

Ecología

## Composición y estructura de los bosques de albardón del delta frontal del río Paraná, Argentina

### *Composition and structure of levee forests in the frontal Paraná River Delta, Argentina*

Horacio Sirolli <sup>a, b, c, \*</sup>, Sebastián Torrella <sup>b, d</sup>, Fabio Alberto Kalesnik <sup>a, b</sup>

<sup>a</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ecología Genética y Evolución, Grupo de Investigación en Ecología de Humedales, Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, C1428EGA Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

<sup>b</sup> Universidad de Buenos Aires - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Ecología Genética y Evolución de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, C1428EGA Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

<sup>c</sup> Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Secretaría de Ambiente, Reserva Ecológica Costanera Sur, Sector Conservación y Monitoreo, Av. Tristán Achával Rodríguez 1550, C1107ACR Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

<sup>d</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ecología Genética y Evolución, Grupo de Estudios de Sistemas Ecológicos en Ambientes Agrícolas, Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, C1428EGA Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

\*Autor para correspondencia: horasiro@gmail.com (H. Sirolli)

Recibido: 10 junio 2020; aceptado: 19 agosto 2020

#### Resumen

El río Paraná finaliza en un delta que posee un bosque ribereño nativo de complejidad y riqueza sobresalientes: el monte Blanco (MB). Éste se desarrolla en los sectores más altos de las islas, los albardones y ha sido prácticamente eliminado y reemplazado principalmente por forestaciones. Asimismo, muchas de estas forestaciones fueron abandonadas desarrollándose bosques secundarios postabandono forestal (BP) en donde los procesos de invasión de especies exóticas y de recuperación de nativas dificultan su clasificación. El objetivo principal del trabajo fue describir y comparar la vegetación de 2 bosques que se desarrollan espontáneamente en los albardones del delta frontal del río Paraná. Se establecieron 20 parcelas de muestreo de 100 m<sup>2</sup> en MB y BP y se registraron las especies, cobertura y densidad de árboles. Ambos bosques resultaron homogéneos en la cobertura de las principales formas de crecimiento, pero variables en cuanto a su antigüedad y el origen de las especies que los conforman. Éstos preservan un considerable porcentaje de especies originales y en comparación con otras comunidades del delta, poseen mayor riqueza y una composición notablemente diferente. Por último, se discute la clasificación de estos bosques y se propone la denominación genérica “bosque de albardón” para referirse a ellos.

*Palabras clave:* Bosque nativo; Bosque ribereño; Bosque secundario; Forestación; Neoecosistema

## Abstract

The Paraná River ends in a delta that possesses a native riparian forest of outstanding complexity and richness: the monte Blanco (MB). It is located in the highest sectors of the islands, the levees, and has been practically eliminated and replaced mainly by forest plantations. Likewise, many of these forest plantations have been abandoned giving place to post-abandonment secondary forests (PF) where the processes of invasion of exotic species and of recovery of native species make their classification difficult. The main objective of the research was to describe and compare the vegetation of 2 spontaneously developed levee forests in the Frontal Paraná River Delta. Twenty 100 m<sup>2</sup> sampling plots of were set in MB and PF and species presence, cover and tree density were recorded. Both forests resulted homogeneous in the coverage of the main growth forms, but variable in terms of their age and the origin of the species that comprise them. These forests preserve a considerable percentage of the original species and, compared to other delta communities, have greater richness and a markedly different composition. Finally, the classification of these forests is discussed and the generic name "levee forest" is proposed to refer to them.

*Keywords:* Native forest; Riparian forest; Secondary forest; Forest plantation; Novel ecosystem

## Introducción

A la hora de plantearse el mantenimiento de la diversidad regional como prioridad, los bosques ribereños deben tomarse en cuenta en forma ineludible (Naiman et al., 1993). Los ambientes ribereños incrementan la riqueza regional por albergar un conjunto significativamente diferente de especies, más que por poseer un número mayor de especies (Sabo et al., 2005). Las áreas ribereñas son ambientes únicos dentro del paisaje debido a su característica transicional y por constituir corredores que atraviesan regiones (Malanson, 1995). Como interface entre ecosistemas terrestres y acuáticos (Naiman y Décamps, 1997), proveen hábitats para especies de ambos ecosistemas, además de aquellas especies esencialmente ribereñas. Se trata de ambientes frecuentemente disturbados por el régimen hidrológico por lo que incluyen comunidades biológicas en distintos estadios de sucesión. Por el lugar que ocupan estos sistemas, acumulan propágulos de todas las áreas de captación del río. En consecuencia, la diversidad biológica es una razón primaria en la conservación de los ambientes ribereños a la que se suman, en forma interrelacionada, los servicios ecosistémicos que proveen al ser humano (Naiman et al., 2005). El mantenimiento de la vegetación ribereña resulta vital para la integridad ecológica de los ríos (Allan, 2004; Roth et al., 1996; Snyder et al., 2003) y, para su conservación, es necesario considerar que estos ambientes son especialmente vulnerables a las invasiones por parte de especies exóticas (Hood y Naiman, 2000; Richardson et al., 2007).

La vegetación natural de la porción terminal del río Paraná, uno de los ríos más importantes de Sudamérica, está constituida principalmente por comunidades de plantas herbáceas y leñosas que pueden cumplir su ciclo de vida en condiciones de anegamiento frecuente y/o prolongado (Malvárez, 1999). Dentro de las comunidades leñosas, el

carácter boscoso subtropical de las orillas de los cursos de agua del delta del río Paraná puede encontrarse en la bibliografía en trabajos de larga data (Morong, 1892; Muñiz, 1925; Page, 1859). La presencia de estos bosques nativos de estructura compleja y fisonomía selvática es ratificada desde los primeros trabajos fitogeográficos donde se los considera una continuación, a lo largo de las márgenes de los ríos Paraná y Uruguay, del distrito de selvas mixtas de la provincia Paranaense (dominio Amazónico) y se los denomina selvas marginales (Cabrera, 1951, 1971, 1976). El carácter subtropical de la flora del delta del río Paraná es también reconocido en uno de los trabajos más detallados de la región, en donde se describen 35 comunidades vegetales (Burkart, 1957). Dentro de las formaciones leñosas de árboles, se describe una selva subtropical en galería: el monte Blanco, incluido dentro de las selvas marginales antes mencionadas. Éste se desarrolla naturalmente en las orillas altas (albardones) de las islas de la porción más distal del delta y constituye la más compleja y estratificada comunidad de toda la región. Mientras que la ruta principal de colonización de los bosques fluviales del delta superior y medio es el río Paraná, los bosques del bajo delta poseen una importante fuente de propágulos en el río Uruguay (Menalled y Adamoli, 1995).

La eliminación de estos bosques nativos de albardón del bajo delta ya es citada para mediados del siglo XX cuando se los describe reemplazados por forestaciones, cultivos, quintas y casas (Burkart, 1957). Sin embargo, muchos de dichos cultivos frutales y forestaciones comerciales fueron abandonados debido a diversos factores socioeconómicos desarrollándose en su lugar bosques secundarios postabandono (Galafassi, 2004). Estos bosques se caracterizan por la presencia de especies exóticas cuya cobertura supera a la de algunas nativas, que se observan como acompañantes, por lo que han sido descritos como neoeosistemas de albardón (Kalesnik

et al., 2011). La composición de estos bosques está influenciada no sólo por la heterogeneidad ambiental, sino también por el tiempo de abandono de la actividad productiva. En éstos se observa un incremento en la recuperación de la vegetación autóctona con el paso del tiempo, a pesar de mantener una elevada abundancia de especies exóticas (Kalesnik y Aceñolaza, 2008). Las especies nativas, además de encontrarse presentes en dichos bosques secundarios, también subsisten en pocos y pequeños fragmentos remanentes de monte Blanco que también poseen exóticas invasoras (Kalesnik et al., 2008).

Debido a la preocupación sobre la conservación de los bosques nativos, en la actualidad existe un gran número de trabajos que tratan sobre estos bosques, sin embargo pocos de ellos ponen de manifiesto su definición. La revisión de algunas de estas definiciones permite resumir que un bosque nativo es aquel bosque dominado o compuesto predominantemente por especies arbóreas nativas, excluidas las plantaciones comerciales de especies nativas, pero incluidos los bosques regenerados en forma natural o, inclusive, con ayuda del humano (Lund, 2014; Payton et al., 2004). Por el contrario, la denominación de bosque exótico para referenciar a un ecosistema boscoso espontáneo con predominio de especies no nativas, está escasamente utilizada en la literatura (Buchwald, 2005). En cambio, suele reservarse este término exclusivamente para bosques forestales implantados (Thompson y Townsend, 2003).

