

ISSN 1853-8045

## REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ARGENTINA DE ECOLOGÍA DE PAISAJES



Volumen Especial: "Rol de la ecología de  
paisajes en el estudio, predicción y gestión del  
cambio global"

RASADEP Volumen 4 Número 2  
Diciembre 2013

Revista en línea, libre y gratuita



ISSN 1853-8045

# **Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes**

Volumen Especial: "Rol de la ecología  
de paisajes en el estudio, predicción y  
gestión del cambio global"

**RASADEP Volumen 4(2)  
Diciembre 2013**

## Editores

Guillermo Martínez Pastur  
María Vanessa Lencinas  
Silvia D. Matteucci

Trabajos presentados durante las IV Jornadas y I Congreso Argentino de Ecología de Paisajes (ICAEP2013). San Pedro, 28-30 Mayo de 2013.

Permitida la reproducción parcial con mención explícita de los autores y la fuente.

Dibujo y diagramación de la tapa: Guillermo Martínez Pastur

ISSN 1853-8045  
2011 Asociación Argentina de Ecología de Paisajes.

Queda hecho el depósito que marca la ley 11.723  
Impreso en Argentina – Printed in Argentina.

## COMITÉ CIENTÍFICO

Los trabajos seleccionados para su publicación contaron con la revisión y aportes del Comité Científico integrado por:

Rubén Actis Danna, Departamento de Geografía (FFyH), Laboratorio de SIG y Geoprocesamiento (FCEfyN), Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

Jorge Alonso Alcalá Jáuregui, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Autónoma de San Luis de Potosí, México, México.

Marcelo Daniel Barrera, Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Vilma Budovski, Grupo de investigación GIAPB, Cátedra de Arquitectura Paisajista "B", Facultad de Arquitectura Urbanismo y Diseño, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

Mariana Buzzi, Cátedra Protección de Paisaje, Flora y Fauna, Departamento de Biología General, Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB), Comodoro Rivadavia, Argentina.

Graciela Mabel Calabrese, Escuela de Producción, Tecnología y Medio Ambiente, Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Río Negro, Sede Andina, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Aníbal E. Carbajo, Laboratorio de Ecología de Enfermedades Transmitidas por Vectores, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín, San Martín, Argentina.

Juan Manuel Cellini, Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Juliana Costa Coelho, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.

Elena Craig, Secretaria de Ciencia y Tecnología, Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján, Luján, Argentina.



Ilda Entraigas, Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff", Campus Universitario de Azul, Azul, Argentina.

Cecilia María Giusso, Centro de Investigaciones Urbanas y Territoriales. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Agustín Hernández Aja, Dpto. de Urbanística y Ordenación del Territorio, Escuela Técnica Superior de Arquitectura, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

Fabián Alejandro Jaras, Dirección General de Bosques, Secretaría de Desarrollo Sustentable y Ambiente de la Provincia de Tierra del Fuego, Ushuaia, Argentina.

Bruno Lara, Laboratorio de Investigación y Servicios en Teledetección de Azul (LISTA), Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, y Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Buenos Aires, Argentina.

María Vanessa Lencinas, Laboratorio de Recursos Forestales, Centro Austral de Investigaciones Científicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Ushuaia, Argentina.

Isabel López, Centro de Investigaciones Urbanas y Territoriales. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Nora Madanes, Laboratorio de Ecología Funcional y Laboratorio de Ecología Ambiental y Regional, Departamento de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Rafael Maddio, Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Guillermo Martínez Pastur, Laboratorio de Recursos Forestales, Centro Austral de Investigaciones Científicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Ushuaia, Argentina.

Silvia D. Matteucci, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Mirta Menghi, Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables "Dr. Ricardo Luti" (CERNAR), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Instituto de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (IIByT), Universidad Nacional de Córdoba, y CONICET, Córdoba, Argentina.

Priscilla G. Minotti, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín, San Martín, Argentina.

Lucas Monelos, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Río Gallegos, Argentina.

Facundo Oddi, Laboratorio de Ecotono, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Patricia E. Perelman, Museo Argentino de Ciencias Naturales, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Buenos Aires, Argentina.

Pablo Peri, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, CONICET, INTA, Río Gallegos, Argentina.

Norberto Rodríguez, Grupo de Planificación Sustentable, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Daisy Rodríguez Laredo, Facultad de Arquitectura, Artes y Diseño, Universidad Mayor de San Andrés (FAADU – UMSA), La Paz, Bolivia.

Stefan Schindler, CIBIO - InBio - Universidade do Porto (Portugal), Biodiversity and Nature Conservation - Environment Agency Austria, University of Vienna, Vienna, Austria.

Rosina Soler, Laboratorio de Recursos Forestales, Centro Austral de Investigaciones Científicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Ushuaia, Argentina.

Laura Zalazar, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), CONICET, Mendoza, Argentina.

## **RECONOCIMIENTOS**

El aporte de conferencistas, presentadores, coordinadores de sesiones, revisores de resúmenes y asistentes dieron sustento, sentido y calidad a las IV Jornadas y I Congreso Argentino de Ecología de Paisajes (ICAEP2013). Por su parte el soporte permanente de instituciones, profesionales y estudiantes garantizó la realización de las mismas. El conjunto sentó las bases necesarias para impulsar este volumen especial de la revista, y para difundir el valioso trabajo realizado con enfoques de la Ecología de Paisajes.

Agradecemos especialmente a las siguientes Instituciones, que con distintos aportes permitieron la realización del evento y la publicación de este Volumen Especial:

Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva, Argentina)

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

Asociación Argentina de Ecología de Paisajes (ASADEP)

International Association for Landscape Ecology (IALE)

GALA Eventos

Orientación Gráfica Editora, S.R.L.

## ÍNDICE

<b>COMITÉ CIENTÍFICO.....</b>	<b>iii</b>
-------------------------------	------------

<b>RECONOCIMIENTOS.....</b>	<b>vi</b>
-----------------------------	-----------

### CONTRIBUCIONES

<i>Diagnóstico de áreas verdes urbanas: Uso de índices de paisaje para el diagnóstico del sistema de áreas verdes de la ciudad de Córdoba, Argentina (M. Martiarena, A. Amione).....</i>	<i>1</i>
--	----------

<i>Transformación de la matriz de bosques nativos por sistemas agrícola-ganaderos: Modelo de estados y transiciones (E. Astrada).....</i>	<i>11</i>
---	-----------

<i>¿Qué protegemos y qué deberíamos proteger con la ley de bosques? Aportes para la primera revisión del ordenamiento territorial de los bosques de Río Negro (J.H. Gowda).....</i>	<i>46</i>
---	-----------

<i>Modelos de aptitud potencial de hábitat para la nidificación de Caiman yacare y C. latirostris en diferentes eco-regiones en la provincia de Corrientes, Argentina (C. Mora-Rivera, F. Schivo, R.D. Quintana).....</i>	<i>63</i>
---	-----------

<i>Percepción directa y virtual del paisaje en el Parque Nacional Iguazú (N. Madanes, A. Faggi, P. Perelman).....</i>	<i>81</i>
---	-----------

<i>Representatividad espacial de las principales comunidades vegetales en la cuenca baja del arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina) (N. Vercelli, I. Entraigas, J. Pablo Argañaraz, R. Scaramuzzino, C. D'Alfonso).....</i>	<i>92</i>
--	-----------

<i>Paradigmas urbanos de una ciudad inmersa en un Parque Nacional: San Carlos de Bariloche, Argentina (N.J. Rodríguez).....</i>	<i>101</i>
---	------------

<i>Análise da paisagem na Lagoa Verde: Proposta para readequação da unidade de conservação da Lagoa Verde no município do Rio Grande, Brasil (C. Vinicius da Cruz Weiss, L. Terres de Lima, B. Mergen, M. Dutra da Silva).....</i>	<i>119</i>
--	------------

<i>El rol de los musgos en la germinación de especies leñosas: Implicancias de la heterogeneidad de micro-sitios para la restauración (G.M. Calabrese, A.E. Rovere).....</i>	<i>130</i>
--	------------

<i>Ganadería en humedales: Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná (A.L. Magnano, R. Vicari, E. Astrada, R.D. Quintana).....</i>	<i>137</i>
--	------------

<i>El Paisaje en el Gran La Plata: Ordenamiento, diseño y gestión (estrategias y escalas de intervención) (I. López, C.M. Giusso, M.L. Juárez, D.V. Rotger, E. Velazco).....</i>	<i>149</i>
--	------------

<i>Desarrollo y evaluación de un software (MODQua) para el filtrado por calidad de productos MODIS: ¿Fenómenos reales o artificios del producto? (F. Carballo, P. Perna, V. Barraza, F. Grings, C. Bruscantini).....</i>	<i>157</i>
<i>Propuestas de intervenciones paisajísticas en áreas urbanas y naturales en el marco de una propuesta de ordenamiento territorial para el sur de la Provincia de Tucumán (G.A. Aguilar).....</i>	<i>164</i>
<i>Sistema reticulado para conservación de la biodiversidad en la Provincia de Santa Fe, Argentina (N.R. Biasatti, F. Avogradini, M. Rapalino).....</i>	<i>181</i>
<i>Métricas de ecología da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro, Mato Grosso, Brasil (E.G. Gomig, J.R. Jiménez-Rueda).....</i>	<i>190</i>
<i>El aeropolen en la ciudad de Bahía Blanca (Argentina): Aportes para la gestión del arbolado público desde la selección de especies (G.M. Benedetti, V.S. Duval, A.M. Campo, L. Barrionuevo).....</i>	<i>199</i>
<i>Delimitación de unidades de paisaje en Patagonia central (M.A. Buzzi, M.A. Bertolami, B.L. Rueter).....</i>	<i>211</i>
<i>Redes Neurais no estudo da paisagem: O estudo da paisagem do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Brasil) utilizando classificação de imagens de satélite por redes neurais (L. Terres de Lima, C. Vinicius da Cruz Weiss, M. Dutra da Silva).....</i>	<i>219</i>
<i>El valor ecológico, ornamental y de uso tradicional de especies nativas de la ciudad de La Paz (D. Rodríguez Laredo).....</i>	<i>226</i>
<i>Bosques ribereños y su relación con regímenes hidrológicos en el norte patagónico (L.A. Datri, R. Maddio, A.M. Faggi, L.A. Gallo).....</i>	<i>245</i>

## Diagnóstico de áreas verdes urbanas: Uso de índices de paisaje para el diagnóstico del sistema de áreas verdes de la ciudad de Córdoba, Argentina

Miguel Martiarena<sup>1\*</sup>, Alejandra Amione<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Maestría en Arquitectura Paisajista de la Universidad Católica de Córdoba. Camino a Alta Gracia km 7 ½ - Córdoba. <sup>2</sup>FADU de la Universidad Nacional de Córdoba. Av. Haya de la Torre s/n. -Córdoba. \*Autor de correspondencia: *miguelmartiarena@gmail.com*.

### RESUMEN

Las Áreas Verdes Públicas de Permanencia (AVPP), actuales o potenciales, son aquellas que por su forma, dimensiones, área y facilidad de acceso pueden o podrían ser utilizadas, dado un manejo determinado, a la función de permanencia aportando a una mejor calidad de vida. Identificarlas, analizar su distribución, y verificar la accesibilidad de los distintos sectores de la población es la base indispensable para poder delinear estrategias que fortalezcan el equilibrio del "Buen Vivir" ante la dinámica de expansión y densificación de las ciudades. Para identificar las AVPP se seleccionaron atributos formales que aseguran la función de permanencia requerida. Se ajustó y filtró la base de datos geográfica utilizando índices de forma tomados de la Ecología de Paisajes. Mediante el cálculo de un mapa de distancias se analizó la distribución de las AVPP en función de las densidades de población proponiendo el porcentaje total de la población dentro del área de acceso y el Índice de Área Núcleo como nuevos indicadores de distribución espacial y forma que complementan a los usados tradicionalmente asegurando la calidad de los espacios y el correcto funcionamiento del sistema de áreas verdes. Se determinó que más de un cuarto de la población se encuentra a una distancia de acceso mayor que la recomendada, y que un tercio del área de las mismas corresponde a sectores de borde que no cumplen los requisitos de la función de permanencia.

**Palabras clave:** paisaje urbano; índices de paisaje; derecho a la ciudad; conflictos urbanos; políticas públicas; indicadores; planificación; Córdoba Argentina

### ABSTRACT

The current or potential Permanence Public Green Areas (PPGA) are those that because of their shape, size, and ease of access can or could be used, given a particular management, for a permanence function providing a better quality of life. Identify, analyze their distribution, and check its availability to the different population sectors is the indispensable basis for devising strategies to strengthen the balance of the "Buen vivir" (Good life) with the cities dynamic expansion and densification. To identify the PPGA, formal characteristics that ensured the required permanence functions were selected. The geographical database was adjusted and filtered using Landscape Ecology shape indexes. The distribution of the PPGA was analyzed by calculating a distance map based on population densities, proposing the total percentage of the population within the access area and the Core Area Index as new spatial and shape indicators that complement the traditionally used to ensure the space quality and the green area system proper functioning. It was determined that more than a quarter of the population is at a distance greater than the recommended, and a third of the area corresponds to the edge portions which do not meet the requirements of the permanence function.

**Keywords:** cityscape, landscape indexes, the Right to the City; urban conflicts, public policies, indicators, planning, Cordoba Argentina

### INTRODUCCIÓN

De la plaza central como lugar simbólico que cumple funciones comerciales y culturales, pasando por el desarrollo de alamedas y parques a partir de mediados del S. XVIII con el propósito de mejorar la calidad de vida (Contin, 1998; Page, 2008), a la visión contemporánea que entiende

sus diversas funciones ecológicas, sociales y recreativas en relación a un entorno urbano dinámico (Fernández, 2000; Hough, 1995; Salvador Palomo, 2003), la comprensión de los servicios brindados por las Áreas Verdes Públicas fue evolucionando hasta convertirse en un

derecho que debe ser accesible a todos los ciudadanos (Lefebvre, 1968).

Son variadas las funciones que cumplen las áreas verdes dentro de los sistemas urbanos (León Balza, 1998; Salvador Palomo, 2003): recreación, rol estructurador de la forma urbana, rol estético, contemplación, planificación de vistas, uso socio-político y cultural, salud y bienestar, uso educacional, función ecológica, y de regulación de variables ambientales.

Para describir las áreas verdes urbanas se utilizan índices generales que relacionan superficies de usos con variables censales. El indicador más utilizado en las ciudades latinoamericanas para caracterizar las Áreas Verdes es el Índice de Áreas Verdes (IAV). Su cálculo es sencillo y se obtiene mediante la relación de la superficie contratada para su mantenimiento en m<sup>2</sup> dividida por la cantidad de habitantes. Aunque su uso es extendido, este indicador adolece de una serie de dificultades:

(1) Los valores aceptados para esta medida son atribuidos a la Organización Mundial de la Salud, aunque no pudieron ser explicados mediante ninguna referencia bibliográfica. Diferentes autores consideran 9 m<sup>2</sup>/hab (Keipi et al., 1997; Miller, 1998); 10 m<sup>2</sup>/hab (Irós, 2007); hasta 12 m<sup>2</sup>/hab (Minaki et al., 2006; Salvador Palomo, 2003).

(2) El cálculo del IAV exige una previa caracterización en jerarquías, tipos y funciones de las áreas verdes (Lindon Fonseca & Danubia, 2009). De otra manera, los resultados son confusos ya que algunas funciones son incompatibles entre sí, tal es lo que ocurre entre la función de estancia o permanencia y la de estructuración de vías de comunicación y conexión (Martiarena et al., 2013). Por otra parte, las categorías establecidas utilizan múltiples criterios de organización según las ciudades o los estudios de referencia: por tipología (definida por los usos y costumbres), por escala de influencia (variable en función de la distancia a la que acceden los usuarios y solo determinable

mediante encuestas), por superficie (los intervalos son adoptados según la distribución de las áreas verdes existentes en cada ciudad), por función (en general cumplen múltiples funciones), etc. Esta indefinición dificulta la comparación de los índices y la selección de estándares y criterios de valoración (Rosset, 2005; Salvador Palomo, 2003).

(3) El IAV tampoco expresa la distribución espacial de las mismas. Esta última dificultad puede atenuarse si se computa dividiendo la ciudad en sectores más pequeños, siendo lo óptimo el considerar áreas de influencia por radios de acceso o el uso de polígonos de Voronoi.

(4) Las normativas y estudios analizados no determinan umbrales de superficie y/o forma que aseguren el correcto funcionamiento según los servicios que se pretenden evaluar.

En la ciudad de Córdoba la conformación de las áreas verdes fue tratada en sucesivos Planes Estratégicos y su creación y mantenimiento es regulado por diversas ordenanzas (8060/85; 8606/91; 8256/86; 9736/97; 9962/98; 10099/03; 10626/03; 10634/03; 10760/04 entre otras). La Red Ciudadana Nuestra Córdoba (2011) diagnosticó recientemente la "insuficiencia de espacios verdes de uso público en la ciudad, y disminución y deterioro progresivo del arbolado público", e identificó como problema que "no existe información precisa del área verde según la posibilidad real de uso público y la distribución espacial de los espacios verdes en la ciudad " planteando la necesidad de un "relevamiento del arbolado, superficie verde y su distribución espacial" (p. 5).

La reglamentación actual de la ciudad determina categorías y superficies para los espacios según su función predominante y población, pero no especifica dimensiones mínimas, formas, ni áreas de influencia (Ordenanza 9962/98).

Del total de las Áreas Verdes Públicas Urbanas, solo algunas cumplen con ciertos requisitos que permiten la función de

permanencia. El objeto de estudio de la investigación se centra en las Áreas Verdes Públicas de Permanencia de la ciudad de Córdoba, actuales o potenciales, entendidas como aquellas que por su forma, dimensiones, área y facilidad de acceso pueden o podrían ser utilizadas, dado un manejo determinado, a la función de permanencia. Es decir que cumplen estándares mínimos de superficie y forma asegurando un espacio adecuado para el desarrollo de actividades básicas de interacción social, recreación y contacto con la Naturaleza aportando a una mejor calidad de vida de los ciudadanos y, por lo tanto, el no poder acceder a ellas implicaría una violación al Derecho a la Ciudad (Foro Mundial Urbano, 2004)

El diagnóstico del sistema de áreas verdes de permanencia realizado mediante el cálculo de un mapa de accesibilidad, hace evidentes los sectores urbanos críticos sin cobertura o que requerirían mayor atención en el manejo. Un indicador posible de referencia es el porcentaje total de habitantes que vive dentro de un radio que asegure el acceso peatonal de personas con movilidad reducida (EEA, 2002; Stanner & Bourdeau, 1995). Este complementaría al tradicional IAV, valorando de modo más preciso la oferta y calidad de dichos espacios urbanos.

Se propone de este modo una nueva herramienta para orientar políticas públicas municipales tanto de creación como de manejo de las AVPP.

El objetivo general es caracterizar las Áreas Verdes Públicas Urbanas de Córdoba y analizar su distribución, verificando la accesibilidad de los distintos sectores de la población.

Los objetivos específicos son: identificar, caracterizar y clasificar las Áreas Verdes según sus posibilidades de usos, dimensiones y funciones establecidas; identificar el área de influencia de las AVPP; determinar la caracterización demográfica de los sectores urbanos dentro de las distancias de accesibilidad; e integrar

los resultados en un índice que evidencie la accesibilidad a las AVPP.

## MÉTODOS

Se construyó una base de datos geográfica actualizada con la ubicación, dimensiones y caracterización previa de los espacios y de las áreas verdes incluyendo: (i) los espacios verdes según mapas y lista utilizada para la licitación de mantenimiento por la Dirección de Espacios Verdes de la Municipalidad; (ii) las áreas verdes según mapa de Catastro Municipal abarcando el Río Suquía, arroyo La Cañada, arroyo El Infiernillo, las localizadas dentro de nuevas urbanizaciones (Valle Escondido y La Reserva), y las del Estadio Kempes; y (iii) campus de la Ciudad Universitaria de la UNC y parque de Las Tejas. Asimismo, no se incluyeron: (i) los espacios verdes dentro de las Urbanizaciones Residenciales Especiales (barrios cerrados) ya que a pesar de ser municipales solo son accesibles para los habitantes de dichos barrios; (ii) los cementerios; (iii) la circunvalación (por restricción en el acceso peatonal); (iv) el jardín zoológico (por tener acceso pago); (v) sectores urbanizados en Campo de la Rivera; y (vi) áreas de Reserva Verde según Ordenanza 8256 y modificatorias cuando son de dominio privado.

Las bases gráficas fueron procesadas y unificadas con el software Quantum GIS (QGIS Development Team, 2013), verificando la coincidencia entre las áreas que figuraban en las listas de licitación del mantenimiento con las áreas reales medidas en las imágenes satelitales disponibles en el software (Google Maps, obtenidas el 19 de marzo de 2011).

Se consideró como unidad cada manzana o fragmento rodeado por calles.

Para determinar la superficie mínima de las áreas verdes de permanencia se tuvieron en cuenta las dimensiones analizadas por Hall (1966) que sugiere una distancia entre 3,5 y 7,5 m para la fase cercana de encuentro entre personas en espacios



públicos (Fig.1). Esta es la distancia en que un sujeto percibe que “puede obrar evasiva

o defensivamente si lo amenazan” (op. cit. p. 152).

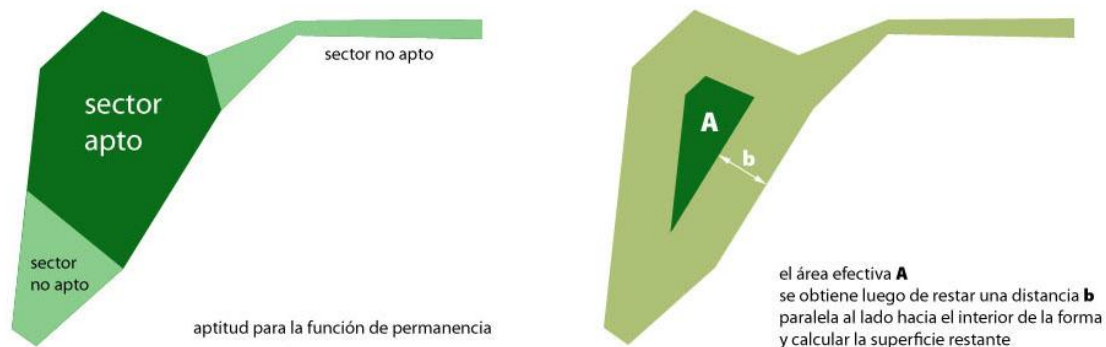


Fig.1. Cálculo del área efectiva de permanencia utilizando el índice Área Núcleo (Mc Garigal & Marks, 1994).

Este valor se tradujo mediante la reducción de los espacios utilizando un buffer de -7,5 m y descartando aquellos cuya Área Núcleo (CORE) resultó nula (Mc Garigal & Marks, 1994). Posteriormente se aplicó un buffer esta vez positivo de 7.5 m recuperando de este modo solo los sectores de las áreas verdes que tenían dimensiones mínimas aptas para el uso (Fig. 2). Los estándares europeos y norteamericanos sugieren una distancia máxima de acceso de 15 minutos caminando equivalente a 400 m, que corregido utilizando la distancia de

Manhattan, resulta en un radio de 280 m (Harrison et al., 1995). Para el análisis de la población dentro de los radios de influencia se utilizó un mapa con la información demográfica de los radios censales (Dirección General de Estadísticas y Censos, 2008), que se desagregó utilizando una clasificación supervisada de las áreas construidas realizada aplicando el módulo SOM de Idrisi (Eastman, 2009) en una imagen Landsat del 21 de julio de 2010 (Fig. 3).

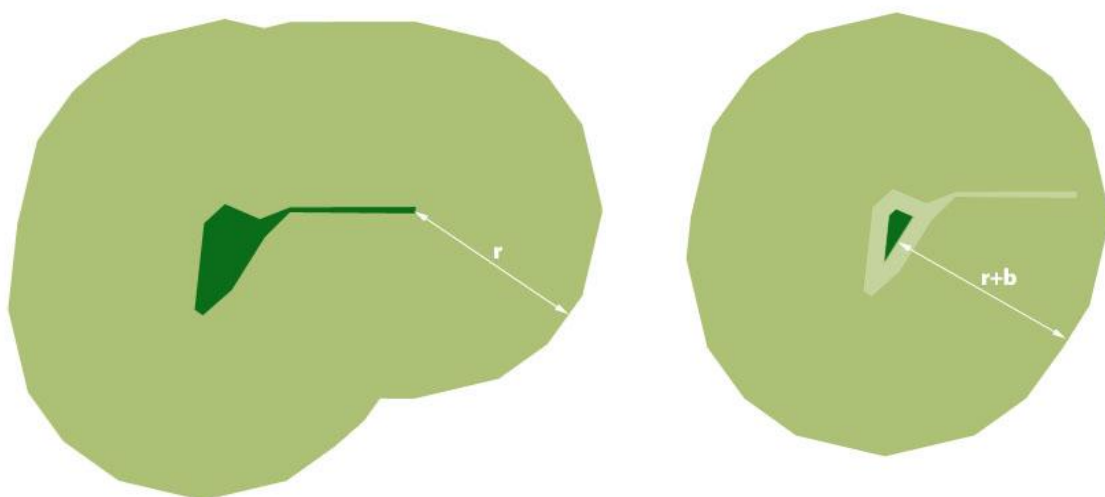


Fig. 2. Radio de acceso calculado según el modo tradicional (izquierda) y con la corrección del Área Núcleo (derecha).  $r$ =radio de acceso (280 m);  $b$ =buffer (7,5 m).

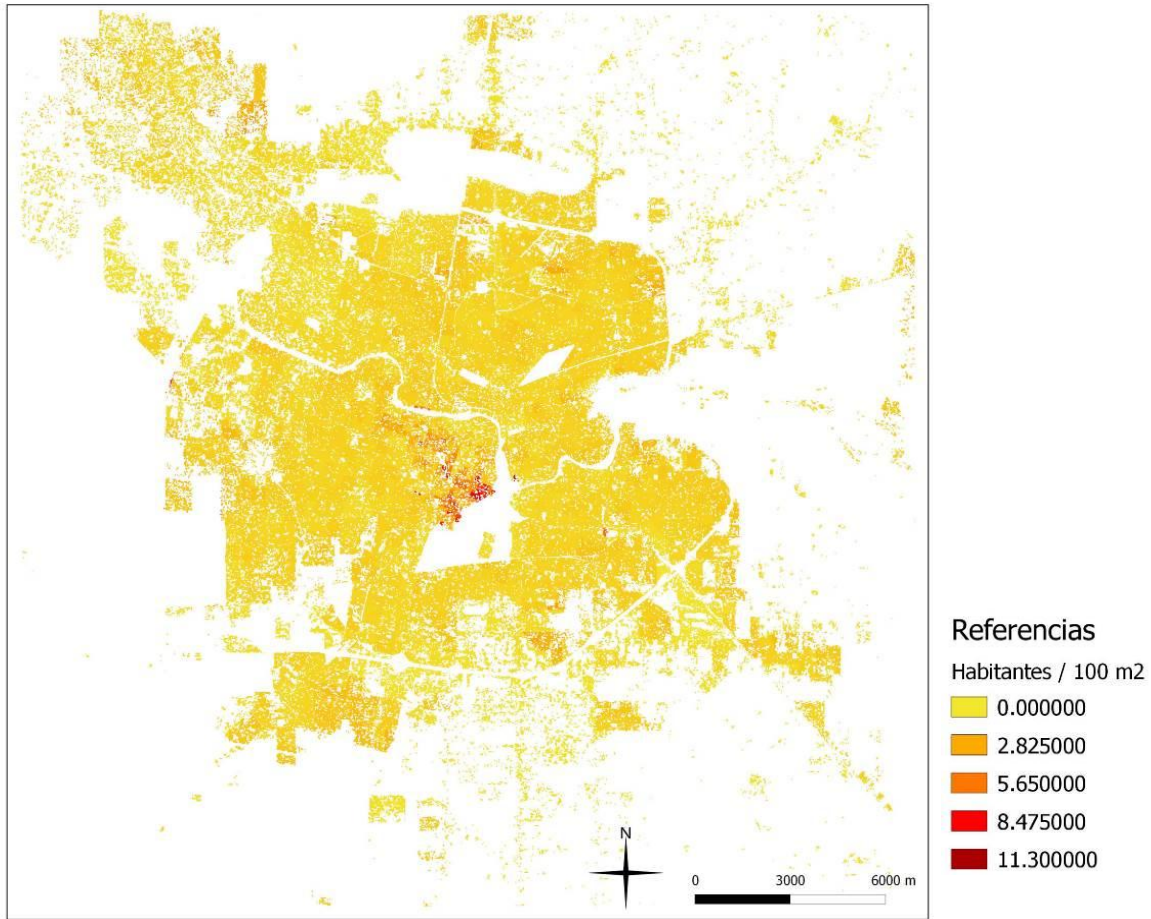


Fig. 3. Cantidad de habitantes por superficie construida cada 100 m<sup>2</sup>. Fuentes: Dirección General de Estadísticas y Censos (2008). Superficie construida clasificada según imagen Landsat de julio de 2010. Proyección transversa de Mercator según Gauss – Krüger. Sistema POSGAR 94 – FAJA 4.

Como indicadores para comparar la calidad de la forma de los espacios se calcularon el Total de Área Núcleo (*TCA*) y el Índice de Área Núcleo (*CAI*) según las siguientes fórmulas (Mc Garigal & Marks, 1994):

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10.000} \right)$$

$$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100)$$

Donde:  $a_{ij}^c$  = área núcleo (m<sup>2</sup>) del parche *ij* basado en profundidades de borde específicas (m).

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) del parche *ij*.

## RESULTADOS

El número total de parches de áreas verdes es de 2.463, mientras que considerando solo las áreas verdes que podrían cumplir la función de permanencia este número se reduce a 1.426. El 68% de las AVPP es menor a 5.000 m<sup>2</sup>, siendo la mediana de 2.765 m<sup>2</sup> y el promedio de 9.067 m<sup>2</sup>. El 22% no alcanza los 1.000 m<sup>2</sup> (Fig. 4 y 5). El área de influencia calculada considerando un radio de acceso de 280 m para el total de áreas verdes es de 21.627 ha, que al aplicar la corrección propuesta se reduce a

19.044 ha (Fig. 6). El área total de las AVPP es de 1.293 ha que considerando la población actual de 1.329.604 habitantes corresponde a un Índice de Áreas Verdes (IAV) de 9,73 m<sup>2</sup>/hab. El porcentaje total de habitantes dentro del área de acceso de

280 m es de 73%. Sin considerar la corrección, el porcentaje de habitantes dentro del área de acceso se eleva a 82% (Fig. 7). El Total de Área Núcleo es de 901,8 ha, alcanzando el Índice de Área Núcleo un valor de 67%.

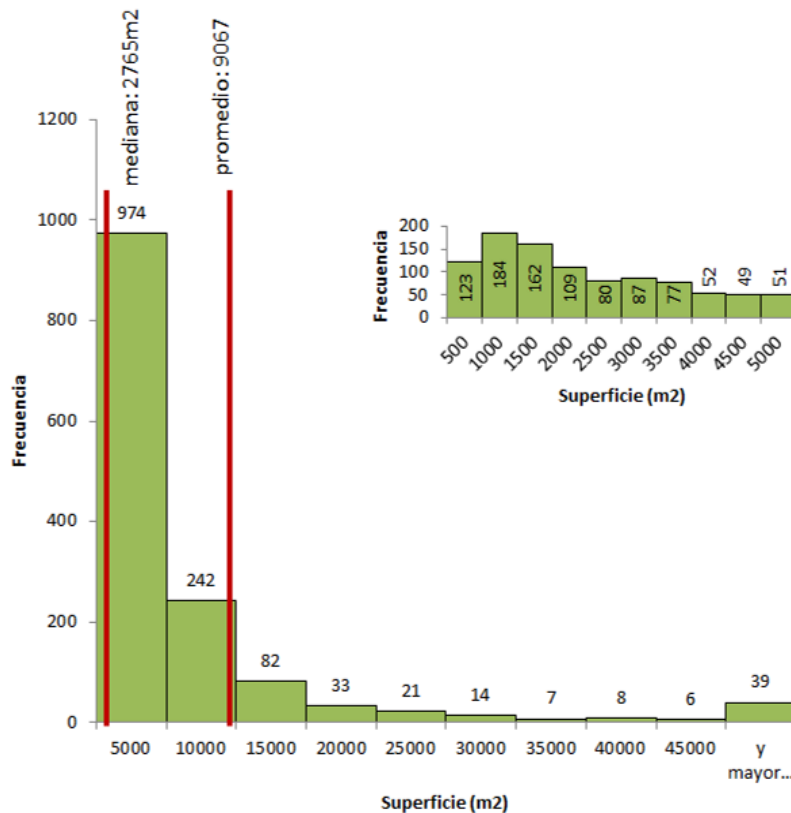


Fig. 4. Distribución de la superficie de las Áreas Verdes Públicas de Permanencia. Arriba, derecha: distribución de las AVPP menores a 5000 m<sup>2</sup>.

0 a 1000 1001 a 5000 5001 a 15000 15001 a 50000 y mayor...

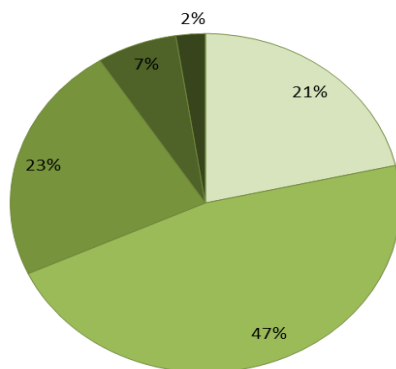


Fig. 5. Porcentaje de Áreas Verdes Públicas de Permanencia clasificadas por superficie (m<sup>2</sup>).



Fig. 6. Áreas de influencia de 280 m. En verde: con corrección según Área Núcleo. En rojo: sin corrección.

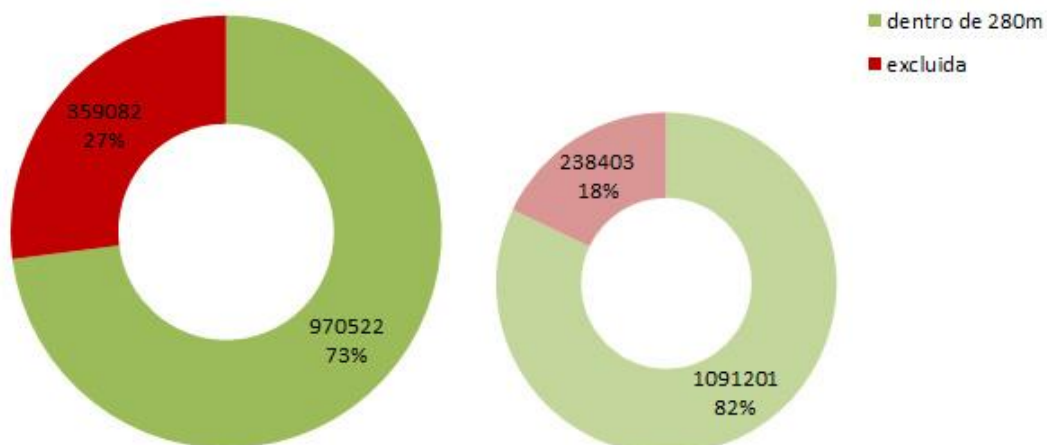


Fig. 7. Porcentaje de población según radio de acceso. Izquierda: con corrección según Área Núcleo. Derecha: sin corrección.



## DISCUSIÓN

Los valores obtenidos del IAV, aun habiéndolos filtrado según su función de permanencia, son notablemente mayores a los estimados por la Municipalidad en el último período (6,7 m<sup>2</sup>/hab en 2013) debido a la incorporación de la totalidad de las áreas verdes urbanas. Esto permitirá que en el futuro el indicador pueda ser calculado de forma más precisa, evitando las fuertes desviaciones que venían ocurriendo debidas principalmente a cambios en la forma de gestión, a la vez que reflejará de manera más ajustada las variaciones reales en la asignación del uso de suelo urbano.

El nuevo indicador sugerido del porcentaje total de población dentro del radio de acceso a las AVPP permite asociar las densidades de población con la distribución de las áreas verdes. Se complementa de manera adecuada con el IAV que si bien no alcanza a medir la eficacia de su distribución, sí sirve para evaluar la dotación de las mismas.

La corrección realizada al considerar el área núcleo excluye 45 ha de pequeños parches de dimensiones y formas incompatibles con la función de permanencia, impactando solo levemente en el IAV, mientras que sí tiene una mayor incidencia en el cálculo del total de población dentro del radio de acceso.

El Total de Área Núcleo indica el área de permanencia efectiva de las áreas verdes mientras el Índice de Área Núcleo muestra cómo la fragmentación en pequeños parches hace que un tercio de las áreas verdes sean bordes poco aptos para la función de permanencia. Se sugiere monitorear en el tiempo ambos índices para valorar la evolución de la forma de las áreas verdes en relación a dicha función, sirviendo también para realizar comparaciones entre diferentes sectores de la ciudad.

Es necesario legislar estándares que regulen la forma mínima a partir de la cual un área verde de permanencia se considere

como tal, al igual que implementar estrategias que permitan incorporar más superficie de suelo urbano como áreas verdes, en particular en los puntos poblados que no se encuentran dentro de los radios de acceso. El impacto de estas acciones se puede evaluar positivamente si aumentan el IAV, el porcentaje de población dentro del área de influencia, y el Índice de Área Núcleo.

En lo referido a la gestión, la Dirección de Espacios Verdes debería llevar un registro actualizado de todas las áreas verdes de la ciudad, no solo las que son mantenidas y de dominio municipal. De ese modo se podría tener un control más amplio de los servicios brindados por estas áreas.

En la presente investigación sólo se tuvo en cuenta la función de permanencia de las áreas verdes pero adaptando el método desarrollado se puede también analizar la eficacia de otros servicios brindados por el sistema tales como usos recreativos con mayor requerimiento de superficie, los de regulación del clima, los de protección de la biodiversidad, etc.

## AGRADECIMIENTOS

El equipo de investigación se encuentra conformado también por el Mgtr. Ing. Agr. Gustavo Re y la Mgtr. Biól. Cecilia Eynard quienes colaboraron en la definición de criterios para caracterizar el objeto de estudio. La investigación es subsidiada por la Universidad Católica de Córdoba y forma parte del programa "Indicadores Ciudadanos y Participación para una Ciudad Justa, Democrática y Sustentable". Los resultados son incluidos en la lista de indicadores de la Red Ciudadana Nuestra Córdoba dentro de sus objetivos de control de gestión participativa del gobierno municipal.

## BIBLIOGRAFÍA

Contin, M. I. 1998. El diseño paisajista de la exposición nacional de 1871 en Córdoba. *Anales LINTA*, 51–60.

- Dirección General de Estadísticas y Censos. 2008. Censo Provincial de Población de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Eastman, J. R. 2009. IDRISI Taiga. Worcester, MA: Clark Labs, Clark University. USA.
- EEA. 2002. Toward an urban atlas: Assessment of spatial data on 25 cities and urban areas. Copenhagen, Denmark.
- Fernández, R. 2000. La ciudad verde. Alfagrama Ediciones. Buenos Aires, Argentina.
- Foro Mundial Urbano. 2004. Carta Mundial por el Derecho a la Ciudad. Barcelona, España.
- Hall, E. T. 1966. La dimensión oculta. Siglo XXI editores. México DF, México.
- Harrison, C., Burgess, J., Millward, A., & Dawe, G. 1995. Accesible natural greenspace in towns and cities: A review of appropriate size and distance criteria. English Nature Research Reports, (153). England, UK.
- Hough, M. 1995. Naturaleza y Ciudad. Planificación urbana y procesos ecológicos. Ed. Gustavo Gili. Barcelona, España.
- Irós, G. 2007. Ciudad y región. Orientaciones para un desarrollo ambiental sostenible. Editorial de la Facultad de Arquitectura Urbanismo y Diseño de la Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Keipi, K., Sorensen, M., Smit, J., Barzetti, V., & Williams, J. 1997. Good Practices for Urban Greening. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, USA.
- Lefebvre, H. 1968. El derecho a la ciudad. Edicions 62. Barcelona, España.
- León Balza, S. F. 1998. Conceptos sobre espacio público, gestión de proyectos y lógica social: reflexiones sobre la experiencia chilena. EURE (Santiago), 24(71): 1–8.
- Lindon Fonseca, M., & Danubia, C. 2009. Áreas verdes urbanas: avaliação conceitual e metodológica a partir do estudo de caso na cidade de Paulínia – São Paulo, Brasil. En: 12 Encuentro de Geógrafos de América Latina. Montevideo, Uruguay.
- Martiarena, M., Amione, A., Re, G. E., & Eynard, C. 2013. Accesibilidad a las áreas verdes públicas de la ciudad de Córdoba. En: En clave ciudadana. Investigaciones para una ciudad más justa, democrática y sustentable. Red Ciudadana Nuestra Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Mc Garigal, K., & Marks, B. J. 1994. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Corvallis: Oregon State University. USA.
- Miller, R. W. 1998. Planeación del enverdecimiento urbano. En L. Krishnamurthy & J. Rente Nascimento (Eds.), Áreas Verdes Urbanas en Latinoamérica y el Caribe. Universidad Autónoma Chapingo. México DF, México.
- Minaki, M., Amorim, M., & Martin, E. 2006. Ensaio teórico-metodológico sobre áreas verdes aplicado a um estudo de caso: diagnóstico dos referências terminológicas e a realidade in loco. Revista Formacao, (13): 108–138.
- Page, C. (2008). El espacio público en las ciudades hispanoamericanas. El caso de Córdoba (Argentina) siglos XVI a XVIII. Báez Ediciones. Córdoba, Argentina.
- QGIS Development Team. 2013. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Red Ciudadana Nuestra Córdoba. 2011. Diez miradas desde la ciudadanía. Nudos críticos, problemas y líneas de acción. Córdoba. Argentina.

- URL:<http://www.nuestracordoba.org.ar> (6 agosto 2013).
- Rosset, F. 2005. Procedimientos metodológicos para estimativa do Índice de Áreas Verdes Públicas. Estudo de caso : Erechim RS. Universidade Federal de Sao Carlos. Brasil.
- Salvador Palomo, P. J. 2003. La planificación verde en las ciudades. Editorial Gustavo Gili. Barcelona, España.
- Stanner, D., & Bourdeau, P. 1995. The urban environment. En D. Stanners & P. Bourdeau (Eds.), Europe's Environment: The Dobris Assessment. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark. Pp. 261–296.

## Transformación de la matriz de bosques nativos por sistemas agrícola-ganaderos: Modelo de estados y transiciones

Elizabeth Astrada

Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín, Argentina.- CONICET. 25 de Mayo y Francia, San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina. E-mail: [astradae@yahoo.com.ar](mailto:astradae@yahoo.com.ar).

