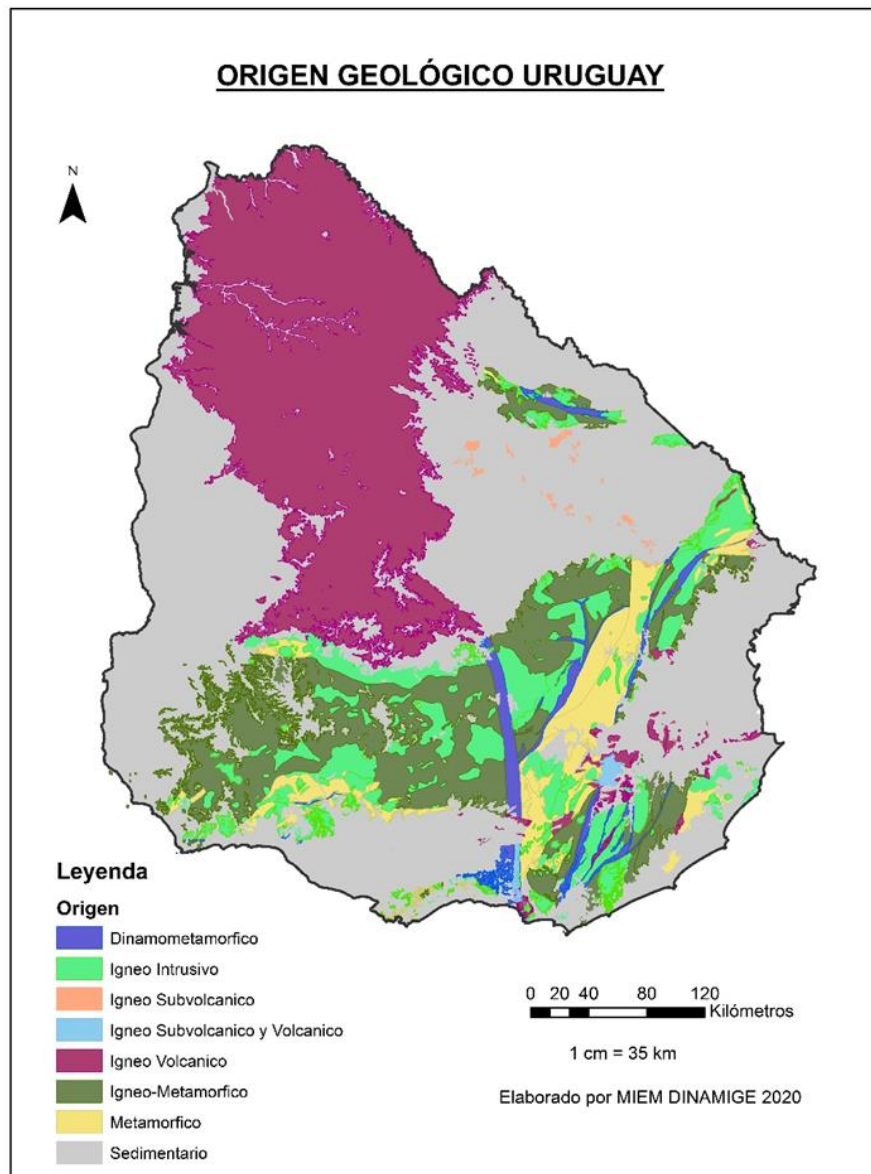
Anexo 6. Mapa del Modelo digital de Elevación del país.