Teniendo en cuenta los antecedentes mencionados, referidos a la existencia de bosque nativo de albardón y sus características sobresalientes en cuanto a diversidad biológica, sería de esperar que éstos sean ampliamente reconocidos y priorizados para su conservación. Sin embargo, trabajos actuales de biogeografía corroboran la existencia del distrito de Selvas Mixtas, pero no brindan ningún detalle de que éste continúe hacia el sur y alcance el delta del Paraná (Morrone, 2014). A nivel local, el río Paraná y su delta, rico en bosques como se mencionó anteriormente, no figura dentro del primer inventario de bosques nativos de Argentina (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2005). Por lo tanto, los objetivos del presente trabajo fueron describir y comparar la vegetación de 2 tipos de bosques que se desarrollan espontáneamente en los albardones del delta frontal, analizar su valor para la conservación de la diversidad regional, y discutir su denominación en función de la proporción de especies nativas y exóticas.

## Materiales y métodos

El área de estudio se encuentra dentro del delta frontal, en la región del bajo delta del río Paraná (fig. 1; Bonfils, 1962; Zoffoli et al., 2008). En particular, el estudio se desarrolló en las márgenes elevadas de los cursos de agua (albardones) de la tercera sección de islas del delta bonaerense, comprendida dentro de la Reserva de Biosfera

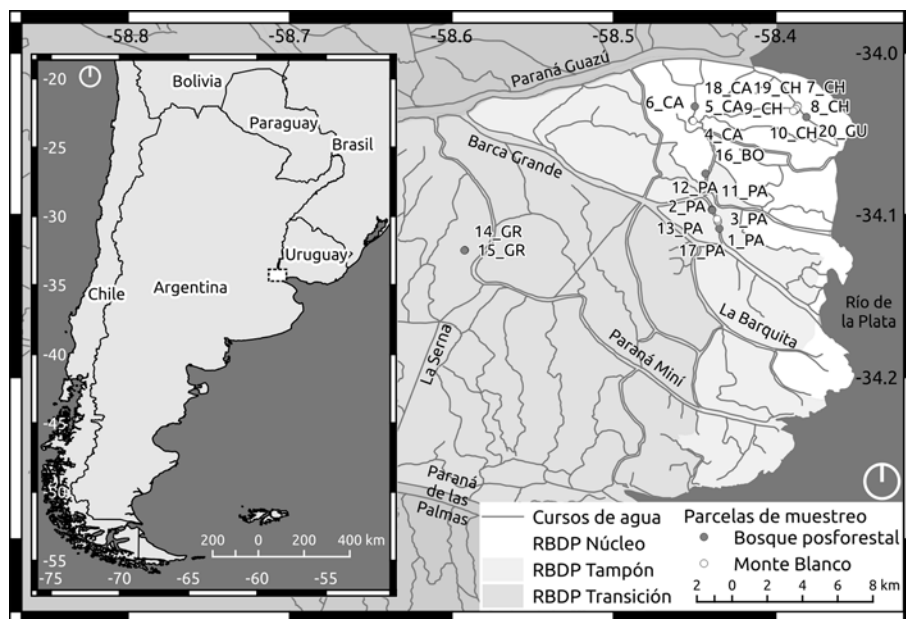


Figura 1. Área de estudio en Sudamérica y ubicación de las parcelas de muestreo en la Reserva de Biosfera Delta del Paraná (RBDP). Los números de las parcelas se acompañan con los nombres de los arroyos: Borches (BO), Camacho (CA), Chivico (CH), Grande (GR), Guazucito (GU) y Pantanosos (PA). Se etiquetan algunos cursos de agua principales.

Delta del Paraná (RBDP) (Otero y Malvárez, 2000). El delta del río Paraná constituye un complejo litoral cuya evolución ocurrió principalmente durante el Holoceno y su velocidad de progradación sobre el río de la Plata es relativamente alta: 264 ha año<sup>-1</sup> (Iriondo, 2004; Medina y Codignotto, 2013). El clima del área de estudio es subtropical húmedo (Cfa) y el régimen hidrológico está influenciado por las mareas astronómicas y eólicas del río de la Plata, y por las crecidas del río Uruguay (Baigún et al., 2008). Las islas en este sector son cubetiformes y presentan un albardón con suelos Gleysols o Fluvisoles y un interior bajo y pantanoso (Bonfils, 1962). Mediciones realizadas in situ mostraron que estos albardones en particular se caracterizan por poseer un rápido crecimiento de altura en los primeros metros desde la orilla, alcanzar un máximo de 40 a 60 cm entre los 3 y 4 m de distancia, y descender en forma paulatina hacia el centro de la isla a razón de entre 1 a 8 cm/m de distancia. Los albardones están cubiertos por formaciones leñosas, como bosques y forestaciones, y el resto de la superficie está cubierta por formaciones herbáceas, como praderas de herbáceas equisetoides y latifoliadas. El ambiente lumínico en el interior de los bosques en estudio, medido in situ en las parcelas de estudio, indican reducciones de 70 a 94% respecto a la luz incidente en los mismos. La flora se caracteriza por una conjunción de especies subtropicales y templadas, sumadas a aquellas introducidas por el humano, y en todo el delta se han registrado entre 375 y 632 especies de plantas vasculares (Burkart, 1957; Kalesnik y Malvárez, 1996; Madanes et al., 2015).

Mediante la observación de imágenes satelitales, relevamientos previos (Kalesnik et al., 2008) y los datos proporcionados por pobladores locales, se seleccionaron sitios de muestreo clasificados a priori como monte Blanco y bosque secundario postabandono forestal (bosque posforestal). Para el caso del bosque posforestal, se utilizó como criterio de selección el conservar aún los individuos de especies forestales, pero con múltiples ramificaciones a baja altura como consecuencia de haber sido cortados. En el caso del monte Blanco, el criterio fue detectar a priori un predominio de especies arbóreas nativas y una ausencia de especies forestales. Las características de los bosques seleccionados fueron corroboradas en campo durante los muestreos, realizados entre los años 2011 y 2014. Las parcelas se ubicaron sobre los arroyos Chivico, Camacho y Guazucito en el área núcleo de la RBDP; sobre los arroyos Pantanoso y Borches en el área tampón; y sobre el arroyo Grande en el área de transición (fig. 1). En cada arroyo, por cada tipo de bosque, se dispusieron de una a cuatro parcelas de muestreo separadas entre sí por 20 m. Se realizaron en total 20 parcelas: 10 clasificadas a priori como monte Blanco y 10 como bosque posforestal.

Los bosques fueron muestreados mediante parcelas cuadradas de 10 m de lado. En cada una de ellas, se registraron las especies de plantas vasculares y se estimó su cobertura mediante la escala de Braun-Blanquet modificada (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974) considerando los siguientes porcentajes de cobertura: *r* (< 0.1%), + (0.1-1%), 1 (1-5%), 2 (5-10%), 2' (10-25%), 3 (25-33%), 3' (33-50%), 4 (50-75%), 5 (75-100%). La cobertura de todas las formas de vida correspondió a la proyección horizontal de las partes vivas de las plantas sobre el suelo. Las especies fueron identificadas utilizando los trabajos de Burkart (1969, 1974, 1979, 1987), Burkart y Bacigalupo (2005) y Cabrera y Zardini (1993) y se siguió la nomenclatura, la clasificación de formas de crecimiento y el estatus nativo y exótico de Zuloaga et al. (2008, 2019).

Los individuos de especies arbóreas fueron clasificados según altura y diámetro a la altura del pecho (DAP) como adultos (altura > 1.3 m y DAP > 10 cm), juveniles (altura > 1.3 m y DAP < 10 cm) y plántulas (altura < 1.3 m). Aquellas especies con densidades menores a 30 individuos por parcela fueron contados en toda la parcela y aquellas con densidades mayores fueron contadas en cuatro subparcelas de 1 × 1 m. Todas las mediciones fueron relativizadas a 100 m<sup>2</sup>. Cabe aclarar que la adultez reproductiva puede darse antes de alcanzar los 10 cm de DAP, por lo que la ausencia de individuos de más de 10 cm DAP no indica necesariamente que no haya adultos reproductivos.