### RESUMEN

Desde mediados del siglo XX los bosques nativos chaqueños han sido desmontados para la instalación de parcelas agrícolas, principalmente de algodón. Diversas coyunturas condujeron al abandono de la actividad en muchos lotes, los que pasaron a ser áreas de pastoreo. Estas perforaciones de la matriz original promueven cambios en el tiempo que pueden ser analizados a través del Modelo de Estados y Transiciones. El mismo considera que la dinámica de la vegetación incluye equilibrios alternativos y cambios irreversibles derivados de los disturbios a los que el sistema está sujeto y la historia del sitio (transiciones). El presente trabajo aplica el modelo sobre la vegetación de lotes agrícolas abandonados en el centro de Formosa. Se identificaron los estados empleando descripciones florísticas de nivel continental hasta comunitario. Las transiciones se basan en la presencia o la ausencia de disturbios antrópicos (fuego y actividades productivas). El modelo obtenido tiene 15 estados, 4 de ellos dominados por herbáceas, 2 por arbustales, 3 por sabanas y 6 por bosques así como 8 tipos de transiciones. Dichos estados están representados en el territorio formando parte del paisaje actual con coberturas muy diferentes. Las consecuencias sobre el patrón original debido a la implementación de estos sistemas agrícola-ganaderos destacan la fragmentación de la matriz de bosque y la aparición de parches de diferente edad, pero fundamentalmente de distinta fisonomía y composición de especies. Además, el modelo muestra que los cultivos abandonados evolucionan hacia ecosistemas de bosque, dependiendo más de los disturbios antropogénicos que tienen lugar luego del abandono que del tipo de bosque original sobre el que fueron desarrollados dichos cultivos.

**Palabras clave:** leñosas, *Prosopis*, abandono agrícola, colonización, estados y transiciones, Formosa.

### ABSTRACT

Since the mid-twentieth century, Chaco native forests have been replaced for cotton crops. Afterwards, these crops fields were abandoned and became in rangelands. Changes over time were promoted for these drillings of matrix which can be analyzed through states and transitions (S-T) models. They suggest that vegetation dynamics include an alternative equilibrium and irreversible transitions which take in account disturbances regimes and history of the site (transitions). We apply an S-T model on the vegetation of abandoned crops in central Formosa. States were identified using floristic descriptions from continental levels to community ones. The transitions are based on both the presence and absence of anthropogenic disturbances (fire and productive activities). The model showed 15 states, four of them characterized by herbaceous species, two by shrub-lands, three by savannas and six by forests, as well as eight types of transitions. Nowadays, the current landscape is composed by all these states but with different types of covers. These agricultural-livestock systems fragment the forest matrix and promote the occurrence of different-age patches, and fundamentally of different physiognomy and species composition. In addition, the model showed a change from abandoned crops to forests in which anthropogenic disturbances are more important than de original forest type.

**Key words:** woody species, *Prosopis*, abandoned crop fields, colonization, states and transitions (S-T) model, Formosa.

### INTRODUCCIÓN

La vegetación que cubre un determinado territorio es el resultado, entre otros aspectos, de la interacción entre las condiciones naturales del mismo (características del clima, el suelo, la topografía) y el uso actual y pasado que la

sociedad ha implementado sobre la zona. Las actividades productivas son disturbios que perturban la cobertura vegetal ocasionando modificaciones que generan diversas situaciones espacio-temporales. En muchas regiones se han producido cambios sucesivos con fases de



eliminación o clareo del bosque para implementar cultivos agrícolas seguidas por el abandono de la actividad y la recuperación de la comunidad leñosa (Flinn et al., 2005; Walker, 2003). Así, los paisajes boscosos se convirtieron en parches discretos conteniendo bosques que nunca fueron desmontados (los bosques primarios), bosques que se desarrollaron sobre los viejos campos de cultivo (bosques secundarios) y las sectores agrícolas activos (Flinn et al., 2005). En una misma zona la tala de árboles durante la fase inicial de la creación de la parcela agrícola puede ocurrir al mismo tiempo que la regeneración (Walker, 2003).

Es de destacar que las especies de muchos bosques han sido seleccionadas intensamente por largo tiempo para resistir los retos que generan los incendios, la agricultura, la tala y el pastoreo. Por ello Janzen (2008) afirma que si se detiene el ataque al bosque éste regresará – a tasas diferentes en diferentes lugares – siempre que haya fuentes de inóculos. Sin embargo otras opciones pueden ser planteadas en relación con la regeneración de los bosques. Flinn et al. (2005) se preguntan si las diferencias entre bosques son causadas simplemente por la extracción de la vegetación, de modo que la recuperación de la diversidad en bosques secundarios depende solamente de la llegada de semillas y de esporas. Otra posibilidad es que las condiciones ambientales diferencien entre bosques de diversa historia a través de su efecto sobre la distribución de las especies vegetales. Y si los tipos del bosque difieren en el ambiente, ¿estas diferencias fueron impuestas por las decisiones iniciales de utilizar la tierra para ciertos propósitos o ellas fueron creadas por el uso agrícola en sí mismo? (Flinn et al., 2005). Es posible que estas diversas posibilidades sean todas reales en diferentes tipos de bosques o zonas del planeta.

En la región chaqueña argentina (Fig. 1a) se encuentran grandes extensiones de

bosques xerófilos semi-caducifolios. Sobre ellos se han aplicado diversos sistemas productivos tradicionales como la ganadería y la agricultura. En la zona central y oeste de las provincias de Chaco y Formosa, la ganadería fue el eje de la acción colonizadora (Crudeli e Ivancovich, 1971). En ellas la actividad pecuaria se desarrolla como ganadería de monte que implica el libre desplazamiento del ganado sin establecer límites físicos a su territorio (Morello, 2002). La agricultura se denomina aquí como oportunista dado que se basa en cultivos comerciales o de renta, principalmente el algodón. Estos cultivos sufren marcadas oscilaciones de precio de modo que en los años promisorios se incorporan nuevas parcelas que luego son abandonadas. Dos crisis importantes durante el siglo XX produjeron este tipo de efectos en el centro de Formosa, de modo que áreas que originalmente eran de bosques o pastizales nativos quedaron desprovistas de vegetación y fueron manejadas a través del fuego y el ganado, o simplemente abandonadas a su propia regeneración. En esta zona la sustitución de la vegetación natural por cultivos, con el posterior abandono de los mismos potenciando por el sobrepastoreo, desencadenó procesos que benefician el desarrollo de diversas comunidades de leñosas invasoras (Morello, 1970a). Es de destacar la alta sensibilidad de los cultivos abandonados a la invasión de leñosas (Morello y Adámoli, 1974).

Como se mencionó antes, la vegetación dominante en el centro-oeste de las provincias de Chaco y Formosa (Subregión Chaco semiárido), asociada a tierras bien drenadas, es del tipo bosque xerófilo semi-caducifolio (Cabrera y Willink, 1980; Morello, 1970). Las especies leñosas están adaptadas a las importantes fluctuaciones de disponibilidad hídrica, las variaciones térmicas y la herbivoría. Existen componentes sabánicos (pastizales con leñosas aisladas) y de fisonomías dominadas por herbáceas en sectores con

suelo saturado de humedad o alta tasa de incendios. Las diferentes comunidades se ubican espacialmente muy vinculadas a las variaciones topográficas locales, determinadas en gran medida por la morfología fluvial (Morello, 1970; Morello et al., 1973). Es en esta Subregión donde el bosque chaqueño alcanza su mayor expresión, tanto en relación con la extensión y continuidad espacial de la masa boscosa (por lo que constituye la matriz del paisaje) como por la presencia de las especies

leñosas más importantes de la Región Chaqueña. Entre ellas son de destacar los quebrachos colorados (*Schinopsis balansae* y *S. quebracho colorado*) y el género *Prosopis* que presenta numerosas especies de importancia denominadas algarrobos americanos (Hueck, 1976). Así, la mayoría de los bosques pueden ser agrupados en dos grandes tipos: quebrachales y bosques bajos del tipo algarrobal (OEA, 1975).

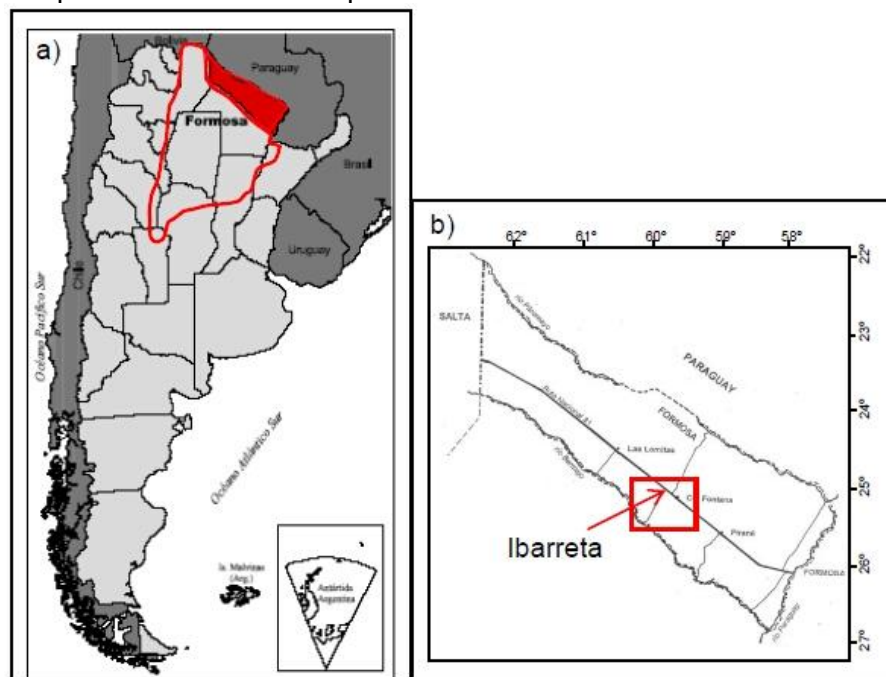


Fig. 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio. a) Región chaqueña; b) Provincia de Formosa con ubicación de la localidad de Ibarreta.

Existen en la zona de estudio otros tipos de bosques de importancia sólo local, generalmente de origen secundario y que son designados de acuerdo a la dominancia de las distintas especies, como viñalar (o vinalar) (*Prosopis ruscifolia*), chañaral (*Geoffroea decorticans*) y tuscal o churcal (con especies de *Acacia*) (Hueck, 1976). Según Cabrera (1976) entre las comunidades serales del sector oriental se encuentran los bosques de algarrobo (*Prosopis nigra*) y churqui o espinillo (*Acacia caven*), los palmares de caranday

(*Copernicia alba*) y algarrobo blanco (*Prosopis alba*), los palmares de caranday o palma blanca donde la especie dominante es *Copernicia australis*, generalmente ubicados en suelos bajos y alcalinos de la Provincia chaqueña. En el sector occidental como comunidades serales se destacan los vinalares. El vinal (*Prosopis ruscifolia*) es una especie propia de la provincia fitogeográfica chaqueña; es considerada una plaga de la agricultura y en muchas zonas el bosque natural ha sido reemplazado por un matorral espinoso con

dominancia de vinal. Se ha convertido en una especie invasora en el centro de las provincias de Santiago del Estero, Chaco y Formosa (Cabrera, 1976). La notable expansión de esta especie ocupa una posición destacada entre las consecuencias de la intervención antrópicas que generan comunidades secundarias, particularmente crítica por haber afectado gravemente a terrenos productivos tales como antiguas chacras y tierras de pastoreo (Astrada y Adámoli, 2005). Las comunidades secundarias del área relacionadas a los esteros han sido vinculadas a procesos de colmatación y ordenadas en una sucesión de fisonomías leñosas: sabana – arbustales – bosques bajos – bosques altos (Morello y Hortt, 1987). Estos autores afirman que las sabanas se componen generalmente de vinal o especies del género *Acacia*, los arbustales tienen composición casi mono-específica de esas mismas especies, el bosque bajo es de *Prosopis* (un *Prosopisetum pausiespecífico*) y el bosque alto, primero presenta una etapa con quebrachal, luego quebrachal – urundaizal y finalmente urundaizal (bosque con *Astronium balansae*).

Los bosques primarios de la Región chaqueña son importantes espacios productivos, tanto por la presencia y abundancia de especies leñosas y herbáceas de alto valor económico como por la riqueza del suelo sobre el que se desarrollan y a su vez forman. Los bosques plantean el dilema de estar instalados en los suelos con las mejores aptitudes agrícolas (Morello et al., 1973). Muchas de las especies leñosas (dominantes y subdominantes) tienen maderas de alta dureza, densidad y color, entre otras características, por las cuales son empleadas en la actividad forestal abarcando diversos destinos (Hueck, 1976; Leonardis, 1975; Crudeli e Ivancovich, 1971). También los bosques son fundamentales para el ganado, el cual durante varios meses al año encuentra su alimento básico en el ramoneo de las especies arbustivas

y/o arbóreas, las hojarascas del suelo y frutos de árboles y arbustos (Crudeli e Ivancovich, 1971). Un dato histórico muy curioso es el rescatado por Morello y Hortt (1988) quienes destacan que el ganado se asilvestró antes del año 1630. La agricultura era de subsistencia hasta que a principios de 1900 se comenzó a incrementar la superficie de cultivo impulsada por la demanda de algodón de los mercados europeos (Morello et al., 2005). Durante años la agricultura dedicó la mayor parte de su actividad a la producción de algodón, convirtiéndolo en el cultivo típico chaqueño, sistema que colapsó hacia 1958 y 1960 cuando se produce una crisis algodonera mundial por sobreproducción. Un nuevo auge de la actividad ocurre en los años 70, etapa denominada agri-culturización y vinculada al fenómeno global llamado Revolución Verde (Morello et al., 2005) pero en ese momento las áreas de vegetación herbácea de potencial uso agrícola estaban ocupadas. Por ello, la expansión de la actividad se llevó a cabo a expensas de las formaciones leñosas (bosques y sabanas) ubicadas en posiciones topográficas intermedias a altas. Esta expansión trajo aparejada la necesidad de desmonte y destronque iniciales, con altos costos de instalación del sistema. Una nueva crisis del sector textil ocurrió en 1980-1981, superando aún la ocurrida en a principio de los 60, produciendo una retracción de la superficie de cultivos, lo que se tradujo en el abandono de numerosas parcelas, ya sea en forma total como parcial.

Desde un enfoque a nivel del paisaje es importante destacar que el impacto de las actividades pecuaria y agrícola en relación con su expresión espacial son de diferente tipo. La agricultura demanda el desmonte, comenzando por perforar la matriz de bosques y, en casos más avanzados, reduciendo los mismos a parches relictuales. Sin embargo, el abandono de la actividad agrícola y la introducción de ganado permiten y hasta favorecen la

instalación de nuevas especies, en muchos casos leñosas de rápido desarrollo (Morello, 1970). El ganado actúa como agente dispersor de semillas y disminuye la habilidad competitiva de las herbáceas, lo que conduce a la lignificación del campo abandonado (Astrada y Adámoli, 2005). Estos cambios en el tiempo, deben ser analizados a través de enfoques que incluyan aspectos dinámicos y secuencias de incorporación y reemplazo de especies. Los cambios temporales pueden abarcar procesos que se desarrollan a diferentes escalas. El corto plazo es el dominio de las fluctuaciones, el intermedio está en relación con la sucesión y el largo plazo con la historia evolutiva (Glenn-Lewin y van der Maarel, 1992). La sucesión es un cambio observable en un período de décadas o centurias, fundamentalmente cualitativo, con reemplazo de las especies dominantes y efecto en la estructura y función de la comunidad (Menghi y Herrera, 1998). El enfoque sucesional proviene de las áreas clásicas de la ecología de comunidades y ecosistemas. Clements en 1916 enunció las principales características de la sucesión: (1) la sucesión es un proceso ordenado, direccional y predecible donde se suceden distintas comunidades vegetales (denominadas etapas serales) que pueden ser organizadas a lo largo de un *continuum*; (2) los reemplazos de especies modifican el ambiente físico de la comunidad. Los principales mecanismos o causas del reemplazo o coexistencia de especies son: inhibición, competencia, tolerancia y facilitación. Se considera que una especie produce modificaciones que la perjudican, permitiendo el ingreso de otra; y (3) la sucesión culmina en una comunidad (de acuerdo a Clements) estable y homeostática denominada clímax. En las diferentes etapas serales, a mayor evolución, mayor diversidad e interdependencia. La sucesión como proceso continuo y reversible tiene un carácter determinístico. Sin embargo en la naturaleza se verifican numerosos procesos

discontinuos e irreversibles (Westoby et al., 1989). Por ello, el modelo sucesional tradicional de Clements presenta deficiencias y en ciertos ambientes una parte de sus predicciones no se cumple (Laycock, 1994; Aguilera et al., 1998). Desde mediados de siglo pasado se comenzó a cuestionar la idea de un sólo tipo estable de vegetación para cada zona climática. Por ejemplo, el modelo tradicional no es aplicable a un conjunto de casos de estudio que incluyen como climácicos ecosistemas no boscosos (Fernández Alés y Leiva, 1997). Asimismo, los disturbios son considerados desencadenantes de la sucesión, como eventos discretos que involucran la destrucción o remoción total o parcial de biomasa vegetal (Whalley, 1994). Sin embargo quedan excluidos los sistemas que están sujetos a disturbios recurrentes (por ejemplo donde el agua es un factor limitante, al menos durante un período del año) y que de este modo no pueden ser analizados bajo el enfoque tradicional (Pucheta et al., 1997). Algunos de los factores que explicarían la escasa generalidad del modelo sucesional son la inercia demográfica de muchas poblaciones, las diferencias en las jerarquías competitivas en las plantas, las respuestas no lineales al pastoreo, las retroalimentaciones positivas por fuego y los cambios edáficos inducidos por la vegetación (Westoby et al., 1989).

Entre las tendencias actuales de análisis se destacan especialmente los modelos de estados y transiciones. Este tipo de modelos se han desarrollado para evitar las deficiencias de los modelos clásicos de sucesión (Westoby et al., 1989) contemplando los principales rasgos de la variación temporal de las comunidades vegetales. No se contraponen con el modelo clásico de sucesión sino que son modelos alternativos y de mayor amplitud (Aguilera et al., 1998; Pucheta et al., 1997). Los modelos de estados y transiciones presentan características integradoras que han superado al modelo tradicional de

sucesiones. Consideran estados discretos (que pueden asemejarse a las etapas serales del modelo tradicional) y transiciones entre ellos. Dichos estados pueden ser causados o controlados por distintos eventos. Estos modelos incorporan factores como la historia del sitio o el ambiente y consideran que los mismos pueden determinar hacia dónde van los cambios y a qué velocidad se producen. Se incorporan los disturbios como componentes fundamentales de las transiciones. También permiten formalizar, de manera precisa, los factores que puedan dar lugar a cambios y establecer hipótesis que puedan ser evaluadas de forma experimental. Es de destacar además que el manejo de los ecosistemas es facilitado por este tipo de modelos (Fernández Alés y Leiva, 1997). Las bases de los modelos de estados y transiciones postulan que: (i) existen estados que pueden tener distintos grados de estabilidad; (ii) existen procesos denominados transiciones que conducen al sistema de un estado a otro; (iii) existen umbrales que son el límite entre dos estados; (iv) puede existir más de un estado estable, es decir que la sucesión puede ser multidireccional; y (v) el equilibrio es dinámico, o sea que puede existir reversibilidad.

El modelo de estados y transiciones sugiere que la dinámica de los pastizales incluye transiciones irreversibles y equilibrios alternativos (Cingolani et al., 2005). Es de destacar que los estados tienen grados de estabilidad, o dicho de otro modo, es intrínseco a ellos un carácter relativamente transitorio (Mierelles et al., 1997) por el cual pueden no estar en equilibrio y paulatinamente ir derivando hacia otro (Sarmiento y Silva, 1997). Por ello en más de un caso es necesario definir las condiciones ambientales y de manejo en que el estado se mantiene. Estas consideraciones permiten incluir el factor tiempo como una transición en este tipo de modelos que conduce a la recuperación natural de la vegetación (Fernández Alés y

Leiva, 1997). En relación con los procesos inducidos por factores naturales o vinculados a actividades antrópicas (tales como fuego, pastoreo, corte de árboles, invasión de especies exóticas, sequías y heladas, labranza, etc.) hay que considerar que sus efectos pueden ser muy diferentes y hasta opuestos en distintas zonas y ambientes (Aguilera et al., 1998; Mierelles et al., 1997; Pereira da Silva et al., 1997; Mauro et al., 1997). Un ejemplo de ello es la acción de los herbívoros domésticos que pueden dispersar especies (Abraham de Noir et al., 2002) o impedir su multiplicación (Casado et al., 1997; Fernández Alés y Leiva, 1997, Gómez et al., 2003), según sus semillas estén adaptadas al transporte endozoico o sean destruidas por consumo del ganado.

Un punto importante a tener en cuenta es el relacionado con los umbrales, aspecto poco considerado por la mayoría de los autores. Laycock (1994) indica que los umbrales se han identificado como límites entre dos estados en el espacio y el tiempo; un cambio a través del límite no es reversible en una escala práctica de tiempo sin la intervención sustancial de quien maneja el ecosistema. El mismo autor opina que es posible definir umbrales de conservación del sitio, de erosión o umbrales de salud del ecosistema.

Algunos autores han comenzado a dar un paso que va más allá, incluyendo el aspecto espacial en sus trabajos en el marco del modelo de estados y transiciones. Tal es el caso de las publicaciones de Menghi y Herrera (1998) y Plant et al. (1999). La concepción del primero incluye dos niveles de estados: mosaico de comunidades a escala regional, cuyos cambios se relacionan con escalas de tiempo mayores, y comunidades que definen los estados propiamente dichos a escala espacial de mayor detalle, donde las variaciones ocurren en el término de meses hasta 3 años. El trabajo de Plant et al. (1999) vincula el modelo de estados y transiciones con un sistema de información

geográfica, adicionando un programa computarizado que forma cadenas lógicas basadas en las reglas de los estados y transiciones. Como atributos para caracterizar los estados se destacan: (i) tipos morfo-funcionales (usando el sistema de Raunkier, por ejemplo); (ii) diversidad (riqueza y equitatividad); (iii) valores globales de cobertura, área basal y/o abundancia; (iv) suelo (materia orgánica, nitrógeno, pH, etc.); y (v) topografía y capacidad de anegamiento.

Un parámetro fundamental en el análisis de ecosistemas es su biodiversidad, considerada como diversidad específica. Cada estado de un modelo tiene un nivel predecible en un hábitat dado. A escala de paisaje, probablemente un mosaico de varios estados podría maximizar la diversidad, tanto a nivel de la comunidad (entre hábitats) como a nivel del paisaje (entre comunidades). Estos niveles de diversidad podrían ser predichos por un conjunto de estados de un modelo de estados y transiciones (Laycock, 1994).

Los modelos de estados y transiciones han sido empleados para conocer la situación actual del sistema, comprender su funcionamiento y dinámica frente a distintos tipos e intensidades de perturbaciones (Mierelles et al., 1997; Pucheta et al., 1997). Dichos modelos son una herramienta analítica (Milchunas et al., 1988; Westoby et al., 1989), mediante la cual es posible organizar la información disponible hasta el momento (Sarmiento y Silva, 1997; Pereira da Silva y Sarmiento, 1997; Casado et al., 1997, Fernández Alés y Leiva, 1997), obteniendo un resultado coherente y conclusivo cuando está probada en los documentos originales en forma parcial.

El desarrollo de este tipo de modelos permite predecir cambios de estado y evaluar los factores asociados a las transiciones entre ellos (Pucheta et al., 1997), bases para establecer los principios para el manejo de ecosistemas a partir de la conducción de los factores de

intervención considerados. El manejo podrá perseguir objetivos variados como el mantenimiento de la biodiversidad, la recuperación de recursos naturales de áreas degradadas, la recolonización de áreas perturbadas por especies nativas o el mejoramiento de los pastizales naturales o ecosistemas leñosos (Mierelles et al., 1997).

En función de las características de los modelos de estados y transiciones y de la abundante información sobre la vegetación del chaco semiárido se consideró oportuno aplicar el modelo sobre un conjunto de comunidades vinculadas a los disturbios más frecuentes en la región. El objetivo del presente trabajo es establecer un esquema referencial e interpretativo de las relaciones espacio-temporales de un conjunto de comunidades vegetales (herbáceas y leñosas) relacionadas con lotes agrícolas abandonados en el centro de Formosa.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Área de estudio: El área de estudio comprende el sector central de la provincia de Formosa, zona de influencia de la localidad de Ibarreta (25.2150 S, 59.8573 O - Departamento Patiño) (Fig. 1b). La misma está incluida en la Región Chaqueña, subregión del Chaco semiárido argentino, en su sector noreste. El clima de la región puede definirse como una transición entre clima tropical (por presentar las características lluvias de verano) y subtropical (por poseer bajas temperaturas invernales). Son de destacar: el carácter continental del mismo (basado en el valor de amplitud térmica anual), las temperaturas medias anuales con valores entre 18 y 23°C, las máximas medias del mes más cálido entre 33 y 36°C y mínimas medias del mes de más frío entre 5 y 11°C (Galmarini y Raffo del Campo, 1964). Los valores de precipitación anual varían entre 800 y 1000 mm, con una marcada concentración estival (lluvias desde octubre hasta abril) e inviernos secos (entre julio y

septiembre) (Galmarini y Raffo del Campo, 1964).

En la zona de estudio predomina el relieve de llanuras con ligeras depresiones y cauces de ríos. Capas de loess limoso o arenoso se encuentran en profundidad, encima de los cuales hay sedimentos fluviales más recientes que forman los suelos actuales (Cabrera, 1976). Los suelos del Chaco presentan dominio de la fracción media a fina en su composición textural (franco, franco limoso, franco arcilloso) (Morello y Hortt, 1987), tienen una provisión media de materia orgánica (1 a 4%) pero buena de nutrientes (Casas y Michelena, 1988). Los agregados estructurales del suelo no siempre son suficientemente estables ante la acción de los agentes erosivos. Sin embargo, los riesgos de erosión son minimizados en condiciones naturales por la cobertura vegetal ya que predomina el bosque (Morello y Hortt, 1987). Como se describió en la introducción, la vegetación dominante es el bosque xerófilo semi-caducifolio.

En torno a la localidad de Ibarreta se nucleó el cultivo del algodón, el cual se transformó en el nuevo eje del sistema productivo de Formosa y la explotación forestal, el tanino y la cría de ganado fueron desplazados como factores dinamizadores del crecimiento (Adámoli et al., 2004). El desarrollo agrícola de las colonias de Ibarreta fue uno de los puntales del crecimiento de dicha localidad, representando uno de los núcleos algodoneros más importantes de la provincia (Carenzo, 2006).

Definición del modelo: El armado del modelo de estados y transiciones de las comunidades vegetales relacionadas con lotes agrícolas abandonados requiere de la recopilación de información sobre las comunidades, los disturbios que las afectan y las consecuencias o efectos que estos producen. Por esto, los materiales fueron: (1) Descripciones florísticas relacionadas con los sectores no anegables de la vegetación del Chaco semiárido. Para ello,

se recopiló este tipo de material de bibliografía de nivel continental hasta local y de relevamientos comunitarios propios, poniendo especial énfasis en las comunidades con presencia de especies leñosas. (2) Información sobre los disturbios naturales y antrópicos citados para la región, principalmente el fuego y las actividades productivas (agrícola, ganadera y forestal). Para ello, se recopilaron referencias (de abundante bibliografía y entrevistas a técnicos, pobladores locales e informantes claves) sobre dichos factores, las condiciones para su acción, las características de los mismos y sus efectos. Estos factores se incluyeron por acción y omisión (abandono o exclusión), siendo tan importante su presencia como su ausencia. Para la ganadería se consideraron dos situaciones de carga animal relativa a la oferta forrajera.

Se analizaron las coincidencias y particularidades de las descripciones florísticas seleccionando las primeras para la identificación de los estados. Se analizaron los disturbios actuantes como factores de cambio en relación con las comunidades vegetales sobre las que tienen efecto y las consecuencias que producen. En función de esto se identificaron las transiciones entre estados. Se generó un esquema referencial e interpretativo de las relaciones espacio-temporales entre las principales fisonomías o tipos estructurales de las comunidades. La construcción del modelo se llevó a cabo a través de varias versiones intermedias, las cuales se fueron perfeccionando a medida que eran revisadas integralmente, considerando las diferentes interrelaciones entre comunidades y disturbios. Este proceso condujo a la estructuración del modelo con dos niveles de detalle: el de Conglomerados (conjunto de estados que comparten la fisonomía) y el de Estados propiamente dichos (siendo cada uno un tipo de comunidad vegetal definida en base a las formas de vida y/o especies más representativas). Con el fin de poder cerrar

el ciclo de todas las relaciones existentes se incluyó el cultivo y su situación de descanso (barbecho) como estados, aún no siendo éstos comunidades en el marco ecológico. Se definió además una serie de Transiciones vinculadas a los disturbios que actúan sobre los ecosistemas considerados en la zona de estudio, donde el tiempo quedó como un factor implícito en el mantenimiento del disturbio actuante. Para algunos estados en particular se pudieron describir las acciones que promueven el mantenimiento del mismo en el tiempo.

## RESULTADOS

Elementos fundamentales para la construcción del modelo y características de los disturbios producidos por la actividad agrícola: Se resumen aquí los principales aspectos resultantes del relevamiento bibliográfico y las consultas realizadas. Es de destacar que la mayor superficie de la zona dedicada a la agricultura corresponde a terrenos que en gran parte estuvieron cubiertos por formaciones leñosas (las que son eliminadas por medio de tala rasa o total) ubicadas en posiciones topográficas medias a altas. La agricultura de tipo oportunista (cultivos de renta dependientes de mercados que sufren marcadas oscilaciones de precio) abarca tres etapas bien definidas, cada una de las cuales tiene consecuencias ecológicas propias. Así es posible reconocer una primera etapa de desmonte o eliminación de cobertura vegetal leñosa; una segunda etapa de cultivo propiamente dicho y mantenimiento del área libre de leñosas; y una tercera etapa de abandono, con interrupción de toda actividad incluida muy especialmente el mantenimiento del cerco protector del cultivo. El desmonte (primera etapa) elimina la cobertura leñosa, posibilitando acceder a los nutrientes del suelo formado por la acumulación de la abundante broza que se transforma en materia orgánica. En el área de estudio los métodos de desmonte tradicionales se basaron en herramientas manuales como el hacha. El apeo y

traslado de cada uno de los ejemplares demandaba mucho trabajo y ciertos conocimientos y habilidades específicas. Luego seguía la quema o extracción mecánica de los tocones y las raíces (destronque) para eliminar el impedimento físico que implican a las herramientas de preparación de la tierra para cultivar. La segunda etapa, o de cultivo propiamente dicho, incluye una serie cíclica de actividades: laboreo, siembra, riego (sólo en algunos casos), desmalezamiento, cosecha, y descanso (barbecho). El cultivo de algodón que se realizó hasta no hace muchos años en la zona utilizaba semillas no transgénicas cuyo sistema de labranza requiere de desmalezamiento periódico para mantener el suelo desnudo durante todo el ciclo. En concordancia con el desmonte, la mayoría de estas tareas se realizan en forma tradicional, es decir a mano o con herramientas de tracción a sangre. El descanso anual que este cultivo implica no es sólo la ausencia de actividad, sino que comprende acciones indirectas de importantes consecuencias ecológicas sobre los sistemas: luego de la cosecha se permite y fomenta el acceso de animales a las parcelas, de modo que ellos se alimenten de las plantas no cosechadas y las hierbas silvestres y malezas que comienzan a crecer. La libre circulación de animales desde sectores con especies leñosas permite de este modo el traslado de sus semillas hasta las áreas en barbecho. Las especies heliófilas y poco exigentes en relación con la calidad del suelo encuentran allí las condiciones óptimas para su desarrollo y son sumamente exitosas. Antes de la siguiente temporada de cultivo se retiran por destronque los ejemplares desarrollados durante ese período. Si el descanso se prolonga en el tiempo se considera que se inicia la tercera etapa o abandono de la actividad agrícola. Generalmente la decisión de abandonar una parcela no es tomada en forma activa, sino que ocurre de hecho, con el paso del tiempo y la sucesión



de años sin cultivo. La consecuencia lógica es el ingreso de especies colonizadoras a la misma y el potencial inicio de una sucesión secundaria.

Modelo básico general y aplicación de la teoría sucesional clásica: La aplicación del concepto tradicional de sucesión de Clements sobre un área de cultivo de algodón abandonado del centro de Formosa constituye un planteo general que resulta interesante como primer abordaje de la evolución de la vegetación secundaria posterior al abandono. El modelo básico resultante de esta aplicación consta de 6 etapas y comienza con el cultivo abandonado (etapa 0). Su colonización por especies herbáceas se traduce en un pastizal (etapa 1). El mismo recibe el aporte de semillas de leñosas arbustivas y arbóreas que determinan la presencia de renovales (etapa 2).

Con el paso del tiempo los renovales crecen determinando una fisonomía leñosa de alta densidad, tipo arbustal o bosque juvenil (etapa 3). Más adelante las poblaciones evolucionan por competencia intra- e inter-específica disminuyendo la densidad, estableciéndose un arbustal maduro o bosque bajo (etapa 4). La incorporación de otras especies arbóreas diversifica el sistema hacia un bosque mixto (etapa 5).

Estos procesos podrán requerir desde algunos meses (etapas 1 a 3) hasta varias décadas (etapas 4, 5 y 0), tiempos que no es posible precisar con la información disponible en la bibliografía de la zona. Además existen varios factores que ocurren sobre estas comunidades y modifican este resultado. Es bien conocido que el ganado aporta semillas de otros ambientes y que en esta zona el fuego afecta muy especialmente a las especies leñosas. La desarbustificación puede lograrse con incendios recurrentes, para lo cual es necesario contar con material inflamable, que puede conseguirse retirando el ganado durante cierto tiempo. Así este factor

reiniciaría una sucesión secundaria pero con diferentes especies de las que pueden ocurrir en su ausencia. Estas consideraciones han hecho necesario la ampliación de este análisis empleando el Modelo de estados y transiciones, cuyos resultados se presentan a continuación. La aplicación de este modelo al ejemplo anterior presenta una gama de posibilidades más amplia y compleja que nos permite acercarnos más a la realidad.

Aplicación del modelo de estados y transiciones, y caracterización de sus componentes:

En la aplicación de este modelo lo primero a considerar es que resultó necesario tener en cuenta dos estados anteriores al de área agrícola abandonada, que son: el área agrícola activa y el sistema previo a ella sobre el que se instala el cultivo de algodón. En la zona de estudio este último puede ser considerado globalmente como un Bosque no inundable. Esta globalización de los posibles bosques es clave a la hora de describir el modelo en detalle. En el nivel general de agrupamiento, el modelo resultante consta de 4 conglomerados: bosques, áreas herbáceas, sabanas y arbustales, identificados con las letras B, H, S y A respectivamente (Fig. 2).

Los mismos representan los tipos de parches que pueden diferenciarse tanto a escala de fotografía aérea como de imagen satelital. Una vez instalado el cultivo, los conglomerados bosques y áreas herbáceas se vinculan entre sí a través de dos posibles vías alternativas: la de las sabanas (línea quebrachales) o la de los arbustales (línea algarrobales). Sólo se ha individualizado un mecanismo por el cual una sabana puede evolucionar hacia un arbustal, pero este proceso en principio, pareciera ser no reversible.

A continuación se describen los diferentes estados a través de sus características más relevantes en relación con su estructura (haciendo sólo alguna referencia a la o las especies más destacadas) y las

transiciones que conducen cada uno de ellos hacia otro. Se describen alternativamente estados y transiciones dado que ambos componentes del modelo resultan más claramente expresados al estar concatenados de este modo.

*Estado 1: Conglomerado de bosques (B):* Se asume como Estado 1 al conglomerado de comunidades de bosque dado que al instalarse sobre ellos la actividad agrícola, las diferencias entre los mismos tienden a minimizarse. Ese proceso comienza con el desmonte (tala rasa) y es seguido de prácticas de laboreo que desestructuran y empobrecen los suelos forestales llevándolos a situaciones equivalentes entre sí. Así desaparece la diversidad florística que permitía distinguirlos y las características edáficas y lumínicas que contribuían al mantenimiento de sus especies animales y vegetales. En dicho conglomerado se considera un conjunto de formaciones leñosas que no sólo son reconocidas en la literatura, sino que tienen un fuerte correlato con lo observado a campo. Cada uno de los estados de este conglomerado será analizado en detalle más adelante, luego de arribar a ellos a través de las secuencias de estados y transiciones que se plantean en este modelo.

En conjunto es de destacar que estos bosques son las formaciones leñosas de maderas duras características de la región chaqueña – subregión semiárida, y dentro de ellas de las zonas ecológicas del oeste de la provincia de Formosa. Estos bosques superan los 20 metros de altura a través de los ejemplares emergentes de especies tales como quebracho colorado (santiagueño y chaqueño), quebracho blanco, guayacán, palo santo, etc. En los casos en que dominan especies del género *Prosopis* (*P. alba*, *P. nigra*) la altura total es menor, aunque se mantienen buenos valores de cobertura y diversidad por estrato. Sobre este tipo de ecosistemas fue

el auge de la actividad agrícola en los años 70 (agriculturización vinculada a la revolución verde). En ese momento las áreas de vegetación herbácea de potencial uso agrícola estaban ocupadas con cultivos por lo cual se requerían nuevas superficies no anegables. Esta característica se presenta en las áreas ubicadas en posiciones topográficas intermedias a altas, donde se desarrollan las formaciones leñosas de bosque.

*Transición 1: Desmonte, laboreo y cultivo:* El modo en que se desarrollan las actividades de desmonte, laboreo y cultivo ya fueron tratados ampliamente. En síntesis la agricultura de esta zona implica como primer paso el desmonte o tala rasa, que requiere la extracción de todos los restos leñosos, incluyendo las raíces principales, para evitar la rotura de las herramientas de movimiento del suelo. El laboreo o preparación del suelo fue realizado durante muchos años con prácticas convencionales y equipamiento tecnológicamente sencillo (tracción animal en muchos casos). A esta tarea le siguen: incorporación de semillas (siembra), riego y fertilización, eliminación de especies indeseables, y cosecha. De este modo se instala un sistema agrícola o cultivo (Estado 2), primero de los componentes herbáceos que forman este modelo.

*Conglomerado H: Áreas herbáceas:* Se han reunido bajo este conglomerado aquellos elementos del paisaje (naturales o antrópicos) que son dominados por especies herbáceas, sean estas anuales o perennes. En el mismo se incluyen: las comunidades herbáceas, los cultivos tradicionales de la zona, las situaciones intermedias producidas por el reciente abandono y las áreas sin uso pero mantenidas sin leñosas por acción del hombre. Este conglomerado contiene al menos 4 estados que se vinculan entre sí a través de 5 transiciones diferentes.

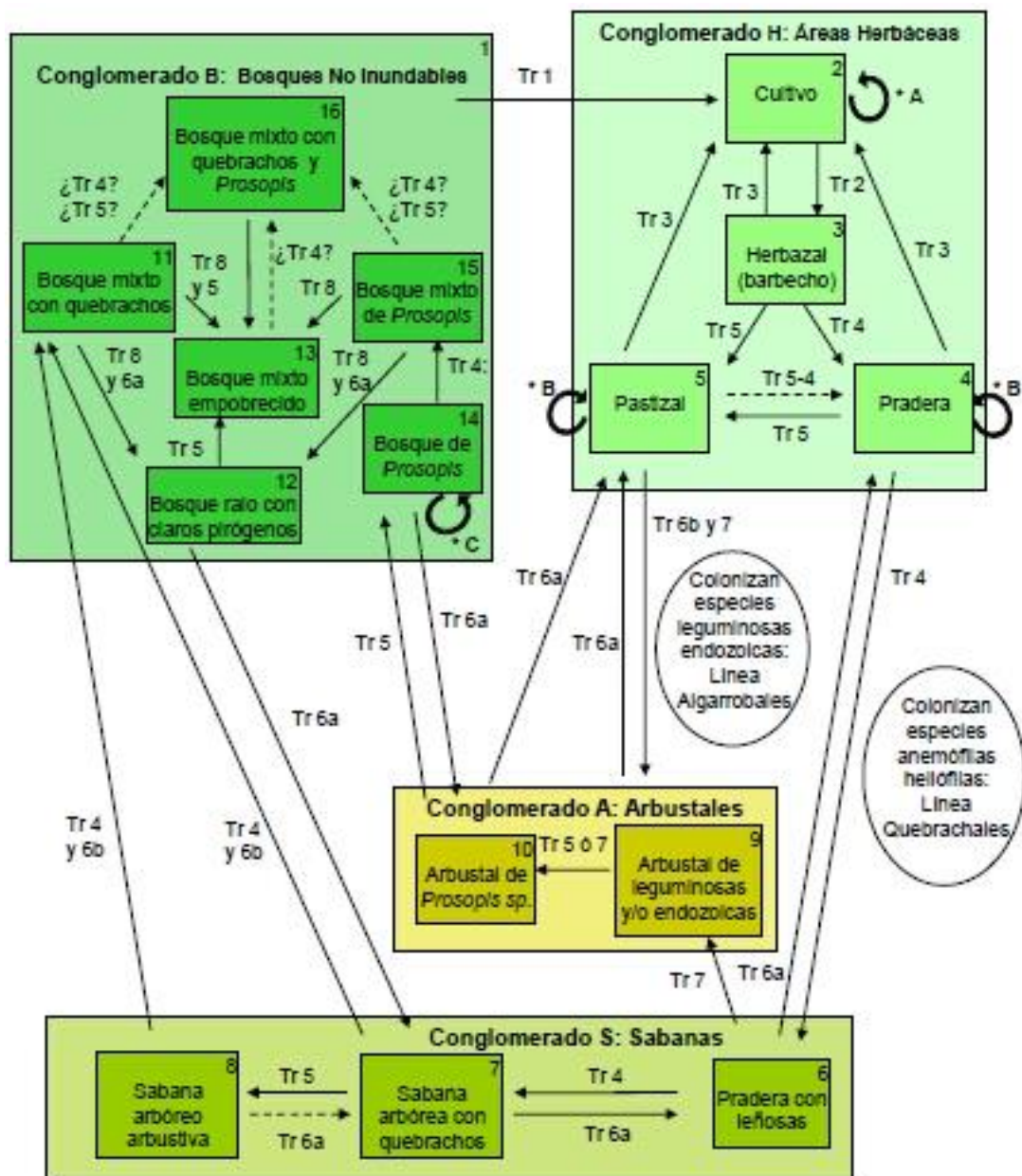


Fig. 2: Modelo de estados y transiciones aplicado al abandono de cultivos en el centro de Formosa. En las cajas se representan los Conglomerados B, H, A y S y los Estados del 1 al 16; con las flechas se representan las Transiciones Tr y los Elementos \*A, B y C (actividades de mantenimiento de un determinado Estado). Referencias: Tr 1: Desmonte, laboreo y cultivo; Tr 2: Descanso de actividad; Tr 3: laboreo y cultivo: laboreo, siembra, riego, desmalezamiento, cosecha; Tr 4: abandono de agricultura sin herbivoría ó nativa; Tr 5: abandono de agricultura y herbivoría introducida (pastoreo medio a intenso); Tr 4-5: exclusión de ganado; Tr 6a: fuego // Tr 6b: exclusión de fuego; Tr 7: sobrepastoreo; Tr 5 ó 7: herbivoría introducida (Dependiendo de la disponibilidad de forraje será pastoreo medio o sobrepastoreo con la misma cantidad de animales); Tr 8: explotación forestal; \* A: actividades equivalentes a la Tr 3; \* B herbivoría nativa o pastoreo (Tr 4 ó 5) y fuego de "limpieza" (Tr 6a); \* C actividades equivalentes a la Tr 7.