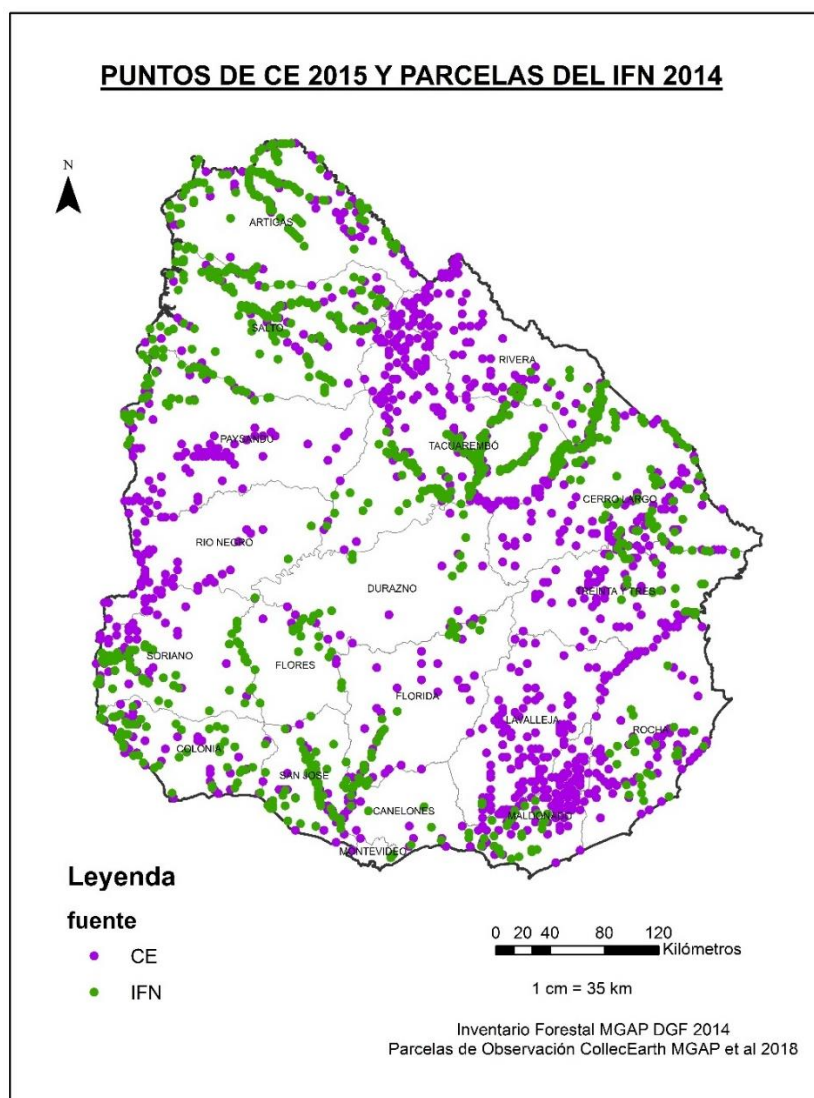
Anexo7. Cuerpos y cursos de agua en el país.



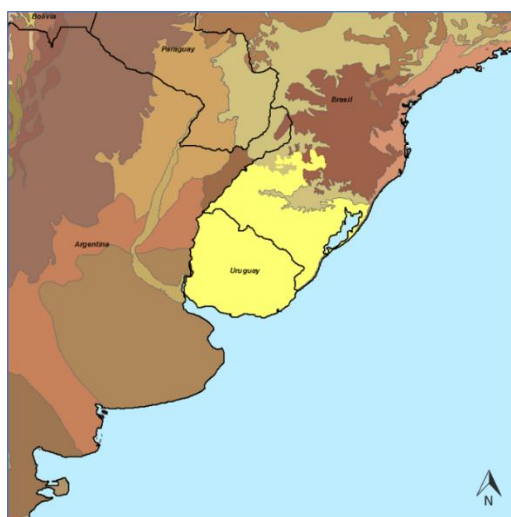
Anexo 8. Resumen de las variables presentes en el shapefile de Panario et al 2011.



Anexo 9. Origen Geológico de Uruguay

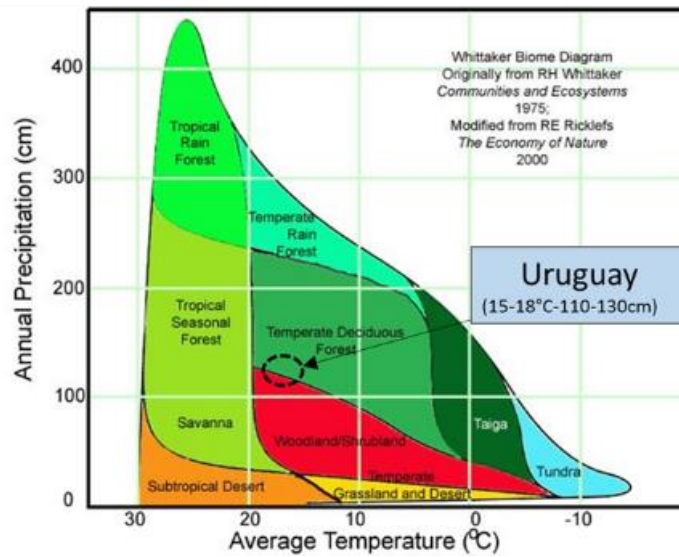


Anexo 10. Mapa de la ubicación de los puntos de CE e IFN.