Se realizó un análisis multivariado de la cobertura de las especies registradas mediante un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) utilizando el programa "Canoco for Windows" versión 4.02 (Lepš y Šmilauer, 2003; ter Braak y Šmilauer, 1998). Este análisis se eligió en función de que, según dichos autores, resuelve el problema del efecto arco del análisis de correspondencia (CA) y es más adecuado, en comparación con otros como PCA y NMDS, cuando se desean detectar composiciones transicionales y se trabaja con porcentajes y con una heterogeneidad de datos como los del presente trabajo. Los datos categóricos de la escala Braun Blanquet fueron reemplazados por el valor medio del rango de porcentaje correspondiente, el método para quitar la tendencia fue el de polinomio de segundo orden, se disminuyó el peso a las especies raras mediante la opción provista por el programa, que afecta a aquellas con una frecuencia menor a 20% de la especie de mayor frecuencia, se hizo foco en la distancia entre especies y el tipo de escalamiento fue el de "biplot scaling". Para los cálculos de cobertura se utilizó el valor central de cada rango de porcentajes. Todas las comparaciones se realizaron mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney (Sheskin, 2003) debido

a que el tamaño muestral pequeño ( $N = 10$  para cada tipo de bosque) inherente de trabajar con remanentes escasos de bosque nativo, imposibilitaba la utilización de pruebas paramétricas. Todos los cálculos se realizaron mediante el programa XLSTAT versión 7.5.2.

Se realizó una clasificación de los patrones de estructura poblacional de árboles de acuerdo a Knight (1975) y Saxena y Singh (1984), considerando las siguientes categorías. Reprodutor frecuente: gran proporción de individuos en las menores clases diametrales en comparación con las mayores, se espera que estas especies sigan persistiendo en la estructura del dosel. Reprodutor infrecuente: más individuos en clases diametrales intermedias y menos hacia clases mayores y menores, se espera que la población se extinga si continúa este patrón. Reprodutor equitativo: menor porcentaje de plántulas en comparación con juveniles, actualmente existe reproducción pero era mejor en el pasado. Incorporación reciente: presencia de plántulas e individuos juveniles o solamente de juveniles, se espera que estas especies puedan tener posibilidades de incorporarse al dosel. Remanente o nómada: solamente representado por individuos de una sola clase diametral correspondientes a individuos adultos, se espera que estas especies sean reemplazadas por otras en la estructura del dosel.

## Resultados

La figura 2 muestra el ordenamiento de parcelas de muestreo y especies de los bosques de albardón estudiados (ver nombre completo y autores de las especies en tabla 1). Los valores sobre el eje horizontal de las parcelas de bosque clasificados a priori como monte Blanco fueron significativamente diferentes a los de bosque posforestal ( $p < 0.001$ ). Todas las parcelas de bosques clasificados a priori como monte Blanco se ubicaron en valores negativos de dicho eje asociados a la presencia de especies nativas, tanto de árboles (*Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrsine parvula*, *Ocotea acutifolia*), como de arbustos (*Galianthe brasiliensis*, *Cyrtocymura scorpioides*, *Daphnopsis racemosa*), trepadoras (*Stigmaphylon litorale*, *Cissus striata*) y herbáceas (*Oplismenus setarius*). Por el contrario, la totalidad de censos tomados en bosques posforestales se ubicaron en valores positivos del eje asociados a la presencia de especies exóticas, tanto de árboles (*Populus* sp., *Salix* sp., *Ligustrum sinense*), como de arbustos (*Rubus ulmifolius*) y trepadoras (*Lonicera japonica*).

En total, en 20 parcelas de 100 m<sup>2</sup> (2,000 m<sup>2</sup>), los bosques de albardón del delta frontal sumaron 59 especies (43 nativas y 16 exóticas, tabla 1). En particular, en 10 parcelas de monte Blanco se registraron 50 (42 nativas

y 8 exóticas) y en la misma superficie y cantidad de parcelas, pero de bosque posforestal, el número fue de 38 (24 nativas y 14 exóticas). El número de especies por parcela (100 m<sup>2</sup> de superficie) de los bosques de albardón varió entre 8 y 24. Comparando los 2 tipos de bosque, se obtuvo que la cantidad de especies en parcelas de monte Blanco fue significativamente superior a la de bosque posforestal (fig. 3A). En cuanto a su origen, las parcelas de monte Blanco tuvieron menos exóticas y más nativas que las de bosque posforestal (fig. 3A). Teniendo en cuenta la cobertura de todos los estratos, la suma de las especies exóticas en cada parcela fue superior en el bosque posforestal (fig. 3B) y por el contrario, las nativas sumaron mayor cobertura en las parcelas de monte Blanco (fig. 3B).

En cuanto a la fisonomía, el monte Blanco tuvo en promedio un mayor número de formas de crecimiento que el bosque posforestal ( $7.2 \pm 1.6$  vs.  $4.8 \pm 1.6$ ;  $p < 0.01$ ). No se registraron hierbas epífitas ni subleñosas en los censos de bosque posforestal (tabla 1). En términos generales, cada forma de crecimiento tuvo más especies en el monte Blanco y se encontraron diferencias significativas para árboles, arbustos, hierbas epífitas, enredaderas y

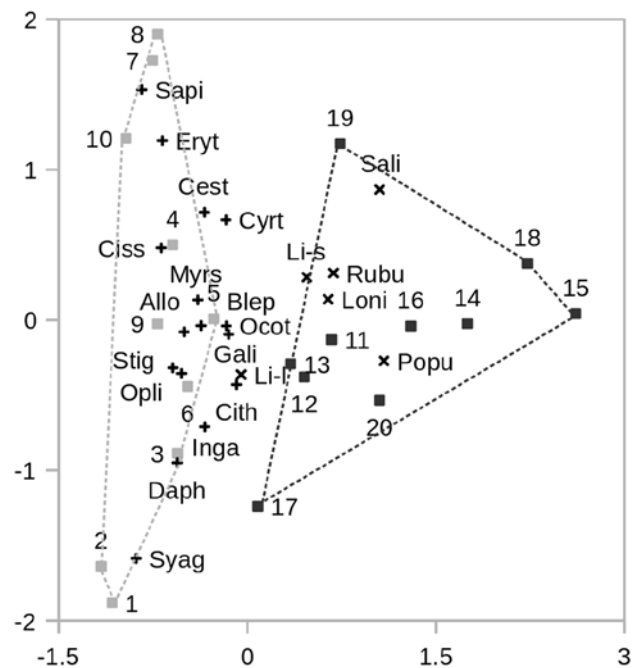


Figura 2. Ordenamiento de bosques de albardón del delta frontal del Paraná en función de su vegetación. Los cuadrados claros corresponden a parcelas de monte Blanco ( $N = 10$ ), los cuadrados oscuros a parcelas de bosque posforestal ( $N = 10$ ), las cruces a las especies nativas de mayor peso para el ordenamiento ( $N = 16$ ) y las equis a las especies exóticas de mayor peso para el ordenamiento ( $N = 6$ ). Ver nombre completo de las especies en tabla 1.

Tabla 1

Especies registradas en parcelas de bosque de albardón en el delta frontal del río Paraná. Para cada especie se indica estatus (ES): nativo (N) o exótico (E); forma de crecimiento (FC): árbol (A), arbusto (B), enredadera (E), hierba (H), hierba epífita (F), hierba subleñosa (Ñ), hierba voluble (V), liana (L), palmera (P) o subarbusto (S); constancia relativa (CR) y cobertura media (CM) según tipo de bosque (N = 10 para cada uno).

Especie	Familia	ES	FC	Monte Blanco		B. posforestal	
				CR (%)	CM (%)	CR (%)	CM (%)
<i>Acer negundo</i> L.	Aceraceae	E	A			10	0.0
<i>Adiantum raddianum</i> C. Presl	Pteridaceae	N	H	10	0.0		
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. y Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	N	A	100	17.0	50	5.5
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	Fabaceae	E	B			10	1.8
<i>Blechnum auriculatum</i> Cav.	Blechnaceae	N	H	10	0.0		
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Myrtaceae	N	A	100	17.8	90	2.1
<i>Cayaponia bonariensis</i> (Mill.) Mart.Crov.	Cucurbitaceae	N	E	10	0.0		
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	Solanaceae	N	B	40	0.8	20	0.4
<i>Cissus palmata</i> Poir.	Vitaceae	N	L	20	0.0		
<i>Cissus striata</i> Ruiz y Pav.	Vitaceae	N	L	80	4.8	10	0.1
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	Verbenaceae	N	A	70	1.7	20	4.7
<i>Citrus aurantium</i> L.	Rutaceae	E	A	10	0.0		
<i>Clematis bonariensis</i> Juss. ex DC.	Ranunculaceae	N	L	30	0.1	20	0.2
<i>Commelina</i> sp. L.	Commelinaceae	N	H	40	0.4	10	0.3
<i>Cydonia oblonga</i> Mill.	Rosaceae	E	A	10	0.1		
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H. Rob.	Asteraceae	N	B	60	5.8	20	3.2
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	Thymelaeaceae	N	B	70	5.6	10	2.9
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Ebenaceae	E	A			20	4.9
<i>Eryngium pandalifolium</i> Cham. y Schldtl.	Apiaceae	N	H	10	0.0	10	0.0
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	Fabaceae	N	A	40	12.2		
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	N	A	20	2.9		
<i>Galianthe brasiliensis</i> (Spreng.) E.L. Cabral y Bacigalupo	Rubiaceae	N	S	80	6.2	60	6.6
<i>Guadua trinii</i> (Nees) Nees ex Rupr.	Poaceae	N	Ñ	10	0.8		
<i>Inga uraguensis</i> Hook. y Arn.	Fabaceae	N	A	40	7.0	30	1.0
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Convolvulaceae	N	E	40	0.5		
<i>Ipomoea indica</i> (Burm. ) Merr.	Convolvulaceae	N	E	10	0.0	10	0.0
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Iridaceae	E	H			10	0.0
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Oleaceae	E	A	100	43.8	90	32.5
<i>Ligustrum sinense</i> Lour.	Oleaceae	E	A	90	33.0	100	44.3
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	Caprifoliaceae	E	E	100	5.0	80	13.1
<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H. Hara	Onagraceae	N	H			10	0.0
<i>Microgramma mortoniana</i> de la Sota	Polypodiaceae	N	F	30	0.2		
<i>Morus alba</i> L.	Moraceae	E	A	40	1.1	20	0.1