*Estado 2: Cultivo:* El área agrícola se corresponde con un sector de terreno principalmente no anegable, ubicado en la media loma o la zona superior del gradiente topográfico local. Generalmente rodeada de vegetación leñosa, tiene límites definidos y se encuentra cercada por un alambrado que impide el ingreso de ganado mayor. El suelo alterna a lo largo del año entre totalmente descubierto y cubierto en un 40 a 80 % de superficie, según la especie cultivada y el tipo de manejo. Para el caso del algodón realizado con las prácticas tradicionales se estima un promedio de 60 % de cobertura de suelo en el momento de pleno desarrollo del cultivo.

*Transición 2: Descanso:* Luego de la cosecha, y como parte del sistema agrícola, se presenta un período de descanso que puede abarcar de 6 a 8 meses. Durante el mismo se permiten tanto el desarrollo de especies nativas (incluidas las perjudiciales para el sistema agrícola) que generalmente llegan a florecer y producir semillas, como el ingreso de vacunos para pastoreo. El suelo sufre las consecuencias directas de la falta de cobertura y el pisoteo: exceso de insolación, compactación (muchas veces localizada), erosión hídrica, etc.

*Estado 3: Herbazal:* El área agrícola (Estado 2), por medio del descanso de la actividad (Transición 2) ingresa al Estado 3 o de herbazal (barbecho), el cual se destaca por el aumento de la cobertura de especies herbáceas asociadas al cultivo e indeseables para el agricultor, y la incorporación de especies anemófilas, principalmente gramíneas y aquellas dispersadas por transporte animal (zoocoria). Este estado será más o menos estable en función de la cobertura herbácea (que a su vez dependerá de las características del suelo luego de la actividad agrícola), el régimen de anegamiento (modificado por la erosión y cercanía a zonas bajas) y el tipo e intensidad de uso del sistema. Es de destacar que la composición florística del

herbazal es básicamente la misma en todos los lotes ya que tuvieron un único cultivo y tipo de mecanización. Por ello, en el momento de abandono tienen características equivalentes y así, en un principio son colonizados por el mismo tipo de vegetación.

*Transición 3: laboreo y cultivo del suelo:* Estas actividades tienen las mismas características descritas en la transición 1, las que actuando sobre el sistema en el Estado 3 lo retornarán al Estado 2. También son las responsables de regresar, hacia el Estado de cultivo, a dos estados que se describirán a continuación. Es de destacar que a medida que se suceden los ciclos de cultivo/barbecho se va generando a nivel del suelo una capa superficial empobrecida en materia orgánica y un sector de suelo compactado (piso de arado a 20 cm de profundidad). Estas características promueven la erosión superficial que transporta materiales de las zonas elevadas a los bajos circundantes que van rellenándolos lentamente. Esto compromete los sectores mas bajos del área agrícola aumentando la probabilidad y frecuencia de anegamiento de la misma.

*Elemento \*A: Actividades de mantenimiento del cultivo (Estado 2):* Como parte del modelo resulta necesario describir un nuevo tipo de elemento que corresponde a aquellas actividades o factores que mantienen a los sistemas en su estado de manera natural o artificial. Tal es el caso del elemento denominado \*A, que es el vinculado al sistema de cultivo. El mismo se corresponde con las actividades de la Transición 3, ya descripta.

*Dicotomía del modelo: Transiciones 4 y 5 hacia los Estados 4 (Pradera) y 5 (Pastizal):* A partir del herbazal (Estado 3) cesa la actividad agrícola y se ingresa plenamente a la situación de abandono. El mismo afecta a la mayoría de las tareas agrícolas (laboreo del suelo, incorporación de

semillas, riego y fertilización, eliminación de especies indeseables) con algunas excepciones que es conveniente destacar. La interrupción de la eliminación de especies indeseables por parte del agricultor permite el desarrollo de las mismas, las que son consideradas pioneras en la sucesión. El descanso (transición 2) que formaba parte del ciclo agrícola en cierto período se prolonga indefinidamente. La incorporación de semillas continúa con agentes naturales tales como el viento (para especies anemófilas) y los animales silvestres (para especies con transporte endozoico, por ejemplo). La característica que genera la dicotomía del modelo y diferencia ambos recorridos está centrada en el ingreso de animales domésticos. El mismo es sumamente relevante dado que implica una carga animal más intensa y vinculada al traslado y desarrollo de especies vegetales de rápida instalación y ocupación del espacio. Así, sobre el Herbazal se plantean dos caminos de evolución diferentes, dependiendo del uso al que esté sujeto, vinculado fundamentalmente al tipo de herbívoro al que sea sometido: fauna silvestre exclusivamente (Transición 4) o ganado doméstico (Transición 5). Se identifica así la dicotomía del modelo que condiciona el ingreso del sistema a dos vías diferentes de evolución: hacia las sabanas (Conglomerado S) y hacia los arbustales (Conglomerado A).

*Transición 4: Exclusión de ganado vacuno:* Esta transición ocurre en aquellos sistemas que permanecen cercados, dado que los animales generalmente tienen libre circulación por el resto del lote. Para las parcelas que tengan esta barrera física hay que destacar que, dentro de las características generales mencionadas arriba, el ingreso de semillas por medio de animales está limitado principalmente al realizado por especies silvestres, y en función de ello a la abundancia de las mismas en la zona. Las plantas anemócoras de buena dispersión son relativamente favorecidas ya que

además de no encontrar barreras, los sitios disponibles para su instalación son más frecuentes. Esta transición se aplica tanto a sistemas recientemente abandonados como a sistemas que han pasado por otros estados, con la principal premisa de que se mantengan las condiciones de exclusión del ganado. Es de destacar que ésta no es la práctica habitual en la zona, por lo cual la ocurrencia de esta transición es de carácter excepcional.

*Estado 4: Pradera:* El Estado 4 se corresponde a una comunidad herbácea sujeta a patrones naturales de herbivoría y pulsos de fuego. La diversidad de especies y formas de vida es máxima dentro del conjunto de estados herbáceos y está regulada por características propias de las especies (adaptaciones a los pulsos naturales, competencia intra- e inter-específica, etc.). En su banco de semillas se encuentran las correspondientes a especies leñosas, las cuales pueden germinar pero no prosperan por exceso de insolación, ramoneo, fuego y otros factores actuantes. Dado que el transporte zoocoro está limitado a la fauna nativa, las especies anemócoras están relativamente favorecidas. Este estado es uno de los definidos principalmente en base a datos teóricos, dado que las condiciones que lo generan y regulan son sumamente infrecuentes en la zona. Sin embargo su planteo resulta no sólo adecuado sino necesario para dar coherencia al modelo. Es muy probable que dicho estado exista en sectores muy reducidos de terreno e inclusive sólo pueda mantenerse como tal por períodos limitados, antes de que las condiciones que requiere se modifiquen y den paso a otro estado.

*Transición 5: Pastoreo de ganado vacuno:* A diferencia de la transición 4, la transición 5 incluye la activa participación del ganado, ya sea promovida o solamente permitida por el poblador local. En esta vía, la colonización es liderada por especies

leguminosas endozoocoras transportadas por el ganado que circula sin restricciones. La palatabilidad de los frutos, la abundancia y viabilidad de las semillas, son algunos de los factores fundamentales en la efectividad de dispersión por parte de este agente, y por ende de la celeridad con que esta transición logra modificar el Estado 3 e instalar el Estado 5. Este mismo tipo de manejo será el que, actuando sobre la pradera (Estado 4) conduzca el sistema al de pastizal. Es de destacar que la intensidad de la herbivoría no sobrepasa niveles medios, relativos a la disponibilidad de forraje del ecosistema; el sobrepastoreo es considerado una transición independiente de esta.

*Estado 5: Pastizal:* Esta comunidad herbácea se desarrolla bajo pastoreo de ganado y está caracterizada por la presencia de especies nativas que resisten la presión del mismo y alcanzan un menor desarrollo en altura que las presentes en la pradera. Dependiendo del tipo y carga ganadera será la cobertura y composición del pastizal. En líneas generales se pueden destacar gramíneas nativas tales como *Trichloris crinita*, *T. pluriflora*, *Setaria lachnea* (antes *S. argentina*) y *Gouinia latifolia*, aunque es necesario puntualizar que las mismas no evolucionaron junto con la presencia de este tipo de herbivoría sino la de camélidos y animales de menor porte (como anta, cérvidos, etc.). A pesar de ello algunas de las mismas son bastante resistentes al pastoreo, el que pudo haber seleccionado genotipos que pueden evadir más sus consecuencias por presentar una menor digestibilidad en sus láminas foliares. Este Pastizal se podrá mantener mientras se implemente sobre él un manejo adecuado del ganado que evite la incorporación de semillas de leguminosas leñosas o con la aplicación de quemas de limpieza.

*Transición 4-5: Exclusión del pastoreo de ganado vacuno:* La Transición 4-5

(denominada de este modo por estar vinculada a las transiciones 4 y 5) plantea la exclusión del pastoreo de ganado vacuno y parece a priori del mismo tenor que las demás. Sin embargo tiene características particulares ya que aunque está relacionada a las transiciones 4 y 5 es diferente a ambas: es opuesta a la 5 pues excluye al ganado y aunque reinstala la situación de herbivoría nativa como la única aceptada, no es considerada equivalente a la transición 4 por requerir la existencia del ganado en el estado sobre el que se aplica. Esta transición es incluida sólo en este punto en el modelo y además es considerada débil ya que, como en la mayoría de los sistemas de pastizal, es dudoso que la exclusión del pastoreo de ganado vacuno revierta el sistema, aún a mediano y largo plazo. Este caso es el que claramente justifica el uso de este tipo de modelo en lugar de los basados en el enfoque clásico de sucesión.

*Elemento \*B: Actividades de mantenimiento de praderas y pastizales (Estados 4 y 5):* Antes de finalizar la descripción del Conglomerado H (Áreas herbáceas) resulta necesario definir el elemento \*B que corresponde a aquellas actividades o factores que mantienen a los sistemas de praderas y pastizales en sus estados. Este elemento reúne las actividades de la Transiciones 4 y 5 (abandono de la agricultura con y sin exclusión de ganado vacuno respectivamente) ya descritas, y de la Transición 6a (fuego), que se describe más adelante. En síntesis, las praderas y los pastizales se conservarán como tales bajo herbivoría leve a media y quemas frecuentes (manejo del fuego).

*CONGLOMERADO S: Sabanas:* Retomando el modelo en el Estado 4 (pradera) y dando continuidad a la Transición 4 (abandono de la agricultura con exclusión de ganado vacuno) el sistema ingresa al Conglomerado de sabanas. Este Conglomerado abarca al menos 3 estados

secuenciales: pradera con leñosas, sabana arbórea y sabana arbórea arbustiva. En ellos la abundancia de leñosas (medida como densidad) y su diversidad aumentan relativamente.

*Estado 6: Pradera con leñosas:* La pradera (Estado 4) recibe paulatinamente semillas de especies leñosas que en condiciones propicias germinarán y se desarrollarán modificando el sistema hacia la pradera con leñosas (Estado 6). Este estado se destaca por la presencia de leñosas en una matriz herbácea, siendo las primeras de variadas especies, predominando aquellas de dispersión anemocora y en segundo lugar las propagadas por la fauna nativa. La pradera con leñosas será un estado más o menos estable en función de las tasas de reclutamiento, crecimiento y mortalidad de las leñosas, características que a su vez dependerán de la cobertura de herbáceas y principalmente del fuego como agente de disturbio. En este caso la frecuencia de quemaduras es menor que la que opera en el mantenimiento de la Pradera (Estado 4).

*Transición 6a: Fuego:* Este factor es fundamental tanto para la instalación como para el mantenimiento de una gran parte de los estados que componen este modelo, por lo cual aparece numerosas veces en el mismo. En líneas generales su acción remueve temporalmente el estrato herbáceo y parcialmente las leñosas. La intensidad y frecuencia determina la densidad y estructura etárea de las mismas, su permanencia y evolución. Si el fuego actúa sobre la pradera con leñosas (Estado 6) con altos valores de intensidad y frecuencia elimina el componente leñoso, por lo cual el sistema retorna a la pradera (Estado 4); si lo hace con valores intermedios mantiene el sistema en el Estado 6; y si es excluido (transición 6b) o el intervalo libre de fuego es de varios años (más de 5), cobra relevancia la Transición 4 (ya descrita), la cual permite la evolución hacia el Estado 7.

*Estado 7: Sabana arbórea con quebrachos:* El Estado 7 presenta mayor desarrollo del componente leñoso en una fisonomía sabánica característica. Se destaca la presencia de elementos de las especies denominadas quebrachos (del género *Schinopsis*) propias de bosques emblemáticos de la región (clímax en términos sucesionales clásicos). La matriz herbácea puede estar dominada por algunas especies pirógenas o presentar cierto grado de diversidad. Al igual que con el Estado 6, su permanencia en el tiempo dependerá de la frecuencia e intensidad de los fuegos y de la ausencia de ganado. Si los eventos de quema son importantes (transición 6a), el sistema tenderá a retornar a la pradera con leñosas (Estado 6). Pero si la sabana arbórea con quebrachos es afectada por la incorporación de ganado vacuno (Transición 5 ya descrita) será conducido a un nuevo estado. En este caso el efecto del ganado es doble: incorpora nuevas semillas y disminuye la frecuencia de quemaduras por consumo de material fino, combustible fundamental para el inicio de los fuegos. Este fenómeno es frecuente dado que, con el tiempo, la barrera que mantenía al sistema aislado del ganado deja de ser efectiva por destrucción del alambrado perimetral del cultivo original.

*Estado 8: Sabana arbórea arbustiva:* Este sistema está enriquecido con componentes arbustivos provenientes de áreas colindantes, cuyos frutos y/o semillas han sido transportados por el ganado. Aún se mantiene la estructura sabánica pero con mayor cobertura de leñosas que el Estado 7, las cuales comienzan a formar diferentes estratos. Se destaca la trama cerrada de las especies arbustivas y el mayor desarrollo de ejemplares arbóreos. Este sistema, como los anteriores, podría volver a configuraciones más abiertas por efecto del fuego (Transición 6a). Sin embargo, el consumo del material fino por parte del ganado limita fuertemente el inicio y

propagación de las quemadas, por lo cual la transición se considera débil o improbable.

*Transición 7: Sobrepastoreo de ganado vacuno:* Esta transición se basa en la activa participación del ganado ya sea promovida o solamente permitida por el poblador local. Comparte estas características con la transición 5 pero se diferencia de ella por la intensidad de los efectos que produce. La medida de la misma no está dada por la cantidad de ganado involucrado, sino por la relación carga ideal/carga real (medidas en función de la disponibilidad de forraje del ecosistema), la cual está desbalanceada siendo superior la segunda de ellas. Es de destacar que una idéntica cantidad de animales puede actuar en un estado como transición 5 y en otro como 7, según sea la receptividad de los mismos. En este modelo se ha tendido a definir la intervención del ganado principalmente como Transición 5, dado que se considera que aún en esas condiciones existen efectos sobre los estados. El sobrepastoreo actuando sobre el Estado 6 (Pradera con leñosas) puede producir en el sistema un cambio de dominio o conglomerado, sacándolo del conjunto de sabanas y llevándolo hacia un arbustal.

**CONGLOMERADO A: Arbustales:** En este punto es fundamental revisar la figura donde se detalla el modelo (Fig. 2) que se está describiendo, pues es necesario retomar el mismo en el punto de la dicotomía enunciada más arriba al describir las transiciones 4 y 5. Retomando el modelo en el Estado 5 (pastizal), es oportuno recordar las características del Elemento \*B que permite su mantenimiento: herbivoría leve a media y quemadas frecuentes. La alteración de estas condiciones (a través de las Transiciones 6b y 7) modifica el Estado 5, el que ingresa al Conglomerado A (arbustales). El mismo abarca al menos 2 estados secuenciales, elementos del modelo que se describen a continuación.

*Transición 6b: Exclusión del fuego:* Ha sido considerado pertinente definir una transición por la exclusión de una actividad por la importancia que la misma reviste. Sin embargo y dado que en esencia implica no hacer preferimos denominarla con el mismo número pero con la letra b a continuación. La omisión de quemadas tiene como consecuencia la acumulación de biomasa herbácea (que de haber ganado es eliminada) y fundamentalmente la supervivencia de ejemplares de especies leñosas con la consecuente instalación de un componente nuevo en el sistema. Es necesario destacar que la otra transición con denominación no numeral correlativa, la denominada 4-5 tiene un carácter diferente, ya que en ese caso la exclusión de la actividad ganadera implica acciones concretas que son las que evitan el ingreso del ganado al lote. En sentido estricto la Transición 6b se parece más a la transición 4 que aplicada por primera vez en este modelo (sobre el Estado 3 – Herbazal) implica abandono de agricultura es decir no cultivar.

*Estado 9: Arbustal de leguminosas y/o leñosas endozoocoras:* Este primer estado de arbustal es alcanzado rápidamente por el sistema, teniendo una importante densidad de leñosas heliófilas y endozoocoras. Varias de las especies leguminosas de la zona presentan estas características, por lo cual es notable su presencia en estos sistemas. Los ejemplares son aparentemente de escaso tamaño (con altura menor a 1 m y copa de diámetro mayor a 1 m) pero ya disponen de un desarrollo radicular importante. Como especies se destacan las del género *Prosopis* (*P. ruscifolia*, *P. algarrobillo*, *P. nigra*, etc) junto a otras de *Acacia* (garabato, tusca, etc.). El componente herbáceo del sistema es escaso a nulo, verificándose en muchas situaciones la presencia de especies adaptadas a suelos salinos a salobres. El ganado doméstico transita libremente por estos ecosistemas, incorporando semillas zoocoras de diversos tipos. Según la carga



relativa estará afectado por pastoreo medio o sobrepastoreo (Transiciones 5 y 7). En cualquiera de los dos casos el Estado 9 tiende a pasar naturalmente a un nuevo estado dentro del conglomerado de Arbustales.

*Estado 10: Arbustal de Prosopis:* Este sistema está dominado por algunas especies que resultan exitosas en las condiciones dadas. No se trata fundamentalmente de una disminución de la riqueza, sino más bien del aumento de la importancia relativa de las mismas, y por ello se verifica la disminución de la equitatividad (en términos de biodiversidad alfa). En este estado los *Prosopis* alcanzan buen desarrollo tanto en número de ejemplares y cobertura como en altura, imprimiéndole al ecosistema características particulares. Este estado presenta abundancia de especies colonizadoras tanto heliófilas como umbrófilas, las que van definiendo estratos principalmente dentro de los componentes leñosos. El estrato arbustivo es denso y variado, siendo muy abundantes especies del género *Capparis* y comenzando a observarse otros grupos particulares como por ejemplo palmeras de bosque. Dentro del estrato herbáceo se verifica en muchos casos una cobertura muy escasa de latifoliadas en general y virtualmente nula de gramíneas. Las especies adaptadas a suelos salinos disminuyen respecto del estado anterior. Puede haber cierta cobertura de bromelias terrestres que avanzan en forma agrupada. La introducción del fuego (Transición 6a) en los Estados 9 y 10 conduce el sistema hacia el de pastizal (Estado 5) pudiéndose en algunos casos identificar algunos sectores de fisonomía intermedia. Este hecho puede estar vinculado a la generación de diferentes parches dado que el efecto de la quema suele resultar muy transitorio, ya sea por la discontinuidad del área afectada (por ausencia de material combustible) o por desarrollo de nuevos ejemplares de arbustos o rebrote de

ejemplares mal quemados, procesos que ocurren con alta frecuencia. Es por esto que no se ha considerado oportuno definir un nuevo estado de tipo intermedio.

Sintetizando la situación descrita hasta aquí, es de destacar que este modelo presenta una bifurcación dicotómica del sistema que queda fijada en base a la exclusión o no de herbívoros introducidos, los que promueven la colonización del mismo por especies leguminosas (Conglomerado Arbustales), frente a la dominancia de especies anemócoras o dispersadas por la fauna nativa (Conglomerado Sabanas). A partir de este punto ambas líneas de evolución convergen hacia un nuevo conglomerado, denominado B por reunir a los Bosques no inundables.

*CONGLOMERADO B: Bosques no inundables:* Este conglomerado reúne un amplio y variado grupo de bosques nativos, en el que se han considerado no sólo diferencias en la composición de especies sino también de estado de conservación y desarrollo de la comunidad en general. Es de destacar que estos bosques se han definido a partir de la bibliografía de las principales comunidades leñosas de la zona por lo que se consideran característicos y estables en este marco de análisis. Básicamente a través de la línea sin herbívoros domésticos (Conglomerado Sabanas) el sistema evoluciona hacia bosques con quebrachos. La línea con ganadería se compone de estados de arbustales que evolucionan a bosques de *Prosopis* en ausencia de fuegos intensos y frecuentes.

*Estado 11: Bosque mixto con quebrachos:* Este tipo de bosques resulta del desarrollo del estrato arbóreo de las sabanas ya descritas (Estados 7 y 8), mientras la acción del ganado y del fuego sea prácticamente nula (Transiciones 4 y 6b). Los estratos leñosos contienen las especies de los sistemas abiertos pero aquí estos

elementos dominan la fisonomía, siendo el componente herbáceo parte del sotobosque en lugar de la matriz base. La composición específica está centrada en elementos de dispersión anemocora, tales como los quebrachos colorados y blanco, lapacho rosado y algunas especies umbrófilas de rápido crecimiento como palo borracho y Francisco Álvarez. En general se destacan por ser maderas duras y de alto valor comercial, conformando el bosque alto (más de 25 metros) de la zona. La composición de herbáceas es cuali y cuantitativamente diferente de la sabánica. Aquí son notables las bromelias terrestres junto a latifoliadas umbrófilas, siendo muy escasas las gramíneas. Estos sistemas están generalmente libres de la acción del fuego dado que no presentan las características necesarias para el desarrollo del mismo, por lo cual tienden a mantenerse estables por mucho tiempo aún con el ingreso de ganado doméstico. Para que los mismos sean fuertemente modificados deberán estar afectados por explotación forestal, actividad que es introducida en el modelo como una transición.

*Transición 8: Explotación forestal:* Esta actividad selecciona ciertos bosques sobre los que actúa extrayendo sólo algunas especies leñosas de alto interés económico. Se destacan los quebrachos colorados, el lapacho rosado, palosanto, algarrobo blanco, entre otros. La forma extractiva con la que se la practica en la zona de estudio genera grandes claros en los que se ve favorecido el desarrollo de herbáceas y enredaderas. De no mediar el ingreso de ganado en valores de carga que produzcan consumo importante, esta actividad favorece las quemas (Transición 6a) y con ello el establecimiento de claros pirógenos, conduciendo al Bosque mixto con quebrachos a un nuevo estado (Estado 12). Si a la explotación forestal se le superpone el ingreso de ganado (Transición 5) se comienza a verificar un

fuerte ingreso de especies leguminosas conduciendo al sistema a otro estado (13).

*Estado 12: Bosque ralo con claros pirógenos:* Este tipo de bosques tiene sus características distintivas como consecuencia de la acción conjunta de explotación forestal (por lo cual es ralo y con claros) y del fuego. Por este factor los claros se mantienen con especies resistentes a las quemas o inducidas por ellas tales como *Trichloris pluriflora*, *Tr. crinita*, *Setaria lachnea* (antes *S. argentina*) y *Gouinia latifolia*. Si los fuegos son muy intensos, el estado retoma su fisonomía abierta o de sabana (Estado 7). Para su mantenimiento como bosque de este tipo, requiere de la exclusión del ganado, de modo que no haya un fuerte ingreso de especies leguminosas.

*Estado 13: Bosque mixto empobrecido:* Al igual que el estado anterior, el bosque mixto empobrecido está fuertemente vinculado al Bosque mixto con quebrachos (Estado 11), dado que surge del mismo por un mal manejo de las actividades productivas. La explotación forestal disminuye la abundancia de las especies leñosas de importancia comercial (de ahí la referencia a su empobrecimiento) y facilita el ingreso del ganado (Transición 5) por las vías de saca de la madera. La acción de los animales redundará también en un mayor empobrecimiento del bosque en especies palatables, aunque permite la incorporación de algunas transportadas por ellos. Su exclusión podría conducir al sistema a un bosque mixto con buena representación y diversidad de especies (Estado 16).

Los tres estados de bosques descriptos hasta ahora (11, 12 y 13) corresponden a aquellos más directamente vinculados a las fisonomías sabánicas del modelo. Dentro del mismo Conglomerado B hay dos estados (14 y 15) que podrían considerarse independientes de este camino, y más fuertemente emparentados con los

arbustales (Estados 9 y 10) descriptos anteriormente.

*Estado 14: Bosque de Prosopis:* Generado por el mantenimiento de la ganadería (Transición 5) sobre el arbustal de *Prosopis* (Estado 10), este tipo de bosques mantiene la presencia de especies de dicho género como elemento dominante, en una matriz cerrada entre los 20 y 22 metros de altura, menor que los bosques con quebracho. A diferencia de los arbustales no presenta elementos fuertemente heliófilos de otros géneros (principalmente *Acacia*) y se desarrolla una variedad de Caparidáceas arbustivas. El componente herbáceo es escaso, con baja cobertura de todos los grupos funcionales, dejando de este modo alta superficie de suelo descubierto. Estas características lo definen para la zona como un bosque secundario, estando lejos aún de las cualidades y rasgos de una comunidad de bosque maduro y bien desarrollado. Es destacar la presencia de ganado que actúa tanto transportando y escurificando semillas como limitando el desarrollo de plántulas por herbivoría. Estos bosques son de desarrollo frecuente en la zona, dado que las condiciones que los producen y mantienen están ampliamente generalizadas. Por esta razón resulta interesante definir un elemento del modelo que pone énfasis en su persistencia en el tiempo.

*Elemento \*C: Actividades de mantenimiento del Bosque de Prosopis (Estado 14):* El elemento denominado \*C corresponde a aquellas actividades o factores que mantienen a los sistemas de Bosque de *Prosopis* y reúne las características de la Transición 7 (sobrepastoreo de ganado vacuno) ya descripta. Esta situación se basa en la activa participación del ganado, ya sea promovida o solamente permitida por el poblador local, en una medida que sobrepasa la disponibilidad de forraje del ecosistema. En consecuencia, el mismo queda detenido sin poder evolucionar hacia

un aumento de biomasa ni de biodiversidad. De cambiar esta limitación el Bosque de *Prosopis* tiende hacia un nuevo estado que se describe a continuación.

*Estado 15: Bosque mixto de Prosopis:* Este bosque mantiene la alta presencia de leñosas del género *Prosopis*, pero las mismas pierden su dominancia por la instalación de otras leñosas umbrófilas y competitivamente exitosas sin la presencia de exceso de actividad ganadera. Así el bosque resulta enriquecido con ejemplares de quebracho blanco, guayacán, mistol, entre otras especies. Se mantienen las características de bosque bajo cerrado en el estrato arbustivo más alto (2 a 3 metros); sin embargo, a nivel del suelo hay una alta cobertura de broza, producto de la caída de hojas (la mayoría de las especies leñosas son caducifolias) y del descortezamiento de algunas de las especies acompañantes de los *Prosopis*, tales como chañar y duraznillo. Estos bosques son característicos de la zona de estudio y presentan un alto valor económico potencial, tanto dado por el componente maderable, como por los productos no madereros que pueden ser explorados comercialmente. Ejemplo de ellos son la actividad apícola, las hierbas medicinales y aromáticas, la producción de harina para consumo humano y alimento balanceado de vainas de *Prosopis*, entre otros. Sin embargo la explotación forestal con fines madereros (Transición 8) es la actividad central sobre los mismos, lo que conduce al sistema hacia el Bosque mixto empobrecido ya descripto (Estado 13). De este modo se consideran dos posibilidades de llegar al mismo tipo de bosque, la presente y la mencionada partiendo de uno con importante presencia de quebrachos. Por otra parte, si sobre este Bosque mixto de *Prosopis* luego de la actividad forestal ocurren episodios de fuego, el sistema cambia hacia el estado 12 ya descripto. Es necesario considerar ahora la situación de los bosques mixtos (con quebrachos y de *Prosopis* y empobrecido) de ocurrir sólo

herbivoría nativa (Transición 4). En este caso se puede definir un nuevo tipo de bosque mixto que se describe a continuación.

*Estado 16: Bosque mixto con quebrachos y Prosopis:* Este tipo de bosque tiene codominancia de ambos grupos de especies, siendo balanceada la presencia de las anemocoras y las zoocoras. La definición de diversos estratos leñosos es aún más evidente en ellos: forman el dosel superior los quebrachos y otras especies de maderas duras (como el lapacho rosado), conformando un estrato abierto o de ejemplares emergentes (25 a 30 metros); un estrato cerrado de altura media (20 a 22 metros) está formado por especies del género *Prosopis*. La abundancia de arbustivas es intermedia, así como la de los estratos bajos. Si bien la riqueza de especies es mayor que en los sistemas de las dos líneas descriptas, las especies umbrófilas se ven favorecidas. Es de destacar que hacia el interior del bosque se evidencia un fuerte patrón de parches del mismo, con sectores más similares a Bosque mixto con quebrachos y otros que claramente podrían ser definidos como Bosque mixto de *Prosopis*. Este tipo de bosque sería el que algunos autores consideran climácico para la zona, terminología no utilizada con frecuencia en este trabajo dada la referencia directa que se desprende de ella en relación con el modelo sucesional clásico.

De este modo queda caracterizado el proceso de colonización de terrenos agrícolas abandonados en la región chaqueña argentina a través del Modelo de estados y transiciones. Dicho modelo constituye el principal resultado de este estudio. En el Apéndice se mencionan los bosques regionales que se encuadran en los Estados 11 a 16 y la bibliografía en la que los mismos están descriptos.

Puntos destacados en relación a la información reflejada en el modelo: Este modelo sintetiza un amplio conjunto de

información en relación al cual existen varios puntos relevantes que se describen a continuación. En primer término es importante destacar que los estados incluidos en dicho modelo, además de estar involucrados en una historia de uso particular (agricultura y su abandono) existen de por sí y son parte central de la bibliografía que describe la zona paisajística y botánicamente. Por su parte, las transiciones son consideradas principalmente por algunos autores quienes abordan la descripción de los sistemas a través de un enfoque ecológico, y también por aquellos que analizan la utilización de los mismos por parte del hombre.

Las descripciones florísticas pueden ser agrupadas en grandes tipos de ecosistemas a través de los cuales se identifican una variedad de fisonomías, donde las leñosas definen muchas de ellas ya sea por su elevada abundancia (como en los bosques) o aún siendo elementos menores (como en las sabanas y arbustales). Si bien los primeros han tenido la mayor atención de los expertos (todas las descripciones de la región hacen referencia a los bosques) algunos autores también mencionan a las sabanas y los arbustales (De Gasperi, 1959; Morello, 1970; Morello et al., 1973; Hueck, 1976; Cabrera y Willink, 1980; Morello y Hortt, 1988). No se presentan aquí descripciones detalladas de la composición las comunidades, sin embargo se han considerado en la conformación del modelo especies emblemáticas mencionadas por diversos autores para definir las comunidades. Tal es el caso de los quebrachos y los algarrobos. A modo de ejemplo se destaca que para Ragonese y Castiglioni (1970), Cabrera y Willink (1980) y Morello y Hortt (1988) los principales bosques climácicos incluyen fundamentalmente al quebracho colorado santiagueño, mientras que los algarrobos blanco y negro, y el vinal, son especies que dan nombre a comunidades serales (Cabrera, 1976) o de áreas de media loma (Morello y Hortt, 1988). Otras especies de *Prosopis* (y sus

híbridos) juntos a varias Acacias tienen también un lugar destacado en la bibliografía (Crudeli e Ivancovich, 1971; OEA 1975; Morello et al., 1973). Si bien estas especies no dan nombre a comunidades de este modelo, están consideradas en algunos de los estados como fundamentales por ser leguminosas y de transporte zoocoro. Equivalente es el caso del quebracho blanco, lapacho rosado, guayaibí, urunday y palo santo, especies anemócoras que forman parte de los estados con quebrachos.

En relación con las transiciones, es de destacar que en la bibliografía el fuego es mencionado reiteradas veces y como un factor fundamental para la zona (Morello, 1970; Morello y Adámoli, 1974; Morello y Hort, 1988; Sarmiento, 1996; Kunst, 2003; Herrera et al., 2003). Si bien este elemento podría ser de origen natural, la mayoría de las veces es empleado como una herramienta de manejo. Como se desprende del modelo confeccionado, ocupa un papel sumamente importante en el mismo, pues está incluido 9 veces en forma explícita. Las actividades productivas fundamentales en la zona según diversos autores (Cabrera, 1976; Morello y Hortt, 1988; Morello et al., 2005 y Astrada y Adamoli, 2005) son agricultura, ganadería y extracción forestal, por lo cual son factores que actúan como transiciones claves en este modelo. Es de destacar que todos estos factores fueron incluidos en el modelo en sus dos situaciones: por acción y por omisión (abandono o exclusión), siendo en todos los casos tan importante su presencia como su ausencia. En relación con la ganadería se ha agregado un elemento clave que es la carga animal relativa a la oferta forrajera del sistema (mencionada por Morello, 1970; Torrella y Adámoli, 2005; Passera et al., 1996, entre otros), lo cual plantea dos situaciones bien diferentes en relación con las consecuencias que determina sobre el estado que ocurre.

## DISCUSIÓN

El enfoque de estados y transiciones surge por una parte para explicar el comportamiento de ciertos sistemas cuya evolución no coincide con lo esperado por la teoría sucesional clásica (Westoby et al., 1989) en especial frente a los efectos del pastoreo (Cingolani et al., 2005) y por otra por una necesidad de mejorar el manejo de pastizales naturales con fines ganaderos (Westoby et al., 1989). Luego fue ampliado para abarcar diversos disturbios y comunidades que incluyen componentes leñosos. Un interesante conjunto de sistemas fue destinatario de la elaboración de modelos de estados y transiciones, los cuales fueron recogidos en 1997 y 1998 en dos publicaciones de Ecotrópicos elaboradas con esta temática. En los 13 trabajos revisados se pueden encontrar modelos de ecosistemas de fisonomías herbáceas exclusivamente (tanto inundables como de seco, de llanuras y de montañas) y de comunidades leñosas. Los mismos están dispersos por diferentes países de América y Europa (5 de Argentina - en zonas semiáridas y subhúmeda-, 3 de Brasil, 3 de Venezuela y 2 de España) a los que se suman otros más de zonas semiáridas de Argentina (Bertiller y Bisigato, 1998 y Radrizzani et al., 2001). Un nuevo enfoque en relación con la utilidad de estos modelos se vincula con la restauración de bosques. Un concepto interesante es el vertido por Palmer et al. (2008) quienes afirman que si el desarrollo de una comunidad es altamente predecible, puede llegar a ser más fácil manipular los procesos de la sucesión natural para acelerar la restauración. Con este objetivo se destaca el trabajo de Lindig-Cisneros et al. (2007) que se vale del modelo de estados y transiciones para la elaboración de un esquema conceptual destinado a la restauración de ecosistemas de bosques. Es tanto interesante la aplicación, ya explorada hace más de una década por Yales y Hobbs (1997), como el tipo de sistema natural sobre el que se realiza. Los

misimos autores resaltan que estos modelos, propuestos originalmente para manejo de zonas de pastoreo, aplicados a la restauración ecológica, permiten precisar las barreras que se deben superar para lograr esa meta. Es también interesante la incorporación del enfoque de restauración adaptable que utilizan estos autores, por lo que el mencionado trabajo resulta sumamente enriquecedor y redimensiona la utilización de este tipo de modelos. Antes de terminar esta revisión, es importante destacar un antecedente muy interesante que si bien no incluye la terminología propia del modelo de estados y transiciones presenta la concepción básica de sus principios. Morello (1970) ordena la abundante información recolectada según sus propias palabras en una estructura general de referencia, un esquema conceptual. El mismo plantea las fuerzas selectivas actuantes en la dinámica de pastizales y arbustales de vinal, en dos momentos: antes de la sobrecarga con ganado vacuno y después de ella. Este trabajo ha sido fundamental como inspirador del presente análisis, por lo cual varios elementos del mismo son utilizados en forma comparativa. A esa publicación se le sumaron otras del mismo autor y su equipo (Morello et al., 1971) y de investigaciones que fueron profundizando la visión ecológica de esta problemática, incluyendo cada vez más aspectos de manejo de estos bosques secundarios (Freyre et al., 2003; Astrada y Adámoli, 2005; Blasco et al., 2005; Rescia et al., 2006; Blasco et al., 2006; Astrada y Blasco, 2007).

Pasando a considerar el modelo generado en este trabajo para las áreas de cultivo abandonado es importante analizar la diversidad de fisonomías incluidas en los modelos recopilados en la bibliografía. Es de destacar que los mismos pueden abarcar en la descripción de la vegetación local diferentes fisonomías (bosque, arbustal, sabana, pastizal, etc.) pero en la mayoría se utiliza el modelo de estados y

transiciones para describir la situación de comunidades dominadas por herbáceas, a diferencia de lo realizado en esta investigación. Así, la fisonomías fundamentales en la zona de estudio son las dominadas por leñosas (bosques y arbustales) lo cual se refleja claramente en el modelo generado. Esta diversidad fisonómica también es abarcada por Fernández Alés y Leiva (1997) en las sabanas mediterráneas y por Mauro et al. (1997) en el Cerradão brasileño. Es de destacar que el primero de estos trabajos reviste especial interés por varios motivos, entre ellos porque presenta una gran similitud con el esquema general de nuestro modelo ya que contiene 4 estados que agrupan comunidades por su fisonomía. Ellos son: Monte, Sabana, Matorral y Pasto. Los mismos son equivalentes a los conglomerados incluidos en el modelo formoseño, siendo el texto explícito en que alguno de ellos agrupa más de un estado, aunque no los desglosa. Por su parte, Mauro et al. (1997) analizan el Cerradão en el Pantanal arenoso (Brasil), región que está cubierta por una sabana boscosa no inundable. Para esta formación esencialmente leñosa generan un modelo que presenta algunos elementos de sumo interés comparativo con lo elaborado para el centro de Formosa. Se incluyen en el mismo 2 fisonomías de sabana boscosa (cerrada y abierta por extracción de leñosas), 2 áreas con cultivo (huertas y producción de especies forrajeras con 3 y 15 años de buen rendimiento respectivamente) y un ambiente degradado (por sobrepastoreo de cultivo forrajero). Más en detalle, es de destacar que el Cerradão está sujeto a tala selectiva, actividad que genera claros en los que se instala una especie de palma cuyos frutos son muy apetecidos por el ganado, resultando así un ambiente proveedor de refugio y alimento. Este sistema podría equipararse a la sabana arbórea arbustiva (Estado 8) que cuenta con especies cuyos frutos y/o semillas son seleccionados por el ganado

para su alimentación. Las áreas destinadas a huerta, que podrían analogarse en algunos aspectos a las áreas de cultivo de Formosa son abandonadas tras lo cual vuelve a instalarse la sabana abierta con palmas. Los autores de este trabajo mencionan que los cerradões mesotróficos se regeneran en aproximadamente 25 años, sin que aparezca detallada la recuperación del sistema original, como hemos planteado para el área chaqueña. Por otra parte, en la Meseta Purépecha (Michoacán, México), el modelo elaborado por Lindig-Cisneros et al. (2007) también enfoca con especial interés formaciones leñosas: el estado más deseable es un bosque de coníferas, según lo destacan sus autores. Por ello, los esfuerzos de manejo, tendientes a la restauración del mismo, están puestos en aumentar el número y diversidad de leñosas. Sin embargo, en el trabajo no hay desarrollo de los diferentes sistemas por los que se puede abordar al bosque.

Para el centro de Formosa, Morello (1970) organizó la información existente sobre los sectores de tierra firme en forma de modelo sucesional, planteando dos vías de evolución, las que denomina Cadenas pastoreo naturales y Cadenas pastoreo vacunos. Propone un esquema que parte de comunidades herbáceas y arriba a fisonomías leñosas tipo bosque bajo la acción del ganado. Es importante destacar que a pesar del énfasis puesto en ese trabajo en la concepción de comunidad clímax, es evidente que hay varios ecosistemas finales posibles: pastizales y sabanas pirógenos (con pastoreo natural), bosques de *Prosopis* y monte alto (con pastoreo vacunos). Otro aspecto clave es que las dos vías de evolución planteadas son alternativas, no se cruzan. Esto se debe a que Morello las concibe diferidas en el tiempo, más específicamente como previa y posterior a la década de 1930, vinculándolas al sobrepastoreo vacuno ocurrido hacia finales de la misma. En comparación con ese modelo, el generado

en este trabajo tiene una estructura general más simple (dada por el agrupamiento en conglomerados) y a la vez más detallada (dada por la discriminación de estados dentro de cada conglomerado), reconoce situaciones posibles simultáneamente en el tiempo y cruces entre las dos vías alternativas según cambien las condiciones de manejo de los sistemas. Otra diferencia importante es que los sistemas de arbustal tienen un lugar muy importante y diferente de los bosques bajos que plantea Morello, y que aunque parece equivalente al de las sabanas, las mismas se consideran escasamente representadas en el paisaje actual del centro de Formosa.

Algunos otros trabajos incluyen fisonomías leñosas tipo bosque aunque no centralmente, pero aún así es importante mencionarlos. Por ejemplo, Westoby et al. (1989) plantean el ejemplo de un área semiárida con leñosas y sotobosque de gramíneas o arbustos como el más complejo del conjunto de sistemas que consideran. Por otra parte son mencionados bosques hipotéticos o relictuales como es el caso del trabajo de Sarmiento y Silva (1997) sobre las sabanas estacionales venezolanas, y el de Casado et al. (1997) en las dehesas mediterráneas españolas. Estos últimos autores plantean la situación de un cambio de las dehesas hacia bosque, y observan que en 10 años de abandono áreas de herbazal podrían estar dominadas por una comunidad de leñosas. Este fenómeno es equivalente al registrado en Formosa, aunque no es posible ahondar en detalles comparativos pues el trabajo de Casado et al. (1997) no los provee para la Dehesa.