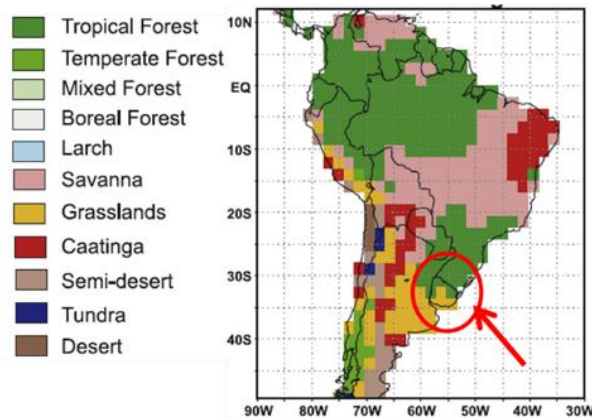


Anexo 11. Imagen representativa de la Sabana Uruguayense en color amarillo (Olson et al 2001)

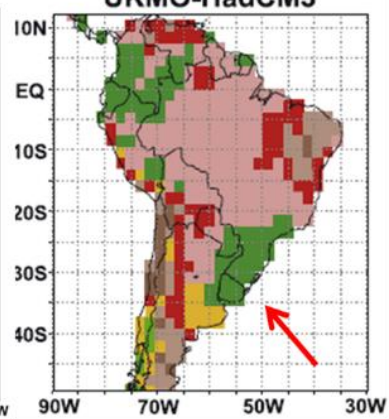
a



b Vegetación potencial
actual (Biomás)



c Proyección 2090-2099,
escenario A2, modelo
UKMO-HadCM3

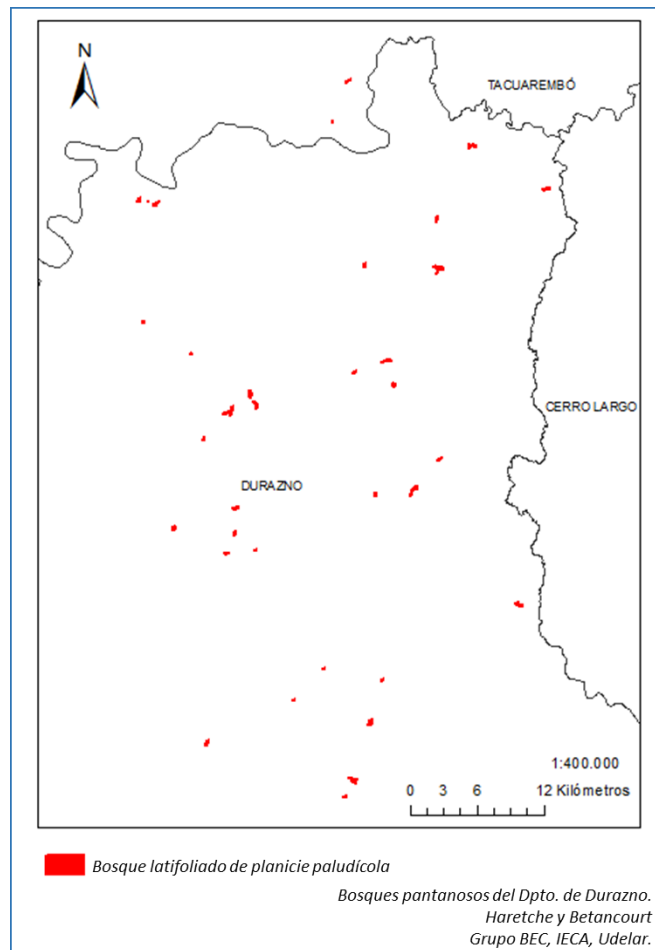


Anexo 12. Cobertura boscosa esperada en Uruguay según modelos ecoclimáticos.

a. Esquema ecoclimático de Whittaker (1975).

b. Mapa de distribución potencial de la vegetación en Sudamérica, desarrollado a partir de modelos ecoclimático (Salazar et al 2010).

c. Mapa de distribución potencial de la vegetación en Sudamérica proyectada para el año 2099. (Salazar y Nobre 2010).