Tabla 1. Continúa

Especie	Familia	ES	FC	Monte Blanco		B. posforestal	
				CR (%)	CM (%)	CR (%)	CM (%)
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand y Kausel	Myrtaceae	N	B	10	0.0		
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	Myrsinaceae	N	A	100	16.3	60	4.1
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees y Mart. ex Nees	Lauraceae	N	A	50	0.5	10	0.1
<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	Lauraceae	N	A	80	9.4	50	1.6
<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	N	H	60	5.3	20	0.4
<i>Orthosia virgata</i> (Poir.) E. Fourn.	Apocynaceae	N	E	30	0.4	10	0.1
<i>Pavonia sepium</i> A. St.-Hil.	Malvaceae	N	B	40	1.0		
<i>Phormium tenax</i> J.R.Forst. y G.Forst.	Xanthorrhoeaceae	E	H			10	1.8
<i>Populus aff. deltoides</i> W. Bartram ex Marshall	Salicaceae	E	A			100	62.1
<i>Pouteria saliscifolia</i> (Spreng.) Radlk.	Sapotaceae	N	A	10	0.0		
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	N	B	40	4.9		
<i>Rhamnus cathartica</i> L.	Rhamnaceae	E	A			20	1.1
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Cyperaceae	N	H	10	0.0		
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rosaceae	E	B	70	1.7	80	2.7
<i>Salix</i> sp. L.	Salicaceae	E	A			30	6.9
<i>Sapium haematospermum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	N	A	30	14.6		
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	N	A	10	2.9	30	0.4
<i>Smilax campestris</i> Griseb.	Smilacaceae	N	L	30	0.3	20	0.4
<i>Stigmaphyllon bonariense</i> (Hook. y Arn.) C. E. Anderson	Malpighiaceae	N	L	60	2.0		
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	N	P	50	8.1	40	0.3
<i>Goniopteris riograndensis</i> (Lindm.) Ching	Thelypteridaceae	N	H	20	0.0	10	0.0
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	Bromeliaceae	N	F	10	0.1		
<i>Tillandsia usneoides</i> (L.) L.	Bromeliaceae	N	F	10	0.3		
<i>Tragia volubilis</i> L.	Euphorbiaceae	N	V	40	0.8	10	0.1
<i>Trithrinax campestris</i> (Burmeist.) Drude y Griseb.	Arecaceae	N	P	30	0.5		
<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng.	Araceae	E	H	10	0.1	10	0.1

lianas (fig. 3C). La cobertura de las distintas formas de crecimiento fue en su mayoría similar en ambos tipos de bosque registrándose una superioridad en los censos de monte Blanco para arbustos, hierbas, hierbas epífitas y lianas (fig. 3D).

Se contaron 270 árboles adultos, 483 juveniles y 1,286 plántulas en las 20 parcelas de bosques de albardón. Se verificó mayor número y cobertura de especies nativas en el monte Blanco y de exóticas en el bosque posforestal (figs. 3E, F). La densidad de árboles de especies nativas

dentro del monte Blanco fue superior a la encontrada en censos de bosque posforestal en las 3 clases de edad: plántulas, juveniles y adultos (fig. 4A). Para el caso de las especies arbóreas exóticas, la densidad dentro del bosque posforestal en comparación con el monte Blanco fue inferior para plántulas y sin diferencias significativas en el caso de juveniles y adultos (fig. 4B). Excluyendo las especies forestales (*Populus aff. deltoides* y *Salix* sp.), dentro del bosque posforestal casi todos los árboles adultos correspondieron a individuos de entre 10 y 19 cm de DAP,

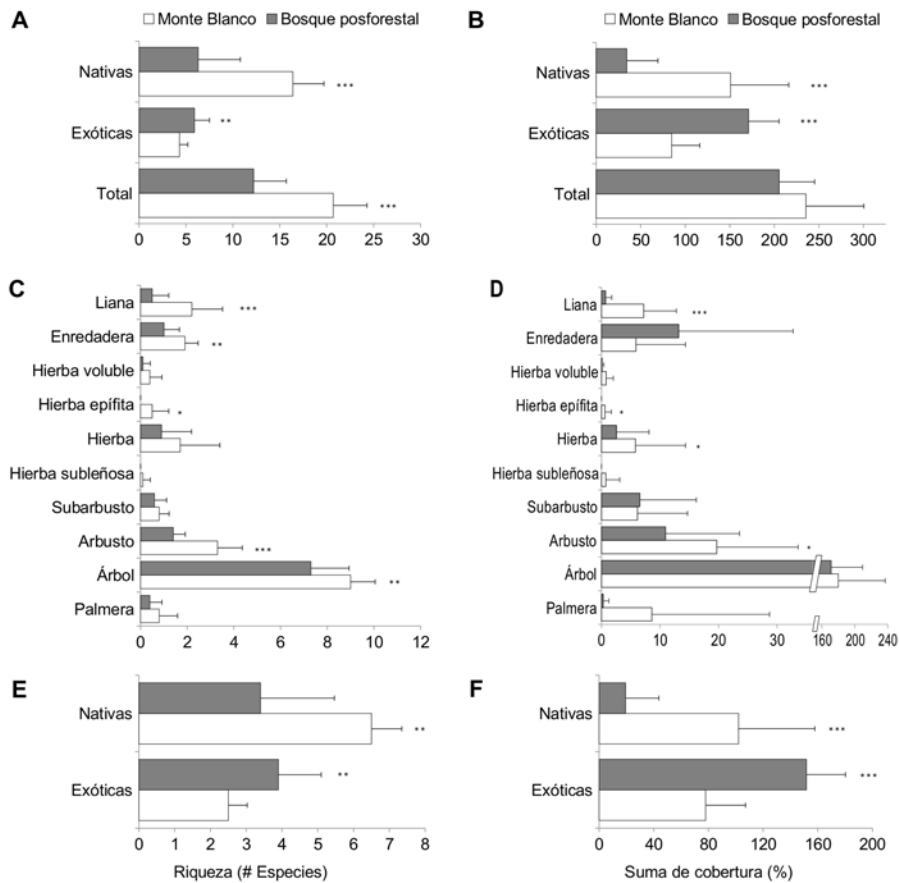


Figura 3. Riqueza y cobertura en parcelas de 100 m<sup>2</sup> de monte Blanco (barras blancas) y de bosque posforestal (barras grises). Se indica con líneas el desvío estándar,  $N = 10$  para cada tipo de bosque. La suma de cobertura incluye más de un estrato por lo que puede exceder el 100%. A y B: todas las especies según estatus nativo o exótico. C y D: especies según forma de crecimiento. E y F: especies arbóreas. Diferencias significativas: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ .

llegándose a encontrar como DAP máximo un individuo de 20 cm (fig. 4C). Dentro del monte Blanco, la densidad de árboles adultos por censo fue superior a la del bosque posforestal en todas las clases diametrales, llegándose a encontrar ejemplares de hasta 60 cm de DAP.