El resto de la bibliografía revisada tiene como fisonomías principales las dominadas por especies herbáceas, destacándose las gramíneas. Sin embargo hay varios casos donde los arbustos juegan un rol particularmente importante tanto bajo un enfoque ecológico como de manejo de los sistemas. En algunos de ellos, los procesos de arbustificación tienen características seme-

jantes a los de la región chaqueña. En este sentido es interesante analizar tres trabajos de diferentes zonas semiáridas de Argentina: Radizzani et al. (2001) en Santiago del Estero, Barrera y Frangi (1997) en la Sierra de la Ventana, y Bertiller y Bisigato (1998) en Patagonia y Monte. El modelo presentado por Radizzani et al. (2001) está planteado para una fisonomía graminosa de ecosistemas condicionados por factores edáficos. Estos pastizales no son equivalentes a las áreas herbáceas del modelo de este trabajo. Sin embargo, el proceso de instalación de arbustos colonizadores tiene características muy semejantes a las observadas en el centro de Formosa. Por ello, el arbustal cerrado de su modelo resulta claramente asociado al arbustal de leguminosas y/o endozoicas (Estado 9) del modelo resultante de este trabajo. Por su parte, los pastizales arbustificados de Sierra de la Ventana (Argentina) han sido modelados por Barrera y Frangi (1997) a través de uno de los esquemas más simples de los registrados en estas publicaciones de Ecotrópicos. Se han identificado 3 estados y 6 transiciones entre ellos, a las que se suman 3 transiciones de mantenimiento de estados en su rango de inercia. Este modelo tiene un gran valor de comparación en el marco de este trabajo, el cual radica en que es un nuevo ejemplo del avance de leñosas sobre sistemas abiertos debido a sobrepastoreo y disminución de la frecuencia e intensidad del efecto del fuego. Presenta un pastizal con arbustos aislados equivalente a nuestra Pradera con leñosas (Estado 6) ya que en ambos casos estas especies no son aportadas por el ganado, por su forma de dispersión en el caso de Sierra de la Ventana y por la exclusión de los animales en el centro de Formosa. Es de destacar que el carácter de matorral está dado por la presencia de leñosas arbustivas y ausencia de arbóreas, las cuales no se desarrollan por cuestiones biogeográficas más amplias (clima, sustrato). Esto es también característico de la zona sur de Argentina,

principalmente en el área patagónica, aunque también existen limitaciones al desarrollo de estructuras arbóreas en la provincia fitogeográfica del Monte. Estas zonas son analizadas por Bertiller y Bisigato (1998), quienes habiendo generado modelos para un amplio conjunto de sitios plantean variedad de arbustales, algunos de los cuales podrían tener semejanzas con los existentes en el centro de Formosa, pero sólo de tipo fisonómico dado que no comparten especies ni géneros.

En relación con las fisonomías dominadas por las herbáceas, es interesante realizar una comparación del modelo generado en este trabajo con el correspondiente a la Dehesa del centro de la Península Ibérica, desarrollado por Casado et al. (1997). En primera instancia podría considerarse que existe una analogía general entre los mismos, ya que en ambos casos contemplan una serie de estados con dominancia de especies herbáceas, generados inicialmente por roturación del suelo y luego regulados por la intensidad de pastoreo. A pesar de esto, el planteo es sólo aparente, ya que ambos modelos están formados por estados bastante diferentes. Un punto clave a tener en cuenta es que el término herbazal es utilizado en ambos trabajos para denominar diferentes tipos de ecosistemas, por lo cual no será empleado en este texto comparativo para no generar confusión. Los autores mencionados destacan expresamente que el pastizal pionero no es equivalente a un barbecho tras años de agricultura, ya que en muchos casos se usan abonos que modifican notablemente las características del suelo y de la vegetación herbácea resultante. Aunque en el área de estudio de este trabajo los abonos no han sido frecuentes, el suelo ha sufrido modificaciones profundas por las reiteradas roturaciones y cultivo. Por otra parte, no existe en Formosa un equivalente al pastizal nitrófilo, ya que los sectores sobre-utilizados no se mantienen sin



vegetación leñosa por mucho tiempo. A su vez, la Pradera del centro de Formosa (Estado 4) podría equivaler al pastizal no pastado, dado que ambos son consecuencia de la exclusión de ganado, pero su probabilidad de existencia es mucho menor que la de esta última, dado el tipo de manejo del ganado en Formosa (sin apotreramiento) y la retracción de la actividad en España, mencionada en este y otros trabajos del área.

Pasando a analizar los factores de cambios entre estados, es de destacar que en el modelo generado en este trabajo se han incluido como parte de las transiciones una amplia diversidad, que abarca: el desmonte y la labranza, el fuego, el pastoreo, la exclusión de estos factores y la extracción forestal. Todos ellos están contemplados en el conjunto de la bibliografía revisada.

El fuego es un elemento presente en muchos de los casos, siendo central en varios y aún el único factor considerado para modelar un sistema muy particular, como es la sabana estacional de los llanos de Venezuela (Sarmiento y Silva, 1997; Silva y Sarmiento, 1997). Este agente es elegido como transición para explicar el pasaje entre estados herbáceos y leñosos ya que en líneas generales limita el desarrollo de especies leñosas y mantiene las fisonomías herbáceas (Morello, 1970; Westoby et al., 1989; Menghi y Herrera, 1998; Meirelles et al., 1997; Mauro et al., 1997; Silva y Sarmiento, 1997). Según Morello (1970) este factor tiene especial importancia en las cadenas pastoreo naturales: sin la acción del ganado doméstico los ecosistemas jóvenes de pastizales y sabanas tienen alta productividad de biomasa, la cual se acumula hasta que es consumida por el fuego, factor que mantiene indefinidamente la sucesión en la etapa pre-leñosa; en las cadenas pastoreo vacunos no se acumula biomasa inflamable por lo cual se verifica la ausencia de incendios y si no hay fuego recurrente, el pastizal es sucedido por una comunidad que tiene cada vez más leñosas (sensibles

al fuego) y menos pastos perennes (resistentes al fuego). En algunos casos el fuego actúa en forma rápida (por estar frente a especies altamente sensibles) y en otros requiere alta frecuencia y varios ciclos (cuando los arbustos presentan adaptaciones de resistencia a las quemaduras) (Barrera y Frangi, 1997) para eliminar tanto las yemas de las raíces de los ejemplares instalados como las semillas que forman parte del banco local (Fernández Alés y Leiva, 1997). En contraposición con este comportamiento, algunos ejemplos de la bibliografía presentan al fuego con efectos diferentes al descrito en el centro de Formosa. Tal es el caso de las sabanas palmar del Pantanal arcilloso (Pereira et al., 1997) ya que en esos sistemas el fuego favorece la germinación de la palma (*Copernicia alba*) y con ello la densidad de leñosas. También puede considerarse que promueve el matorral de las sabanas mediterráneas por liberar espacio ocupado por pastos, siempre y cuando el sistema radicular mantenga la capacidad de rebrote (Fernández Alés y Leiva, 1997). Un planteo particular en relación con el efecto del fuego es el realizado por Radrizzani et al. (2001) quienes proponen una situación bidireccional destacando que este factor puede acelerar o retardar el proceso de lignificación según la intensidad, frecuencia y condiciones de quema. El manejo conjunto de fuego y pastoreo con quemaduras y descansos estratégicos retarda los procesos de lignificación y mantiene el pastizal; mientras que si se reiteran las quemaduras y se mantiene el pastoreo se acentúa la escasez de combustible y se acelera el pasaje del pastizal con arbustos bajos a arbustal. El fuego es considerado un factor agudo, que produce perturbaciones pulsantes, mientras que la acción del ganado se califica como crónica o constante (Barrera y Frangi, 1997; Fernández Alés y Leiva, 1997).

La situación del pastoreo es aún más peculiar que la del fuego, ya que si bien está presente en casi todas las zonas modeladas, en algunas promueve el

desarrollo de arbustos en los sistemas herbáceos, mientras que otros actúa de manera opuesta. En el centro de Formosa claramente favorece la dispersión e instalación de leñosas, de manera coincidente con lo que ocurre en otras regiones semiáridas: Santiago del Estero (Radrizzani et al., 2001), Sierra de la Ventana (Barrera y Frangi, 1997), Patagonia y Monte (Bertiller y Bisigato, 1998) y este de Australia (Westoby et al., 1989), siendo también reflejado en el trabajo realizado por Morello (1970) para la zona de estudio. Sin embargo, el ganado puede ejercer el efecto contrario, es decir, eliminar las leñosas por consumo de frutos y plántulas, como se observa en las dehesas mediterráneas (Casado et al., 1997, Fernández Alés y Leiva, 1997), o por acción mecánica sobre sus bases de sustentación (Pereira et al., 1997). En el Cerrado brasileño no hay evidencias de que el pastoreo disminuya la densidad de árboles y arbustos, sin embargo en el modelo se plantea que incluir la protección del ganado en una acción de manejo redundaría en el aumento de leñosas (Meirelles et al., 1997). Esta situación de consecuencias divergentes por acción del ganado se debe, en parte, a las características de los animales (pacedores, ramoneadores, consumidores de frutos) y a la forma de dispersión y palatabilidad de las especies leñosas en cuestión. La dispersión y aumento de densidad de leñosas que ocurre en el sistema modelado en este trabajo, resulta así coincidente sólo con parte de bibliografía analizada.

Otro componente significativo en el modelo generado para el centro de Formosa es la roturación del suelo, el cual reviste también importancia para varios de los trabajos revisados. En el centro de Formosa y zonas equivalentes, esta tarea está asociada a una práctica agrícola para la instalación de un cultivo vegetal, pero en otras áreas se emplea para la renovación del estrato herbáceo con fines ganaderos. Por ello, la labranza no siempre es acompañada de la

incorporación de semillas (siembra), riego y fertilización, eliminación de malezas y cosecha. La consecuencia del laboreo del suelo y su abandono es diferente según sea el sistema original. Por ejemplo, en los pastizales de las áreas medanosas de San Luis (Argentina) la labranza y abandono conduce a profundos cambios en el sistema que no regresa a la situación sin roturación, pues se instalan comunidades herbáceas de diferente composición a las originales (Aguilera et al., 1998). En los sistemas que incluyen leñosas se verifica el ingreso de las mismas luego de la labranza: en el Cerradão vuelve a invadir la palma y en 25 años se regenera un cerradão mesotrófico (Mauro et al., 1997); en las Dehesas mediterráneas se hipotetiza un cambio hacia bosque, destacándose que en 10 años se pasaría de herbazal a una comunidad dominada por leñosas (Casado et al., 1997); en lo que Fernández Alés y Leiva (1997) denominan Sabanas mediterráneas, dichos autores plantean que el matorral se recupera aún con roturación del pastizal, y más rápidamente con este tipo de perturbación del suelo que sin ella, justificando esto en la competencia entre herbáceas y matorral, en la fase de implantación. Estos ejemplos concuerdan con lo observado en la zona de estudio: la roturación es un tipo de transición que no impide la evolución del sistema hacia comunidades dominadas por leñosas.

Por último se considerara la extracción de árboles, ya sea parcial (raleo selectivo) o total (tala). En el centro de Formosa ocurren ambas situaciones, la primera vinculada al aprovechamiento forestal y la segunda a la instalación de cultivos. A diferencia de esto, y más allá de que la tala pueda estar vinculada al aprovechamiento del material extraído, en muchos casos se busca la apertura del estrato leñoso orientada a la producción de pasturas para el ganado (por ejemplo en las dehesas descritas por Fernández Alés y Leiva, 1997). Aún siendo aplicada con fines forestales, en Formosa esta actividad no

incluye un manejo que tienda al mantenimiento del sistema bajo una producción periódica. Esto conduce, en los casos menos severos, a un empobrecimiento del bosque y el desarrollo de leñosa arbustivas, lo que es reflejado también en el modelo resultante de este estudio. En algunos de los modelos analizados en la bibliografía ocurre algo semejante. Por ejemplo, en el Cerradão se instalan palmas cerrando nuevamente el sistema, al igual que después del abandono de las huertas (Mauro et al., 1997). Por su parte Fernández Alés y Leiva (1997) puntualizan que en el sistema de sabanas mediterráneas, el clareo o tala de los sectores de monte conduce a un matorral o sabana con matorral, no siendo suficiente para una transición a sabana con pasto; para obtener este resultado es necesario abonar (con fertilizantes o pastoreo) lo cual favorece las herbáceas anuales.

Cerrando el análisis de las transiciones de los modelos de bibliografía y de esta investigación, es necesario mencionar que el factor climático está presente en los trabajos considerados, principalmente en relación con períodos de sequía e inundación. Si bien en este trabajo se ha mencionado no ha sido incluido en el modelado del sistema. En líneas generales es de destacar que no existiendo situaciones de anegamiento frecuentes en los sectores estudiados, la abundancia o escasez de agua influye sólo en la velocidad de los procesos, entre ellos, el crecimiento de la vegetación. Más allá de la estructura de los modelos, de los estados constituyentes y de las diversas transiciones descritas, es de destacar que hay otros factores que cumplen roles importantes tanto en la región del chaco como otras partes del mundo. Uno de ellos es el tiempo, el que debe ser considerado de una forma diferente y sobre el que ya hemos hablado en este trabajo con especial interés. Es de destacar que Westoby et al. (1989) incluyen al tiempo como parte de las transiciones que

componen algunos modelos y es mencionado tanto en forma directa como a través de procesos que dependen sólo de él, como es el caso del crecimiento de las cohortes de plantas leñosas. Un trabajo que basa una transición fundamentalmente en el tiempo es el desarrollado por Barrera y Frangi (1997) sobre los Pastizales arbustificados de Sierra de la Ventana. A pesar de esta posibilidad brindada por el modelo de estados y transiciones, en este estudio se ha puesto especial atención en buscar las condiciones que ocurren durante este tiempo, para caracterizar más detalladamente a la transición en cuestión. Un punto interesante relacionado con el tiempo es aportado por Lindig-Cisneros et al. (2007) quienes plantean la circunstancia de sucesión detenida para ciertas situaciones en los bosques de Méjico. Este tipo de sucesión ha sido reportada en bosques afectados por perturbaciones antrópicas. Es de destacar que, además de las transiciones se plantean los factores de mantenimiento de algunos estados clave, característica también encontrada en el trabajo de Fernández Alés y Leiva (1997).

## CONCLUSIONES

En función de las comparaciones realizadas, debemos destacar que el modelo generado en esta investigación abarca una gama más amplia de ecosistemas que la mayoría de ellos, y recoge los principales factores de cambio entre los mismos reflejándolos en las transiciones que contiene. Como estructura general presenta dos niveles de complejidad: conglomerados y comunidades, de modo que se puede analizar en general y en particular, permitiendo ahondar en un tipo fisonómico independientemente de los demás y del modelo en general. Esta característica es original y por ello se la destaca con un resultado importante de este estudio. Sobre la modalidad con que se plantean las transiciones, es de mencionar que se describen considerando centralmente el tipo de factor, más allá de

los estados que vincula y se incluyen los factores que permiten y promueven mantenimiento de algunos estados clave. Para finalizar, resulta adecuado considerar algunas cuestiones relacionadas con la utilidad del enfoque de estados múltiples para describir, interpretar y manejar las áreas agrícolas abandonadas ya sea con fines productivos o de restauración ecológica. El modelo planteado de este modo implica que los cultivos abandonados evolucionan hacia ecosistemas de bosque dependiendo más de los procesos que les ocurran luego del abandono que del bosque original sobre el que fueron desarrollados. De considerarse que cada cultivo retorna a su bosque original, los cambios serían dependientes de la comunidad previa, y dos cultivos instalados sobre ecosistemas originales diferentes no podrían converger en un mismo bosque final. Se desprende del modelo generado en este trabajo que la velocidad de recuperación del bosque y el camino que siga depende de la presencia de ganado. El mismo puede ser usado estratégicamente para acelerar el proceso de recuperación del bosque. En relación con esto, resulta interesante analizar qué transiciones (combinadas de qué manera) serían las que permitirían una recuperación más rápida de un sitio abandonado. El Estado 9 (Arbustal de leguminosas y/o endozoócoras) es uno de los estados claves del modelo, por la rapidez con que ocurren las transiciones que lo generan y la frecuencia con que se dan las condiciones para su aparición. Por esto no se considera un estado intermedio entre pastizal y arbustal (por ejemplo un pastizal con arbustos), el que sería equivalente al de Pradera con leñosas, dentro del camino de exclusión del ganado doméstico. Es además uno de los de mayor ocurrencia a escala de paisaje, tanto en la zona de trabajo, como en otras con procesos y condiciones climáticas semejantes. Su existencia es a su vez muy importante en la dinámica regional, tanto en relación a

cuestiones ecológicas como productivas. Lo más llamativo en este caso es que esta situación se genera a consecuencia del mal manejo de los recursos.

## AGRADECIMIENTOS

A la Memoria de Jorge Morello, quien con su gran sabiduría y dedicación me enseñó a comprender y querer al Chaco.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abraham de Noir, F., S. Bravo y R. Abdala. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho* 9:140-150.
- Adámoli, J., S. Torrella y R. Ginzburg. 2004. Diagnostico Ambiental del Chaco Argentino. Dirección de Conservación del Suelo y Lucha contra la Desertificación. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Argentina.
- Aguilera, M., D. Steinaker, M. Demaría y A. Ávila. 1998. Estados y transiciones de los pastizales de *Sorghastrum pellitum* del área medanosa central de San Luis, Argentina. *Ecotopicos* 11(2):107-120.
- Astrada, E. y C. Blasco. 2007. Intervención estratégica sobre bosques secundarios degradados: Análisis FODA de una experiencia aplicada sobre vinalares en Formosa, Argentina. III Congreso Iberoamericano de productos forestales madereros y no madereros. Buenos Aires, Argentina. ISSN 1851-0965
- Astrada, E. y J. Adámoli. 2005. Ecología y manejo de vinalares: Perspectiva regional y aplicaciones en el centro de Formosa. En Arturi, M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (editores) *Ecología y manejo de bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata

- (EDULP). ISBN 950-34-0307-3. 23 pp.
- Barrera, M. D. y J. L. Frangi. 1997. Modelo de estados y transiciones de la arbustificación de pastizales de Sierra de la Ventana, Argentina. *Ecotrópicos* 10(2):161–166.
- Bertiller, M. y A. Bisigato. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8:191-199.
- Blasco, C., E. Astrada, S. Carenzo and A. Rescia Perazzo. 2006. Vinal Forest Restoration and its Contribution to Sustainable Rural Development (Argentina) *Ecological Restoration* Vol 24.
- Blasco, C., S. Carenzo y E. Astrada. 2005. Evaluación de un sistema silvopastoril sobre vinalares y su impacto sobre las economías domésticas de pequeños productores de Ibarreta, Formosa. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, Vol 2:57-68.
- Cabrera, A. y A. Willink. 1980. Biogeografía de América Latina. Serie de Biología. Monografía N° 13. Organización de Estados Americanos. 122 pp.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas de Argentina. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo II. Fascículo I. Editorial ACME S.A.C.I., Buenos Aires, Argentina.
- Carenzo, S. 2006. Economías domésticas y proyectos de desarrollo rural: tensiones en torno a las prácticas y sentidos del trabajo. *Cuadernos de Desarrollo Rural* 56:137-161.
- Casado, M. A., J. M. de Miguel y F. Díaz Pineda. 1997. Modelo de estados y transiciones en pastizales mediterráneos montaña y dehesa del centro de la península Ibérica. *Ecotrópicos* 10(2):113-132.
- Casas, R. y R. Michelena. 1988. La degradación de los suelos y la expansión de la frontera agropecuaria en el parque chaqueño occidental. En: PROSA (Ed.). *El deterioro del Ambiente en la Argentina*. FECIC. Pp:233-242.
- Cingolani, A., I. Noy-Meir y S. Díaz. 2005. Grazing effects on rangeland diversity: A synthesis of contemporary models. *Ecological Applications* 15(2):757–773.
- Crudeli, N. E. y J. C. Ivancovich. 1971. Características de la ganadería del oeste formoseño. *IDIA* 286:27-49.
- De Gasperi, L. 1959. La desecación ambiental del Oeste formoseño. *IDIA* 96:1-11.
- Fernández Alés, R. y M. J. Leiva. 1997. Sabanas mediterráneas: Modelo de estados y transiciones. *Ecotrópicos* 10(2):133–150.
- Flinn, K., M. Vellend and P.L. Marks. 2005. Environmental causes and consequences of forest clearance and agricultural abandonment in central New York, USA. *Journal of Biogeography* 32:439–452.
- Freyre, M., E. Astrada, C. Blasco, C. Baigorria, V. Rozycki, y C. Bernardi. 2003. Valores nutricionales de frutos de vinal (*Prosopis ruscifolia*): Consumo Humano y Animal. *Ciencia y Tecnología Alimentaria* 4(1):41-46 (ISSN 1135-8122).
- Galmarini, A. y J. Raffo del Campo. 1964. Rasgos fundamentales que caracterizan el clima de la Región Chaqueña. Consejo Nacional de Desarrollo. Presidencia de la Nación.
- Glenn-lewin, D. C. y E. van del Maarel. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. En: Glenn-Lewin, D. C., R. K., Peet and T. T. Veblen (Eds.) *Plant succession theory and prediction*. Chapman & Hall Population and Community

- Biology Series 11. University Press, Cambridge, 11-44.
- Gómez, J., D. García y R. Zamora. 2003. Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management* 180:125–134.
- Herrera, P., P. Torrella y J. Adámoli. 2003. Los incendios forestales como modeladores del paisaje en la región chaqueña. En: Kunst, C., S. Bravo, L. Panigatti (Eds.) *Fuego en los ecosistemas argentinos*, Santiago del Estero, INTA, 332 pp.
- Hueck, K. 1976. Las regiones boscosas del Chaco y sus regiones marginales. En: Hueck, K. (editor) *Los Bosques de Sudamérica. Ecología, composición e importancia económica*. Cap 23. Pp. 255- 288.
- Janzen, D. H. 2008. Restauración del bosque seco tropical: Área de Conservación Guanacaste (ACG), noroeste de Costa Rica. En: González-Espinosa M., Rey-Benayas J.M., Ramírez-Marcial N. (Eds.), *Restauración de Bosques en América Latina*. Mexico City: Mundi-Prensa. 181–210 pp.
- Kunst, C. 2003. Testimonios: el fuego en la historia y comentarios argentinos. En: Kunst, C., S. Bravo, L. Panigatti (Eds.) *Fuego en los ecosistemas argentinos*, Santiago del Estero, INTA. Pp 11-15.
- Laycock, W. A. 1994. New perspectives on ecological condition of rangelands: can state – and – transition or other models better define condition and diversity?. *Proceeding of the international workshop on Plant Genetic Resources, Desertification and Sustainability*. Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.
- Leonardis, R. 1975. *Libro del árbol. Esencias forestales indígenas de la Argentina de aplicación industrial*. Celulosa Argentina S.A.
- Lindig-Cisneros, R., A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, P. Alvarado-Sosa y N. Alejandro-Melena. 2007. Restauración adaptable en la Meseta Purépecha, Michoacán, México: hacia un modelo de estados y transiciones. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 80 (Suplemento):25-31.
- Mauro, R., A. Pott y M. Pereira da Silva. 1997. Una propuesta de modelos de estados y transiciones para una sabana tropical inundable: el pantanal arenoso. *Ecotrópicos* 10(2):99–112.
- Menghi, M. y M. Herrera. 1998. Modelo de estados y transiciones para pastizales del valle de inundación del río Dulce (depresión de Mar Chiquita, Córdoba, Argentina). *Ecotrópicos* 11(2):131–140.
- Mierelles, M. L., C. A. Klink y J. C. Sousa Silva. 1997. Un modelo de estados y transiciones para le cerrado brasileño. *Ecotrópicos* 10(2):45–50.
- Milchunas, D. G., O. E. Sala and W. K. Lauenroth. 1988. A generalized model of effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132:87–106.
- Morello, J. 1970. Modelo de relaciones entre pastizales y leñosas colonizadoras en el Chaco Argentino. *IDIA* (diciembre 1970):31-52.
- Morello, J. 2002. *Perfil Ecológico de Sudamérica*. ICI. Edición Digital. ISBN 84-7232-340-4. Buenos Aires.
- Morello, J. H., N. E. Crudelli y M. Sarraceno. 1971. *Los Vinalares de Formosa, República Argentina*. INTA. Serie fitogeográfica La vegetación de la República Argentina N° 11. Bs. As. 111 pp.
- Morello, J. y G. Hortt. 1987. La naturaleza y la frontera agropecuaria en el Gran Chaco sudamericano. *Revista de Economía política* 12:109-130.

- Morello, J. y G. Hott. 1988. La frontera agrícola en el gran chaco sudamericano. Administración de Parques Nacionales.
- Morello, J. y J. Adámoli. 1974. Las grandes unidades de vegetación y ambientes del chaco argentino: Vegetación y ambiente de la provincia de Chaco. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Serie Fitogeográfica 13. Pp. 130.
- Morello, J., I. Feldman e I. Gómez. 1973. La integración de la actividad agro - silvo -pastoril en el centro oeste de Formosa (Chaco Argentino). IDIA 305:17-37.
- Morello, J., W. Pengue y A. Rodríguez. 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. Fronteras 4:1-17.
- OEA. 1975. Estudio de la Cuenca Inferior del Río Bermejo y programación para su desarrollo. Tomo 3: Recursos de la Tierra, B-69 a B-91.
- Palmer, M. A., R. F. Ambrose and N. LeRoy Poff. 2008. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. Restoration Ecology 5(4): 291-300.
- Passera, C., L. Allegretti y O. Borsetto. 1996. Respuesta de la vegetación excluida al pastoreo en una comunidad de *Larrea cuneifolia* del piedemonte mendocino. Multequina 5:25-31.
- Pereira da Silva, M. y G. Sarmiento. 1997. Un modelo de estados y transiciones de la sabana hiperestacional de los llanos venezolanos. Ecotrópicos 10(2):79 - 86.
- Pereira da Silva, M., R. Mauro, A. Pott, A. Boock, V. Pott y M. Ribeiro. 1997. Una sabana tropical inundable: el pantanal arcilloso. Propuesta de modelos de estados y transiciones. Ecotrópicos 10(2):87-98.
- Plant, R. E., M. P. Vayssières, S. E. Greco, M. R. George and T. E. Adams. 1999. A qualitative spatial model of hardwood rangeland state- and - transition dynamics. Journal of Range Management 52:51-59.
- Pucheta, E., M. Cabido y S. Díaz. 1997. Modelo de estados y transiciones para los pastizales de altura de las sierras de Córdoba, Argentina. Ecotrópicos 10(2):151-160.
- Radrizzani, A., C. Kunst y R. Renolfi. 2001. Aplicación del modelo de estados y transiciones al manejo de pastizales de *Elionurus muticus* en el chaco santiagueño. Actas del 1er Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. Agosto 2001. San Cristóbal, Santa Fe. ARGENTINA. Pag 50-51.
- Ragonese, A.E. y J.A. Castiglioni. 1970. La vegetación del Parque chaqueño. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 11(supl):133-166.
- Rescia, A., E. Astrada, J. Bono, C. Blasco, P. Meli y J. Adámoli. 2006. Environmental Analysis in the Selection of Alternative Corridors in a Long-distance Linear Project: A Methodological Proposal. Environmental Management 80(3):266-278.
- Sarmiento, G. 1996. Ecología de pastizales y sabanas en América Latina. En: Sarmiento, G. y M. Cabido (editores) Biodiversidad y funcionamiento de pastizales y sabanas en América Latina. CYTED-CIELAT. Pp 15-24.
- Sarmiento, G. y J. F. Silva. 1997. Un modelo de estados y transiciones de la sabana estacional de los llanos venezolanos. Ecotrópicos 10(2):51-64.
- Silva, J. F. y G. Sarmiento. 1997. Densidad de leñosas de la sabana estacional y frecuencia de quemaz: la hipótesis del equilibrio fluctuante. Ecotrópicos 10(2):65-78.
- Torrella, S. y J. Adámoli. 2005. Situación ambiental de la ecorregión del chaco seco. En: La situación ambiental argentina. FVSA.

- Walker, R. 2003. Mapping process to pattern in the landscape change of the Amazonian frontier. *Annals of the Association of American Geographers* 93(2):376-398.
- Westoby, M., B. Walker and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42:266-274.
- Whalley, R. D. B. 1994. State and transition models for rangelands. 1. Successional theory and vegetation change. *Tropical Grasslands* 28:195-205.
- Yates, C. J and R. J. Hobbs. 1997. Woodland restoration in the western Australian wheatbelt: A conceptual framework using a state and transition model. *Restoration Ecology* 5:28-35.



Apéndice: Los bosques regionales que se encuadran en los estados 11 a 16 y la bibliografía en la que los mismos están descriptos. (\*): Número de cita en la que se describe cada bosque.

---

Estado 16: Bosque mixto con quebrachos y *Prosopis*

---

Quebrachal de chaqueño y blanco (2)  
Quebrachal de santiagueño y blanco (2)  
Quebrachal mixto (6)  
Vinalar con 3 quebrachos (5)  
Vinalar (5)  
Vinalar algarrobal (5)

---

Estado 11: Bosque mixto con quebrachos

---

Quebrachal de chaqueño (3)  
Quebrachal de tres quebrachos (var seca) (1)  
Quebrachal de chaqueño con guayaibí (1)

---

Estado 15: Bosque mixto de *Prosopis*

---

Vinalar carandilla (4)  
Algarrobal no inundable (8)  
Algarrobal mixto (6)  
Algarrobal de albardón inundable (8)  
Algarrobal (7)  
Vinalar mixto (6)

---

Estado 14: Bosque de *Prosopis*

---

Algarrobal borde de estero (8) Mixto de *Prosopis*  
Vinalar halomórfico (4)  
Vinalar eupatorium (elemento bosque matriz) (4)  
Algarrobal (6)  
Vinalar (1)

---

Estado 13: Bosque mixto empobrecido

---

Quebrachal de blanco con guaraní (4)  
Quebrachal de tres quebrachos (var húm) (1)  
Algarrobal de negro (1)  
Quebrachal de santiagueño y blanco (1)  
Vinalar con quebracho blanco y algarrobo blanco (4)  
Algarrobal de blanco y negro (1)

---

Estado 12: Bosque ralo con claros pirógenos

---

Algarrobal con abras de espartillo (4)

---

1: OEA, 1975. Lista de comunidades y especies de las unidades fisonómico-florísticas (Apéndice B – 1) en: Estudio de la Cuenca Inferior del Río Bermejo y programación para su desarrollo. Tomo 3: Recursos de la Tierra, B-69 a B-91.

2: Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas de Argentina. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. Fascículo I. Editorial ACME S.A.C.I., Buenos Aires, Argentina.

3: Marino, G.D. y J. F. Pensiero 2003. Heterogeneidad florística y estructural de los bosques de *Schinopsis balansae* (Anacardiaceae) en el sur del Chaco húmedo. Darwiniana 41 (1-4): 17-28.

4: Morello, J.H; Crudelli N.E. y M. Sarraceno. 1971. Los Vinalares de Formosa, República Argentina. INTA. Serie fitogeográfica La vegetación de la República Argentina N° 11. Bs. As. 111pp.

- 5: Muestreos propios en Ibarreta, Formosa. (Censos de vinalares de GESER. Análisis de Carlos Blasco para el curso de postgrado Infostat 2004).
- 6: Astrada, E. y C. Blasco. 2003. Bosques del área de influencia de Misión Nueva Pompeya: análisis de la situación inicial, criterios de manejo y potencial de uso. Informe interno. Proyecto "Producción múltiple y diversa bajo bosque en la Provincia del Chaco"
- 7: Astrada, E. y C. Blasco. 2003. Bosques del área de influencia de Cabeza de Buey: análisis de la situación inicial, criterios de manejo y potencial de uso. Informe interno. Proyecto "Producción múltiple y diversa bajo bosque en la Provincia del Chaco"
- 8: Adámoli, J.; E. Astrada; G. Scarpa; H. Caputo; M. Almirón y N. Patch. 1996. Informe Final proyecto Manejo Forestal en el centro oeste de Formosa. Programa BID -CONICET Leg. 453/92

## ¿Qué protegemos y qué deberíamos proteger con la ley de bosques? Aportes para la primera revisión del ordenamiento territorial de los bosques de Río Negro

Juan H. Gowda

Laboratorio Ecotono, INIBIOMA, Pasaje Gutiérrez 1125, Bariloche (8400) Provincia de Río Negro. E-mail: [juan.gowda@gmail.com](mailto:juan.gowda@gmail.com).

### RESUMEN

La Ley 4552/10, de conservación y aprovechamiento sustentable de los bosques nativos de la provincia de Río Negro fijó un primer ordenamiento de sus bosques, estableciendo la obligación de realizar una primera revisión al segundo año de vigencia de la Ley. Esta etapa, aun inconclusa, permitiría adecuar dicho ordenamiento a las realidades de sus comunidades locales. Debido a que el objetivo explícito de la ley es proteger los bosques por los servicios ambientales que brindan a la comunidad, presenté tres hipótesis asociadas a la provisión de dichos servicios: a) que los bosques cercanos a áreas densamente pobladas y más accesibles tendrían mayor valor de conservación debido a su importancia en la regulación de agua y suelos así como su valor recreativo y paisajístico; b) que los bosques más productivos deberían manejarse sustentablemente, para reducir el riesgo de incendios y mantener su capacidad de fijación de carbono; y c) que los bosques de ciprés estarían proporcionalmente más protegidos que otras comunidades debido a que son la comunidad menos común y más fragmentada. Un primer análisis espacialmente explícito de los bosques clasificados según las tres categorías previstas por la ley (conservación, manejo y pasibles de cambio de uso) indica que la provincia ha elegido dar mayor protección a las áreas más alejadas de zonas urbanas y caminos, menos accesibles y menos amenazadas por usos alternativos, permitiendo la conversión a otros usos de los bosques más expuestos y vulnerables a procesos actuales de pérdida de cobertura (incendios, presión inmobiliaria y forestaciones). El 49% de la categoría de mayor valor de conservación está compuesto por pedreros y comunidades esteparias de alta montaña de muy baja productividad, en tanto que los grandes humedales de fondo de valle y el 20% de los bosques de ciprés son considerados de bajo valor. Los resultados de este estudio indican que el ordenamiento presentado generará una gran carga administrativa sin afectar necesariamente la persistencia de servicios ambientales a las comunas de El Bolsón y El Manso dado que en el 82% de los lotes catastrales de estas comunas está permitido el cambio de uso del suelo y el 63% de los lotes de esta categoría (50% del total) tiene superficies menores a las 20 hectáreas. Propongo que, para asegurar la provisión de los principales servicios ambientales asociados al bosque andino, la Unidad Ejecutora Provincial debería propiciar talleres a escala local para definir qué servicios ambientales priorizar en el marco de la Ley 4552, dónde y mediante qué mecanismos trabajar para asegurar la provisión presente y futura de dichos servicios, y cómo implementar una compensación a los propietarios de las tierras afectadas que promueva su valorización en relación a usos alternativos del suelo.

**Palabras clave:** Ordenamiento territorial, servicios ambientales, bosque nativo, planificación, uso del suelo

### SUMMARY

The recently approved law 4552/10, for conservation and sustainable management of the native forests of Río Negro province, defined a spatially explicit frame for regulating potential land-uses of its forest land, and established a two-year period for conducting a revision of the initial forest-use map. This period should allow the local revision of the initial classification, to account for the particularities of the local communities. Because the main objective of the Law was to secure the provision of forest related environmental services to the community, I tested three hypotheses associated with the provision of such services: a) forests in the vicinity of densely populated and accessible areas would have a higher conservation status due to their role in water and soil regulation as well as scenery and recreation value; b) the most productive forests should be set under a sustainable management category, to maintain their carbon fixing capability and reduce the risk of natural fires; and c) forest dominated by *Austrocedrus chilensis*, a native conifer, should be more protected than other forest types from deforestation because they are the most fragmented and least abundant forest type. A spatially explicit analysis of the initial land-use map indicates that Rio Negro Province chose to assign a higher protection status to forests distant to cities and roads, restricted to areas of low accessibility, and with no known pressure for conversion to other uses, while posing lower restrictions to the substitution of the forests that are currently most exposed to processes of substitution (i.e. wild fires, urban growth, industrial forest development).

49% of the category of highest conservation value is covered by rocky outcrops and high altitude plant communities of low productivity, whereas the largest wetland areas as well as 20% of the areas covered by *A. chilensis* are considered of low conservation value. The results of this study indicate that the current land-use classification will lead to increasing administrative burden and costs without securing the persistence of environmental services in general or at a local scale, as 82% of the land titles affected by the law include forests considered of low environmental value, and 63% of these properties (i.e. 50% of the total number of land titles) correspond to areas of 20 hectares or less. I propose that, for securing the most important environmental services provided by the Andean forests, the Provincial authorities should implement workshops at the local scale to define which environmental services are considered most valuable, where and with which mechanisms promote their current and future provision, and how to implement a compensation scheme that may enhance the value of the forests that provide these services relative to alternative land uses.

**Key words:** Land-use classification, environmental services, native forest, forest management planning.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques de la provincia de Río Negro tienen una larga historia de uso y presencia humana (Fernández et al., 2011; 2012), que se intensifica durante los últimos años del siglo XIX con el ingreso de colonos de origen Europeo, período en el que se registran grandes fuegos asociados a la apertura de áreas de pastoreo (Willis, 1914) y una expansión de comunidades vegetales dominadas por especies rebrotantes y heliófilas (Veblen y Lorenz, 1988). Durante los últimos 100 años, los bosques semilleros han recuperado gran parte de la superficie incendiada (Gowda et al., 2011a). En la actualidad, el principal mecanismo de avance de los bosques andinos es la colonización de matorrales, en tanto que la principal causa de pérdida sigue siendo la ocurrencia de grandes incendios, hoy asociados a caminos, centros urbanos, exposiciones xéricas (Mermoz et al., 2005; Gowda et al., 2012) y áreas periurbanas, los cuales se propagan principalmente por los matorrales de la región (Mermoz et al., 2005), expandiéndose a bosques de lenga, coihue y ciprés en años con bajos niveles de precipitaciones de primavera. Territorialmente concentrada en el entorno de caminos, fondos de valle y costas de lagos, las áreas urbanas y forestaciones de coníferas han tenido una clara expansión durante los últimos 30 años (Gowda et al., 2012), en tanto que el avance del bosque nativo está asociado a pulsos de establecimiento post fuego (lenga y coihue) en exposiciones méxicas (laderas E, S y

SO) y procesos sucesionales en matorrales (Gowda et al., 2011a).

La política histórica de uso del suelo en la Provincia de Río Negro ha ido cambiando durante los últimos 100 años, del incentivo a la expansión de sistemas pastoriles a fines del siglo XIX, al fomento de establecimiento de aserraderos basado en concesiones de explotación de bosque nativo y finalmente a una política de subsidios a la forestación con coníferas exóticas en matorrales cercanos a centros urbanos y caminos y un creciente desincentivo al aprovechamiento y manejo sustentable de especies leñosas nativas. Esto ha resultado en la ausencia casi total de manejo silvícola de los bosques de la región, y a una sistemática extracción de individuos muertos de ciprés, principal especie nativa utilizada por la industria forestal local. Desde su constitución, la Provincia de Río Negro se atribuye la propiedad de los bosques nativos de todo su territorio, independientemente de la propiedad del suelo, lo que le ha permitido concesionar áreas boscosas sin acuerdo previo de los propietarios del suelo o pobladores linderos. El principal uso histórico de las tierras forestales por parte de sus propietarios y ocupantes es la ganadera extensiva, complementándose la misma con la de productos no madereros (actualmente hongos y helechos) y extracciones madereras para uso doméstico (corrales, muebles, construcciones, leña). Durante la última década, se ha restringido el aprovechamiento

maderero de bosques de altura, muchos de los cuales son tradicionalmente utilizados como áreas ganaderas de verano (Willis, 1914). En términos generales, los bosques nativos menos afectados por la actividad humana histórica y actual en la región se encuentran en áreas de gran altitud y poca accesibilidad, naturalmente protegidos de su reemplazo por otras actividades productivas, en tanto que la población rural y urbana se concentra en los valles y costas de lagos.

Tras la creación del Parque Nacional Nahuel Huapi, aproximadamente el 50% de los bosques andinos de Río Negro queda afectado a un régimen de protección nacional, iniciándose un proceso de expansión de la actividad turística asociada a la naturaleza. Este proceso es acompañado por un crecimiento exponencial de las ciudades andinas de la Provincia (Bariloche y El Bolsón), un aumento continuo de la presión inmobiliaria y consecuentemente del valor de la tierra en áreas periurbanas y urbanas, una creciente demanda de leña y madera de construcción, y un aumento del número de focos de incendios de origen antrópico (Gowda et al., 2011b). Debido a su rica historia de usos del suelo forestal y la gran importancia socioeconómica actual de sus bosques andinos, Río Negro presenta muy buenas condiciones para analizar a escala local el valor de los servicios ambientales de los bosques, algunos de los cuales fueron enunciados como prioritarios hace ya casi 100 años (protección de suelo y agua, generación hidroeléctrica, valor paisajístico; Willis, 1914). Hace ya 65 años, una primera Ley Nacional de Bosques 13.273/48 declaraba de interés público la defensa, mejoramiento y ampliación de los bosques, impulsando la elaboración de un mapa forestal nacional y la clasificación de los mismos, quedando expresamente prohibida la devastación de bosques y tierras forestales y la utilización irracional de productos forestales. Desgraciadamente, esta Ley nunca fue reglamentada (Gowda, 2006;

Gowda y Scarpa, 2007). 61 años después, La Ley 26.331/08 plantea nuevamente el desafío del ordenamiento de nuestros bosques nativos, con el objetivo de asegurar la continuidad en la provisión de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad (Art 1), enunciando explícitamente a aquellos que considera de mayor relevancia actual (Art 5): (i) Regulación hídrica; (ii) Conservación de la biodiversidad; (iii) Conservación del suelo y de calidad del agua; (iv) Fijación de emisiones de gases con efecto invernadero; (v) Contribución a la diversificación y belleza del paisaje; y (vi) Defensa de la identidad cultural.

En este artículo analizo si el primer ordenamiento de los bosques nativos de Río Negro (Ley 4552/10) promueve la provisión de dichos servicios. Limito mi análisis a la región boscosa andina bajo administración provincial con mayor población rural y urbana (Comunas de El Manso y El Bolsón respectivamente), utilizando para el presente estudio sólo material publicado y disponible a la fecha de la realización de dicho ordenamiento.

Considerando que los principales beneficiarios de los servicios ambientales de nuestros bosques son los habitantes de la Nación en general y quienes habitan una región en particular, la distancia entre proveedor (bosque) y beneficiario (e.g. regulación hídrica, conservación del suelo y calidad del agua, polinización, diversificación y belleza del paisaje, identidad cultural) así como la cantidad de beneficiarios de un determinado servicio deberían tener incidencia directa en su valor a nivel local.