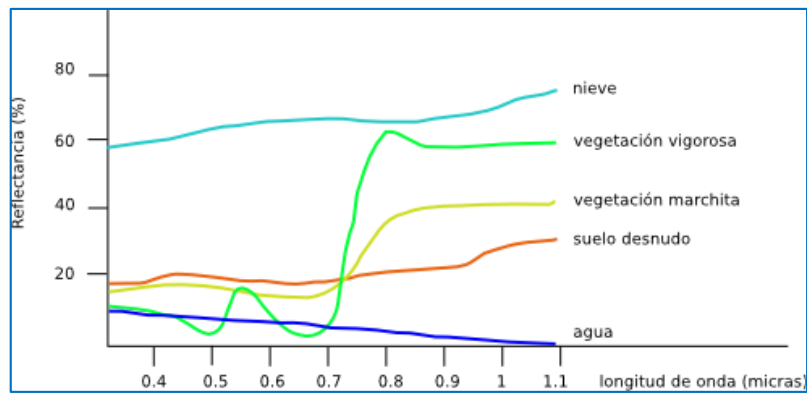


Anexo 13. Mapa de los Bosques Pantanosos Hareteche y Betancourt 2018.



Anexo 14. Representación visual del Dominio PAMPAS en color amarillo (Soriano 1992)

- **Soriano, A.**, León, R.J.C., Sala, O.E., Lavado, R.S., Deregibus, V.A., Cahuepé, M.A., Scaglia, O.A., Velázquez, C.A., Lemcoff, J.H. 1992. Río de la Plata grasslands: In: Coupland, R.T. (ed.) Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere. Elsevier, New York, pp. 367-407



Anexo 15. Firma Espectral de diferentes coberturas. La vegetación vigorosa representa aquella en crecimiento con alta productividad.

Anexo 16. Resumen de los cinco criterios del protocolo de la LRE. Bland et al 2016.

Resumen de los cinco criterios (A-E) usados para evaluar el estatus de riesgo de un ecosistema, con base en la Versión 2.2 de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de Ecosistemas de la UICN.

Para detalles sobre las definiciones y métodos usados para estimar las categorías y criterios descritos abajo, por favor referirse a Bland y col. (2017)¹
(Disponible en: <https://iucnrl.org/resources/key-documents>)

A. Disminución en la distribución geográfica sobre CUALQUIERA de los siguientes periodos de tiempo:	CR	EN	VU	
A1	Pasado (durante los últimos 50 años)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A2a	Futuro (durante los próximos 50 años)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A2b	Cualquier periodo de 50 años (incluyendo el pasado, presente y futuro)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A3	Histórico (desde aproximadamente 1750)	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%

B. Distribución geográfica restringida indicada para CUALQUIERA de los subcriterios B1, B2 o B3:	CR	EN	VU		
B1	La extensión de un polígono convexo mínimo (km ²) que encierra todas las ocurrencias (extensión de la presencia, EOO) no es más largo que: Y por lo menos uno de los siguientes (a-c): (a) Una disminución continua observada o inferida en CUALQUIERA de: i. una medida de extensión espacial apropiada para el ecosistema; O ii. una medida de la calidad ambiental apropiada para la biota nativa característica del ecosistema; O iii. una medida apropiada de la interrupción de las interacciones bióticas de la biota nativa característica del ecosistema (b) Procesos de amenaza observados o inferidos que es probable causen una disminución continua en la distribución geográfica, la calidad ambiental o las interacciones bióticas dentro de los próximos 20 años. (c) El ecosistema existe en:				
	≤ 2,000 km ²	≤ 20,000 km ²	≤ 50,000 km ²		
B2	El número de celdas ocupadas dentro de una cuadrícula de celdas de 10x10 km (área de ocupación, AOO) es no más de: Y por lo menos uno de a-c de arriba (igual para B1).	≤ 2	≤ 20	≤ 50	
B3	Un número de localidades muy pequeño (generalmente menos de 5) Y propenso a los efectos de las actividades humanas o eventos estocásticos dentro de un periodo de tiempo muy corto en un futuro incierto, y por lo tanto capaz de colapsar o de convertirse En Peligro Crítico (CR) dentro de un periodo de tiempo muy corto (B3 sólo puede conllevar a un listado como VU).				
			VU		