En la tabla 2 se proporcionan atributos poblacionales de las especies de árboles de los bosques en estudio. Al igual que para cobertura, las mayores densidades fueron para *Myrsine parvula*, *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Ligustrum lucidum* y *L. sinense*. En cambio, a pesar de su considerable cobertura, *Erythrina cristagalli*, *Sapium haemospermum*, *Populus* aff. *deltoides* y *Salix* sp. tuvieron bajas densidades. En cuanto a los patrones de estructura poblacional, dentro del monte Blanco predominó el de reproductor frecuente y dentro del bosque posforestal, el de incorporación reciente (tabla 2). En ambos bosques también se registraron patrones nómades, tanto para especies nativas como exóticas.

## Discusión

Los resultados permitieron corroborar que los bosques de albardón (monte Blanco y bosque posforestal) del delta frontal del río Paraná, son relativamente homogéneos en cuanto a la cobertura de las principales formas de crecimiento que los conforman (fig. 3). Se trata de ambientes dominados por árboles y acompañados, principalmente, por arbustos y enredaderas. Por el contrario, la composición es variable en cuanto al origen de las especies que los conforman y este atributo permite diferenciar ambos tipos de bosque. Sin embargo, no se observó monte Blanco sin la presencia de especies exóticas ni bosque posforestal sin especies nativas. En particular, la xenodiversidad (diversidad estructural y funcional causada por especies no nativas; Leppäkoski y Olenin, 2000) de ambos tipos de bosque es aportada por las mismas especies, principalmente las invasoras *Ligustrum lucidum* y *L. sinense*, y las



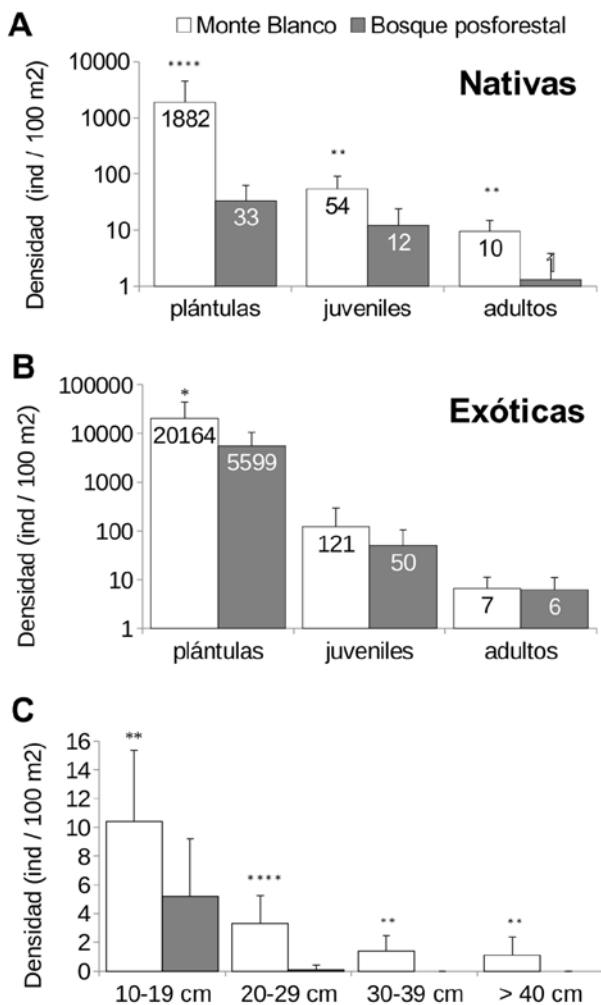


Figura 4. Densidad de especies arbóreas en parcelas de 100 m<sup>2</sup> de monte Blanco (barras blancas) y de bosque posforestal (barras grises). Se indica con líneas el desvío estándar,  $N = 10$  para cada tipo de bosque. A y B: todas las especies según clase de edad y origen nativo (A) y exótico (B), escala logarítmica. C: árboles adultos, sin contar especies forestales, según clase diametral. Diferencias significativas: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*\*  $p < 0.0001$ .

especies nativas que regeneran en el bosque posforestal son propias de monte Blanco, en especial *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius* y *Myrsine parvula*. Este fenómeno explica las similitudes encontradas en el análisis multivariado y es consistente con los resultados obtenidos por Kalesnik y Aceñolaza (2008) para la misma región. La historia de uso del suelo, claramente evidenciado por los árboles forestales aún en pie (*Populus* y *Salix*), explica las diferencias encontradas sobre el eje de mayor peso para el ordenamiento: es posible encontrar bosques de albardón, próximos y pertenecientes al mismo arroyo, con una gran

disimilitud en su composición (figs. 1, 2). Por lo tanto, los bosques estudiados expresaron la tendencia global que indica que el cambio en el uso del suelo es uno de los factores de mayor importancia en estructurar la vegetación y continuará siéndolo en los próximos 100 años llegando a ocupar el primer lugar en importancia, según trabajos de simulación de escenarios de cambio global (Gustavsson et al., 2007; Hermy y Verheyen, 2007; Sala et al., 2000). Al respecto, es útil enfatizar que cualquier cambio de origen antrópico en el régimen hidrológico y en la configuración espacial de los cursos de agua también constituyen factores relevantes (Nilsson y Svedmark, 2002; Kuglerová et al., 2014); sin embargo, los sitios estudiados poseen una dinámica hidrológica interna homogénea y distintiva del resto de la región del bajo delta y no han tenido impactos distintivos que puedan dar cuenta del efecto de la alteración de dicho régimen (Baigún et al., 2008).

Con respecto al aporte a la riqueza regional que realizan el monte Blanco y el bosque posforestal en conjunto, los resultados muestran que éste es considerablemente alto. En comparación con las comunidades herbáceas del bajo delta bonaerense, un número de especies similar al de los bosques de albardón estudiados fue recién logrado en más del doble de superficie, distribuida en una extensión mucho mayor y ambientalmente más diversa (Kandus et al., 2003). Pero, sobre todo, los bosques de albardón aportan un ensamble de especies cualitativamente diferente a las especies de comunidades herbáceas en donde, para el mismo estudio recién mencionado, se encontraron sólo ocho especies en común. En referencia a la riqueza que los bosques en estudio conservan actualmente, en 20 parcelas de bosque de albardón del delta frontal se registró 25% de las especies vasculares nativas mencionadas en toda la región por Burkart (1957) para monte Blanco. El porcentaje obtenido puede considerarse más que aceptable teniendo en cuenta que fue logrado en menos de un cuarto de hectárea de muestreo, reforzando nuevamente el valor de conservación que poseen ambos tipos de bosques de albardón. Las formas de vida mejor representadas actualmente, respecto a las listadas en el trabajo antes citado, fueron árboles y arbustos.

El análisis de las clases diametrales alcanzadas por los árboles adultos de crecimiento espontáneo (excluyendo especies forestales) mostró valores que indican que el monte Blanco es un bosque más antiguo que el bosque posforestal, característica también apoyada por una mayor presencia de lianas y epífitas (Guariguata y Ostertag, 2001). Sin embargo, el monte Blanco presentó clases diametrales inferiores a las de un bosque antiguo si se compara con las obtenidas por Malizia (2003) para un bosque subtropical, que posee especies en común, originado entre los años 1810 y 1820. Por lo tanto, es razonable pensar que haya

Tabla 2

Atributos poblacionales de especies arbóreas en los bosques de albardón del delta frontal del río Paraná. Se indica densidad según clases de edad, diámetro a la altura del pecho máximo (DAP máx., solo para adultos) y patrón predominante de estructura poblacional (Rep. Frec. = reproductor frecuente, Rep. Inf. = reproductor infrecuente, Rep. Equ. = reproductor equitativo, Inc. Rec. = incorporación reciente, Nómada y Sin Det. = patrón sin determinar).