Mi primera hipótesis (H1) es que a nivel local, la cercanía al consumidor determinará el valor de aquellos servicios ambientales cuyo alcance esté limitado espacialmente. Para que esta hipótesis se cumpla, los bosques de cuencas densamente pobladas deberían estar más protegidos que aquellos situados en valles con poca población, dado que sus servicios beneficiarán a más personas (H1.a.) y los bosques más

cercanos a poblaciones y caminos deberían recibir mayor protección que aquellos alejados de los mismos (H1.b.) La protección asociada al valor recreativo de los bosques, diversificación y belleza de paisaje debería estar asociada a las áreas de mayor accesibilidad y cercanía a centros urbanos o vías de comunicación en una región cuya economía depende de esta actividad, dado que la combinación de montañas, bosques nativos y lagos es el principal atractivo para quienes la visitan, (H1.c.). La fijación de carbono es un servicio al cual se le asigna gran importancia a escala global y cuya evaluación ha demostrado una gran complejidad, debido a que combina elementos edáficos y climáticos con la dinámica de la comunidad vegetal dominante y el uso que se dé a lo producido (Paruelo, 2011; Paruelo et al., 2011a). En términos generales, la conservación y/o manejo sustentable de los bosques más productivos debería resultar en una mayor fijación de carbono, por lo que la Provincia debería promover el manejo y/o protección de aquellos bosques que tengan una mayor productividad (H2.a.). Dado que los incendios forestales constituyen una fuente importante de emisión de carbono en la zona andina, y que los mismos están directamente asociados a matorrales cercanos a ciudades y caminos (Mermóz et al., 2005), los matorrales cercanos a caminos deberían manejarse (H2.b.) para favorecer su transición hacia comunidades vegetales menos inflamables (bosques de ciprés coihue, y/o lenga) y generar una producción sostenida de leña que reemplace parcialmente el uso de combustibles fósiles. La política tendiente a asegurar la conservación de la biodiversidad a escala local tiene también muchas dimensiones que no pueden abarcarse en el presente estudio pero una primera aproximación es analizar cómo se han categorizado las principales comunidades vegetales en relación a su abundancia en el área de

estudio. En términos generales, comunidades vegetales menos frecuentes y con mayor fragmentación a escala de paisaje deberían estar relativamente más protegidas que aquellas dominantes, dado que su pérdida implica una reducción directa de la diversidad de ambientes (H3.a.). Dado que los cipresales son la comunidad vegetal menos abundante y más fragmentada en el área de estudio, estos bosques deberían estar proporcionalmente más protegidos de su conversión a otros usos que los matorrales, coihuales y lengales. Los matorrales y pastizales son comunidades asociadas a disturbios por lo que mi hipótesis es que ambas comunidades deberían estar poco representadas en áreas de conservación y fuertemente representadas en áreas de manejo sustentable (H3.b.).

## MÉTODOS

Área de estudio: El área de estudio comprende los bosques andinos del sur de la Provincia de Río negro, que reciben precipitaciones superiores a los 800 mm. El área analizada incluye al ejido municipal de El Bolsón con más de 19,000 habitantes (INDEC, 2010) concentrados en la ciudad de El Bolsón, y los parajes de Mallín Ahogado y Los Repollos; y a la comuna del Valle de El Manso y El Foyel, con una población de aproximadamente 1.900 habitantes concentrada en tres núcleos urbanos: Río Villegas, El Foyel, y Puente Verde (Fig. 1). Para el análisis de estructura de propiedad y diferencias en niveles de protección entre cuencas, se utilizó una máscara catastral sobre el área de estudio, reduciéndose la superficie analizada (ventana 1) a 104.233 hectáreas (El Bolsón: 34.181 hectáreas, El Manso: 70.052 hectáreas), de las cuales 25.963 corresponden a la categoría 1 (verde), 46.346 a la categoría 2 (amarillo) y 30.670 a la categoría 3 (rojo). La matriz de distancia a caminos se generó utilizando sólo las rutas provinciales y nacionales, en tanto que para la matriz de distancia a

poblaciones se incluyeron sólo los núcleos urbanos de El Bolsón (El Bolsón), El Foyel y Río Villegas (El Manso), generándose matrices de distancia y re-escalándose su clasificación a kilómetros. La base catastral digitalizada por la Dirección de Tierras de la Provincia y el mapa de ordenamiento territorial presentado el 2011 fueron importados a IDRISI y utilizados como máscaras para generar los diferentes subgrupos de cobertura. Para el análisis de productividad de los bosques, se generó una ventana de dos imágenes Aster (AST14OTH\_00301272006145201\_20090623075610\_24046 del 27 de enero dl 2006, AST14OTH\_00303282007144736\_200907

04121001\_9133, del 28 de marzo de 2007), derivándose el INV de ambas utilizando las bandas 2 y 3 en el módulo VEGINDEX (NDVI) de IDRISI. Para el análisis de vegetación se utilizó el mapa forestal desarrollado por la SAyDS en el marco del primer inventario nacional de bosque nativo (SAyDS, 2005), dado que es el más actualizado para toda la provincia por lo que debería haberse utilizado durante el ordenamiento de los bosques de la misma. La utilización de bases de datos públicas permite repetir los análisis presentados en este estudio en las otras provincias forestales del país.



Fig. 1. El área de estudio comprende la zona boscosa de las comunas de El Bolsón y El Manso, incluyendo áreas con subdivisión catastral y áreas de propiedad provincial.



**Análisis espacial:** El análisis de diferencias entre comunas en categorización de los lotes catastrales se realizó utilizando la herramienta CROSSTAB de IDRISI, analizándose sólo las áreas con lotes catastrales registrados para ambas comunas. Los histogramas de distancia a caminos y ciudades se generaron filtrando las matrices de distancia generadas con el módulo DISTANCIA con máscaras de las diferentes clases de protección. Los histogramas de altitud y pendiente se generaron filtrando dichas matrices con máscaras de las diferentes clases de protección, en tanto que el análisis de diferencias de protección en relación a la exposición se realizó reclasificando la matriz de exposición a dos clases: xérica ( $270^{\circ}$ - $0^{\circ}$ ,  $0^{\circ}$ - $90^{\circ}$ ) y mésica ( $90^{\circ}$ - $270^{\circ}$ ). Los histogramas de INV se generaron filtrando las matrices de inicios y fines de verano de las imágenes ASTER por las diferentes categorías de protección. El análisis de categorización asignada a las diferentes comunidades vegetales se realizó mediante la función CROSSTAB, utilizando las categorías de protección como columnas y las clases de vegetación de primer orden del Inventario Nacional como filas (rows). Los

resultados se transformaron a hectáreas para su mejor interpretación.

## RESULTADOS

La superficie de bosques clasificada como de bajo valor representa el 25% del área analizada, afectando al 82% de los lotes catastrales de zonas rurales en las comunas de El Bolsón y El Manso. El bosque considerado con potencial para manejo sustentable ocupa el 44% del área de estudio, afectando al 33% de sus lotes catastrales, en tanto que el área considerada con alto valor de conservación por sus servicios ambientales ocupa el 29% del área de estudio afectando al 18% de los lotes catastrales. Si bien los bosques afectados a diferentes categorías de protección se encuentran en todos los tamaños de propiedades el 56% de los lotes afectados por el ordenamiento y el 63% de los lotes que contienen bosques clasificados en verde tienen superficies menores a las 20 hectáreas (Fig. 2). El 63% de los lotes catastrales de ambas comunas tienen la totalidad de su superficie clasificada como de bosques con bajo valor de conservación.

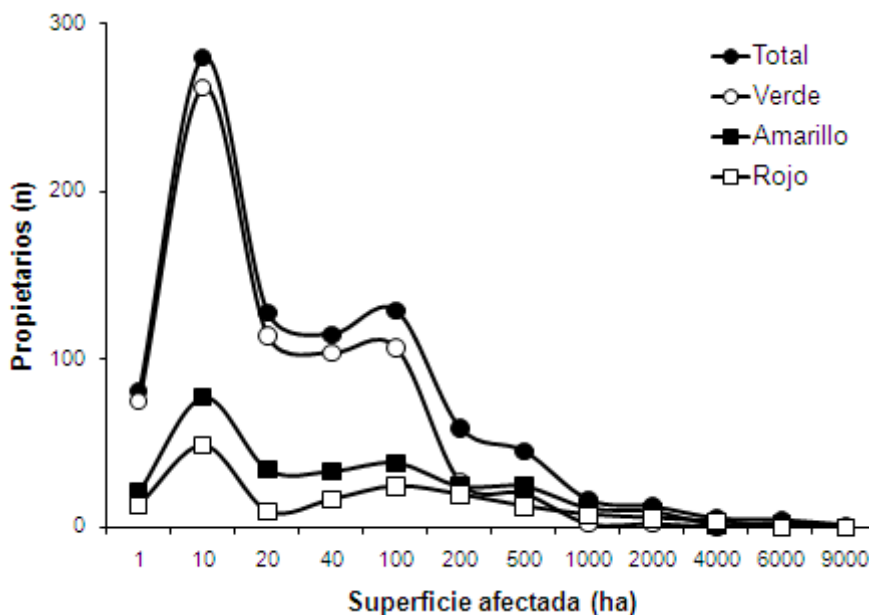


Fig. 2. Relación entre número de lotes catastrales y superficie afectada a distintas categorías de protección según la Ley Provincial 4552 para 876 lotes de las comunas de El Bolsón y El Manso.



Las cuencas se diferencian claramente en la categorización que se asigna a sus bosques, quedando el 57% de la superficie de bosque nativo en la comuna de El Bolsón bajo la categoría de menor valor ambiental (pasible de conversión a otros usos), en tanto que sólo el 9% de la superficie de bosque nativo de la Comuna de El Manso podría ser convertida a otros usos (Tabla 1). El 67% de los lotes catastrales que contienen áreas con bosques considerados de bajo valor ambiental se encuentra en la comuna de El Bolsón (Tabla 1). El nivel de protección asignado por el ordenamiento territorial de la provincia está positivamente asociado a la distancia de los mismos a rutas: los bosques de poco valor de conservación se encuentran en promedio a 2,4 km de distancia a un camino, aquellos destinados a manejo sustentable a una distancia media de 8,8 km. encontrándose los bosques considerados de alto valor de conservación por sus servicios ambientales a una

distancia media de 12 km (Tabla 2, Fig. 3a.). Los bosques pasibles de ser transformados a otros usos y aquellos con potencial para ser manejados sustentablemente se encuentran a distancias medias de 14 km de centros urbanos, en tanto que los bosques a ser conservados se encuentran a una distancia media de 20 km (Tabla 2, Fig. 3b). El patrón de distribución altitudinal de las categorías de protección es concordante con el de distancia a centros urbanos y caminos, encontrándose los bosques de menor valor según el ordenamiento territorial a una altitud media de 680 msnm, los bosques en los que se considera posible un manejo sustentable a altitudes intermedias (975 msnm) y los bosques de mayor valor de conservación en alturas medias de 1546 msnm (Tabla 2, Fig. 3c). No se encontraron diferencias entre exposiciones xéricas y mésicas para ninguna de las categorías de protección (diferencias entre exposiciones menores al 5% en todos los casos).

Tabla 1. Superficie total y número de propiedades afectadas a las diferentes categorías de protección según el ordenamiento territorial de la Ley Prov. 4552/10 en las comunas de El Manso y El Bolsón, Río Negro

<b>Comuna</b>	<b>El Bolsón</b>	<b>El Manso</b>	<b>El Bolsón</b>	<b>El Manso</b>
<b>Categoría</b>	ha	ha	%	%
Cambio uso	21.218	7.022	57%	9%
Manejo	8.649	41.667	23%	55%
Protección	7.306	25.994	20%	34%
Total	37.173	74.683	100%	100%
Tamaño propiedad	49,4	367,1	Promedio	128
<b>Categoría</b>	Promedio (ha)		Mediana (ha)	
Cambio uso	33	53	11	14
Manejo	52	305	12	67
Protección	64	461	8	117
	Nr de propiedades		%	
Total	683	192	Total General	875
Cambio uso	589	124	83%	17%
Manejo	147	127	54%	46%
Protección	104	52	67%	33%

Tabla 2. Cercanía y accesibilidad de las diferentes categorías de uso de los bosques andinos de Río Negro en las comunas de El Bolsón y El Manso (Caminos: rutas nacionales y provinciales; poblaciones: El Bolsón, El Foyel y Río Villegas, altitud: RDEM-Aster).

Clasificación	Cambio uso	Manejo	Conservación
Caminos		Distancia (km)	
Promedio	2,4	8,8	12,0
Des.Est.	2,6	6,5	6,2
Poblaciones		Distancia (km)	
Promedio	14,15	14,73	19,76
Des.Est.	7,11	7,93	6,91
Altitud		(m.s.n.m.)	
Promedio	680	974	1546
Des.Est.	223	260	302
Pendiente		(grados)	
Promedio	7,68	18,39	25,33
Des.Est.	7,08	10,93	10,76
Área total	39,97	266,76	124,12

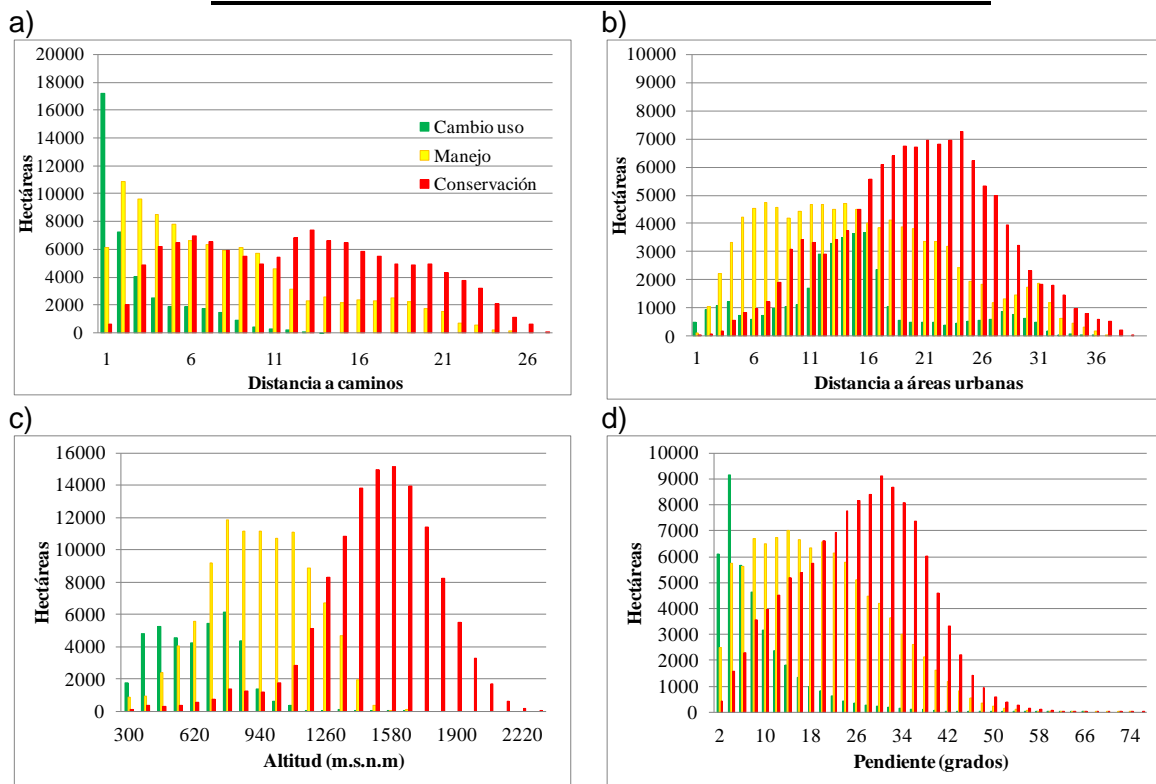


Fig. 3. Histogramas de distribución de las tres categorías de bosque nativo de las comunas de El Bolsón y El Manso según a) Distancia a caminos (km), b) Distancia a centros urbanos (km) y c) Altitud (m.s.n.m.) y d) Pendiente (grados).

La productividad de la vegetación, estimada utilizando el índice verde neto (IVN) de principios y fines de verano (Enero y Marzo) indica que los bosques clasificados como de manejo serían marginalmente más productivos que los pasibles de ser transformados a otros usos, en tanto que los destinados a conservación mantienen los menores valores en su INV (Tabla 3). El rango de valores de IVN de verano de los bosques considerados de alto valor de protección indica la presencia grandes áreas de muy baja productividad o sin cobertura vegetal, en tanto que las otras

dos categorías mantienen rangos de IVN característicos de áreas con buena cobertura vegetal (Fig. 4a). El IVN de principios de verano de las tres comunidades dominantes en las áreas clasificadas como de protección, indica que los pedreros y comunidades alto-andinas tienen niveles muy bajos de productividad, en tanto que los bosques de lenga arbórea y achaparrada mantienen niveles similares a los de los bosques incluidos en las otras categorías (manejo sustentable y conversión).

Tabla 3. Principales tipos de vegetación afectados a las diferentes categorías de uso de los bosques andinos de Río Negro en las comunas de El Bolsón y El Manso. Se utilizó el mapa generado por la SAyDS (2005).

Tipo	Categoría			% del tipo vegetal			
	Cambio uso	Manejo	Conservación	Cambio uso	Manejo	Conservación	Total
Datos: SAyDS							
Alto-andino	0,5%	3,3%	49,0%	0%	5%	94%	24%
Urbano	21,2%	0,1%	1,5%	81%	1%	18%	4%
Lenga	3,9%	24,9%	22,9%	3%	46%	51%	21%
Coihue	4,9%	12,9%	5,7%	9%	59%	32%	8%
Ciprés	9,1%	9,3%	2,8%	21%	58%	21%	6%
Forestaciones	6,0%	3,0%	0,1%	43%	56%	1%	2%
Pastizal	2,3%	3,0%	3,5%	11%	37%	52%	3%
Mallín	9,5%	0,6%	0,0%	87%	13%	0%	2%
Matorral	42,4%	30,4%	2,8%	32%	61%	7%	19%
Achaparrado	0,2%	12,3%	11,6%	0%	47%	53%	10%

Las principales unidades de vegetación en las áreas conservación son pedreros y peladeros alto-andinos según el inventario nacional (SAyDS, 2005; 49% del área más protegida, abarcando el 94% de los pedreros del área de estudio), seguidos por los bosques de lenga (22,9% del área, 51% de los bosques dominados por esta especie) y la lenga achaparrada (Tabla 4). Estas tres comunidades vegetales son las

más abundantes en el área de estudio, junto con los matorrales (Tabla 4). Los bosques altos (lenga, coihue y ciprés de la cordillera) totalizan el 31,5% de la superficie asignada a protección. El matorral es la comunidad vegetal dominante en los bosques aptos para manejo sustentable (30% de la categoría, 61% del total de esta comunidad), en tanto el 59% de los bosques de Coihue, el 58% de los bosques

de ciprés y el 46% de los bosques de lenga se consideran aptos para su manejo sustentable. La mayoría de los pastizales son considerados aptos para el manejo o la conservación (37% y 52% respectivamente) en tanto que el 80% de los mallines está clasificado como con potencial para cambio de uso (Tabla 4). El 87 % del área urbana relevada en el Inventario Nacional se encuentra en áreas aptas para cambio de

uso del suelo, cubriendo hoy el 21% de esta categoría. Los bosques dominados por Ciprés ocupan el 9% del área considerada como pasible de cambio de uso del suelo, siendo afectado el 21% de éstos bosques a la categoría de menor valor de protección. Las forestaciones de coníferas se encuentran en áreas con potencial para manejo sustentable (56%) y cambio de uso del suelo (43%).

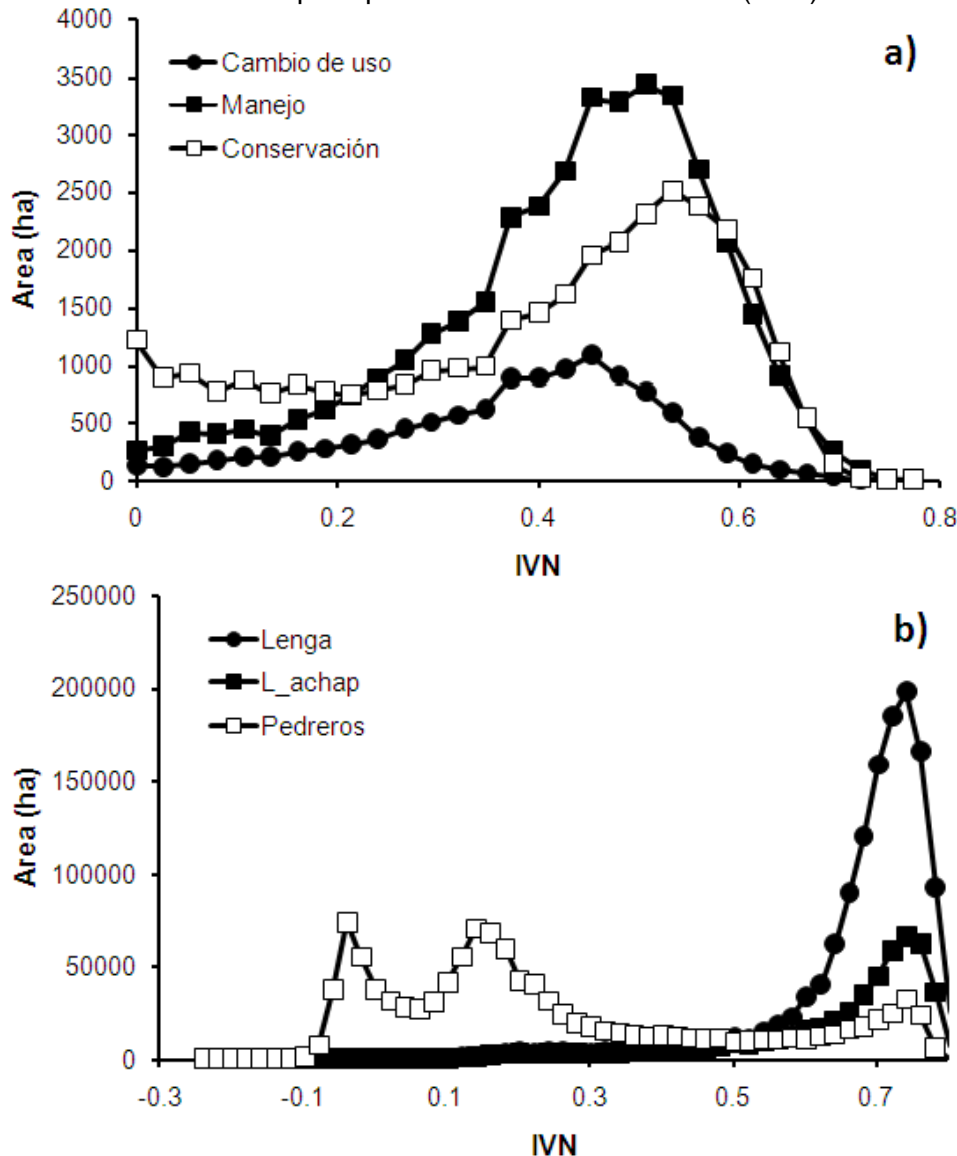


Fig. 4. Histograma de distribución de IVN en relación a (a) las tres categorías protección y manejo de bosque nativo de las comunas de El Bolsón y El Manso, y (b) las principales comunidades consideradas de mayor valor de protección: lenga, lenga achaparrada y pedreros.

Tabla 4. IVN de las diferentes categorías de uso de los bosques andinos de la provincia de Río Negro en las comunas de El Bolsón y El Manso a inicios y fin de verano. Valores derivados de dos imágenes Aster de los años 2006 (Enero) y 2007 (Marzo).

Clasificación	Conversión	Manejo	Protección
IVN - Enero	0,618	0,657	0,496
Des.Est.	0,133	0,094	0,255
N	529158	1743196	2124402
IVN - Marzo	0,346	0,392	0,358
Des.Est.	0,128	0,131	0,171
n	503716	1727655	1495056
Dif-Ene-Mar	0,272	0,265	0,138

## DISCUSIÓN

Si bien consideramos que los principales beneficiarios de los servicios ambientales de los bosques somos los humanos, visión compartida por políticos (Cumbre, 1972; Cumbre, 1992) y académicos (Constanza et al., 2007; MEA, 2004; Paruelo et al., 2011b); y que la generación y protección de dichos servicios tiene como principal objetivo el satisfacer las demandas de la sociedad actual y futura (Goulden y Kennedy, 1997), existen muy pocos ejemplos reales de la aplicación de dicha visión al territorio (Virglizzo et al., 2011). En este análisis he puesto énfasis en tres variables socio-económicas que considero importantes para valorizar dichos servicios a escala local: la densidad de consumidores en el área de afectación de dichos servicios, la distancia y accesibilidad para un consumidor potencial. Esta inclusión se deriva de tres supuestos: que las áreas con mayor densidad de población tendrán un mayor número de beneficiarios de los mismos, que servicios tales como la regulación de flujo y calidad de agua, protección de suelo, polinización y regulación de residuos tienen un valor positivamente asociado a la cercanía al consumidor, y que otros servicios como la recreación, el valor escénico y la preservación de la identidad cultural tienen mayor valor si son más accesibles a posibles consumidores (estudiantes, turistas, vecinos, residentes).

## Distancia entre productor y beneficiario de servicios ambientales:

Dado que la provisión de servicios ecosistémicos está determinada por fuentes (productores de servicios) y sumideros (consumidores), la cercanía entre ambos debería ser un factor determinante del valor de los bosques, al menos a una escala local (predio, municipio, provincia; Hipótesis 1). Los resultados de un análisis espacial del ordenamiento de las comunas de El Bolsón y El Manso indican que los bosques cercanos a áreas urbanas y caminos, así como a la mayoría de los pequeños y medianos pobladores rurales son considerados como pasibles de transformación a otros usos, situación que comprende al 57% de las propiedades de El Bolsón, la comuna más densamente poblada, y sólo al 9% las de la comuna de El Manso. La sustitución de bosques en éstas áreas no sólo afectaría la provisión de algunos bienes comerciales (leña, madera, turismo) que podrían ser reemplazados por otros de mayor valor económico pero también un mayor costo ambiental (pérdida de diversidad de paisaje, regulación hídrica y de suelos, ambientes para recreación y educación ambiental), sino también a la generación de servicios clave para sus productores agrícolas, tales como los de polinización en el caso de la fruta fina (Aizen et al., 2008; Garibaldi et al., 2011; Kennedy et al., 2013).

El gran número de pequeños propietarios en ésta categoría (63% de los lotes pasibles de conversión a otros usos tiene superficie menor a 20 ha) es un primer indicador de tres factores subyacentes al ordenamiento realizado: la inclusión de propiedades sin cobertura boscosa, históricamente dedicadas a la ganadería, forestación y agricultura o recientemente transformadas en áreas urbanas, la inclusión de mallines y pastizales naturales, y la concepción de que los matorrales y bosques degradados tienen menor valor conservación. Los beneficios de la cobertura boscosa en la regulación hidrográfica y el mantenimiento de calidad de aguas, así como para la reducción del control de erosión son proporcionales a la densidad poblacional del área a la que abastece, por lo que la protección de áreas distantes a centros urbanos no garantiza dichos servicios, siendo clave la recuperación y/o manejo sustentable de bosques en el entorno de áreas agrícolas y urbanas. La clasificación actual del área periurbana de El Bolsón pondría en riesgo la provisión de agua, así como la sustentabilidad de mediano plazo de su desarrollo agrícola. La protección de las nacientes de la cuenca río Manso y sus afluentes, hoy sin ninguna amenaza real de cambio de uso del suelo, no cumple una función clara en este sentido, en tanto que mallines de fondo de valle como el del río Foyel son clave para la regulación de agua, nutrientes y suelos del Manso Inferior. Similarmente, si bien en ambas comunas domina el paisaje boscoso, el valor escénico y turístico del mismo está asociado principalmente a los caminos que puedan transitarse, siendo de gran importancia el eje turístico que une a Bariloche con El Bolsón, así como la ruta provincial que atraviesa el valle del Río Manso (RP 83), transitada hoy por quienes buscan turismo rural y de aventura, como caminatas, cabalgatas, rafting y pesca. Curiosamente, los bosques cercanos a ambas rutas en toda su extensión son considerados de bajo valor ambiental.

En resumen, los bosques cercanos a los pobladores de las comunas de El Bolsón y El Manso no son considerados de valor ambiental por la provincia. En particular, el 57% de los bosques de la comuna de El Bolsón y el 67% de sus lotes productivos rurales son considerados hoy de bajo valor ambiental (Fig. 2, Tabla 3) en tanto que los bosques considerados con potencial para proveer servicios a sus habitantes son los menos accesibles y están ubicados a las mayores distancias de los centros urbanos y rutas de las tres categorías de uso, por lo que es poco claro qué servicios ambientales podrían brindar, a quién y cuál sería el uso alternativo que los amenaza.

Fijación neta de carbono, protección, manejo sustentable y cambio de uso del suelo: Diversos investigadores han propuesto el uso de variables asociadas a la productividad como una primera aproximación al valor ambiental de distintos ecosistemas o comunidades vegetales, utilizando el índice verde normalizado para estimarla a nivel de cuenca o región (Constanza et al., 1997; Viglizzo et al., 2011; Paruelo et al., 2011). Una comparación del IVN de la época de crecimiento para la región indica que no existen diferencias claras entre los bosques de las diferentes categorías, con la excepción de una gran superficie de baja productividad en los bosques clasificados como de protección (Fig. 4a, Tabla 4), que corresponde a pedreros y vegetación altoandina (Fig. 4b, Tabla 3). Dado que el manejo del bosque de lenga estaría severamente limitado por su accesibilidad y pendiente, y que los bosques de lenga achaparrada no son considerados de valor productivo, la mayoría de los bosques considerados de alto valor de conservación ya están naturalmente protegidos, no aportando la clasificación actual a un mejor balance en la fijación de carbono. Si consideramos que más del 30% de los matorrales podrían ser convertidos a otros usos y que el 60% de dicha comunidad vegetal debería ser manejado

sustentablemente, el efecto del ordenamiento propuesto sobre la dinámica de asimilación neta de carbono estará directamente ligada al destino que se le dé a las áreas hoy cubiertas por matorrales, y a la capacidad de la administración forestal para reducir significativamente su inflamabilidad. La principal tendencia de cambio de uso en la región durante los últimos 30 años ha sido el reemplazo de matorrales por forestaciones con coníferas, lo que podría implicar una mayor fijación neta de carbono pero también una mayor combustibilidad, y la expansión urbana (p. ej. RN 40, Mallín Ahogado, Cerro Perito Moreno, Valle del río Manso), que conlleva un cambio negativo en el balance de carbono de dichas áreas y una mayor frecuencia de igniciones.

Biodiversidad cambio de uso del suelo, manejo y conservación: Los pocos estudios han comparado la biodiversidad de los diferentes bosques de la región (Sackmann et al., 2006), así como el efecto de disturbios (Sackmann et al., 2007) y del cambio de uso del suelo sobre diferentes componentes de la misma (Paritsis y Aizén, 2006; Miserendino et al., 2011) indican efectos moderados del fuego sobre la diversidad, en tanto que la conversión a otros usos podría resultar en cambios no sólo a nivel de flora y fauna asociada a la misma sino a la de ambientes acuáticos asociados a ellos (Miserendino et al., 2011). El ordenamiento propuesto asegura la protección de la casi totalidad de las comunidades alto-andinas y de los bosques de lenga achaparrada, dos comunidades de gran extensión que no se encuentran hoy amenazadas por cambio de uso a escala provincial o local, protegiendo también más del 50% de los bosques de lenga, la comunidad de bosque alto dominante en la provincia y con mayor superficie protegida por el PN Nahuel Huapi (Gowda et al., 2011b). Los mallines (humedales) son la comunidad vegetal menos protegida por el ordenamiento actual, concentrándose el 87% de su superficie en áreas pasibles de

cambio de uso y considerándose el resto como apto para su manejo sustentable. Los bosques de ciprés podrían perder más del 20% de su superficie actual debido a cambios de uso del suelo a pesar de ser la comunidad vegetal más fragmentada, de mayor valor comercial y menor abundancia en la región. Dado que los matorrales son el área natural de expansión de dicha comunidad, la misma se verá afectada también indirectamente si el 30% de los matorrales fueran convertidos a otros usos, como se permite en el ordenamiento actual. Por otro lado, el manejo sustentable del 60% de los matorrales actuales podría facilitar una expansión del ciprés en dichas comunidades.

## CONCLUSIONES

El análisis del ordenamiento territorial presentado por Río Negro indica que la provincia ha priorizado la protección de los bosques que brindan menos servicios ambientales directos (regulación y calidad de agua y suelos, polinización, recreación, diversificación del paisaje, valor recreativo, etc.) a sus pobladores, permitiendo la transformación de áreas cercanas a zonas de gran densidad poblacional que podrían ser clave para brindar dichos servicios. Una revisión detallada de las áreas pasibles de cambio de uso permitiría definir aquellas que brindan hoy servicios clave para la comunidad y fomentar su protección, manejo sustentable y/o restauración, excluyendo simultáneamente aquellas que ya no pueden ser consideradas como bosque (loteos, áreas de cultivo y viviendas), permitiendo un debate más amplio y reduciendo la carga administrativa que generaría la revisión de un gran número de planes de cambio de uso del suelo en áreas ya convertidas a otros usos. El cambio de categoría de los bosques alto-andinos y pedreros, de conservación a manejo sustentable permitiría un mecanismo más lógico y sencillo de monitoreo del efecto de la ganadería de verano, principal actividad actual en estas

comunidades. La Ley 26.331 ha sido el resultado de un proceso social con pocos antecedentes en la Argentina, mediante el cual la preocupación de la ciudadanía por el avance de la frontera agrícola y la pérdida del bosque nativo impulsó la primera ley de presupuestos mínimos ambientales del país (Brown et al., 2005; Gowda, 2006; Gowda y Scarpa, 2007; Bonasso, 2011), Dicha Ley define como su principal objetivo el promover la conservación, manejo sustentable y restauración de los bosques mediante el Ordenamiento Territorial de los mismos y la regulación de la expansión de la frontera agropecuaria y de cualquier otro cambio de uso del suelo (Art 3a). El ordenamiento territorial de la Provincia va en dirección opuesta a dicho objetivo, al clasificar como pasibles de cambio de uso las áreas más cercanas a poblaciones y caminos y con mayor presión de cambio de uso, dejando como único mecanismo de regulación al proceso de aprobación de los planes de cambio de uso del suelo por parte de las administraciones locales. Esta clasificación no sólo amenaza la continuidad de los servicios que estos bosques brindan a las poblaciones vecinas sino que restringe directamente los incentivos a su manejo sustentable por parte de sus propietarios, al quedar fuera las áreas consideradas como prioritarias (conservación y manejo sustentable). El primer desafío para la provincia es la revisión de dichas áreas, en conjunto con las comunidades locales, para asegurar la provisión de los servicios ambientales a los que sus habitantes asignen mayor valor.

El ordenamiento territorial actual determina que el 55% de los bosques de la región (lengales, coihuales y matorrales) debería ser manejado sustentablemente. Dado que la provincia aún no ha establecido pautas para dicho manejo, y considerando que hasta la fecha la gran mayoría de sus bosques no está siendo manejados, un segundo gran desafío actual es definir cuáles serán los requerimientos mínimos para garantizar la continuidad de los

servicios que éstos brindan a la comunidad. El primer ordenamiento territorial presentado es una figura abstracta que sólo generará una mayor burocracia administrativa sin aportar a la resolución de los problemas fundamentales asociados al manejo del bosque andino: la creciente presión inmobiliaria asociada a áreas periurbanas y caminos y la falta de objetivos económicos y ecológicos concretos para el manejo de sus bosques nativos. Tenemos hoy la posibilidad de revisarlo a nivel local (Municipalidades de Bariloche y El Bolsón, Comuna de El Manso) y plantear un nuevo ordenamiento que se adecúe mejor a la realidad de nuestra Provincia así como objetivos realistas para su manejo ecológica, social y económicamente sustentable.

Propongo que para alcanzar estos objetivos la Unidad Ejecutora Provincial debería iniciar un trabajo conjunto con los principales actores involucrados para definir qué servicios se busca proteger a escala local, regional y global, con la Ley 4552, dónde se generan dichos servicios, mediante qué mecanismos (manejo sustentable, conservación, restauración) se asegurará su provisión presente y futura, y cómo se implementará una compensación a los propietarios de las tierras forestales que garantice la continuidad de dichos servicios y promueva la valorización de los bosques que los proveen en relación a usos alternativos del suelo. Cowling et al. (2008) plantean que, si pretendemos que la investigación relacionada con servicios ambientales se convierta en una herramienta útil para la comunidad, los investigadores debemos participar activamente de su implementación, respondiendo a las necesidades de las partes involucradas e involucrándonos en complejo proceso de su aplicación al territorio. Los primeros ordenamientos territoriales provinciales de los bosques nativos relacionados a la Ley 26,331 nos brindan una excelente oportunidad para responder éste desafío, utilizando las herramientas básicas de la



ecología de paisaje y los conceptos generales aceptados por gran parte de la comunidad política y científica. Espero que este artículo inspire a investigadores a revisar los ordenamientos territoriales de otras provincias del país, evaluar si los mismos tendrán un impacto positivo en la provisión de servicios ambientales para sus comunidades locales y participar activamente en la generación de propuestas superadoras, que permitan su aplicación al territorio y la generación de aprendizaje local, aplicado al manejo sustentable de nuestros bosques.

### AGRADECIMIENTOS

A Bridgite Van Houtte y Guillermo Martínez Pastur por los comentarios y correcciones a las versiones preliminares de este manuscrito, a los pobladores del valle del Manso por las ricas discusiones sobre el uso de sus bosques. Este trabajo ha sido parcialmente financiado con fondos del PIA 12.055, y resume las ideas presentadas durante las JAEP II.

### REFERENCIAS

- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A. & Klein, A.M. 2008 Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Curr. Biol.*, 18: 1572–1575.
- Brown, A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), 2006 *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Bonasso, M. 2011 *El mal: el modelo K y la Barrick Gold. Amos y servidores en el saqueo de la Argentina*. Buenos Aires. Editorial Planeta.
- Daily G.C, Polasky P, Goldstein J, Kareiva P.M., Mooney H.A., Pejchar L., H Ricketts T.H., Salzman J., and Shallenberger, R. 2009 Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Front Ecol Environ*; 7(1): 21–28.
- Constanza RR et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253:260
- Cumbre 1972 Declaración de la conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio humano. Estocolmo, 5-16 de junio de 1972.
- Cumbre 1992 Declaración de Río sobre Ambiente y Desarrollo. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medioambiente y el Desarrollo. Río de Janeiro, 3-14 de junio de 1992.
- Fernández, P., Carballido Calatayud M., Bellelli, C., Podestá, M. Scheinsohn, V. 2011. Procesos históricos, transformaciones sociales y construcciones de fronteras: aproximaciones a las relaciones interétnicas: estudios sobre norpatagonia, Argentina y Labrador, Canadá / coordinado por Sebastián Valverde; Graciela Maragliano; Marcelo Impemba. Buenos Aires: Editorial de la Facultad de Filosofía y Letras Universidad de Buenos Aires, pp 195-221.
- Fernandez P.M., Carballido Calatayud M., Bellelli C., y Podestá M. 2012. Tiempo de cazadores. Cronología de las ocupaciones humanas del valle del río Manso Inferior (Río Negro). Tendencias teórico-metodológicas y casos de estudio en la arqueología de la Patagonia. pp 167-175.
- Goulden L. y Kennedy D 1997 Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. En Daily, G.C. (Ed) *Nature's services*. Washington, D.C. Island Press. EEUU.
- Gowda, J.H. 2006. Buscando perder el rumbo. *Revista AfoA* 2: 54-55.
- Gowda, J.H. y Scarpa, J. 2007 *Eramos pocos...* Editorial Revista Afoa 3: 1.
- Gowda J.H., Kitzberger T. y Mermoz, M. 2011a. 100 años de cambios en las

- comunidades vegetales del Parque Nacional Nahuel Huapi Simposio: Implicancias de la dinámica espacial y temporal del paisaje para la conservación de los bosques nativos III Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes San Carlos Bariloche (Argentina), 4-6 mayo.
- Gowda J.H. Cavallero L., Blackhall, M., Quiroga S, Mermoz M., Kitzberger T., Ladio A. y Rapoport R. 2011b. Impacto antropogénico en el Parque Nacional Nahuel Huapi. Informe 3, Comunidades vegetales y ecosistemas terrestres, Programa de mejora de la competitividad del sector turismo. Crédito BID 1648/OC-AR.
- Gowda J.H.; Kitzberger T.; Premoli, A. 2012. Landscape responses to a century of land use 4 along the northern Patagonian forest-steppe transition. *Plant Ecology* 213: 259-272.
- Kandus P. 2011 Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En: Laterra, P, Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.) Valoración de servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial., Buenos Aires INTA, Arg, pp. 121-139.
- Kennedy, J. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agro-ecosystems. *Ecology Letters*. En prensa
- Kitzberger, T.; Araoz, E.; Gowda, J.H.; Mermoz, M.; Morales, J.M., 2012. Decreases in Fire Spread Probability with Forest Age Promotes Alternative Community States, Reduced Resilience to Climate Variability and Large Fire Regime Shifts. *Ecosystem* 15(1): 97-112.
- Ley 13.273, 1948 Bosques y Tierras forestales - Defensa de la riqueza forestal.
- Ley 26.331 2007 Ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos.
- Miserendino, M.L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C.Y., Brand, C., Kutschker, A.M. 2011 Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams *Science of the Total Environment*, 409(3): 612-624.
- Mooney, H.A., Ehrlich, P.R. 1997 Ecosystem services: a fragmentary history. En Daily, G.C. (Ed) *Nature's services*. Washington, D.C. Island Press. EEUU.
- Nylund, J.E.; Gowda, J.H.. Forestry legislation - stimulating or discouraging forest owners?. *Forest Ideas*. Sofía: Publishing House of the Faculty of Forestry, Sofia. 16: 100-106.
- Paritsis J., Aizén M 2007 Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests *Forest Ecology and Management* 255: 1575–1583.
- Paruelo, J.M. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿es necesario hablar de dinero? En: Laterra, P, Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.) Valoración de servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial., Buenos Aires INTA, Argentina.
- Paruelo J.M., Alcaraz-Segura D. y Volante J.N. 2011a El seguimiento del nivel de provisión de los servicios ecosistémicos En: Laterra, P, Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.) Valoración de servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial., Buenos Aires INTA, Argentina.

- Paruelo et al 2011b Desde la discusión conceptual y metodológica a la acción. El uso del concepto de SE en el proceso de toma de decisiones En: Lateralra, P, Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.) Valoración de servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial., Buenos Aires INTA, Argentina.
- Sackmann P., Ruggiero A., Kun M. y Farji-Brener A.G. 2006 Efficiency of a rapid assessment of the diversity of ground beetles and ants, in natural and disturbed habitats of the Nahuel Huapi region (NW Patagonia, Argentina) Biodiversity and Conservation 15: 2061–2084.
- SAYDS 2005 Primer inventario nacional de bosques nativos. Proyecto Bosque Nativo y Áreas Protegidas. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 117 pp.
- Veblen T.T. & D.C. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78: 93–111.
- Virglizzo E.F., Carreño L.V., Volante J. y Mosciaro M.J. 2011 Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En: Lateralra, P, Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.) Valoración de servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial., Buenos Aires INTA, Argentina.
- Willis, B. 1914. El Norte de la Patagonia. Dirección de Parques Nacionales, Buenos Aires.

## Modelos de aptitud potencial de hábitat para la nidificación de *Caiman yacare* y *C. latirostris* en diferentes eco-regiones en la provincia de Corrientes, Argentina

Mora-Rivera, Cristina<sup>1\*</sup>, Facundo Schivo<sup>2</sup>, Rubén D. Quintana<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Investigación en Biodiversidad y Dinámica de Ecosistemas Tropicales (GIBDET). Universidad del Tolima. <sup>2</sup>Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Autor de correspondencia: [ncmorar@ut.edu.co](mailto:ncmorar@ut.edu.co).