Categorías de riesgo UICN:

CR: En Peligro Crítico, EN: En Peligro, VU: Vulnerable.

1. Bland, L.M., Keith, D.A., Miller R.M., Murray, N.J. & Rodríguez J.P. (eds.) 2017. Guidelines for the application of the IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1. Gland Switzerland: IUCN. ix + 99p.

C. Degradación ambiental sobre CUALQUIERA de los siguientes periodos de tiempo:		Severidad relativa (%)			
		Extensión (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
C1	Los últimos 50 años, basado en el cambio en una variable <u>abiótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
C2	C2a. Los próximos 50 años, basado en el cambio en una variable <u>abiótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla; O C2b. Cualquier periodo de 50 años, incluyendo pasado, presente y futuro, con base en el cambio en una variable <u>abiótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
C3	Desde 1750, basado en el cambio en una variable <u>abiótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
		≥ 90	CR	EN	VU
		≥ 70	EN	VU	
		≥ 50	VU		

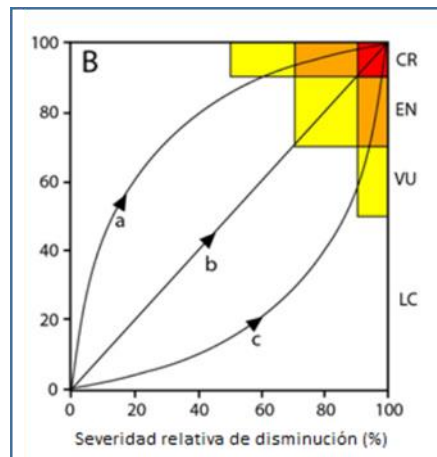
D. Interrupción de procesos o interacciones bióticas sobre CUALQUIERA de los siguientes periodos de tiempo:		Severidad relativa (%)			
		Extensión (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
D1	Los últimos 50 años, basado en el cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
D2	D2a. Los próximos 50 años, basado en el cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla; O D2b. Cualquier periodo de 50 años, incluyendo pasado, presente y futuro, basado en un cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 80	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
		≥ 30	VU		
D3	Desde 1750, basado en el cambio en una variable <u>biótica</u> que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa, como se indica en la siguiente tabla:	Extensión (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
		≥ 90	CR	EN	VU
		≥ 70	EN	VU	
		≥ 50	VU		