	Monte Blanco (N = 10)					Bosque posforestal (N = 10)				
	Densidad media (i/100 m <sup>2</sup> )			DAP máx. (cm)	Patrón predominante	Densidad media (i/100 m <sup>2</sup> )			DAP máx. (cm)	Patrón predominante
	Plántula	Juvenil	Adulto			Plántula	Juvenil	Adulto		
Especies nativas										
<i>Allophylus edulis</i>	373.6	21.8	1.6	20	Rep. Frec.	15.1	5.2	0.1	11	Rep. Frec.
<i>Myrsine parvula</i>	721.9	18.8	2.2	22	Rep. Frec.	8.5	1.4	0.3	15	Rep. Frec.
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	543.3	2.7	1.5	40	Rep. Frec.	4.9	2.7			Inc. Rec.
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	221.0	3.3	0.1	33	Rep. Frec.	1.6	0.1			Inc. Rec.
<i>Citharexylum montevidense</i>	12.6	2.6	0.3	11	Rep. Frec.		0.3	0.6	20	Rep. Inf.
<i>Ocotea acutifolia</i>	0.5	3.4	1.5	27	Rep. Equ.	0.1	0.9	0.3	15	Rep. Equ.
<i>Erythrina crista-galli</i>			0.7	60	Nómada					
<i>Ficus luschnathiana</i>			0.2	50	Nómada					
<i>Sapium haematospermum</i>			0.7	53	Nómada					
<i>Nectandra angustifolia</i>	7.7	0.3			Inc. Rec.	0.6	0.3			Inc. Rec.
<i>Sebastiania brasiliensis</i>		1.0	0.5	15	Rep. Inf.		0.4			Inc. Rec.
<i>Inga uraguensis</i>	0.5		0.2	32	Sin Det.	2.3	0.7			Inc. Rec.
<i>Trithrinax campestris</i>	0.4	0.1			Inc. Rec.					
<i>Pouteria saliscifolia</i>		0.1			Sin Det.					
Especies exóticas										
<i>Ligustrum lucidum</i>	3973.3	96.5	4.0	47	Rep. Frec.	1165.8	14.6	2.2	15	Rep. Frec.
<i>Ligustrum sinense</i>	16178.4	24.6	2.6	22	Rep. Frec.	4432.1	29.9	1.5	15	Rep. Frec.
<i>Morus alba</i>	12.5	0.2	0.1	16	Rep. Frec.		0.1			Sin Det.
<i>Populus aff. deltoides</i>								4.5	64	Nómada
<i>Salix sp.</i>								0.5	31	Nómada
<i>Diospyros inconstans</i>							1.6	0.3	12	Rep. Inf.
<i>Rhamnus catharticus</i>						0.6	3.9			Inc. Rec.
<i>Acer negundo</i>							0.1			Sin Det.
<i>Citrus aurantium</i>		0.1			Sin Det.					
<i>Cydonia oblonga</i>		0.1			Sin Det.					

parcelas de monte Blanco que puedan corresponder a bosque secundario recuperado luego de un abandono de larga data. Sin embargo, no debe descartarse la posibilidad de que haya parcelas de bosque primario dado que el origen del sustrato es relativamente reciente, se estima que las orillas del Pantanoso y el Camacho recién comenzaron a emerger entre los años 1750 y 1800, y la del Chivico, entre 1850 y 1900 (Medina y Codignotto, 2013; Sarubbi, 2007). Para las especies forestales, si bien la relación DAP-edad está condicionada por el clon forestal, el espaciamiento de plantación y diversos factores ambientales; es razonable estimar edades de por lo menos 13 a 17 años para los diámetros hallados (25 a 38 cm), pudiendo inclusive llegar a superar los 40 años en el caso de álamos de 64 cm de DAP (tabla 2; Cobas et al., 2013; Kutsokon et al., 2015; Monteoliva y Senisterra, 2008). Por lo tanto, estos valores de DAP permiten clasificar a las parcelas de bosque posforestal estudiadas como de alto período de abandono (> 14 años) según la tipología usada por Kalesnik et al. (2011). De forma similar, según el modelo de sucesión secundaria de bosque de Guariguata y Ostertag (2001), las parcelas de bosque posforestal estudiados se corresponden con el fin de la etapa de desarrollo temprana (5-20 años) y con la primera parte de la tardía (20-100 años).

A diferencia de los modelos de sucesión primaria descritos para la región del delta del Paraná (Biondini y Kandus, 2006; Burkart, 1957; Kandus y Malvárez, 2004), donde las especies pioneras son nativas, los resultados apoyan los hallados por Kalesnik y Malvárez (2004), quienes describieron que la sucesión secundaria postabandono productivo del albardón se encuentra dominada por especies exóticas durante los primeros estadios. Este fenómeno también fue observado en otras regiones donde las especies alóctonas dominan durante las primeras décadas luego del abandono de la actividad productiva y a medida que colonizan las especies autóctonas, se va conformando un nuevo tipo de bosque (Lugo, 2004; Lugo y Helmer, 2004). Las especies exóticas intolerantes a la sombra se encontraron en mayor proporción en ambientes con disturbio relativamente reciente, bosques posforestales, y la invasión de las mismas dentro del bosque nativo fue menor. Sin embargo, y en concordancia con lo estudiado por Martin et al. (2009), las especies más tolerantes a la sombra (ej. *Ligustrum lucidum*) cobraron mayor relevancia como invasoras dentro del bosque nativo. Inclusive, los mayores diámetros se encontraron en parcelas de monte Blanco pudiéndose estimar una edad de 47 años para el caso del ejemplar de *L. lucidum* de mayor DAP (Gavier-Pizarro et al., 2012). Asimismo, los patrones poblacionales de las especies forestales hallados (*Populus* y *Salix*), con tendencias a no persistir en el tiempo, también sustentan lo descrito en el modelo sucesional. En concordancia, las

principales especies arbóreas nativas presentaron patrones de incorporación reciente o de reproductor frecuente a baja densidad en el bosque posforestal. Distinto fue el caso de especies nativas pioneras y con mayor requerimiento de luz, como *Erythrina crista-galli* y *Sapium haematospermum*, con tendencias a no persistir en el tiempo. En forma similar, la presencia de plántulas en el sotobosque de *Ficus luschnatiana* también se encontraría limitada, pero no se descarta su incorporación en el dosel en el futuro, debido a su capacidad epífita de germinación y crecimiento (de Figueiredo, 2004).

Mediante la investigación pudo verificarse el predominio de autóctonas dentro de los censos clasificados a priori como monte Blanco, corroborándose su tratamiento como bosque nativo. Sin embargo, como ilustra la figura 5, existe un gradiente en la proporción de especies nativas y exóticas para los atributos ecológicos estudiados. En un extremo, los bosques clasificados a priori como monte Blanco de los arroyos Chivico y Camacho cumplen con dicho predominio y pueden ser considerados, sin duda, bosque nativo. En el otro extremo, en las parcelas de bosque posforestal de los arroyos Grande, Borches, Camacho y Guazucito, las especies nativas no alcanzan a superar a las exóticas en ninguno de los atributos y pueden ser considerados en la actualidad bosque exótico, alóctono o xenobosque, sin olvidar que la recuperación natural de especies autóctonas existe, aunque en la actualidad es aún baja. Además de lo discutido en el párrafo anterior, este predominio de exóticas sobre nativas puede explicarse porque el banco de semillas de los bosques secundarios posforestales se encuentra dominado por las mismas especies exóticas que se registraron en pie (*Rubus ulmifolius* y *Ligustrum sinense*) y las nativas, a pesar de ser numerosas, son muy poco abundantes (Kalesnik et al., 2013). Por último, en el medio del gradiente los bosques de albardón del arroyo Pantanoso muestran resultados clave en el proceso de recuperación postabandono de especies autóctonas. En todos ellos, el número de especies nativas supera al de las exóticas, sin embargo, este predominio no es alcanzado, en general, para valores de cobertura. Por lo tanto, pueden clasificarse como bosque nativo con abundancia de exóticas, o xenobosque rico en nativas. En el arroyo Pantanoso, las parcelas de bosque clasificado a priori como monte Blanco corresponderían, por la presencia de zanja de sistematización y el relato de pobladores locales, también a bosques secundarios postabandono productivo, pero frutihortícola en vez de forestal. En consecuencia, los resultados son compatibles con un paralelismo en las dinámicas sucesionales de especies exóticas y nativas en la que las primeras dominan los estadios iniciales y se observa un cambio hacia especies más tolerantes a la sombra, pero luego se estabiliza su número y es superado