### RESUMEN

Los yacarés negro y overo son los principales reptiles que habitan los ecosistemas de humedal de Corrientes. Considerando la distribución de ambas especies en la provincia se elaboró un modelo espacialmente explícito de aptitud potencial de hábitat (APH) para nidificación en sectores de las eco-regiones: Chaqueña húmeda (ECH), de Campos y Malezales (ECM), del Espinal (EE) y de los esteros del Iberá (EEI). Para tal fin se utilizó un Sistema de Información Geográfica (SIG) con ventanas de análisis de 100 km<sup>2</sup> y se calcularon los valores de APH considerando las variables asociadas a la temperatura y a la oferta hídrica y de vegetación tomando en cuenta los requerimientos para nidificar de ambas especies de yacarés. El límite de las áreas de nidificación se estableció teniendo en cuenta las distancias máximas a las que cada especie coloca sus nidos desde el borde del agua (500 y 2.000 m para yacaré negro y overo, respectivamente). Para el yacaré negro solo se observaron categorías de APH óptima y buena en la EEI, asociadas a áreas de embalsados a <400 m de los cuerpos de agua. Las zonas regulares en EEI y ECH así como las no aptas para EEI fueron definidas solo por intervalos de distancia creciente al agua. En ECH las áreas no aptas se relacionan con vegetación que dificulta la nidificación como espartillares y malezales. Para yacaré overo la categoría óptima sólo se presentó en EEI (áreas de embalsados presentes <500 m). La categoría buena incluyó áreas de embalsados y pastizales a distancias <1.000 m tanto en EEI como en ECH y EE. Ambas categorías estuvieron ausentes en ECM porque la distancia a las áreas de nidificación superó los 1.000 m. Para las cuatro eco-regiones, las áreas regulares constituyen la continuación de aquellas con buena aptitud pero ubicadas hasta los 1.500 m, mientras que las áreas no aptas están localizadas a más de 2.000 m y asociadas a la vegetación no apta para la nidificación. Dados los cambios en el uso del suelo que se observa en la provincia, estos modelos APH constituyen una herramienta útil para la gestión y la conservación de estos recursos naturales, sobre todo para especies como las aquí estudiadas que presentan una importancia relevante tanto ecológica como social y económica.

**Palabras clave:** Yacaré negro, Yacaré overo, IAH, modelo de aptitud de hábitat, Esteros del Iberá, *Caiman latirostris*, *Caiman yacare*.

### ABSTRACT

Yacare caiman and broad-snouted caiman are the main reptilian species that inhabit wetland ecosystem of Corrientes. By considering their distribution in this province, a spatially explicit model of potential habitat suitability (PHS) for nesting was built in areas of the following eco-regions: Wet Chaco (CHE), Campos y Malezales (ECM), Espinal (EE) and Esteros del Iberá (EIE). Geographic Information System (GIS) was performed using 100 km<sup>2</sup>-analysis units. In them, PHS values related with environmental variables associated to nesting requirements (air temperature, and water and vegetation supply) were estimated. The boundary of nesting areas was established by considering the maximum distances from the water border where each species built its nests (500 y 2000 m for yacare caiman and broad-snouted caiman, respectively). For yacare caiman there were observed optimal and good categories of PHS in the EIE, which were associated to areas of floating marshes <400 m of water bodies. Regular categories, in EIE and CHE, as well as unsuitable areas for EIE were defined for increasing intervals of distance to water. Unsuitable areas in CHE were related with inadequate vegetation for nesting such as espartillares and malezales. For broad-snouted caiman the optimal category was only observed in EIE (floating marshes areas located at a distance <500 m). Good category included floating marshes and grasses areas located at distances < 1000 m in EIE, CHE and EE. In the ECM both categories were absent because of the distance to the nesting which was greater than 1000 m. Regular areas in the four eco-regions constitute a continuum from those with good suitability but located at a distance >1500 m while the unsuitable areas were located at a distance >2000 m and were associated to inadequate vegetation for nesting. The recent changes in land use observed in an important area of the province highlight

the need for this type of models, which are useful tools for the management and conservation of natural resources, especially for species such as those studied here that are of relevant importance not only from an ecological point of view but also from social and economic one.

**Keywords:** Yacare caiman, broad-snouted caiman, IAH, potential habitat suitability models, Esteros del Ibera, *Caiman latirostris*, *Caiman yacare*.

## INTRODUCCIÓN

En la República Argentina habitan dos especies de caimanes: el yacaré overo o ñato (*Caiman latirostris*) y el yacaré negro (*Caiman yacare*), las que presentan una distribución amplia en el país (Waller y Micucci, 1993). Se ha registrado la existencia de yacaré negro en los ambientes acuáticos y de humedales de las provincias de Chaco, Corrientes, Formosa, Misiones, Salta y Santa Fe, mientras que el yacaré overo se encuentra además en las provincias de Entre Ríos y Jujuy (Waller, 1987; Waller y Micucci, 1994; Prado, 2003; Piña et al., 2004; Piña et al., 2010) (Fig. 1). Estos dos caimanes pueden considerarse especies clave ya que a través de sus actividades contribuyen al mantenimiento

de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas donde habitan, por lo que constituyen especies indicadoras de las condiciones ecológicas de esos hábitats (Thorbjarnarson et al., 1992; Piña et al., 2004). Los yacarés, además, pueden considerarse como organismos centinelas de la contaminación por plaguicidas en ambientes naturales (Poletta et al., 2009a). A esto se suma su potencial como recurso biológico promisorio por su uso comercial ya que en la Argentina existen cuatro programas de rancheo en las provincias de Formosa, Corrientes y Chaco, en el que se producen por año alrededor de 15.000 pieles de yacaré negro y 12.000 pieles de yacaré overo (Larriera et al., 2008; Campos et al., 2010; Verdade et al., 2010).

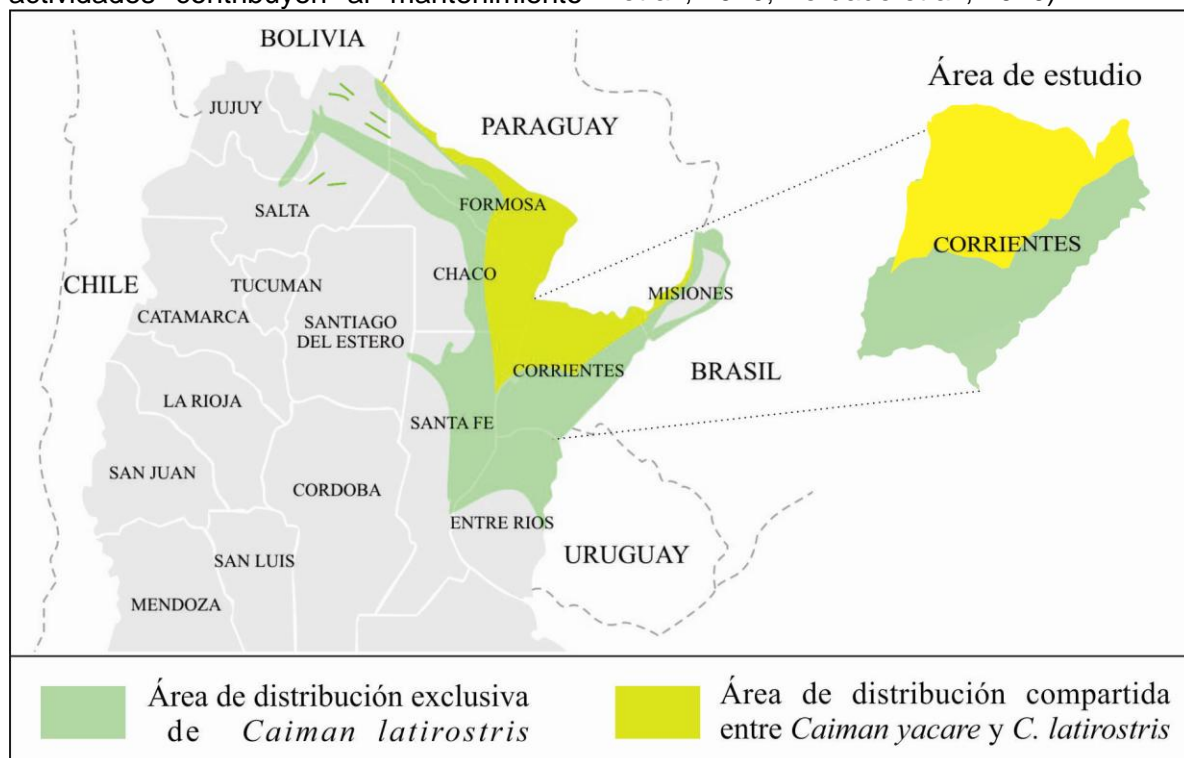


Fig. 1. Distribución del yacaré negro (*Caiman yacare*) y del yacaré overo (*C. latirostris*) en la Argentina.

Con respecto al estado del conocimiento sobre estas especies en el país, en la actualidad existen numerosos estudios sobre la ecología poblacional de estas especies (Waller, 1987; Waller y Micucci, 1993, 1994; Prado, 2003; Micucci et al., 2007; Simoncini et al., 2008; Piña, 2009; Piña et al., 2010) así como sobre su biología reproductiva (Piña et al., 2003; Montini et al., 2006; Simoncini et al., 2009), aspectos zootécnicos in situ y ex situ (Larriera, 1991, 1995; Micucci y Waller, 1995; Larriera et al., 2004, 2006, 2008; Poletta et al., 2005; Larriera e Imhof, 2006; Piña et al., 2005, 2007a, 2007b; Parachú et al., 2009) y ecotoxicidad (Beldomenico et al., 2007; Poletta et al., 2008, 2009a, 2009b, 2009c, 2011; Stoker et al., 2011).

En particular, en la provincia de Corrientes se han realizado estudios sobre la distribución, estructura poblacional, abundancia y uso de hábitat de las poblaciones de las dos especies en distintos tipos de hábitats (Micucci y Waller, 1995; Piña, 2009). Piña (2009) señaló una densidad relativa media en la provincia de  $36,5 \pm 73,6 \text{ ind.km}^{-1}$  y observó que las dos especies de yacaré viven en simpatria en una importante parte de su área de distribución en dicha provincia. De todas maneras, se observan áreas con presencia de una sola especie. Por lo tanto, el yacaré negro fue encontrado sin la presencia del yacaré overo en varias localidades como la laguna de Yaguareté Corá, Galván, Estancia El Cacique, Los Zapallos y la zona de la Reserva de Iberá, mientras que el yacaré overo fue observado habitando en alopatria en Esquina, Alvear, sur de Caá Catí en General Paz y en el Parque Nacional Mburucuyá.

Los yacarés son reptiles de hábitos anfibios que acuden con frecuencia a las costas para asolearse, anidar y, ocasionalmente, para buscar alimento, pero cazan, comen, se aparean y pasan la mayor parte del tiempo en el agua (CEAL, 1983). Los adultos de yacaré overo ocuparían humedales temporarios como bañados,

lagunas, lagunas de lomadas y costas de estero, poco profundas y con una importante cobertura de vegetación flotante. Por el contrario, los adultos de yacaré negro tendrían preferencia por cuerpos de agua permanentes profundos como canales, lagunas de esteros y lagunas de lomadas con escasa vegetación flotante y abundante vegetación sumergida. Los juveniles de las dos especies, por otra parte, ocuparían aguas poco profundas y densamente vegetadas (Waller y Micucci, 1993; Micucci y Waller, 1995; Prado, 2003; Piña et al., 2004; Larriera e Imhof, 2006).

En cuanto a la nidificación, Prado (2003) observó diferencias significativas en las distancias mínimas entre los sitios de nidificación y el cuerpo de agua más cercano, siendo 500 m para yacaré negro y 2.000 m para yacaré overo. Por otra parte, Larriera (1995) clasificó los ambientes de nidificación para los yacarés en albardones de cursos de agua, embalsados, lomadas de estero y bosques y observó el uso de gramíneas y herbáceas no latifoliadas, tierra, hojarasca y troncos pequeños de especies leñosas como material para la construcción del nido.

La integración de las políticas y programas de conservación con los de desarrollo a través de herramientas de gestión como el ordenamiento territorial son esenciales para la protección y uso sostenible de la diversidad biológica (Graziani, 2009). Una herramienta de gestión de utilidad es el procedimiento de evaluación de hábitat que proporciona la cuantificación de la aptitud de hábitat potencial para las especies de fauna silvestre y se basa en dos grandes variables: el índice de aptitud de hábitat y el área total disponible para la misma (USFWS, 1980). El índice de aptitud de hábitat, en el marco de los conceptos de nicho y hábitat, constituye una hipótesis de interrelación entre la especie y el hábitat y se define como un índice numérico que representa la capacidad o idoneidad de un hábitat para mantener una especie. El valor del índice es la estimación de las

condiciones del hábitat en el área de estudio y las condiciones óptimas del hábitat como estándar de comparación. Por lo tanto, este índice asigna un valor a cada unidad de área de terreno de acuerdo a los requerimientos de la especie de interés, variando entre 0 (hábitat no apto) y 1 (hábitat óptimo). Los valores de índice de aptitud de hábitats inferiores a 0,5 indican que la especie puede tener amenazada su existencia en esa área y los valores superiores a 0,7 revelan que la especie puede desarrollarse adecuadamente en esa región (USFWS, 1981).

Como antecedente al presente trabajo, en la provincia de Corrientes se propuso un modelo de aptitud de hábitat para las dos especies de yacaré que evalúa el hábitat desde el punto de vista de los requisitos de vida relacionados con los componentes refugio-agua y hábitat de nidificación tanto para las etapas de vida de crías y adultos. Para el componente de nidificación las variables ambientales consideradas fueron el porcentaje de cobertura y la altura de las especies de gramíneas y de herbáceas no latifoliadas, la temperatura ambiental y la distancia entre los sitios de nidificación y el borde de los cuerpos de agua (Mora-Rivera, 2010).

En función de ello, el objetivo del presente trabajo fue elaborar un modelo espacialmente explícito de la aptitud potencial de hábitat para nidificación en los sectores de la provincia de Corrientes pertenecientes a las ecorregiones Chaqueña húmeda (ECH) y los esteros del Iberá (EEI) para ambas especies de yacaré, agregándose para el yacaré overo las ecoregiones de Campos y Malezales (ECM) y del Espinal (EE).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para la elaboración del modelo espacialmente explícito de aptitud potencial de hábitat (APH) para nidificación para las dos especies de yacaré se utilizaron las coberturas espaciales de variables ambientales (oferta hídrica y cobertura

vegetal) para la provincia de Corrientes elaboradas por Schivo (2008). La información espacial de la cobertura vegetal fue adaptada por este autor a partir del trabajo de Carnevali (1994). Comprende un mapa digital de unidades de paisaje (UP) para toda la provincia de Corrientes. Cada UP cuenta información sobre los ambientes que la componen y su cobertura y, a su vez, la composición florística de cada ambiente. Las especies fueron agrupadas a su vez en cinco categorías: herbáceas latifoliadas, herbáceas no latifoliadas, vegetación acuática, graminoides y leñosas. Asimismo, se incluyó la altura de cada una de las especies vegetales consideradas y se les asignó un valor de acuerdo a su forma de vida y altura en función de su aptitud para los yacaré para cada uno de los requerimientos ecológicos considerados (Tabla 1). Estos requerimientos se expresaron espacialmente en las UP al considerar los ensambles de especies agrupadas en los ambientes que las componen. Además, se consideró la distribución de las especies y las variables de hábitat propuestas en el modelo de aptitud de hábitat (Mora-Rivera, 2010) en función de los requerimientos ecológicos para la nidificación asociados a la oferta hídrica, de vegetación y de temperatura.

Para ello se establecieron áreas modales en cada una de las eco-regiones presentes en la provincia, las que se consideraron representativas del patrón presente en cada una de ellas. Estas áreas correspondieron a ventanas de análisis de 100 km<sup>2</sup>, las cuales fueron subdivididas en unidades de análisis hexagonales (UH) de 0,5 ha cada una. Esta forma fue planteada dado que el patrón espacial de UH mostró ser el mejor arreglo discontinuo para una función de muestreo espacial (Olea, 1984). En función de la superficie ocupada por cada UH, el total de las mismas fue de 20.403. Éstas incluyeron las UH limítrofes que presentaron parte de su superficie fuera de las ventanas de análisis, correspondiendo a un total de 10.201,5 ha.

Tabla 1. Valores de aptitud para refugio y nidificación para los yacarés negro y overo en las distintas categorías en las que se agruparon las especies vegetales presentes.

Requerimiento ecológico	Categoría	Altura	Valor de Aptitud	
Refugio	Herbáceas acuáticas	Todas	Alto	1
	Herbáceas no latifoliadas,	Todas	Nulo	0
	Herbáceas latifoliadas	Todas	Nulo	0
	Graminoides	Todas	Nulo	0
	Leñosas	Todas	Nulo	0
Nidificación	Herbáceas latifoliadas acuáticas	Todas	Nulo	0
	Herbáceas no latifoliadas	≥30 cm	Alto	1
	Herbáceas latifoliadas	Todas	Nulo	0
	Graminoides	≥30 cm	Alto	1
	<i>Sapium haematospermum</i> , <i>Celtis iguanaea</i> , <i>Celtis</i>	Todas	Medio	0,5
	Leñosas <i>pubescens</i> , <i>Celtis spinosa</i> , <i>Prosopis nigra</i>			
	Otras			
		Todas	Nulo	0

Para la ubicación de las ventanas de análisis se tomó en cuenta la presencia de cuerpos de agua y la presencia de yacarés basado en los puntos de monitoreos en la provincia de Corrientes realizados por Micucci et al. (2007) y Piña (2009) (Fig. 2). Teniendo en cuenta la distribución de cada especie se generaron mapas de APH para nidificación en las cuatro ventanas de análisis para yacaré overo y para yacaré negro, solamente en las eco-regiones Chaqueña Húmeda y de los Esteros del Iberá. Posteriormente, a cada mapa de aptitud se le realizó un análisis de frecuencia con el software Statgraphics Plus 5.1. Las capas de información utilizadas para la elaboración del modelo fueron combinadas utilizando el Software ArcGIS Desktop (ESRI®).

La APH representa la aptitud de hábitat para la época de nidificación por UH para cada una de las ventanas de análisis y para cada especie de yacaré. El valor de APH final se obtuvo por sumatoria espacial de las variables que cubren las diferentes necesidades ecológicas asociadas a la oferta hídrica, de vegetación y de temperatura. Para re-escalar los resultados de APH entre 0 (aptitud nula) y 1 (máxima

aptitud), las variables porcentuales (variables asociadas a la cobertura de vegetal) se dividieron por 100 y la variable de distancia del borde del agua al nido se dividió por 3 partiendo de que la sumatoria de los índices de las cuatro capas de información hídrica generadas: lagunas, esteros, ríos permanentes y ríos transitorios dio como valor máximo 3, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$APH = \frac{\left[ \left( \frac{V_2}{100} + \frac{V_3}{100} \right) + V_5 + \frac{V_6}{3} \right]}{3}$$

Siendo V2 = Cobertura de vegetación gramínea y herbácea no latifoliada ≥30 cm; V3 = Cobertura de vegetación acuática; V5= Temperatura y V6 = Distancia entre el borde del agua y el área de nidificación.

Finalmente, se intersectaron las UP con las UH a fin de calcular el valor para cada requerimiento ecológico en cada unidad de análisis. De este modo, se calculó el valor de aptitud potencial para nidificación asociado a la vegetación para cada UH.



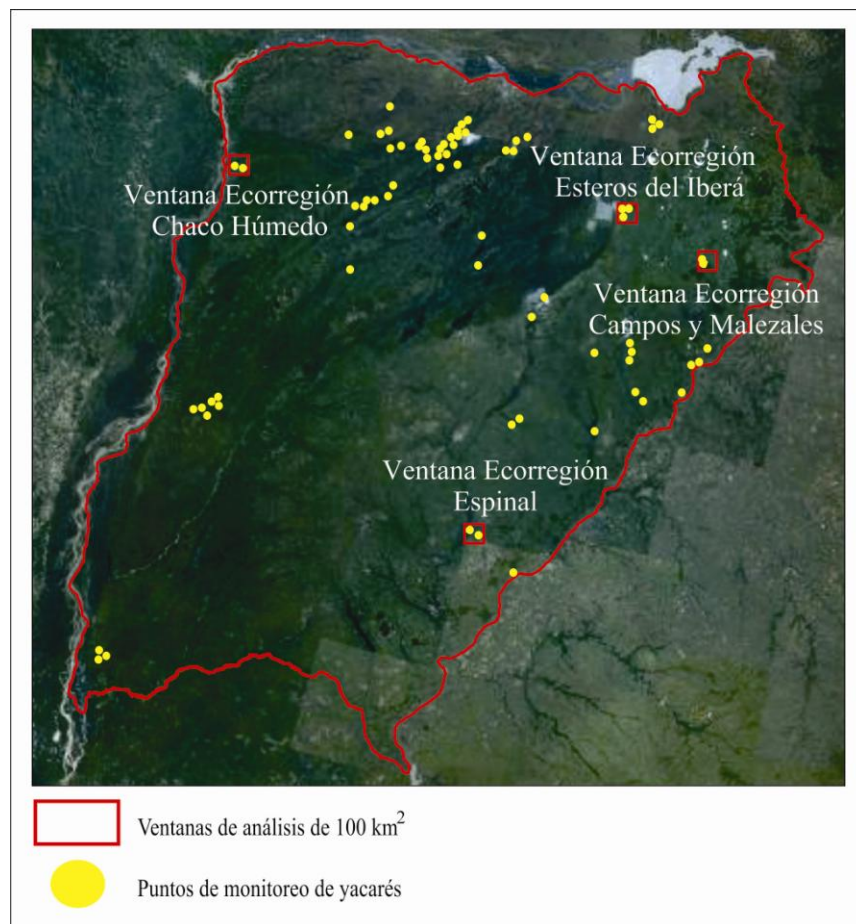


Fig. 2. Ubicación de las ventanas de análisis en la provincia de Corrientes.

Para la capa de hidrología se partió de cuatro capas de información en formato digital (Schivo, 2008) que representaron lagunas, esteros, ríos permanentes y ríos transitorios. Para el cálculo y espacialización del requerimiento ecológico de nidificación asociados a la oferta hídrica se tomó en cuenta la distancia entre el borde del agua al sitio donde se encuentra el nido en función de las diferencias observadas entre especies. Se generaron anillos de acuerdo a la distancia del borde del agua para cada una de las dos especies, a los cuales se les asignó un valor de aptitud para la nidificación (Tabla 2).

Para el requisito de temperatura para nidificación se utilizó una capa de temperatura media del trimestre más cálido (diciembre, enero y febrero) obtenida de la

base de datos ambientales para Sudamérica:

(<http://openmodeller.cria.org.br>)

Esta base de datos pertenece al Software Openmodeller Desktop 1.1.0, a fin de relacionar esta variable con la aptitud para nidificación de los yacarés. Los valores de temperatura fueron re-escalados con valores entre 0 y 1. Posteriormente se realizó una regresión logística sigmoidea entre estos valores con base en la siguiente ecuación:

$$V_5 = \frac{1}{1 + e^{-(t+15)}}$$

Donde, t = temperatura media del trimestre más cálido

Tabla 2. Asignación de los valores de aptitud para nidificación para los anillos de distancia desde el borde del cuerpo de agua hasta el nido para las dos especies de yacarés.

Requerimiento Ecológico	Especie	Anillo de distancia del borde del agua al nido (m)	Valor de Aptitud
Nidificación	Yacaré negro	0-100	1,00
		100-200	0,80
		200-300	0,60
		300-400	0,40
		400-500	0,20
		>500	0,00
	Yacaré overo	0-500	1,00
		500-1.000	0,75
		1.000-1.500	0,50
		1.500-2.000	0,25
		>2.000	0,00

Finalmente, se calculó el APH para la nidificación al aplicar la primera ecuación por cada UH con la información de distancia al borde del agua, así como con aquella asociada a los requerimientos ecológicos para la nidificación dependiente tanto de la vegetación como de la temperatura

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo espacialmente explícito mostró que para ambas especies los valores de APH de nidificación se encontraron en un rango entre 0,44 y 0,92. La cobertura de vegetación de gramíneas y herbáceas no latifoliadas  $\geq 30$  cm, la vegetación acuática y la distancia del agua al nido fueron las variables determinantes en dicha APH. En cuanto a la temperatura ambiente, la cual es de gran importancia para la nidificación de estos reptiles, no resultó determinante en la APH en ninguna de las áreas analizadas debido a que no fue sensible a la escala de trabajo considerada (regional) en ninguna de las diferentes ecorregiones consideradas.

1) APH de nidificación para el yacaré negro:  
a) *Ecorregión Chaqueña Húmeda (ECH)*: El modelo de APH de nidificación correspondiente a esta eco-región presentó valores

de aptitud potencial para el yacaré negro que variaron entre 0,67 y 0,47 ( $\bar{x}=0,50$ ;  $n=20.403$ ; Fig. 3). Presenta una cobertura promedio del 76,8% (rango: 59,0-81,5%) de gramíneas y herbáceas no latifoliadas de talla media a alta ( $\geq 30$  cm) la que se encuentra asociada a la presencia de pastizales, espartillares, pirizales y malezales típicos de las UP de esta área. Además, presenta una cobertura de vegetación acuática media del 13,8% (rango: 9,3-64,5%), la que se ubica en las posiciones más anegables y profundas de la red de drenaje presente en el área modal considerada. En esta eco-región no se observan categorías de aptitud potencial buena y óptima para esta especie. Esto puede deberse a que el yacaré negro no se aleja demasiado del borde de los cuerpos de agua para localizar sus nidos. En esta zona la disponibilidad de este elemento se corresponde con la presencia de cursos de agua tanto permanentes (e.g., arroyo Empedrado) como de tributarios de carácter temporario. Además, la presencia de albardones arenosos cubiertos por praderas de bajo porte de *Paspalum notatum* no favorecen la nidificación a pesar de la presencia de parches de bosques de quebracho colorado (*Schinopsis balansae*) discontinuos e irregulares y de superficies

variables, considerados por Larriera (1995) ya que estos superan los 500 m, lo que como ambientes aptos para la nidificación disminuye su APH.

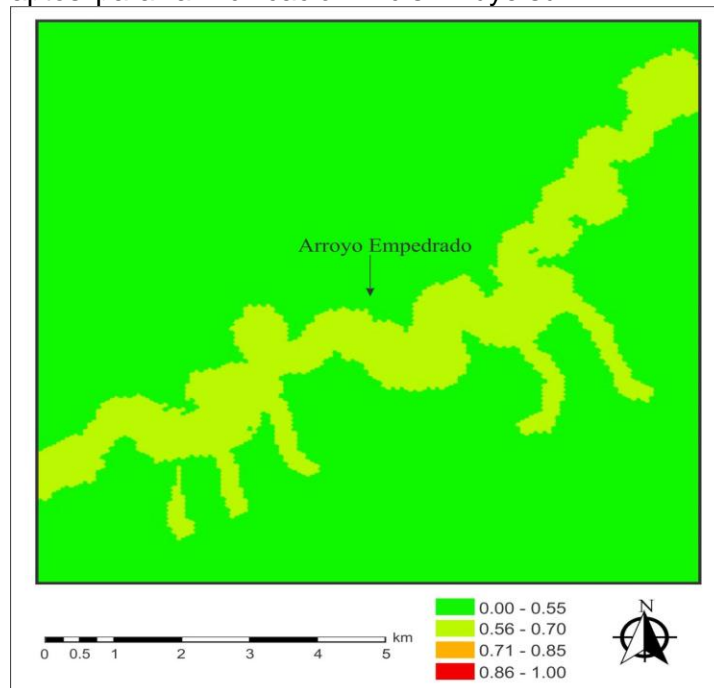


Fig. 3. Valores de APH para la nidificación del yacaré negro correspondientes a la eco-región Chaqueña Húmeda en la provincia de Corrientes.

Las zonas con APH regular comprenden una superficie de 2.027 ha (19,9% del área total analizada) mientras que 8.174 ha (80,1% del área) se corresponden con una APH no apta. Estas áreas presentan un mosaico de pastizales con dominancia de *Andropogon lateralis* y *Schizachyrium paniculatum*, prados con dominancia de *Axonopus* spp. y *Paspalum* spp., espartillares de *Elionurus muticus* y malezales con distinto grado de hidromorfismo con leñosas aisladas (e.g., *Schinopsis balansae* y *Prosopis affinis*). Aunque estos ambientes presentan especies vegetales usadas como material de nidificación, el modelo considera que los mismos presentan un valor decreciente de APH para nidificación del yacaré negro en estas áreas con respecto al arroyo Empedrado, debido a que están ubicados a mayor distancia del curso de agua. El APH para la nidificación de los ambientes de pastizales, prados y malezales, así como

los parches de bosque de quebracho colorado aumentaría a medida que se ubiquen a distancias <500 m de los arroyos de pequeño orden que se relacionan difusamente con el arroyo empadrado como resultado de la canalización de los bañados y esteros presentes en el área (Giraut et al., 2009).

b) *Eco-región de los Esteros del Iberá (EEI)*: El modelo muestra que esta eco-región presenta elevados valores de APH de nidificación para el yacaré negro, con un valor medio de 0,65 (rango: 0,46-0,92; n=20.403; Fig. 4). Presenta una cobertura promedio de gramíneas y herbáceas no latifoliadas de talla media a alta ( $\geq 30$  cm) del 81,9% (rango: 75-100%). La misma está asociada a la presencia de pirizales (*Cyperus giganteus*), espadañales (*Zizaniopsis bonariensis*), malezales, pajonales y embalsados, típicos de las UP de esta región. Además, presenta una cobertura de vegetación acuática variable

( $\bar{X}$  = 56,9%; rango: 0-100%) que corresponde a comunidades de plantas acuáticas flotantes (localizadas en las aguas someras de la periferia de los

bañados, esteros y lagunas) y plantas acuáticas sumergidas (presentes en ambientes deprimidos y con permanencia prolongada de agua).

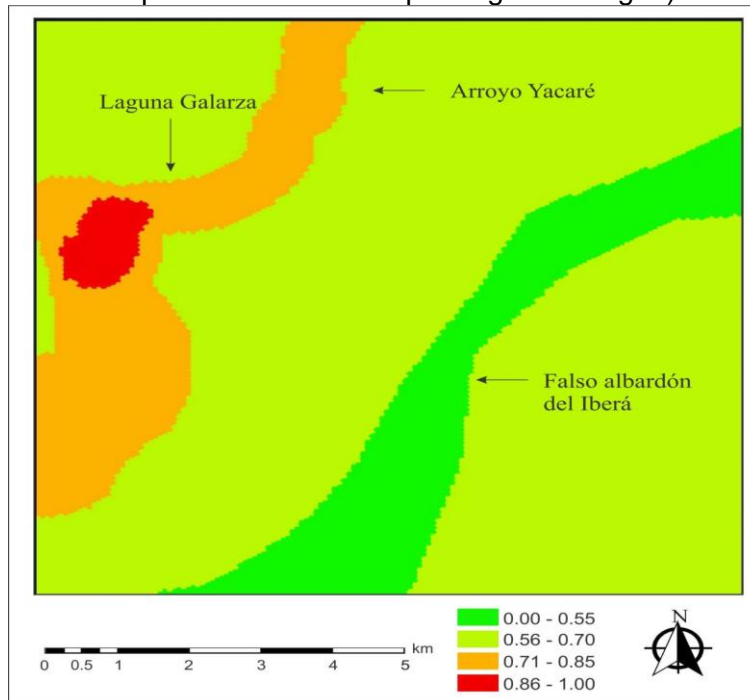


Fig. 4. Valores de APH para la nidificación del yacaré negro correspondientes a la eco-región Esteros del Iberá.

El 1,5% de la superficie del área estudiada (153 ha) presentó valores óptimos de APH. Esta se encuentra asociada al punto de confluencia del arroyo Yacaré y la laguna Galarza. Por el contrario, el 42,7% de la superficie (4.359,5 ha) presentó un valor de APH bueno y se corresponde con la totalidad de la superficie del arroyo Yacaré y la laguna Galarza. Estas áreas presentan importantes superficies de embalsados con una considerable cobertura de *Cyperus giganteus*, *Fuirena robusta*, *Scirpus* sp. y diversas gramíneas de porte mediano a alto como *Leersia hexandra*, *Panicum laxum* e *Imperata brasiliensis*, las cuales podrían ser utilizadas como sustrato de nidificación, y vegetación flotante en la periferia, la cual brindaría protección a la hembra durante el período de vigilancia del nido y refugio a las crías en el lapso posterior al nacimiento (Larriera, 1995; Prado, 2003). La categoría

de APH regular comprende 4.663,5 ha (45,7% del total), la cual abarca la parte de los embalsados que están a distancias mayores de las márgenes del arroyo Yacaré y de la laguna Galarza. La diferencia de área entre categorías se debería a la distancia entre el margen del cuerpo de agua y el sitio de nidificación (<500m; Prado, 2003). Sin embargo, los valores de APH de estas áreas aumentarían en aquellas zonas donde la cobertura vegetal del estero (embalsado) por su bajo grosor permita el acceso al agua.

La categoría no apta ocupa solo el 10,1% de la superficie (1.025,5 ha) y abarca la parte de los embalsados que están a distancias mayores de los 500 m del borde de los cuerpos de agua. Está asociada a áreas de la UP que presentan malezales y pastizales de *Andropogon lateralis*,

*Sorghastrum agrostoides*, *Hypogynium virgatum* y *Rhynchospora* sp., las cuales representan un posible sustrato de nidificación. Sin embargo, estas áreas se encuentran a grandes distancias de los cuerpos de agua, disminuyendo así su aptitud potencial para la nidificación. También está asociado a ésta categoría el falso albardón del Iberá el cual, además de encontrarse a una distancia mayor de los 500 m del borde del agua, presenta un relieve de loma de suelos arenosos rojizos, bien drenados, cubiertos por un pastizal corto, praderiforme y cuyos elementos florísticos de mayor presencia son *Axonopus compressus*, *A. affinis*, *Paspalum notatum* y *P. alium*. Este tipo de vegetación no resulta adecuado para nidificación teniendo en cuenta lo planteado por Larriera (1995) en cuanto a la aptitud de este tipo de vegetación. Además, este ambiente se encuentra atravesado por la ruta 41. Si bien en este modelo no se incorporaron variables relacionadas con el impacto humano, en la literatura está ampliamente reconocido el efecto negativo de las rutas sobre la fauna silvestre (Arroyave et al., 2006).

## 2) APH de nidificación para el yacaré overo (*Caiman latirostris*):

a) *Eco-región Chaqueña Húmeda (ECH)*: Para el yacaré overo, la APH de nidificación en ECH presentó valores medios ( $\bar{X}=0,59$ ; rango: 0,47-0,72; n=20.403; Fig. 5). Las coberturas de gramíneas y herbáceas no latifoliadas de talla media a alta ( $\geq 30$  cm) y vegetación acuática presentes en esta región presentaron los mismos valores que fueron mencionados anteriormente al analizar la APH de nidificación para el yacaré negro. En esta eco-región, el 14,7% de la superficie total (1.504,5 ha) correspondió a las categorías de APH buena y óptima y está asociada con el arroyo Empedrado y sus afluentes temporarios ya que el yacaré overo hace un

uso efectivo de estos cursos de agua. A esto se suma la mayor distancia que puede recorrer en búsqueda de sitios de nidificación desde el margen de los cuerpos de agua (hasta 2.000 m), lo que les da la posibilidad de usar como sustrato de nidificación la vegetación presente en los mosaicos de pastizales, prados, espartillares y malezales con distinto grado de hidromorfismo, tal como se describiera al analizar la APH de nidificación en esta eco-región para la otra especie de yacaré. De todas maneras, la eco-región presenta una alta proporción de su superficie (85,3%) incluida en las categorías de APH regular y no apta. Esta superficie de 8.697 ha rodea a las áreas con APH buena y óptima. La disminución gradual de APH para la nidificación en estas zonas se explicaría por su ubicación a distancias mayores a los 2.000 m del curso principal del arroyo Empedrado y sus afluentes temporales. No obstante, la APH para nidificación en dichas zonas puede aumentar dada la presencia de bañados, lagunas y esteros, que hacia su desembocadura se canalizan y forman arroyos con los que se relacionan difusamente (Giraut et al., 2009).

b) *Eco-región de los Esteros del Iberá (EEI)*: Los Esteros del Iberá constituyen una región con una alta APH para la nidificación del yacaré overo ( $\bar{X}=0,69$ ; rango: 0,46-0,92; n=20.403; Fig. 6). En cuanto a la aptitud de los tipos de vegetación presentes (gramíneas y herbáceas no latifoliadas de talla media a alta) y vegetación acuática presentes en esta región, presentan los mismos valores que fueron inicialmente descritos para el modelo de APH en dicha región para el yacaré negro. El 10,1% de la superficie analizada estuvo incluida dentro de la categoría de APH óptima, lo que representa un total de 1.033,5 ha. Esta se encuentra asociada a los embalsados presentes a distancias menores a 500 m de la intersección de las márgenes del arroyo Yacaré y de la laguna Galarza.

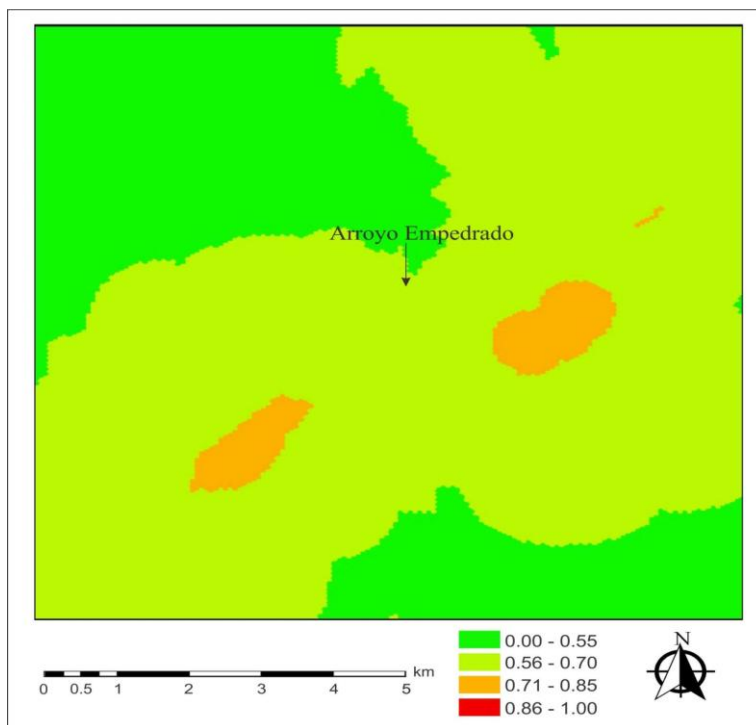


Fig. 5. Valores de APH para la nidificación del yacaré overo correspondientes a la eco-región Chaco Húmedo.

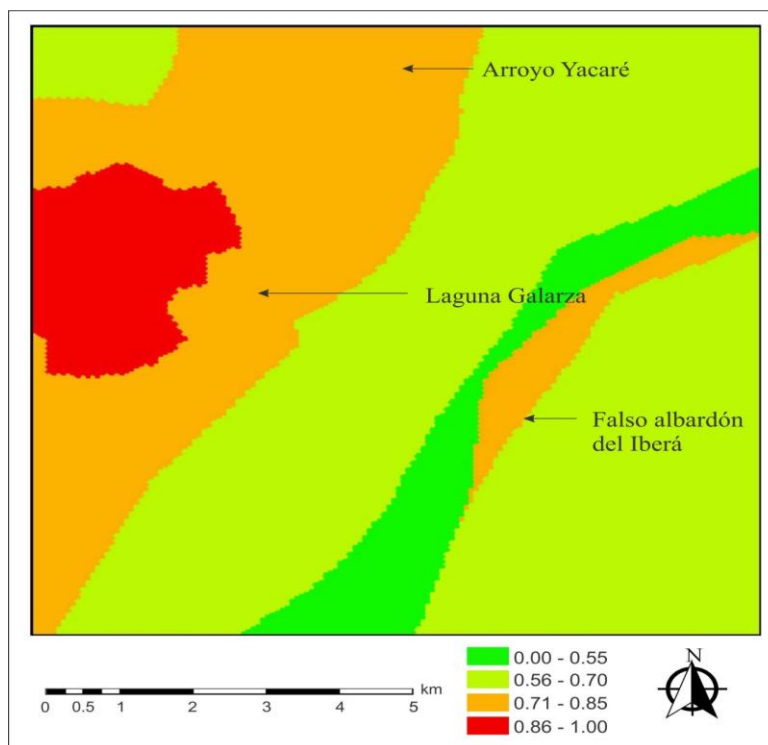


Fig. 6. Valores de APH para la nidificación del yacaré overo correspondientes a la eco-región Esteros del Iberá.



De manera similar a lo observado con la superficie incluida dentro de la categoría de APH buena para la nidificación del yacaré negro, para esta especie se corresponde con el 40,4% de la superficie (4.122,5 ha) e incluye los embalsados localizados a distancias menores a los 1.500 m desde la margen de los cuerpos de agua ya mencionados. Cabe destacar que dentro de esta distancia menor a los 1.500 m existe un gradiente en el cual a mayor distancia, menor será su aptitud potencial. El 46,5% de la superficie se correspondió con la categoría de APH regular, comprendiendo una extensión de 4.743,5 ha y se asocia con las áreas de embalsados presentes a distancias menores a los 2.000 m desde las márgenes de la laguna Galarza y el arroyo Yacaré e incluye importantes áreas de esteros. El 3,0% (302 ha) remanente perteneció a la categoría no apta y está asociada a las zonas del falso albardón del Iberá, a las áreas con coberturas de vegetación praderiforme y a las áreas localizadas a distancias mayores de los 2.000 m de las márgenes de la laguna Galarza y el arroyo Yacaré. Además, esta

categoría está relacionada con la llanura del Aguapey, de relieve subnormal, de muy escasa pendiente y sin sistema de drenaje encauzado, por lo que soporta fuertes anegamientos. Esta situación ambiental si bien es favorable para la presencia de yacaré afecta la aptitud para nidificación debido a los posibles eventos de inundación de los nidos.

c) *Eco-región del Espinal (EE)*: La APH para la nidificación del yacaré overo en la eco-región del Espinal presenta valores medios a relativamente altos ( $\bar{x}$  = 0,59; rango: 0,44-0,77;  $n$ =20.403; Fig. 7). Presenta una cobertura de gramíneas y herbáceas no latifoliadas de talla media a alta ( $\geq 30$  cm) entre el 37,3 y el 80,0%, con un promedio del 74%. Este tipo de vegetación está asociada a la presencia de praderas húmedas, malezales y pajonales con anegamiento temporal presentes en las UP que componen esta región (IbyBaí Sur y Esteros del Miriñay) y una cobertura promedio del 40,6% de vegetación acuática (rango: 24,2-53,8%), asociada a los juncuales en áreas inundadas casi permanentemente.