E. Análisis cuantitativo que estima la probabilidad de colapso del ecosistema sea:

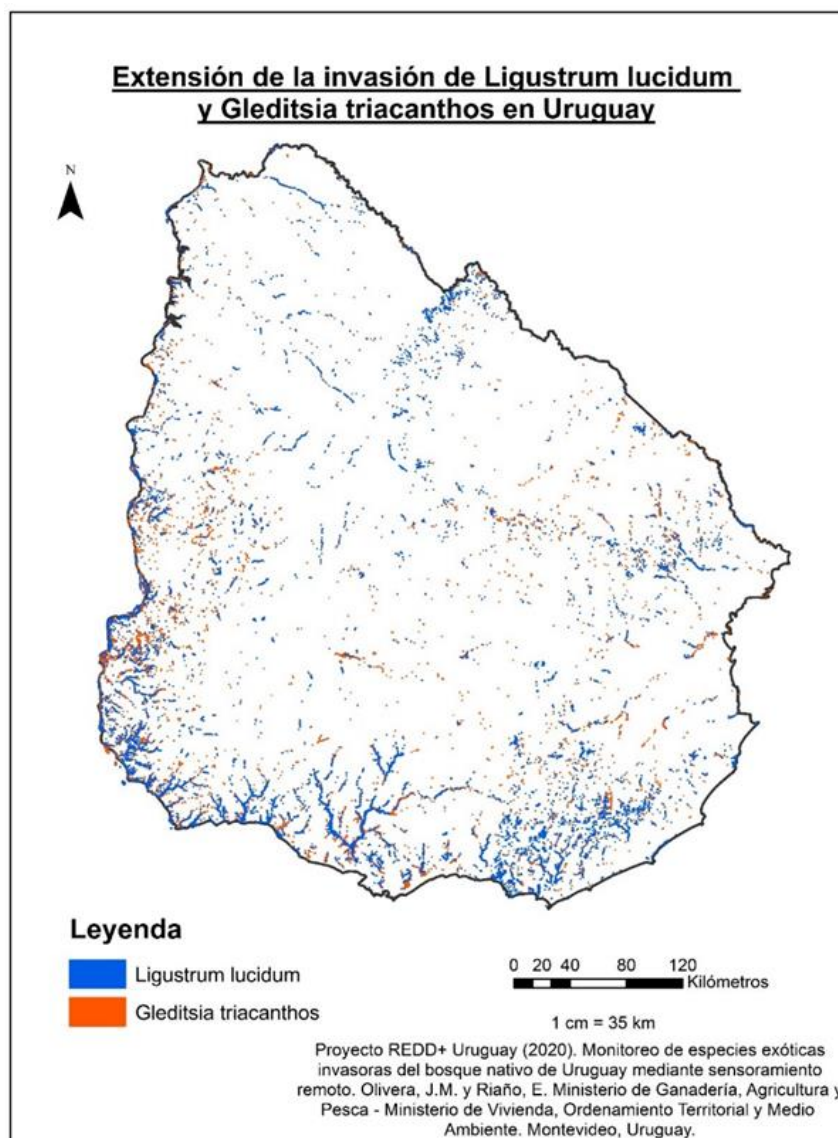
CR	≥ 50% dentro de 50 años
EN	≥ 20% dentro de 50 años
VU	≥ 10% dentro de 100 años

Categorías de riesgo UICN:
CR: En Peligro Crítico, EN: En Peligro, VU: Vulnerable.

1. Bland, L.M., Keith, D.A., Miller R.M, Murray, N.J & Rodríguez JP (eds.) 2017. Guidelines for the application of the IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1. Gland Switzerland: IUCN ix +99p.