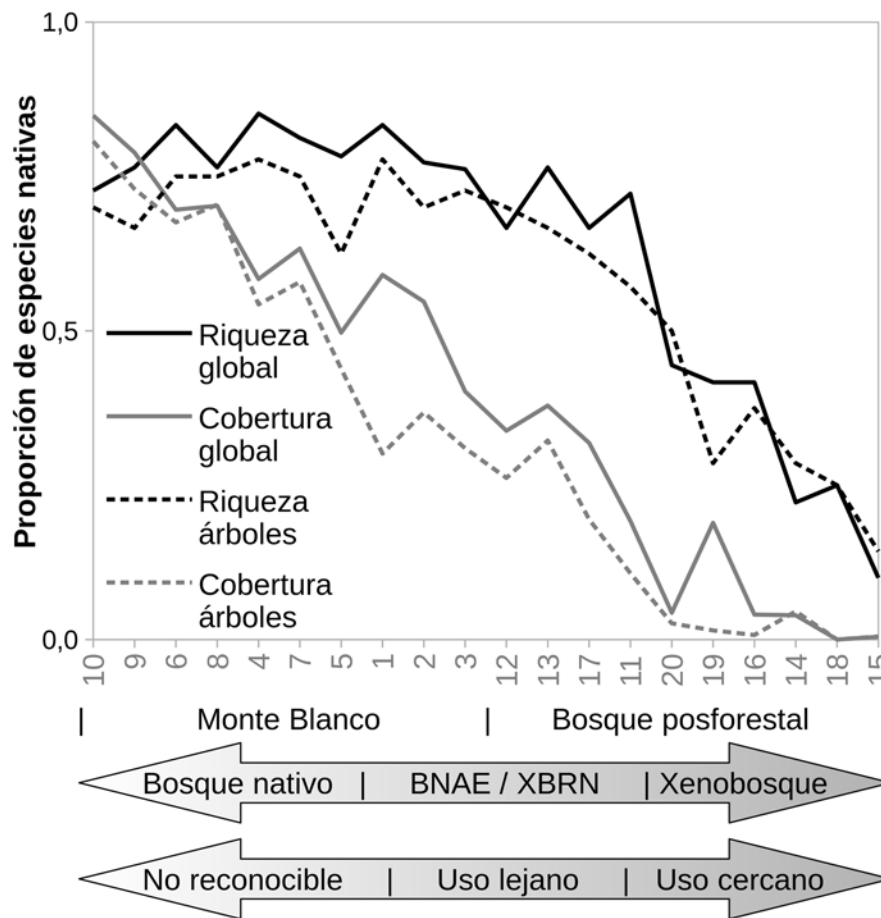


Figura 5. Clasificación de bosques de albardón del delta frontal del río Paraná según proporción actual de especies nativas y uso productivo reconocible en la actualidad. BNAE = bosque nativo con abundancia de exóticas, XBRN = xenobosque rico en nativas.

por las nativas (McLane et al., 2012). Sin embargo, la falta de fuentes de propágulos de estas últimas, sumada a la presión de propágulos de la especies introducidas por el humano, pueden dar como resultado estos bosques nativos con abundancia de exóticas (Richardson et al., 2007).

Lo analizado en el párrafo anterior permite reafirmar que un solo descriptor puede ser insuficiente para caracterizar un bosque (Buchwald, 2005). Si se considera el origen de las especies que lo conforman y/o predominan, son útiles los conceptos de bosque nativo o autóctono versus bosque exótico, alóctono o xenobosque. Sin embargo, éstos no hacen referencia directa a disturbios, influencia humana o estadio sucesional. Los bosques nativos pueden ser primarios o secundarios y los xenobosques pueden ser secundarios, y hasta primarios, considerando que las especies exóticas pueden exhibir las mismas dinámicas sucesionales que las nativas (Meiners, 2007). Dados el

gradiente y la complejidad de estados de desarrollo que existen, es útil la denominación “bosque de albardón” y luego especificar otros descriptores según corresponda. Esta denominación genérica incluye las formaciones tratadas previamente en la bibliografía de la región: selva marginal (Cabrera, 1951, 1971, 1976), monte Blanco, selva en galería déltico-uruguayense (Burkart, 1957), neoecosistema de albardón y bosque secundario (Kalesnik et al., 2011). Se concluye que en el delta frontal del río Paraná aún es posible hallar bosques donde las especies nativas superan en número y abundancia a las exóticas, que estos bosques nativos corresponderían a bosque regenerado y que preservan, en poca superficie, un considerable porcentaje de la riqueza original. Por último, que tanto monte Blanco como bosque postabandono forestal, poseen una considerable regeneración actual y potencial de especies nativas, y por lo tanto, un relevante valor de conservación.

## Agradecimientos

Por su ayuda con las tareas de campo y el transporte, a Mariano Ramello, Juan Herrera, Emiliano Villegas, Mariano Tortarolo, Facundo Merker, Aldo Pochintesta, Mauro Pochintesta, Guido Iribarren, Verónica Gil Suárez, Emilio De León, Luciano Iribarren, Nicolás Longobardi y a la Municipalidad de San Fernando. Por la lectura crítica y sugerencias, a Pablo G. Aceñolaza, Carolina C. Torres, Ignacio M. Barberis, Piedad M. Cristiano y dos revisores/as anónimos/as. Apoyo financiero: Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO): Premios “Jóvenes Científicos MAB” y “UNESCO Sultán Qabús para la preservación del ambiente”. Universidad de Buenos Aires: subsidios “UBACyT 20620110100014” y “UBACyT PDE10”. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET): subsidio “PIP 11220150100404CO”. Se dedica el presente trabajo al Dr. Fabio A. Kalesnik (1966-2017), docente e investigador especialista en bosques y humedales del delta del Paraná.

## Referencias

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Baigún, C. R. M., Puig, A., Minotti, P. G., Kandus, P., Quintana, R., Vicari, R. et al. (2008). Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8, 245–262. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0019-7>
- Biondini, M. y Kandus, P. (2006). Transition matrix analysis of land-cover change in the accretion area of the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) reveals two succession pathways. *Wetlands*, 26, 981–991. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[981:TMAOLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[981:TMAOLC]2.0.CO;2)
- Bonfils, C. G. (1962). Los suelos del delta del río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. *Revista de Investigaciones Agrícolas INTA*, 16, 257–370.
- Braak, C. J. F. ter y Šmilauer, P. (1998). CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry.
- Buchwald, E. (2005). A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. En Food and Agriculture Organization of the United Nations, *Proceedings. Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions, Rome, 11-19 January 2005*.
- Burkart, A. (1957). Ojeada sinóptica sobre la vegetación del delta del Río Paraná. *Darwiniana*, 11, 457–561.
- Burkart, A. (1969). *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina). Tomo VI, Parte II. Gramíneas. La familia botánica de los pastos*. Buenos Aires: Colección Científica del I.N.T.A.
- Burkart, A. (1974). *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina). Tomo VI, Parte VI. Dicotiledóneas Metaclamídeas (Gamopétalas) B: Rubiales, Cucurbitales, Campanulales (incluso Compuestas)*. Buenos Aires: Colección Científica del I.N.T.A.
- Burkart, A. (1979). *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina). Tomo VI, Parte V. Dicotiledóneas Metaclamídeas (Gamopétalas). A: Primulales, Plumbaginales, Ebenales, Contortales, Tubiflorales, Callitrichales, Plantaginales*. Buenos Aires: Colección Científica del I.N.T.A.
- Burkart, A. (1987). *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina). Tomo VI, Parte III. Dicotiledóneas Arquiclamídeas. A: Salicales a Rosales (incluso Leguminosas)*. Buenos Aires: Colección Científica del I.N.T.A.
- Burkart, A. y Bacigalupo, N. M. (2005). *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina). Tomo VI, Parte IV. Dicotiledóneas Arquiclamídeas. B: Geraniales a Umbelliflorales*. Buenos Aires: Colección Científica del I.N.T.A.
- Cabrera, A. L. (1951). Territorios fitogeográficos de la República Argentina. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 4, 21–65.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1–42.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. En W. Kungler (Ed.), *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, 2ª Ed., Vol. 2* (pp. 1–85). Buenos Aires: Acme.
- Cabrera, A. L. y Zardini, E. M. (1993). *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires, 2ª Ed.* Buenos Aires: ACME S.A.
- Cobas, A. C., Area, M. C. y Monteoliva, S. (2013). Transición de madera juvenil a madura en un clon de *Populus deltoides* implantado en Buenos Aires Argentina. *Maderas. Ciencia y Tecnología*, 15, 223–234. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-221X2013005000018>
- de Figueiredo, R. A. (2004). Ecología da germinação dos aquênios de figueiras (*Ficus* spp., Moraccae). *Semina: Ciências Biológicas e Da Saúde*, 17, 188–191. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0367.1996v17n2p188>
- Galafassi, G. P. (2004). *Historia economicasocial del delta del Paraná*. Cuadernos de Trabajo del Instituto de Investigaciones Histórico Sociales, 17. Buenos Aires.
- Gavier-Pizarro, G. I., Kuemmerle, T., Hoyos, L. E., Stewart, S. I., Huebner, C. D., Keuler, N. S. et al. (2012). Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing of Environment*, 122, 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.023>
- Guariguata, M. R. y Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185–206. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)