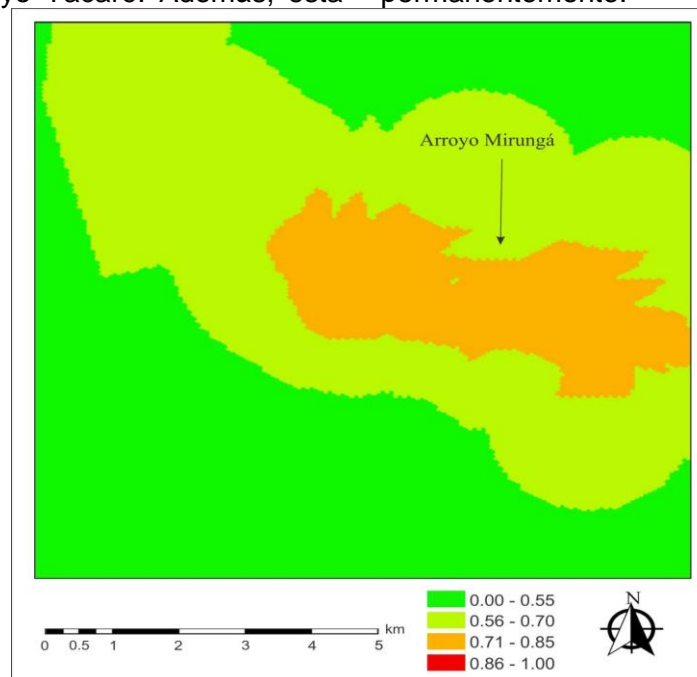


Fig. 7. Valores de APH para la nidificación del yacaré overo correspondientes a la eco-región del Espinal.

En esta eco-región, 1.860,5 ha (18,2% del área total) fueron clasificadas con una APH buena y estuvieron asociadas con el arroyo Mirungá y sus afluentes temporarios en áreas de la UP Iby Baí Sur. En ellas se encuentran presentes pastizales dominados por *Andropogon lateralis*, *Rhynchospora tenuis* y *Fimbristylis dichotoma*. Se considera que la aptitud de estas áreas está dada por la presencia de especies vegetales potenciales para la nidificación (Larriera, 1995). La categoría de APH regular corresponde al 53,8% del área, lo que implica que 5.493,5 ha se encuentran incluidas en la misma, mientras que 2.847,5 ha (27,9% de la superficie total de esta región) corresponden a la categoría de APH no apta. La baja o nula APH se explica porque estas zonas se ubican a distancias mayores a los 1.500 m del margen del arroyo Mirungá y sus afluentes temporarios, y comprenden ambientes de pajonales de *Paspalum notatum*, *Panicum prionitis*, *Axonopus suffultus* y *Echinochloa cruz-pavoni* y sabanas arbórea-arbustivas localizadas en la UP Iby Baí Sur y en el albardón del sistema fluvial del río Miriñay

(valles y márgenes). Aunque algunos ambientes presentan gramíneas de alto porte, aptas como sustrato de nidificación, los mismos poseen un hidromorfismo marcado debido a que algunas zonas presentan una escasa pendiente no superior al 0,15% (Giraut et al., 2009), lo que disminuye su APH por lo que se dificultaría la posibilidad de utilizarlas como áreas de nidificación.

d) *Ecorregión Campos y Malezales (ECM)*: En esta eco-región se observaron valores de APH medios para la nidificación del yacaré overo ( $\bar{X} = 0,48$ ; rango: 0,44-0,56;  $n=20.403$ ; Fig. 8). Presenta una cobertura promedio del 62,1% (rango: 37,2-68,3%) de gramíneas y herbáceas no latifoliadas de talla media a alta ( $\geq 30$  cm) asociada a la presencia de pastizales, malezales y pajonales de los valles de lomas y llanura subnormal de las UP Sabana en lomadas cupuliformes al Norte y lomadas cupuliformes, valles y planicies subnormales, a veces con incipientes canales de escorrentía, con suelos someros y con exceso de humedad.

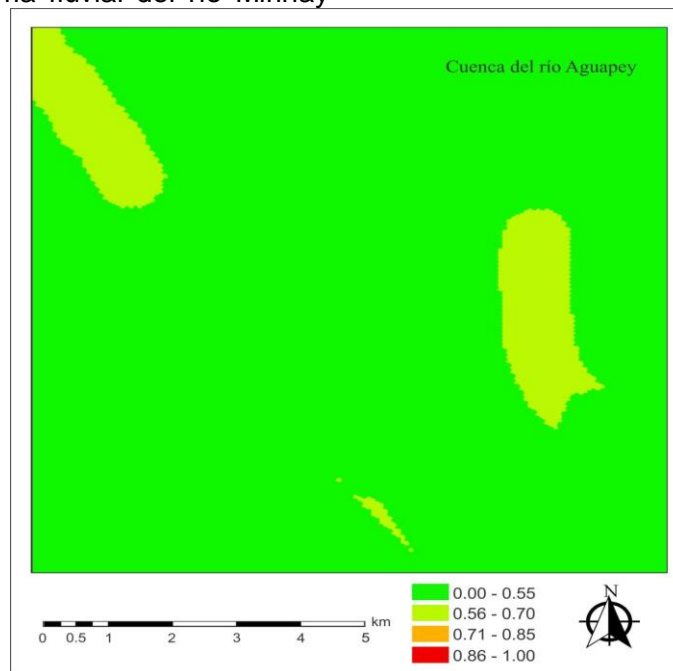


Fig. 8. Valores de APH para la nidificación del yacaré overo correspondientes a la eco-región de Campos y Malezales.



También se encuentra presente vegetación acuática en las posiciones más deprimidas y profundas de la red de drenaje en desarrollo cuya cobertura promedio es del 5,95% (rango: 0,66-24,2%). En ésta eco-región no se encontraron áreas incluidas en las categorías de APH buena y óptima. Esto puede deberse a la presencia de grandes zonas anegadas (>1 km) de las cuencas hidrográficas del río Aguapey y el arroyo Cuay Grande que están presentes en esta área. El área modal de esta eco-región incluye 8.949,5 ha en la categoría de APH regular y 1.252 ha en la de APH no apta, lo que se representa el 87,7% y 12,3% del área estudiada, respectivamente. Estas áreas se asocian a los valles de loma y llanuras de relieve subnormal de las UP mencionadas anteriormente aunque presentan especies de gramíneas y de vegetación herbácea no latifoliada que podría ser un sustrato adecuado para la nidificación. Constituyen áreas imperfectamente drenadas presentando anegamientos periódicos, lo cual afecta negativamente la aptitud para nidificación de esta especie porque se favorecería la inundación de los nidos.

## CONCLUSIONES

Los resultados alcanzados en este trabajo permiten tener una primera aproximación de la APH para nidificación de las dos especies de yacaré en las diferentes eco-regiones que componen la provincia de Corrientes. La categoría de APH óptima para las dos especies de yacaré sólo se presentó en la eco-región de los Esteros del Iberá. Esto podría deberse a la cercanía de los cuerpos de agua sumado a la alta cobertura vegetal de especies propicias como material de nidificación presentes en los embalsados. Estos sitios se consideran aptos tanto para la construcción de nidos y supervivencia de los huevos como para la supervivencia de los neonatos luego de la eclosión (Larriera, 1995; Larriera y Piña, 2000; Prado, 2003). Dado que actualmente esta ecorregión presenta un estado de

conservación relativamente bueno, la misma constituye un área de gran importancia para la conservación de estas dos especies de cocodrilidos. Las categorías de APH para nidificación buena y regular que se obtienen en los diferentes modelos de hábitat corresponden a zonas contiguas a las áreas con aptitud óptima, en el caso de los Esteros del Iberá, mientras que en las otras eco-regiones corresponden a las áreas que se encuentran a mayor distancia de los cuerpos de agua analizados. Esta disminución de aptitud potencial de las mismas se debería al incremento de la distancia desde el borde del agua hasta los sitios de nidificación, ya que a mayor distancia del agua mayor es el esfuerzo en el cuidado del nido por parte de las hembras y mayor la posibilidad que los nidos sean depredados (Staton y Dixon, 1977; Kofron, 1989; Prado, 2003; Larriera y Piña, 2000). La categoría aptitud potencial no apta en las eco-regiones Chaqueña húmeda (ECH), de Campos y Malezales (ECM), del Espinal (EE) y de los Esteros del Iberá (EEI) comprende las áreas que se encuentran a distancias mayores de los 500 m para yacaré negro y 2.000 m para yacaré overo con respecto a los cuerpos de agua presentes en cada ventana de análisis o están asociadas a áreas de inundación y a vegetación que dificulta la nidificación. Se considera pertinente aclarar que los valores obtenidos en el presente estudio se encuentran definidos por la escala espacial considerada y que un cambio en la misma podría modificar las superficies de las categorías de aptitud regular y no apta para la nidificación. En este sentido, un análisis de mayor detalle permitiría la identificación de algunos cuerpos de agua que a la escala utilizada en el presente estudio no pudieron ser detectados. Por consiguiente, como resultado del cambio de escala, es factible que en el análisis se observen cambios en los valores globales de aptitud potencial para ambas especies de yacaré debido a las modificaciones de las distancias entre sitios que presentan

buenas condiciones para reproducción, la nidificación y el borde del agua. También debería tenerse presente que los procesos antrópicos (fragmentación de hábitat por los cambios en el uso del suelo para la producción agrícola, embalses, canales para el riego de cultivos y vías de acceso terrestres y fluviales) van a influir de manera decisiva sobre la aptitud de hábitat de estas especies, razón por la cual se considera pertinente tomarlos en cuenta en los futuros ajustes de este modelo. Por último, cabe aclarar que este modelo no ha sido validado en campo y se considera necesario efectuar la validación del mismo con la finalidad de realizar los ajustes necesarios en el modelo antes de ser incorporado como herramienta de gestión para estimar la calidad y cantidad de hábitat potencial disponible para la nidificación de los yacarés en la provincia de Corrientes y así permitir hacer comparaciones rápidas entre diferentes áreas de la provincia en un tiempo dado. Este estudio también permitió observar como la APH de nidificación de un lugar varía dependiendo de la especie de yacaré (*C. latirostris* y *C. yacare*) dadas sus preferencias de hábitat y los requerimientos ecológicos particulares, lo que se considera de importancia en la gestión del uso del suelo y en los programas para la conservación y aprovechamiento sostenible de este recurso biológico. Además, el modelo espacialmente explícito ofrece la posibilidad de identificar los hábitats potenciales para la nidificación de estas especies lo que lo constituye como una herramienta útil que contribuye a la gestión integral de las poblaciones de yacarés en la provincia.

### AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Vicente Barros por el apoyo recibido. El presente trabajo fue realizado en el marco del proyecto "A Europe-South America Network For Climate Change Assessment and Impact Studies in La Plata Basin (CLARIS LPB). Part B. Collaborative Project FP7-ENV-2007-1", el cual financió

la beca para la realización de la tesis de maestría de Cristina Mora-Rivera.

### BIBLIOGRAFIA

- Arroyave, M., C. Gómez., M. Gutiérrez., D. Múnera., P. Zapata., I. Vergara., L. Andrade y K. Ramos. 2006. Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. EIA 5: 45-57.
- Beldomenico, P.M., F. Rey., W.S. Prado., J.C. Villarreal., M. Muñoz De Toro y E.H. Luque. 2007. In ovum exposure to pesticides increases the egg weight loss and decreases hatchlings weight of *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae). Ecotoxicology and Environmental Safety 68: 246–251.
- Campos, Z., A. Llobet., C.I. Piña y W.E. Magnusson. 2010. Yacare Caiman (*Caiman yacare*). Pp. 23-28 in Crocodiles. Status Survey and Conservation Action Plan. Third Edition, ed. by S.C. Manolis and C. Stevenson. Crocodile Specialist Group: Darwin.
- Carnevali, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes: cartas, escalas 1:500.000 y 1:1.000.000 - Corrientes. INTA.
- CEAL. 1983. El Yacaré Ñato. Serie Fauna Argentina Fasc. N°3. p.18
- Giraut, M A., M. Rujana y A. Valladares. 2009. El rol de los humedales en el contexto evolutivo de la red hídrica superficial de la provincia de Corrientes, República Argentina. Aqua-LAC, Vol. 2 Nro. 1 pp. 18-25
- Graziani, M. 2009. Conservación de la biodiversidad frente al cambio climático. En: El cambio climático en Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires. pp. 52-53
- Kofron, C. P. 1989. Nesting ecology of the Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*). African Journal of Ecology 27: 335–341.

- Larriera, A. 1991. Cría en granjas: una alternativa de manejo para los caimanes argentinos. (Revisión Bibliográfica). Rev. Argentina de Producción. Animal. 11:479-484.
- Larriera, A. 1995. Áreas de nidificación y momento óptimo de cosecha de huevos de *Caiman latirostris* en Santa Fe, Argentina. pp. 221-232. En: Larriera, A. y Verdade, L. M. (Eds.). La Conservación y el Manejo de Caimanes y Cocodrilos de América Latina. Vol. I. Fundación Banco Bica, Santo Tomé, Santa Fe, Argentina.
- Larriera, A., C. I. Piña, P. Siroski y L. Verdade. 2004. Allometry of reproduction in wild broad-snouted caimans (*Caiman latirostris*) in Santa Fe, Argentina. Journal of Herpetology 38: 141-144.
- Larriera, A y C.I. Piña. 2000. *Caiman latirostris* (Broad-snouted Caiman) nest predation: does low rainfall facilitate predator access? Herpetological Natural History 7:73-77.
- Larriera, A y A. Imhof. 2006. Proyecto Yacaré: Cosecha de huevos para cría en granjas del género *Caiman* en la Argentina. Pp. 51-64. En: Bolkovic, M. L. y Ramadori, D. (Eds.). Manejo de fauna silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires. Argentina.
- Larriera A., P. Siroski, C. Piña y A. Imhof. 2006. Sexual maturity of farm released *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae) in the wild. Herpetological Review 37: 26–28.
- Larriera, A., A. Imhof y P. Siroski. 2008. Estado actual de los programas de conservación y manejo del género *Caiman* en Argentina. En: Castroviejo, J., J. Ayarzagüena y A. Velasco (Eds.). Contribución al conocimiento de los caimanes del género *Caiman* de Suramérica. Publicación Asociación Amigos de Doñana. pp. 143-179.
- Micucci, P.A y T. Waller. 1995. Los Yacarés en Argentina. Hacia un aprovechamiento sustentable. Pp. 81-112. En: Larriera, A. y Verdade, L. M. (Eds.). La conservación y el manejo de caimanes y cocodrilos de América Latina. Vol. I. Fundación Banco Bica, Santo Tomé, Santa Fe, Argentina.
- Micucci, P.A, J. Draque y M. Barros. 2007. Estado actual de las poblaciones de yacaré en Corrientes. Informe final campañas 2006-2007. Fundación Biodiversidad Argentina.
- Montini, J.P., C.I. Piña., A. Larriera., P. Siroski y L. Verdade. 2006. The relationship between nesting habitat and hatching success in *Caiman latirostris* (Crocodylia, Alligatoridae). Phyllomedusa 5(2): 91-96.
- Mora-Rivera, C. 2010. Modelo de Aptitud de Hábitat (IAH) para las dos especies de yacaré (*Caiman yacare* y *C. latirostris*) en los Esteros del Iberá, Corrientes, Argentina. Tesis de Maestría. Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA). Universidad Nacional de San Martín.
- Olea, R.A. 1984. Sampling design optimization for spatial functions: Mathematical Geology 16(4): 369-392.
- Parachú, M.V., C. I. Piña y A. Larriera. 2009. Food conversion rate (FCR) in *Caiman latirostris* result more efficient at higher temperatures. Interciencia. 34: 428-431.
- Piña, C. I., A. Larriera y M. Cabrera. 2003. Effect of incubation temperature on incubation period, sex ratio, hatching success, and survivorship in *Caiman latirostris* (Crocodylia, Alligatoridae). Journal of Herpetology 37:199–202

- Piña, C. I., A. Larriera y P. Siroski. 2004. Cocodrilos en la Región Litoral: especies, distribución geográfica, modo de vida. INSUGEO, Miscelánea 12: 317 -322.
- Piña, C. I., M. Simoncini y A. Larriera. 2005. Effects of two different incubation media on hatching success, body mass, and length in *Caiman latirostris*. Aquaculture 246: 161-165.
- Piña, C., A. Larriera., M. Medina y G. Webb. 2007a. Effects of incubation temperature on the size of *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae) at hatching and after one year. Journal of Herpetology 41(2): 205-210.
- Piña, C., P. Siroski., A. Larriera., V. Lance y L. Verdade. 2007b. The temperature-sensitive period (TSP) during incubation of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) eggs. Amphibia-Reptilia 28: 123-128.
- Piña, C. 2009. Informe Monitoreos del Género *Caiman* en la Provincia de Corrientes para YACARÉ PORÁ S.A. Centro de Investigaciones Científicas y Transferencia de Tecnología a la Producción. Diamante - Entre Ríos, Argentina.
- Piña, C. I., P. Siroski, M. Simoncini, y G. Príncipe. 2010. Status of *Caiman latirostris* and *Caiman yacare* populations on north Argentina. Crocodilia 1: 1-5 IUCN-SSC Crocodile Specialist Group.
- Poletta, G., C. I. Piña., M. Simoncini, y A. Larriera. 2005. Effects of two different incubation media on hatching success, body mass, and length in *Caiman latirostris*. Aquaculture 246: 161– 165.
- Poletta, G., A. Larriera., E. Kleinsorge y M.D. Mudry. 2008. *Caiman latirostris* (broad-snouted caiman) as a sentinel organism for genotoxic monitoring: Basal values determination of micronucleus and comet assay. Mutation Research 650: 202–209.
- Poletta, G., E. Kleinsorge, M.D. Mudry, P. Siroski, y A. Larriera. 2009a. Se comprueba la toxicidad del glifosato en el Yacaré Overo. Eco Ciencia y Tecnología 12: 20-21
- Poletta, G., A. Larriera., P. Siroski., M.D. Mudry y E. Kleinsorge. 2009b. Effects of chemical contaminants on wildlife: identification of biomarkers in a sentinel species. Chapter 6. In: Wildlife: Destruction, Conservation and Biodiversity ISBN 978-1-60692-974-2 Editor: John D. Harris and Paul L. Brown Nova Science Publishers, Inc.
- Poletta, G., A. Larriera, E. Kleinsorge y M.D. Mudry. 2009c. Genotoxicity of the herbicide formulation Roundup® (glyphosate) in broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) evidenced by the Comet assay and the Micronucleus test. G.L. Poletta, A. Larriera, E. Kleinsorge, M.D. Mudry. Mutation Research 672: 95–102.
- Poletta, G., E. Kleinsorge, A. Paonessa, M. D. Mudry, A. Larriera y P. A. Siroski. 2011. Genetic, enzymatic and developmental alterations observed in *Caiman latirostris* exposed in ovo to pesticide formulations and mixtures in an experiment simulating environmental exposure. Ecotoxicology and Environmental Safety 74: 852–859.
- Prado, W. 2003. Estado de conservación y aspectos poblacionales de los yacaré overo (*Caiman latirostris*) (Daudín, 1802) y negro (*Caiman yacare*) (Daudín, 1802) en relación a su hábitat en el Chaco Oriental. Universidad CAECE, Buenos Aires. pp. 1-89.
- Schivo, F. 2008. Análisis a escala regional de la aptitud potencial de hábitat para el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) en la Provincia de

- Corrientes. Tesis licenciatura, Universidad de Buenos Aires.
- Simoncini, M., C. I. Piña, P.A. Siroski, F.B. Cruz y A. Larriera. 2008. Proporción de sexos de neonatos de *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae) producidos en la naturaleza. Temas de la Biodiversidad del Litoral III INSUGEO, Miscelánea, 17: 231-237 .F.G. ACENOLAZA (Coordinador - Editor) Tucumán.
- Simoncini, M., C. I. Piña y P.A. Siroski. 2009. Clutch size of *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae) varies on a latitudinal gradient. Vol. 5(1): 191-196.
- Staton, M y J.R. Dixon. 1977. Breeding biology of the Spectacled Caiman, *Caiman crocodilus corocdilus* in the Venezuela Llanos. U.S. Fish and Wildlife Service. Report 5.
- Stoker, C., M.R. Repetti, S.R. García, M.A. Zayas, G.H. Galoppo, H.R. Beldoménico, E.H. Luque y M. Muñoz de Toro. 2011. Organochlorine compound residues in the eggs of broad-snouted caimans (*Caiman latirostris*) and correlation with measures of reproductive performance. Chemosphere 84:311–317.
- Thorbjarnarson, J., H. Messel, F.W. King y J.P. Ross. 1992. Crocodiles: An Action Plan for Their Conservation. IUCN Gland Switzerland. pp.136.
- U.S.F.W.S. 1980.102 ESM Habitat Evaluation Procedures (HEP).
- U.S.F.W.S. 1981.103 ESM Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models.
- Verdade, L.M., A. Larriera y C.I Piña,. 2010. Broad-snouted Caiman, *Caiman latirostris*. Pp. 18-22 in Crocodiles. Status Survey and Conservation Action Plan. Third Edition, ed. by S.C. Manolis and C. Stevenson. Crocodile Specialist Group: Darwin.
- Waller, T. 1987. Registro de las localidades de distribución del género *Caiman* (Crocodylia: Alligatoridae) en Argentina. FVSA. Amphibia and Reptilia. 1(3): 68-75.
- Waller, T y P.A. Micucci. 1993. Relevamiento de la distribución, hábitat y abundancia de los Crocodilios de la Provincia de Corrientes, Argentina. Pp. 341-385. En: Zoocria de los Crocodylia. Memorias de la I Reunión Regional del CSG, Grupo de Especialistas en Cocodrilos de la UICN: I Taller sobre Zoocria de los Crocodylia, Santa Marta, Colombia.
- Waller, T. y P.A. Micucci. 1994. Situación del género *Caiman* en Argentina. Apuntes sobre su distribución, situación poblacional y comercio histórico. Pp. 40-49. En: Memorias del IV Workshop sobre Conservación y Manejo del Yacaré Overo *Caiman latirostris*. - Fundación Banco Bica - Santo Tomé. Santa Fe. Argentina.

## Percepción directa y virtual del paisaje en el Parque Nacional Iguazú

Nora Madanes<sup>1</sup>, Ana Faggi<sup>23</sup>, Patricia Perelman<sup>34\*</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecología Genética y Evolución (EGE), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEN). Universidad Nacional de Buenos Aires (UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), Argentina.

<sup>2</sup>Universidad de Flores (UFLO) Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), Argentina. <sup>3</sup>Museo Argentino de Ciencias Naturales, Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), Argentina. <sup>4</sup>Universidad de Ciencias Empresariales y Sociales (UCES), Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), Argentina \*Autor de correspondencia: *patriperelman@yahoo.com.ar*.

### RESUMEN

En base a las teorías de la percepción del paisaje se analizaron las preferencias de atributos del paisaje del Parque Nacional Iguazú. Para lo cual, se realizaron: 465 encuestas a turistas en el parque y a residentes de la zona (percepción in situ) y 278 encuestas por observación fotográfica (percepción virtual). Para el análisis de los atributos se emplearon análisis de clasificación y las múltiples respuestas se analizaron mediante una prueba  $\chi^2$ . Se encontraron atributos preferidos recurrentes como grandiosidad, belleza, naturaleza, que pueden explicarse dentro del marco teórico de la preferencia ambiental independientemente del perfil del encuestado. Otros como el agua, el horizonte y el sonido dependen de la forma de observación. La preferencia por la naturaleza fue independiente del modo de observación in situ o virtual, mientras que el agua fue dependiente de ser un turista entrevistado en el parque. La familiaridad al paisaje influyó en la percepción del sonido y de la tranquilidad como rasgo significativo de los residentes de Puerto Iguazú a diferencia del resto de los encuestados. El sonido fue coincidente con lo que se obtuvo para los observadores de fotografías que ya habían visitado el Parque previamente.

**Palabras claves:** paisaje, preferencias, experiencia, cataratas, in situ, virtual.

### SUMMARY

Considering the theories of landscape perception we discussed preferences of the Iguazú National Park's attributes applying 743 surveys to tourists and residents interviewed at the park (perception in situ) and photographs observers interviewed in other places (virtual perception). The different groups of respondents were classified using a classification method and their multiple responses were analyzed using a  $\chi^2$  test. Grandiosity, beauty and nature, were attributes mentioned by all groups, while the preference for water, the sound and the horizon was dependent on the observation mode ( $p < 0.05$ ). Furthermore, the water preference was dependent on being a tourist interviewed in situ. For residents, the familiarity to the landscape influenced the sound and tranquility perceptions in coincidence with photographs' observers who have previously visited the Park.

**Keywords:** landscape, preferences, experience, waterfalls, in situ, virtual.

### INTRODUCCIÓN

Las cataratas del Iguazú constituyen el principal atractivo de Misiones y el primer destino turístico de los extranjeros que visitan Argentina. La experiencia que ofrece es única: un espectáculo de agua maravilloso en un entorno selvático. Quienes las visitan experimentan una multiplicidad de emociones, de vulnerabilidad frente a un escenario imponente y de estímulos visuales y acústicos. Varios autores señalan el encanto que despiertan en el observador las cataratas de diferentes

regiones del planeta (Hudson, 1998). Cualidades tales como grandiosidad, belleza y rareza han inspirado a pintores, poetas y cineastas quienes reflejaron en sus obras los aspectos distintivos de este paisaje cautivante. Hudson (1998; 2000; 2003) La preferencia de los rasgos paisajísticos ha sido abordada según distintos puntos de vista por arquitectos, planificadores, geógrafos, psicólogos y ecólogos desde comienzos del siglo XX interesados en la percepción ambiental señala que la fascinación paisajística

también se debe principalmente a lo sublime y lo pictórico. Un paisaje es una entidad compleja que comprende aspectos naturales culturales y estéticos, susceptibles de ser percibidos (Swanwick, 2002). Coeterier (1996) afirma que no se puede procesar toda la información que proviene de la observación de un paisaje, dado que el cerebro selecciona parte de esa información para construir una imagen coherente. Este proceso de selección estaría influenciado culturalmente, de manera que la forma en que se lo percibe, no sólo dependerá de sus características intrínsecas sino también del observador, entrando en juego también las emociones y los procesos cognitivos. Para los diferentes paisajes es relevante la percepción y las preferencias del público en general, quienes perciben al paisaje como un todo (Bourassa, 1990). Por ello, al atributo belleza, se le suman otros estímulos sensoriales (auditivos, olfativos, táctiles), así como experiencias previas y del entorno socio-cultural del observador (teoría cognitiva) que definen sus preferencias (Van den Berg et al., 1998; Sklenicka y Molnarova, 2010; Zube y Pitt, 1981; Zube et al., 1982; Herzog et al., 2000). Por otra parte, la teoría evolutiva sobre las preferencias paisajísticas señala que los componentes seleccionados por los observadores son los que "aseguran" un hábitat favorable al hombre, tales como la naturaleza (biofilia), la presencia de agua (hidrofilia) y los escenarios abiertos y seguros (teorías de prospección y refugio), (Kaplan y Kaplan, 1989; Ulrich, 1983; Appleton, 1975; Tempesta, 2011). Según Kaplan y Kaplan, 1989 un paisaje es valorizado por cualidades tales como coherencia, complejidad, legibilidad y misterio. En las preferencias a determinados tipos de paisajes y elementos influye también el sentido de pertenencia a un lugar (familiaridad), como sucede con los residentes (Kaplan y Kaplan, 1989; Purcell et al., 2001), así como de la experiencia previa. Con el fin de aportar al cuerpo de

conocimiento de las teorías actuales cognitivas y evolutivas, muchos estudios sobre preferencias del paisaje han comparado diferencias en la percepción y sus posibles motivaciones por medio de encuestas a individuos o grupos focales, tales como residentes (Xu et al., 2006; Soini et al., 2011; Faggi et al., 2011), visitantes (Steinwemberder et al., 2008), turistas (Fairweather y Swafeeld, 2001) y expertos (Vouligny et al., 2009) donde se discuten diferencias de motivación según grupos. Yu (1995) demuestra que vivir en ambientes rurales o urbanos influye en las preferencias; Van den Berg et al. 1998, en Holanda demuestran que los agricultores encuestados opinan que los ambientes húmedos no son bellos a diferencia de los turistas o residentes (no dedicados a las tareas agrícolas), que sí los consideran. Según diferentes autores las encuestas se pueden realizar en el lugar (in situ) acerca de sus preferencias paisajísticas o en otros lugares o usar otra modalidad donde a los encuestados se los invita a observar imágenes reales o modificadas mediante montaje fotográfico. Además las encuestas se pueden realizar personalmente o enviar los cuestionarios por correo postal o electrónico (Jorgensen et al., 2002; Nasar y Li, 2004; Ryan, 2010; Nassauer, 1983; Oh, 1994; Wherrett, 2000). En estos casos, en la valoración predomina la calidad visual paisajística (formas, color, contrastes) y sus relaciones, pero no se incluye atributos sensoriales o emociones (Daniel, 2001). Estas últimas adquieren relevancia cuando se encuesta a las personas en el lugar. Si bien el principal servicio ecosistémico de las cataratas del Iguazú es el turístico, se carece de estudios sobre su percepción paisajística. Los estudios de percepción constituyen un aporte importante a la hora de generar planes de manejo para potenciar los puntos estratégicos de observación como por ejemplo la construcción de senderos. El objetivo de este estudio fue analizar las diferencias en la percepción paisajística del escenario que

ofrece el Parque Nacional Iguazú a través de dos modalidades de observación del paisaje; por observación directa (en el parque) e indirecta mediante fotografías en diferentes ámbitos. Para la realización del presente trabajo se plantearon las siguientes hipótesis: (H1) El “agua” y la “naturaleza” serían los elementos más mencionados y dicha preferencia sería independiente del lugar de residencia, de la experiencia previa y del modo de observación. (H2) Los visitantes del parque deberían mencionar más significativamente las percepciones sensitivas. (H3) Los observadores de fotografías tendrían una percepción diferente según hubieran visitado el parque previamente (experiencia previa). (H4) El sentido de pertenencia (familiaridad) influiría en la percepción paisajística, de modo que los residentes de Puerto Iguazú tengan una imagen diferente a la de los turistas.

## MÉTODOS

Área de estudio: El trabajo fue realizado en el Parque Nacional Iguazú (PNI) enmarcado en un paisaje selvático. En el

año 1984 fue declarado por la UNESCO Patrimonio Mundial de la Humanidad y dentro del parque se encuentran las cataratas del Iguazú que desde el año 2011 son reconocidas como una de las siete nuevas maravillas naturales del mundo. Además, es el destino turístico más visitado de la Argentina, está ubicado en el límite entre Argentina y Brasil próximo a dos ciudades fronterizas: Puerto Iguazú (Argentina) y Foz de Iguazú (Brasil). El PNI recibe un millón de visitantes al año y un promedio diario que supera las 2900 personas, de los cuales el 38 % de los visitantes son extranjeros. (Garcíaarena y Almiron, 2009). El parque tiene una extensión de 55000 ha, tiene 275 saltos, 80% están del lado argentino, de 70 m de altura y 1500 m de ancho, distribuidas a lo largo de 3 kilómetros rodeadas por un paisaje selvático que conserva más de 1000 especies vegetales, 430 especies de pájaros, 70 de mamíferos y una gran cantidad de insectos (Faggi et al., 2011). El nombre Iguazú proviene del guaraní y significa “grandes aguas” (Fig. 1).



Fig. 1. Vista de las cataratas del sector argentino.

Obtención de los datos: En base a los objetivos formulados se encuestó a: (A) personas que observaban el paisaje en forma directa y eran encuestados en el parque o en la ciudad de Puerto Iguazú (percepción in-situ), y (B) personas a

quienes se mostraban fotografías del parque y eran encuestados en otros lugares (percepción virtual). En ambos casos, se utilizó una encuesta que incluía: características del perfil (sexo, edad, nacionalidad, ocupación, lugar de residen-



cia), si había visitado al parque antes y cuándo lo había hecho. Al mismo tiempo, se le solicitó elegir de una lista conteniendo once atributos paisajísticos los primeros tres que llamaran su atención al visitar o mirar fotografías del Parque. Los once atributos fueron: tranquilidad, agua, armonía, belleza, horizonte, sonidos de la naturaleza, colores, grandiosidad, mantenimiento, diversidad, naturaleza. Estas categorías surgen de un trabajo anterior sobre percepción del paisaje en áreas naturales (Perelman et al., 2012).

Percepción in situ: Se completaron 465 cuestionarios a través de entrevistas que se realizaron en el Parque Nacional y en la ciudad de Puerto Iguazú entre los meses de febrero y abril del año 2011. En el Parque, las personas fueron encuestadas al azar a lo largo de las pasarelas o sitios de encuentro como las estaciones del tren, áreas de gastronomía y en la puerta de salida. En la ciudad, se entrevistaron a personas en negocios, casas, hoteles, etc. El cuestionario estaba disponible en castellano y en inglés.

Percepción virtual: En distintos lugares de la Argentina durante 2011 se le solicitó a 278 personas que observaran fotografías del Parque Nacional. Las fotografías representaban cuatro lugares diferentes representativos del paisaje y fueron tomadas a fines de marzo de 2011, a una altura de 1,70 m usando una cámara digital desde los senderos y miradores.

Análisis estadístico: Para el análisis de datos, las categorías A y B de entrevistados se dividieron en dos grupos. La categoría A comprendía dos grupos: R: residentes (n = 140) y T: turistas (n=325). La categoría B incluía a los encuestados virtuales que habían visitado el parque recientemente: VC (n = 153) y el grupo que nunca lo había visitado VN con 125 encuestas. En primera instancia, para analizar las preferencias del paisaje de los distintos grupos de encuestados, los datos fueron estandarizados y se realizó un análisis de agrupamiento empleando la distancia euclídeana

como índice de similitud y como método de aglomeramiento la vinculación completa (STATISTICA 7.0). En segundo término se realizaron pruebas de  $\chi^2$  para dos muestras independientes partidas (Siegel y Castellan, 1998) para comparar los atributos dentro de los grupos (A y B) y entre grupos (R, T, VC, VNC). En este último caso se contrastó in situ (T + R) vs. virtual (VC, VNC), R vs. el resto (T, VC, VNC); VC vs. VNC.

## RESULTADOS

El análisis del perfil de encuestados mostró homogeneidad en la proporción de género (50% hombre, 50 % mujeres) y edades con predominio del grupo etario de 20-40 años. Respecto al grado de instrucción, un 50 % de turistas y virtuales eran universitarios, en cambio en los residentes predominaron aquellos con instrucción secundaria (50%). En la Tabla 1 se observa que los atributos más mencionados en todos los grupos fueron naturaleza, tranquilidad, grandiosidad, belleza, en tanto que el atributo menos mencionado fue el mantenimiento. En la Fig. 2 se observa que se diferenciaron dos grupos: A integrado por los turistas y el B constituido por el resto de los entrevistados según los atributos paisajísticos preferidos (tabla 1), con una llamativa preferencia por el agua y por el horizonte. ( $p < 0,05$ ). Los encuestados in situ prefirieron significativamente al agua, al horizonte, en tanto que los observadores virtuales mencionaron la armonía, la tranquilidad y la diversidad (Fig.3). La comparación entre los residentes encuestados y el resto de las otras categorías de entrevistados muestran que tanto en los residentes como en el resto de las categorías las preferencias fueron "tranquilidad", "naturaleza" y "grandiosidad" (Fig. 2). Cuatro atributos se diferenciaron estadísticamente y estuvieron influenciados por el sentido del lugar, tales como "sonido", "tranquilidad", aspectos más frecuentemente mencionados por los residentes, mientras que el "horizonte" y el "agua", fueron preferidos por el resto.

Tabla. 1 Porcentaje de los atributos paisajísticos mencionados según los grupos de entrevistados. Referencias: T: turista, R: residente, VC: visitante conoce y VNC: visitante no conoce.

Atributo	T	R	VC	VNC
Grandiosidad	14,26	15,14	17,45	12,09
Belleza	16,51	13,23	11,09	15,11
Naturaleza	18,26	20,42	20,12	19,90
Diversidad	1,09	3,42	9,24	7,05
Tranquilidad	12,48	19,04	16,43	23,17
Sonido	5,68	10,19	8,21	5,54
Armonía	1,77	3,57	5,34	5,54
Agua	17,87	9,65	6,37	4,03
Colores	4,36	4,36	3,90	5,29
Mantenimiento	0,93	0,54	0,41	0,76
Horizonte	6,80	0,46	1,44	1,51

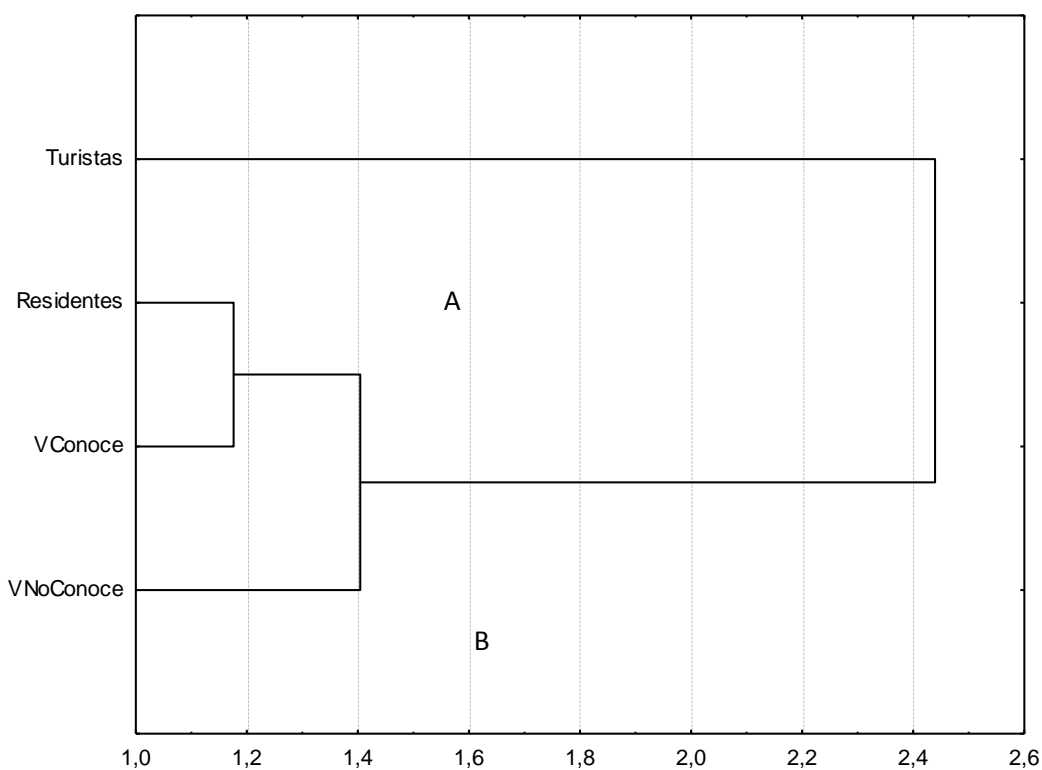
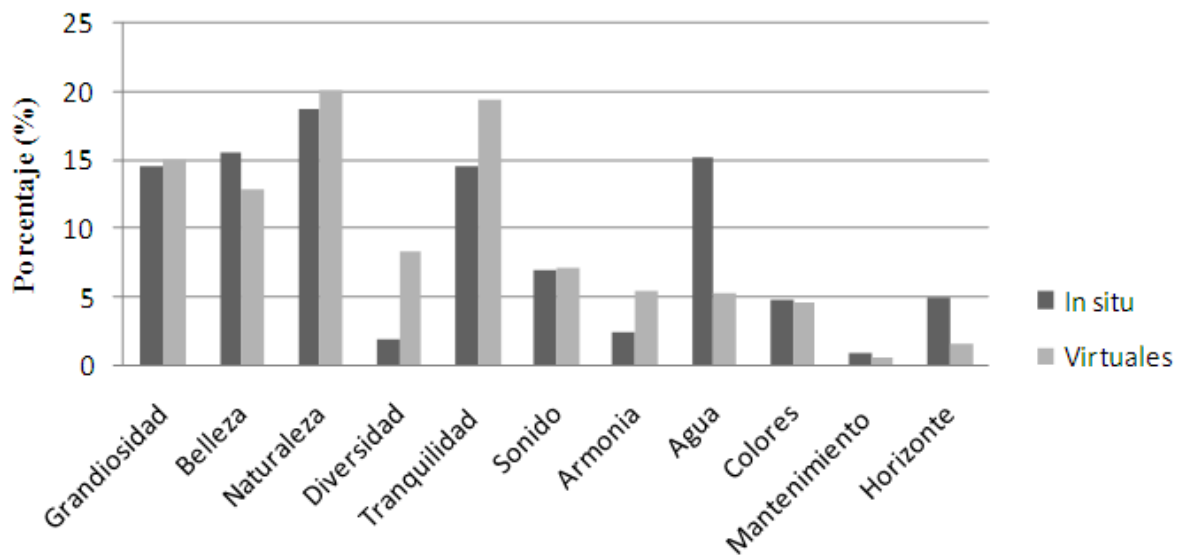
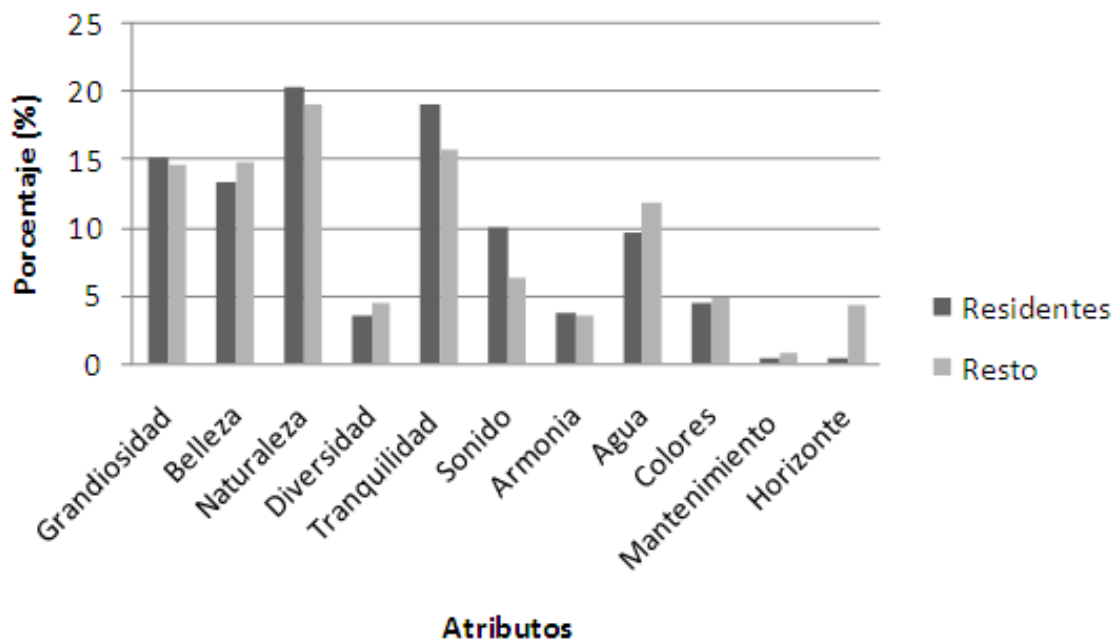


Fig. 2. Dendrograma con los agrupamientos según distancia euclídeana.