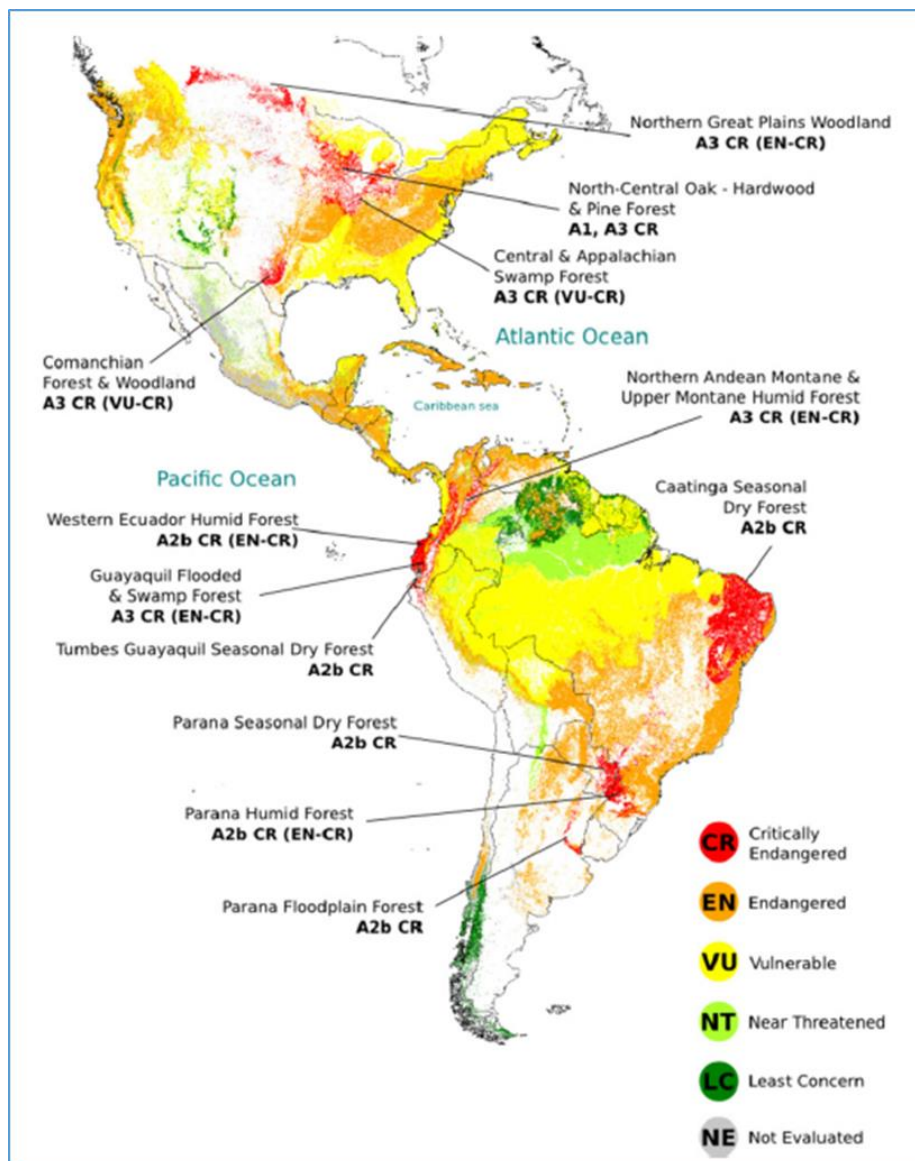
Anexo 17. Vías contrastantes de degradación biótica y sus correspondientes clasificaciones de riesgo. a) Degradación inicial generalizada y relativamente benigna, que aumenta en severidad b) la severidad u extensión de la degradación aumentan a tasa similares, c) degradación localizada pero severa, que luego aumenta en extensión. Bland et al 2016.



Anexo 18. Mapa de la invasión de *Ligustrum lucidum* y *Gleditsia triacanthos* en el país. Proyecto Redd+ Uruguay 2020.

<u>BOSQUES</u>			<u>SABANAS</u>		
	AOO Celdas ocupadas por el ecosistema resaltadas en celeste	EOO Polígono convexo del área de distribución resaltado en naranja		AOO Celdas ocupadas por el ecosistema resaltadas en celeste	EOO Polígono convexo del área de distribución resaltado en naranja
Bosque latifoliado de planicie costero			Sabana arbolada d planicie arenoso		
Bosque latifoliado de planicie vargedicola			Sabana arbolada de planicie limoso		
Bosque latifoliado de planicie mesófilo			Sabana arbolada de planicie alcalino		
Bosque latifoliado serrano igneo			Sabana arbolada de planicie rupicola		
Bosque latifoliado serrano metamórfico			Sabana palmar de planicie arenosa		
Bosque latifoliado serrano sedimentario			Sabana palmar de planicie limosa		

Anexo 19. Representación de la distribución según Área de Ocupación (AOO) resaltada en celeste y Extensión de la ocupación (EOO) resaltada en naranja, para cada sistema mapeado.



Anexo 20. Mapa de la distribución potencial de macrogrupos de bosques tropicales y templados de América y sus categorías de riesgo asignadas. Ferrer-Paris et al 2018.

GLOSARIO

Ac_ Arcilloso

AcAr_ Arcillo-Arenoso

AcL_ Arcillo-Limoso

Ar_ Arenoso

ArR_ Arenoso-Franco

CE_ Collect Earth (Proyecto REDD+, 2019)

DGF_ Dirección General Forestal. (Ministerio Agricultura y Pesca Uruguay)

ENBN_ Estrategia Nacional de Bosque Nativo

Fac_ Franco-Arcilloso

FAcL_ Franco-Arcilloso-Limoso

FAr_ Franco-Arenoso

FL_ Franco-Limoso

Fr_ Franco

IFN_ Inventario Forestal Nacional

LRE_ Lista Roja de Ecosistemas

MDT_ Modelo Digital de Terreno

OA_ Exactitud de categoría cartografiada (Olofsson et al, 2014)

SIG_ Sistemas de información geográfica