- Gustavsson, E., Lennartsson, T. y Emanuelsson, M. (2007). Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation*, 138, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.004>
- Hermy, M. y Verheyen, K. (2007). Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. En T. Nakashizuka (Ed.), *Sustainability and diversity of forest ecosystems* (pp. 361–371). Tokyo: Springer. <https://doi.org/10.1007/s11284-007-0354-3>
- Hood, W. G. y Naiman, R. J. (2000). Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology*, 148, 105–114. <https://doi.org/10.1023/A:1009800327334>
- Iriondo, M. (2004). The littoral complex at the Paraná mouth. *Quaternary International*, 114, 143–154.
- Kalesnik, F. A. y Aceñolaza, P. (2008). Regional distribution of native and exotic species in levees of the lower delta of the Paraná river. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30, 391–402. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v30i4.5869>
- Kalesnik, F. A., Aceñolaza, P., Hurtado, M. y Martínez, J. (2011). Relationship between vegetation of the levee neo-ecosystems and environmental heterogeneity in the Lower Delta of the Paraná River, Argentina. *Water and Environment Journal*, 25, 88–98. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00196.x>
- Kalesnik, F. A. y Malvárez, A. I. (1996). Uso antrópico potencial de las especies vegetales nativas y naturalizadas del Bajo Delta del Río Paraná, Argentina. *Vida Silvestre Neotropical*, 5, 12–21.
- Kalesnik, F. A. y Malvárez, A. I. (2004). *Las especies exóticas invasoras en los sistemas de humedales*. El caso del Delta inferior del Río Paraná. Buenos Aires: INSUGEO, Miscelánea, 12.
- Kalesnik, F. A., Sirolli, H. y Collantes, M. (2013). Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina). *Acta Botanica Brasílica*, 27, 40–49. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000100006>
- Kalesnik, F. A., Vallés, M. L., Quintana, R. D. y Aceñolaza, P. (2008). *Parches relictuales de selva en galería (monte blanco) en la región del Bajo Delta del Río Paraná*. Temas de la Biodiversidad del litoral fluvial argentino III. Buenos Aires: INSUGEO, Miscelánea, 17. <http://www.insugeo.org.ar/scg/ver-articulo.php?id=378>
- Kandus, P. y Malvárez, A. I. (2004). Vegetation patterns and change analysis in the Lower Delta islands of the Paraná River (Argentina). *Wetlands*, 24, 620–632. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0620:VPACAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0620:VPACAI]2.0.CO;2)
- Kandus, P., Malvárez, A. I. y Madanes, N. (2003). Estudio de las comunidades de plantas herbáceas de las islas bonaerenses del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana, Nueva Serie*, 41, 1–16. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2014.411-4.201>
- Knight, D. H. (1975). A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs*, 45, 259–284.
- Kuglerová, L., Jansson, R., Sponseller, R. A., Laudon, H. y Malm-Renöfält, B. (2014). Local and regional processes determine plant species richness in a river-network metacommunity. *Ecology*, 96, 381–391. <https://doi.org/10.1890/14-0552.1>
- Kutsokon, N. K., Jose, S., y Holzmüller, E. (2015). A global analysis of temperature effects on *Populus* plantation production potential. *American Journal of Plant Sciences*, 6, 23–33. <https://doi.org/10.4236/ajps.2015.61004>
- Leppäkoski, E. y Olenin, S. (2000). Xenodiversity of the European brackish water seas: the North American contribution. *Marine Bioinvasions. Proceedings of the First National Conference*, January 24–27, 1999. Cambridge, Massachusetts, USA.
- Lepš, J., & Šmilauer, P. (2003). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. New York: Cambridge University Press.
- Lugo, A. E. (2004). The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 265–273. <https://doi.org/10.2307/3868267>
- Lugo, A. E. y Helmer, E. (2004). Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management*, 190, 145–161. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.09.012>
- Lund, H. G. (2014). *Definitions of old growth, pristine, climax, ancient forests, degradation, desertification, forest fragmentation, and similar terms*. Gainesville, VA: Forest Information Services. Recuperado el 19 de marzo, 2014 de <http://home.comcast.net/~gyde/pristine.htm>
- Madanes, N., Quintana, R. D., Kandus, P. y Bó, R. F. (2015). Species richness and functional groups of angiosperms from the Paraná River Delta region (Argentina). *Check List*, 11, 1803. <https://doi.org/10.15560/11.6.1803>
- Malanson, G. P. (1995). *Riparian landscapes*. New York: Cambridge University Press.
- Malizia, A. (2003). Host tree preference of vascular epiphytes and climbers in a subtropical montane cloud forest of northwest Argentina. *Selbyana*, 24, 196–205.
- Malvárez, A. I. (1999). El delta del río Paraná como mosaico de humedales. En A. I. Malvárez (Ed.), *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica* (pp. 35–54). Montevideo: UNESCO.
- Martin, P. H., Canham, C. D. y Marks, P. L. (2009). Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 142–149. <https://doi.org/10.1890/070096>
- McLane, C. R., Battaglia, L. L., Gibson, D. J. y Groninger, J. W. (2012). Succession of exotic and native species assemblages within restored floodplain forests: A test of the parallel dynamics hypothesis. *Restoration Ecology*, 20, 202–210. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00763.x>
- Medina, R. y Codignotto, J. (2013). Evolución del delta del río Paraná y su posible vinculación con el calentamiento global. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Nueva Serie*, 15, 191–200.
- Meiners, S. J. (2007). Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession. *Ecology*, 88, 1098–1104. <https://doi.org/10.1890/06-1505>

- Menalled, F. D. y Adamoli, J. M. (1995). A quantitative phytogeographic analysis of species richness in forest communities of the Paraná River Delta, Argentina. *Vegetatio*, 120, 81–90. <https://doi.org/10.1007/BF00033460>
- Monteoliva, S. y Senisterra, G. (2008). Efecto del sitio, el origen y el clon sobre el crecimiento y propiedades de la madera de *Populus*. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 17, 261–270.
- Morong, T. (1892). The Rio de la Plata. Its basin, geography and inhabitants. *Journal of the American Geographical Society of New York*, 24, 479–509. <https://doi.org/10.2307/196711>
- Morrone, J. J. (2014). Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782, 1–110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley y Sons.
- Muñiz, F. J. (1925). *Noticias sobre las islas del Paraná*. Buenos Aires: Publicaciones del Instituto de Investigaciones Geográficas/ Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Buenos Aires.
- Naiman, R. J. y Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621–658.
- Naiman, R. J., Décamps, H. y McClain, M. E. (2005). *Riparia ecology, conservation, and management of streamside communities*. Amsterdam: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-663315-3.X5000-X>
- Naiman, R. J., Decamps, H. y Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3, 209–212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Nilsson, C. y Svedmark, M. (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30, 468–480. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2735-2>
- Otero, M. Á. y Malvárez, A. I. (2000). *Documento base para la incorporación de las islas de San Fernando a la red mundial de reservas de biosfera MAB-UNESCO*. San Fernando, Buenos Aires: UNESCO.
- Page, T. J. (1859). *La Plata, the Argentine Confederation and Paraguay: being a narrative of the exploration of the tributaries of the River La Plata and adjacent countries during the years 1853, '54, '55 and '56, under the orders of the United States Government*. New York: Harper y Brothers.
- Payton, I. J., Newell, C. L. y Beets, P. N. (2004). *New Zealand carbon monitoring system. Indigenous forest and shrubland data collection Manual*. Christchurch, N. Z.: The Caxton Press.
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P. et al. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13, 126–139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Roth, N. E., Allan, J. D. y Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11, 141–156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J. et al. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86, 56–62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sarubbi, A. (2007). *Análisis del avance del Frente del delta del Río Paraná (Tesis)*. Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Saxena, A. K., y Singh, J. S. (1984). Tree population structure of certain Himalayan forest associations and implications concerning their future composition. *Vegetatio*, 58, 61–69. <https://doi.org/10.1007/BF00044928>
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2005). *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos*. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (Dirección de Bosques).
- Sheskin, D. J. (2003). *Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures (3rd. Ed.)*. New York: Chapman & Hall/ CRC. <https://doi.org/10.1201/9781420036268>
- Snyder, C. D., Young, J. A., Vilella, R. y Lemarié, D. P. (2003). Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18, 647–664. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000004178.41511.da>
- Thompson, R. M. y Townsend, C. R. (2003). Impacts on stream food webs of native and exotic forest: An intercontinental comparison. *Ecology*, 84, 145–161. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0145:IOSFWO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0145:IOSFWO]2.0.CO;2)
- Zoffoli, M. L., Kandus, P., Madanes, N. y Calvo, D. H. (2008). Seasonal and interannual analysis of wetlands in South America using NOAA-AVHRR NDVI time series: the case of the Parana Delta Region. *Landscape Ecology*, 23, 833–848. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9240-9>
- Zuloaga, F. O., Belgrano, M. J. y Zanotti, C. A. (2019). Actualización del catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur. *Darwiniana (nueva serie)*, 7, 208–278. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>
- Zuloaga, F. O., Morrone, O. y Belgrano, M. J. (Eds.). (2008). *Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur: Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay, Vol. 1–3*. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.