### Atributos

Fig. 3. Preferencias de atributos en porcentaje de turistas y residentes entrevistados en el lugar (in situ) y observadores de fotos (virtual).



### Atributos

Fig.4. Preferencias de atributos de residentes y el resto de encuestados en porcentaje.

La Fig. 5 señala que los observadores virtuales que habían visitado el lugar con anterioridad mencionaron el sonido en forma más significativa que otros

observadores de fotografías que nunca visitaron el parque. Para estos últimos, la tranquilidad que experimentan al observar las fotografías fue significativa.

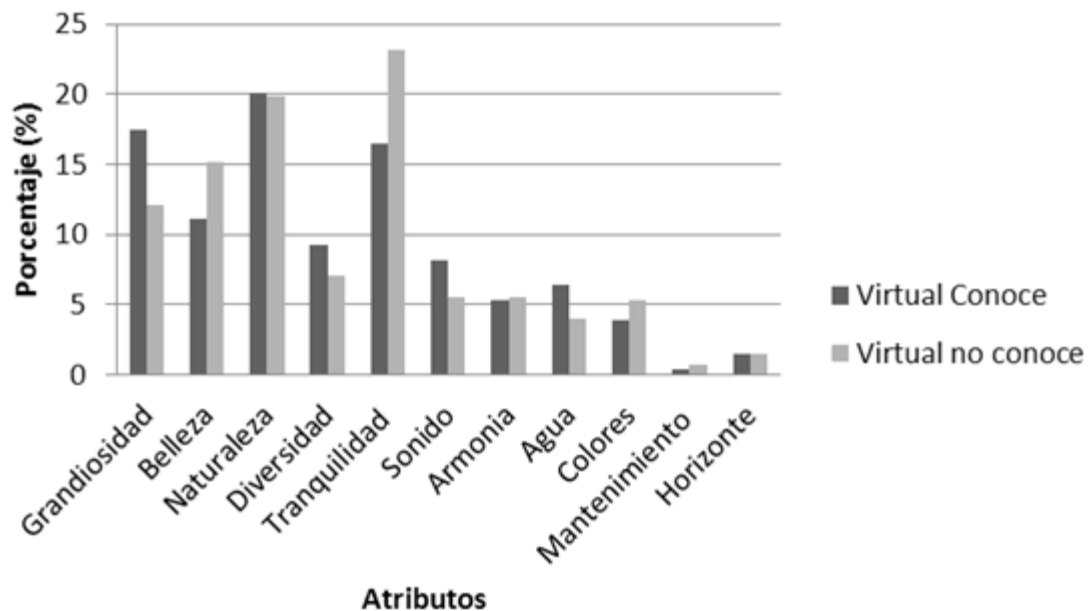


Fig.5. Preferencias de atributos de observadores de fotos según hubieran visitado (VC) o no el parque (VNC) en porcentaje.

## DISCUSIÓN

La percepción paisajística es una construcción multidimensional (Bourassa, 1990), resultante de la combinación de sus atributos en distintas proporciones y que interactúan entre sí construyendo un todo. En nuestro estudio, esto quedó reflejado en la diversidad de preferencias de los encuestados. Distintas teorías intentan explicar la formación de este constructo "imagen" multivariado, donde la percepción resulta de una sumatoria de atributos, pero es más que la suma de las partes y representa significados que se superponen (Coeterier, 1996). La mayoría de los observadores manifiestan predilección estable en el espacio y tiempo por ciertos atributos comunes como la naturaleza y el agua (Tempesta, 2010). Nuestros resultados pusieron en evidencia que hay un conjunto de atributos comunes a los grupos y otros que identifican a los mismos según distintos patrones. Naturaleza y tranquilidad en primer término seguido de grandiosidad y belleza fueron los atributos más mencionados en los cuatro grupos de encuestados analizados. Esto coincide con

lo afirmado por Hudson (2000) que ve en lo sublime (vasto, amplio, violento y oscuro) el encanto paisajístico principal de las cataratas. Lo sublime, en nuestro caso alcanza similares valores a belleza, se refiere al sentimiento de temor que experimenta el humano frente a las caídas monumentales de agua. La preferencia por la belleza y la naturaleza se explica con la teoría de la biofilia, concordando con numerosos autores que sostienen una predilección inconsciente del hombre por los paisajes naturales (Arriaza et al., 2004; Tempesta y Marangon, 2008; Parson y Daniel, 2002). Estos ambientes tendrían un poder reconfortante, que permite sentirse bien (Kaplan y Kaplan, 1982; Kaplan, 1995; Ulrich, 1983; Hartig y Staats, 2006), explica que los encuestados mencionaran la tranquilidad como aspecto distintivo. Trabajos empíricos sugieren que hay una estrecha relación entre la apreciación del paisaje cuando se lo visita y cuando se observan fotografías (Stamps, 2000). Comparando los resultados de numerosas investigaciones, Stamps (1990) o Palmer y Hoffman (2001) encuentran una alta

correlación entre las dos maneras de observación. A pesar de que las valoraciones mediante fotografías suelen ser más objetivas que las respuestas in situ. En nuestro caso, encontramos diferencias significativas entre las preferencias de observadores encuestados en el lugar (percepción in situ) y los que miraron fotografías (virtual).

Los encuestados en el parque mencionaron agua y horizonte, mientras que los que observaron fotografías la armonía, tranquilidad y diversidad. Estas últimas preferencias de los virtuales coinciden con los conceptos de Kaplan y Kaplan (1989) quienes plantean que hay preferencia por imágenes coherentes y complejas; es decir aquellas que son fácilmente percibidas bidimensionalmente. Coherencia y complejidad han sido dos conceptos centrales en los estudios de preferencia paisajística (Kaplan y Kaplan 1989) La complejidad se vincula a diversidad y que este atributo fue mencionado por los observadores virtuales concordando con Ode y Miller (2011) quienes encuentran que un grado moderado de complejidad ejerce una influencia positiva en las preferencias.

Dentro de los encuestados en el parque también se encontraron diferencias que dependían de ser turistas o residentes. Los primeros mencionaron el agua (hidrofilia) y el horizonte (sublime), mientras que para los residentes, que poseen ya la experiencia de conocimiento del sitio, que vivencian la apropiación del lugar (dado por el tiempo y espacio) generando el sentido de pertenencia, lo cual le permitiría evocar sensaciones a través de los sonidos y de la tranquilidad. La primera impresión es lo que domina en las preferencias de los turistas, mientras que las opiniones de los residentes emergerían como un proceso de percepción más complejo. La preferencia por el agua se vincula con la teoría del hábitat que postula que el placer estético en el paisaje deriva de lo que el observador experimenta en un entorno favorable acorde a la satisfacción de sus necesidades

biológicas (Appleton, 1973; Yang y Brown, 1992). Como se mencionó, las cataratas son para los residentes un paisaje familiar, su percepción tiene incorporado el atributo misterio que plantea la visita de primera vez. Por ello, lo atractivo del agua y de la inmensidad que cautiva visualmente en un primer momento a los turistas, pasaría a segundo plano en los residentes (Coeterier, 1996), porque tales atributos paisajísticos como constructos cognitivos han sido apropiados en el proceso perceptivo, en tanto que el paisaje sonoro (Porteus y Mastin, 1985) se constituye en el nuevo centro de la percepción. Es interesante observar que el sonido emerge como atributo preferido cuando existió experiencia previa, como es el caso de los residentes y de los virtuales que habían visitado el parque nacional previamente. Nuestros resultados son coincidentes con lo planteado por Jennings Cain (2013) sobre la percepción de lo sonoro quienes señalan que no es algo que ocurre en primer término quedando relegado a posteriori de la dimensión visual predominante. Es así, que la experiencia sería un factor necesario para que atributos visuales pierdan importancia (Coeterier, 1996) y emerja el paisaje sonoro (Hudson 2000). La experiencia afecta el valor del paisaje percibido. Según Lynch (1960) una imagen ambiental es el producto de la sensación inmediata y de la memoria pasada. En los residentes, la sensación de tranquilidad que se experimenta durante la visita podría explicarse por la familiaridad al lugar con sus características intrínsecas. La gente se siente a gusto en ambientes familiares (Kaplan et al., 1998) y es también conocido el efecto sedante del sonido del agua. (Carles et al., 1999).

Para los observadores de fotografías, que nunca habían visitado el parque, el estímulo que representa un paisaje estático provoca una sensación de tranquilidad. Nuestros resultados se encuentran en sintonía con lo discutido por Edwards (2001), quien señala que una fotografía puede llamar la atención

sin una razón en particular y provocar una respuesta emocional inesperada que “saliendo de la imagen como una flecha traspasa al observador” (Barthes, 1984). Para las imágenes de las cataratas, es probable, que sea el sosiego que trasmite el paisaje, la flecha emotiva que traspasa al observador.

## CONCLUSIONES

La imagen mental de las cataratas es multi-dimensional y su percepción implica un proceso de apropiación en el cual se pondrían en juego distintos factores. Se encontraron atributos preferidos recurrentes como grandiosidad, belleza, naturaleza, que pueden explicarse dentro del marco teórico de la preferencia ambiental independientemente del perfil del encuestado. Otros como el agua, el horizonte y el sonido dependen de la forma de observación. La preferencia por la naturaleza fue independiente del modo de observación in situ o virtual, mientras que el agua fue dependiente de ser un turista entrevistado en el parque. La familiaridad al paisaje influyó en la percepción del sonido y de la tranquilidad como rasgo significativo de los residentes de Puerto Iguazú a diferencia del resto de los encuestados. El sonido fue coincidente con lo que se obtuvo para los observadores de fotografías que ya habían visitado el Parque previamente.

## AGRADECIMIENTOS

A. T. Holzl, S. Lichtenberg, A. Saez, por su participación en la realización de las encuestas. A. M. Huerta de la Rocha, N. Lobo, Y. Dal Bo, V. Martínez, por su ayuda técnica. A todos los encuestados por su buena predisposición en participar de este estudio y a las autoridades del Parque Nacional por su valioso apoyo.

## BIBLIOGRAFÍA

Appleton, J. 1975. The experience of landscape. John Wiley and Sons. New York. USA.

- Barthes, R. 1984. Camera lucida. Trans by R Howard. Fontana. London. England.
- Bourassa, S. C. 1990. A paradigm for landscape aesthetics. Environment and Behavior 22: 787-812.
- Carles, J.L., I.L. Barrio, J.V. Lucio. 1999. Sound influence on landscape values. Landscape and Urban Planning 643: 191-200.
- Coeterier, J.F. 1996. Dominant attributes in the perception and evaluation of the Dutch landscape. Landscape and Urban Planning 34: 27-44.
- Daniel, T. 2001. Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21<sup>st</sup> century. Landscape and Urban Planning 54: 267-281.
- De la Fuente de Val G., J. Atauri de Luci, H. Mulhauser. 2004. Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la calidad escénica: El caso precordillerano andino de la cuenca de Santiago. Revista de Geografía Norte Grande 32: 87-105.
- Edwards, E. 2001. Raw histories. Photographs, anthropology and museums. Berg. Oxford. England.
- Fairweather, J.R., S.R. Swaffield. 2001. Visitor experiences of Kaikoura, New Zealand: an interpretative study using photographs of landscapes and Q method. Tourism Management 22: 219-228.
- Faggi, A., J. Breuste, N. Madanes, C. Gropper, P. Perelman. 2011. Water as an appreciated feature in the landscape: A comparison of residents' and visitors' preferences in Buenos Aires. Journal of Cleaner Production 19: 1909-2132.
- Gobster, P.H. 1999. An ecological aesthetic for forest landscape management. Landscape Journal 18(1): 54-64.
- Hartig, T., H. Staats. 2006. The need for psychological restoration as a

- determinant of environmental preferences. *Journal of Environmental Psychology* 26: 215-226.
- Herzog, T.R., E.J. Herbert, E.J., R. Kaplan, C.L. Crooks. 2000. Cultural and developmental comparisons of landscape perceptions and preferences. *Environment and Behavior* 32: 323-346.
- Hudson, B.J. 1998. Waterfalls: Resources for tourism. *Annals of Tourism Research* 25: 958-973.
- Hudson, B.J. 2000. The Experience of waterfalls. *Australian Geographical Studies* 38: 71-84.
- Hudson, B.J. 2003. Waterfall attractions in coastal tourist areas: The Yorkshire coast and Queensland's Gold Coast compared. *International Journal of Tourism Research* 5: 283-293.
- Jennings P., R. Cain. 2013. A framework for improving urban soundscapes. *Applied Acoustics* 74(2): 293-299.
- Jorgensen A., J. Hichmough, T. Calvert. 2002. Woodland spaces and edges: their impact on perception of safety and preference. *Landscape and Urban Planning* 60: 135-150.
- Kaplan, S. 1995. The restorative benefits of nature: Towards an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology* 16: 169-182.
- Kaplan, S., R. Kaplan. 1982. *Cognition and environment: Functioning in an uncertain world*. Praeger. New York. USA.
- Kaplan, R., S. Kaplan. 1982. *The experience of nature: A psychological perspective*. Cambridge University Press. New York. USA.
- Kaplan, S., R. Kaplan. 1989. *The experience of nature: A psychological perspective*. Cambridge University Press. New York. USA.
- Nasar J.L., M. Li. 2004. Landscape mirror: The attractiveness of reflecting ware. *Landscape and Urban Planning* 28: 201-216.
- Nassauer, J.I. 1983. Framing the landscape in photographic simulation. *Environmental management* 17: 1-16.
- Nassauer J. 1992. The appearance of ecological systems as a matter of policy. *Landscape Ecology* 6(4): 239-250.
- Oh, K. 1994. A perceptual evaluation of computer based landscape simulations. *Landscape and Urban Planning* 28: 201-216.
- Parson, R., T.C. Daniel. 2002. Good looking: in defense of scenic landscape aesthetic. *Landscape and Urban Planning* 60: 43-56.
- Perelman P., J. Breuste, N. Madanes, C. Gropper, E. Malignani, A. Faggi. 2012. Use of visitors' perception in urban reserves in the Buenos Aires metropolis. *Urban Ecosystems* DOI 10.1007/s11252-012-0279-7.
- Porteous, J., J. Mastin. 1985. Soundscape. *Journal of Architectural and Planning Research* 2(3): 169-86.
- Purcell, T., E. Peron, R. Berto. 2001. Why do preferences differ between scene types? *Environment and Behavior* 33(1): 93-106.
- Scott, A. 2002. Assessing public perception of landscape. The land map experience. *Landscape Research* 27(3): 271-295.
- Sklenickask, P., K. Molnarova. 2010. Visual perception of habitats adopted for post-mining landscape rehabilitation. *Environmental Management* 46(3): 424-435.
- Siegel, S., N.J. Castellan. 1998. *Estadística no paramétrica. Aplicada a las ciencias de la conducta*. Editorial Trillas. México. México.

- Soini, K., E. Pouta, M. Salmiovirta, M. Uusitalo, T. Kivinen. 2011. Land use policy local residents' perceptions of energy landscape: the case of transmission lines. *Land Use Policy* 28: 94-305.
- Stamps, A.E. 1990. Use of photographs to simulate environments: A meta-analysis. *Perceptual and Motor Skills* 71: 907-913.
- Swanwick, C. 2002. Landscape character assessment guidance. Topic Paper 1. Recent practice and the evolution of landscape character assessment. Countryside Agency, Cheltenham and Scottish Natural Heritage, Edinburgo. Escocia.
- Tempesta, T. 2010. The perception of agrarian historical landscapes: A study of the Veneto plain in Italy. *Landscape and Urban Planning* 97: 258-272.
- Ulrich, R.S. 1983. Aesthetic and affective response to natural environment. En: Altman, I. and J.F. Wohlwill (Eds.). *Behavior and the natural environment*. Pp 85-125. Plenum Press. New York. USA.
- Ulrich, R.S., R.F. Simons, B.D. Losito, E. Fiorito, M.A. Miles, M. Zelson. 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11: 211-230.
- Van den Berg, A.E., C.A. Vlek, J.F. Coeterier. 1998. Group differences in the aesthetic evaluation of nature development plans: a multilevel approach. *Journal of Environmental Psychology* 18: 141-157.
- Vouligny, E., G. Domon, J. Ruiz. 2009. An assessment of ordinary landscapes by an expert and by its residents: landscape values in areas of intensive agricultural use. *Land Use Policy* 26: 890-900.
- Wiens J. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. En: Hansson L, Fahring L. G Merriam (Eds.). *Mosaics Landscape and Ecological Processes*. Chapman and Hall. Londres. Inglaterra.
- Xu, J., Fox, J., D. Melick, Y. Fujita, A. Jintrawet, Q. Jie, D. Thomas, W. Weyerhaeuser. 2006. Land use transition, livelihoods and environmental services in Montane Mainland Southeast Asia. *Mountain Research and Development* 26: 278-284.
- Yang, B., T.J. Brown. 1992. A cross-cultural comparison of preferences for landscape styles and landscape elements. *Environment and Behavior* 24: 471-507.
- Yu, K. 1995. Cultural variations in landscape preference: comparisons among Chinese sub-groups and western design experts. *Landscape and Urban Planning* 32: 107-126.
- Zube, E. 1987. Perceived land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology* 1(1): 37-45.
- Zube, E.H., D.G. Pitt. 1981. Cross-cultural perceptions of scenic and heritage landscapes. *Landscape planning* 8: 69-87.
- Zube, E.H., Sell, J., Taylor, J. 1982. Landscape perception: Research, application, theory. *Landscape planning* 9: 1-33.



## Representatividad espacial de las principales comunidades vegetales en la cuenca baja del arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina)

Natalia Vercelli<sup>123\*</sup>, Ilda Entraigas<sup>13</sup>, Juan Pablo Argañaraz<sup>4</sup>,  
Rosa Scaramuzzino<sup>3</sup>, Carlos D'Alfonso<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff", Azul, Bs. As, Argentina. <sup>2</sup>CIC. <sup>3</sup>Facultad de Agronomía (UNCPBA). <sup>4</sup>CONICET. \*Autor de correspondencia: [natalia.vercelli@yahoo.com.ar](mailto:natalia.vercelli@yahoo.com.ar)

### RESUMEN

La cuenca del arroyo del Azul (6.237 km<sup>2</sup>) se ubica en el centro de la provincia de Buenos Aires, entre 58°51'-60°10' LO y 36°09'-37°19' LS. La zona más deprimida de dicha cuenca (4.500 km<sup>2</sup>) corresponde a un sub-ambiente típico de llanura, con suelos alcalinos y/o hidromórficos con tosca a poca profundidad, en el que se presentan diversos ambientes: pajonales de *Paspalum quadrifarium*, duraznilares de *Solanum glaucophyllum*, flechillares, pasturas degradadas, sectores cultivados, cursos de agua y sitios destinados al uso antrópico. Con el objetivo de caracterizar las principales comunidades vegetales del sector y su relevancia espacial en el mosaico paisajístico, en primer lugar se llevó a cabo el trazado de una transecta de aproximadamente 18 km en sentido perpendicular al eje principal de escurrimiento de la cuenca, en la cual se identificaron 5 comunidades vegetales principales, a partir de especies indicadoras. Se calculó la representatividad de las mismas en el espacio analizado y, posteriormente, se llevaron a cabo muestreos de vegetación durante tres primaveras consecutivas (2010-2012) que permitieron la caracterización botánico-ecológica de estos ambientes. La comunidad más representada en la transecta resultó ser la correspondiente a los llamados flechillares, ocupando un 35% del espacio analizado, los cuales conforman la matriz principal del paisaje en la cuenca baja, alternando con pajonales y pasturas degradadas. Los índices más altos de riqueza se registraron en los pajonales, mientras que los sitios más diversos resultaron ser los flechillares. La aproximación al conocimiento de la estructura del paisaje en este área típica de llanura mediante la caracterización botánico-ecológica de sus principales comunidades y su representación en el espacio, permitirá avanzar luego en el análisis de su funcionamiento, teniendo en cuenta las fuertes relaciones horizontales entre los diferentes ambientes provistas, sobre todo, por el régimen hídrico predominante.

**Palabras claves:** Representatividad espacial, comunidad vegetal, Pampa Deprimida.

### ABSTRACT

The Azul creek basin (6,237 km<sup>2</sup>) is located in the centre of Buenos Aires province, Argentina, and its most depressed area (4,500 km<sup>2</sup>) corresponds to a typical flat plain environment, with alkaline and/or hydromorphic soils with different plant communities. To characterize the main plant communities of the study area and its relevance in the landscape mosaic, we first draw one transect of about 18 km in a perpendicular direction to the main axis of the basin runoff, and we identified five plant communities on it, from their characteristic species. We estimated the representation of them in the analyzed space and subsequently sampled the vegetation along three consecutive springs (2010-2012) that allowed the botanical-ecological characterization of these environments. The most represented community in the corresponding transect were that called flechillares, occupying 35% of the analyzed space, which make up the main matrix of the landscape in the lower basin, alternating with grasslands and degraded pastures. The highest richness rates were recorded in the grasslands, while the flechillares proved to be the most diverse sites. The approach to the understanding of the structure of the landscape in this area due to a botanical-ecological characterization of the main communities and their representation in space will allow facing the analysis of its functionality, taking into account strong horizontal relationships between the different environments provided mainly by the prevailing water regime.

**Key words:** Spatial representation, plant community, Argentine Pampa.

### INTRODUCCIÓN

La Pampa Deprimida es una extensa llanura, de aproximadamente 10 millones de hectáreas, que se extiende hacia el

noreste y sudoeste de las sierras de Tandilia en la provincia de Buenos Aires. Se trata de una depresión con muy escasa pendiente, que oscila entre 0,025% y 0,5%,

lo que dificulta claramente el escurrimiento superficial y promueve la generación de un sistema de drenaje mal constituido de tipo endorreico o arreico (IHLLA, 2003). El paisaje se caracteriza por su relieve plano y la ocurrencia periódica de inundaciones, cuya duración e intensidad cambia con la posición topográfica (Chaneton, 2005).

La formación vegetal predominante en la Pampa Deprimida es el pastizal natural (Batista et al., 2005), dominado por vegetación graminosa y salpicada por cultivos, espejos de agua y montes de diferentes extensiones (Voorst, 1967). A pesar de su aspecto monótono, una observación detallada permite comprobar que, en realidad, dichos pastizales comprenden un mosaico de comunidades vegetales (Burkart et al., 1990), con una gran diversidad de plantas nativas y exóticas (Perelman et al., 2001; Chaneton et al., 2002), donde alternan estepas y praderas graminosas con diferente cobertura y altura de pastos, hierbas y pequeños arbustos (Batista et al., 2005). Diversos autores como Voorst (1967), León et al. (1975), Batista et al. (1988), Burkart et al. (1990), Valicenti et al. (2000) Perelman et al. (2001), Migueltoarena (2009) y Migueltoarena et al. (2009), han descripto la heterogeneidad florística de estos pastizales, estando la misma relacionada en escala de paisaje con la heterogeneidad geomorfológica y edafológica (Batista et al., 2005). Por otro lado, los pastizales pampeanos han sido en su mayoría reemplazados por agroecosistemas, y sólo en áreas con impedimentos serios para la agricultura se conservan pastizales semi-naturales extensos. En la Pampa Deprimida, los pastizales aún ocupan una superficie importante a pesar de que han sido pastoreados por herbívoros domésticos durante los últimos siglos, por lo que las comunidades que lo integran no pueden ser consideradas climácicas (León y Burkart, 1998), es decir, no pueden pensarse como estados maduros en ausencia de perturbaciones. El proceso de expansión de

la frontera agrícola que actualmente se desarrolla en los pastizales trae como consecuencia cambios en el uso de la tierra, lo que por consiguiente modifica las comunidades del pastizal y su proporción en el espacio. Es por esto que el objetivo del presente trabajo fue caracterizar las principales comunidades vegetales en un área ubicada en el sector más llano de la cuenca del arroyo del Azul y, al mismo tiempo, analizar la representatividad espacial de cada una de ellas. Además, se pretendió comparar con lo registrado por otros autores que aplicaron metodologías diferentes para caracterizar regiones que incluyen esta zona de estudio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** La cuenca del arroyo del Azul se encuentra ubicada en la provincia de Buenos Aires (dentro de la Pampa Deprimida), entre 58°51'-60°10' LO y 36°09'-37°19' LS, abarcando una superficie de 6.237 km<sup>2</sup> (Fig. 1). El comportamiento general de la región se corresponde con un ambiente de llanura, aunque se reconoce una zona serrana hacia el sur de la cuenca y un sub-ambiente de llanura hacia el norte, por debajo de los 130 msnm, con una zona de transición entre ambos, caracterizada por suaves ondulaciones (Sala et al., 1987). Desde el punto de vista hidrológico, lo más notable en cuencas tan deprimidas como la del Azul es la acumulación del agua sobre la superficie, y la interacción entre aguas superficiales y subterráneas en bajos, lagunas y cursos de agua, conformando un Sistema Hidrológico No Típico (Fertonani y Prendes, 1983). Los suelos del sector llano presentan limitaciones determinadas por el drenaje deficiente, la presencia de un encostramiento calcáreo estratiforme (Zárate y Mehl, 2010) y niveles freáticos cercanos a la superficie. Además, estos suelos exhiben alcalinidad en superficie y/o profundidad, lo cual es perjudicial para su estructura y dificulta la absorción de nutrientes por la vegetación (Mestelan y Ramaglio, 2011).

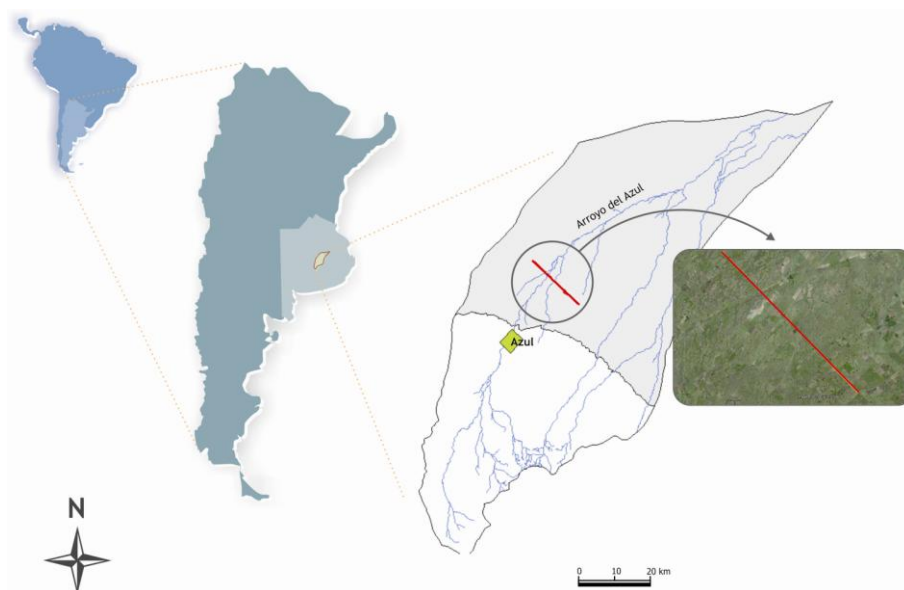


Fig. 1. Localización geográfica de la cuenca del arroyo del Azul y de la transecta de muestreo.

En lo que se refiere al clima de la zona, siguiendo la clasificación de Thornthwaite y Mather (1955), está caracterizado por ser subhúmedo-húmedo, mesotermal, con poca o nula deficiencia de agua. La temperatura media anual es de 14,4°C (1966-2011), mientras que la precipitación media anual es de 911 mm (1901-2011) (Varni et al., 2013). La formación vegetal predominante en el sector más llano se corresponde con una estepa de gramíneas generalmente cespitosas, perteneciente al distrito Pampeano Oriental, en la provincia fitogeográfica Pampeana (Cabrera, 1971).

**Muestreo y análisis de datos:** En primera instancia, se realizó el trazado de una transecta de 18 km aproximadamente, proyectada transversalmente al eje principal de escurrimiento de la cuenca del arroyo del Azul (orientación sudoeste-noreste, Fig. 1). El lugar elegido se encuentra a la altura del paraje Shaw, siendo la transecta resultante paralela al camino vecinal, atravesando la ruta nacional 3 en el km 278, a 20 km de la ciudad de Azul (36°41' 10" LS, 59°38'43" LO y 36°34'37" LS, 59°47'22" LO). La metodología basada en el estudio mediante una transecta linealiza

la definición de gradientes topográficos y de aguas (Committee on Characterization of Wetlands, 1995), por lo que es recomendado para el análisis de cuencas en zonas de grandes llanuras (Hidrología de las Grandes Llanuras, 1983). El análisis de las observaciones botánicas realizadas a campo conjuntamente con la información recabada a partir de bibliografía específica (Voorst, 1967; León et al., 1975; Batista et al., 1988; Burkart et al., 1990; Valicenti et al., 2000; Perelman et al., 2001, Migueltorena, 2009 y Migueltorena et al., 2009) permitieron la diferenciación de 5 comunidades vegetales principales, las cuales se reconocieron visualmente en el campo a partir de la presencia de especies indicadoras y/o dominantes, además de cursos de agua y espacios destinados al uso antrópico (como rutas, caminos, estación de ferrocarril, escuela, etc.). Se considera especie indicadora aquella que define un rasgo o característica del medio ambiente y cuya presencia indica la expresión de una comunidad conformada por un determinado conjunto de otras especies; a su vez, la especie dominante es la provee una parte sustancial de la

biomasa o del número de individuos de una comunidad. Posteriormente se calculó la representatividad de cada una en el espacio analizado y se compararon los resultados obtenidos con lo registrado por otros autores que aplicaron metodologías diferentes para caracterizar regiones que incluyen la zona estudiada (Valicenti et al., 2000; Herrera et al., 2009; Argañaraz y Entraigas, 2010; Lara y Gandini, 2013). En cada una de las comunidades se realizaron muestreos de vegetación en tres primaveras consecutivas (2010-2012), utilizando el método de muestreo de números al azar, confeccionando una cuadrícula de 4 m<sup>2</sup>, previo cálculo del área mínima de la comunidad (Matteucci y Colma, 1982). Se registraron la totalidad de las especies presentes y su abundancia-cobertura (Braun-Blanquet, 1979). Los ejemplares se determinaron en el Laboratorio de Botánica Sistemática de la Facultad de Agronomía (UNCPBA) y se depositaron en el Herbario FAA, según el *Index Herbariorum* ([sweetgum.nybg.org/ih](http://sweetgum.nybg.org/ih)). Con los inventarios de especies encontradas en cada sitio se procedió al cálculo del índice de diversidad (H') de Shannon-Wiener (McCune y Grace, 2002) y el índice de equitatividad (J) según la fórmula de Pielou (1966; 1969), los cuales en su momento también fueron promediados con el fin de obtener un parámetro que permita caracterizar resumidamente a la comunidad.

## RESULTADOS

Caracterización de la vegetación: El análisis de la vegetación permitió la identificación de 5 comunidades principales en el área:

(i) Pajonales de *Paspalum quadrifarium*: caracterizados por la dominancia de paja colorada, una gramínea formadora de matas altas de gran porte que le da su aspecto, alcanzando valores de cobertura que van entre 20 y 80% de acuerdo con la densidad de las matas. La comunidad está integrada, además, por otras hierbas que ocupan los espacios intermatas como

*Ambrosia tenuifolia*, *Eryngium paniculatum*, *Phyla nodiflora* var. *minor*, *Plantago lanceolata*, *Linum bienne*, *Agalinis communis* y varias especies de flechillas (*Nassella clarazii*, *Jarava plumosa*, *Nassella philippii*, entre otras).

(ii) Cultivos agrícolas: potreros destinados a la implantación de cultivos agrícolas como soja (*Glycine max*), maíz (*Zea mays*), sorgo (*Sorghum* sp.) y girasol (*Helianthus annuus*). Durante el invierno y la primavera se observan cultivos de trigo (*Triticum* sp.) y cebada (*Hordeum* sp.).

(iii) Pasturas degradadas: constituyen aquellos terrenos que, habiendo sido destinados a cultivos de especies forrajeras como *Festuca arundinacea* y *Agropyron elongatum* implantados con el objetivo de proporcionar alimento para el ganado bovino, se encuentran actualmente sometidos a diferentes condiciones de manejo, por lo que la cobertura de estas gramíneas no es uniforme (varía entre 25% y 80%), siendo además colonizados por especies exóticas, o nativas presentes en el banco de semillas (*Lotus tenuis*, *Grindelia pulchella* var. *discoidea*, *Cynodon dactylon* var. *dactylon*, *Oxalis conorrhiza*, *Bothriochloa laguroides*, *Trifolium pratense*, etc.).

(iv) Flechillares: incluyen aquellos campos que albergan comunidades caracterizadas por la presencia de especies rastreras, arrosetadas o de escasa altura (*Phyla nodiflora* var. *minor*, *Lotus tenuis*, *Dichondra microcalyx*, *Plantago lanceolata*, *Oxalis* sp., *Cypella herbertii*, *Leontodon taraxacoides*, *Aganilis communis*, etc.), entre las que sobresalen ejemplares de gramíneas erectas de mayor altura (*Nassella neesiana*, *Nassella formicarum*, *Piptochaetium montevidense*, *Bothriochloa laguroides*, *Sporobolus indicus*, *Lolium multiflorum*, *Poa ligularis*, etc.), junto con ciertas malezas (*Carduus acanthoides*, *Cirsium vulgare*, *Symphyotrichum squamatum*) y algunas especies helófitas en micrositios húmedos (*Eleocharis bonariensis*, *Paspalum vaginatum*, *Marsilea*

*ancylopoda*, *Leersia hexandra*, y varios representantes del género *Cyperus*).

(v) Duraznillares de *Solanum glaucophyllum*: son comunidades edáficas, típicas de hoyadas húmedas de extensión variable sin desagüe permanente, en las que crece en forma dominante el duraznillo blanco, un arbusto pequeño, poco ramificado, de hasta 1,5 m de altura (Vervoorst, 1967) que posee raíces gemíferas, es tóxico para el ganado y tolera periodos de anegamientos prolongados. Las especies acompañantes durante la primavera son *Hydrocotyle bonariensis*, *Alternanthera philoxeroides*, *Eleocharis viridans*, *Xanthium cavanillesii*, *Lachnagrostis filiformis*, *Mentha pulegium*, *Paspalum vaginatum*, *Glyceria multiflora*, *Ludwigia peploides* ssp. *peploides*, *Polygonum hydropiperoides*, entre otras. En épocas muy húmedas, se desarrollan especies flotantes como *Azolla filiculoides*, *Ricciocarpus natans*, y varias lentejas de agua (*Lemna* sp. y *Wolffiella* sp.).

Posteriormente, se calcularon los índices ecológicos a partir de los muestreos en parcelas de cada comunidad vegetal y en la Tabla 1 se detallan los valores encontrados en cada oportunidad para los dos ambientes más representados espacialmente, es decir, flechillares y pajonales. Los valores no varían sustancialmente, aunque se detecta un sutil descenso de los índices del flechillar en la primavera del 2011, mientras que los del pajonal muestran un ligero ascenso en ese mismo muestreo. Estas comunidades son sistemas complejos sometidos a disturbios que se presentan con una cierta regularidad (como el pastoreo y las inundaciones), los cuales producen cambios sustanciales en la composición florística de los pastizales que deben ser analizados en detalle para entender la dinámica a la que están sujetos.

Tabla 1. Índices ecológicos calculados para las comunidades más representadas espacialmente en la transecta, a partir de los datos recabados en cada muestreo primaveral.

	Flechillares			Pajonales		
	2010	2011	2012	2010	2011	2012
H'	2,860	2,407	2,763	2,294	2,430	2,323
J'	0,830	0,757	0,869	0,685	0,722	0,664

La Tabla 2 contiene los promedios de los índices ecológicos a lo largo de los 3 muestreos, y de allí se desprende que los sitios más diversos son los flechillares ( $H' = 2,676$ ), mientras que los menos diversos son los potreros con pasturas degradadas, que presentan valores de  $H' = 1,71$ . El índice de equitatividad de Pielou mostró que los sitios con valores de  $J'$  extremos fueron los flechillares ( $J' = 0,819$ ) y las pasturas degradadas ( $J' = 0,643$ ). Los índices mencionados no se calcularon para los cultivos agrícolas.

**Representatividad espacial:** La transecta tiene una longitud total de 17.705 m, encontrándose ocupada en su mayor parte

por flechillares (34,87%), pajonales (23,3%) y pasturas degradadas (18,63%). Los cursos de agua, considerados junto con sus orillas y vegetación asociada, representan el 1,06% del espacio analizado, siendo la clase menos extendida, seguido por los sitios destinados al uso antrópico permanente (para vivienda y transporte, por ejemplo) que ocupan un 3,16%. Los cultivos y los duraznillares representan el 11,68% y el 7,28% de la transecta, respectivamente (Tabla 3). Es interesante destacar que la totalidad de los pajonales se encuentran al sudeste (derecha) del arroyo del Azul, representando en dicho sector el 34,97%, y desapareciendo luego

de cruzar el curso de agua. Al noroeste del mismo (izquierda), los flechillares ocupan un 79,55%, lo que se refleja en la proporción de cultivos (1,67%) y en menor

medida, la de duraznillares y pasturas degradadas (4,47% y 13,47%, respectivamente).

Tabla 2. Número total de especies diferentes encontradas en cada comunidad a lo largo del período de muestreo e índices ecológicos promediados entre las 3 primaveras.

	Número de especies encontradas	Índices ecológicos (promediados)	
		H'	J'
Flechillares	111	2,676	0,819
Duraznillares	55	2,385	0,783
Pajonales	93	2,349	0,690
Pasturas degradadas	42	1,710	0,643

Tabla 3. Espacio ocupado por cada comunidad y proporción en el espacio analizado.

	Espacio ocupado (m)	Porcentaje del total (%)
Duraznillares	1.286	7,28
Pajonales	4.127	23,30
Flechillares	6.174	34,87
Cultivos	2.069	11,68
Pasturas Degradadas	3.299	18,63
Cursos de agua	189	1,06
Uso antrópico	561	3,16
<b>TOTAL</b>	<b>17.705</b>	<b>100,00</b>

## DISCUSIÓN

El área de estudio se encuentra principalmente cubierta por flechillares y pajonales, y en menor medida por el resto de las comunidades descriptas, siendo las dos comunidades predominantes las que presentan valores más altos de riqueza y diversidad. Los resultados se corresponden con lo registrado en varios estudios realizados acerca de la heterogeneidad en los pastizales de la Pampa Deprimida. Por ejemplo, Valicenti et al. (2000) analizaron las relaciones entre la vegetación y la fisiografía en una transección perpendicular al arroyo del Azul, utilizando el método fitosociológico, y encontrando entre el mencionado arroyo y los siguientes 4000-6000 m al oeste predominio de la comunidad II (equivalente a los flechillares descriptos), además de manchones con

vegetación halófitas (denominada comunidad V, inmersos en los flechillares). Por otro lado, Argañaraz y Entraigas (2010) elaboraron un mapa sobre los diferentes tipos de cubiertas del suelo en la cuenca baja del arroyo del Azul a partir del tratamiento de imágenes Landsat 5 TM, registrando un 78% del espacio cubierto por campos naturales (donde se incluyen tanto los flechillares como las pasturas degradadas), 12% para cultivos agrícolas, y sólo un 5% de pajonales de *P. quadrifarium*, aunque concentrados principalmente en el centro-oeste del área de estudio, donde se encuentra ubicada la transecta analizada en este trabajo. Consideramos que las diferencias encontradas se deben a los criterios utilizados para discriminar unidades (categorías de cobertura vs. comunidades vegetales) y a la

extensión del área analizada en los trabajos.

Las proporciones registradas para los pajonales coinciden con lo registrado por Herrera et al. (2009) para el área de distribución original del *Paspaleum*, y con lo reportado por Lara y Gandini (2013) para el centro de la provincia de Buenos Aires, habiendo utilizado ambas imágenes Landsat 5 TM. En los trabajos mencionados donde se utilizan imágenes de satélite, la proporción de cuerpos de agua es menor a la registrada aquí para los duraznilares, y esto nuevamente se debe al criterio de delimitación de unidades: las comunidades dominadas por *S. glaucophyllum* fueron consideradas independientemente de la condición hidrológica.

## CONCLUSIONES

La metodología utilizada en este trabajo se considera adecuada para la caracterización y descripción de la estructura del paisaje en zonas de llanuras, permitiendo el arribo a resultados coherentes con los reportados por otros autores a pesar de la disparidad de las metodologías empleadas. Además, la aproximación al conocimiento de dicha estructura, permitirá avanzar luego en la identificación y el análisis en detalle de las áreas de transición, teniendo en cuenta las fuertes relaciones horizontales entre los diferentes ambientes condicionadas, principalmente, por el régimen hídrico y las geoformas predominantes.

## AGRADECIMIENTOS

A los técnicos del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff", Enrique Queupán, Joaquín Rodríguez y Matías Silicani, por acompañarnos en las salidas de campo.

## BIBLIOGRAFÍA

Argañaraz, J., I. Entraigas. 2010. Análisis de los tipos de cubierta del suelo en la cuenca baja del arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina) a partir de

imágenes Landsat 5 TM. En: M. Varni, I. Entraigas, L. Vives (eds.) Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zonas de llanura. Vol. II: 623-630. Ed. Martín. Mar del Plata.

Batista, W.B., R. León, S. Perelman. 1988. Las comunidades vegetales de un pastizal natural de la Región de Laprida, Buenos Aires, Argentina. *Phytocoenologia* 16:465-480.

Batista, W.B., M. Taboada, R. Lavado, S. Perelman, R. León. 2005. Asociación entre comunidades vegetales y suelos en el pastizal de la Pampa Deprimida. En: Oesterheld, M., M. Aguiar, C. Ghera, J. Paruelo (comps.) La heterogeneidad de la vegetación en los agroecosistemas: un homenaje a Rolando J.C. León. 19-42. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Braun-Blanquet, J.J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ediciones Blume. Madrid.

Burkart, S., R. León, C. Movia. 1990. Inventario fitosociológico del pastizal de la depresión del salado (prov. Bs. As.) en un área representativa de sus principales ambientes. *Darwiniana* 30(1-4):27-69.

Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, XIV(1-2).

Chaneton, E.J., S. Perelman, M. Omacini, R. León. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate pampa grasslands. *Biological Invasions* 4: 7-24.

Chaneton, E.J. 2005. Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. En: Oesterheld, M., M. Aguiar, C. Ghera, J. Paruelo (comps.) La heterogeneidad de la

- vegetación en los agroeco-sistemas: un homenaje a Rolando J.C. León. 19-42. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Committee on Characterization of Wetlands, National Research Council. 1995. Wetlands: characteristics and boundaries. National Academy Press. Washington DC.
- Fertonani, M.E., H. Prendes. 1983. Hidrología en área de llanura. Aspectos conceptuales, teóricos y metodológicos. En: M.C. Fuschini Mejía (Ed.) Hidrología de las Grandes Llanuras. Coloquio de Olavarría. UNESCO. Secretaría Nacional de Recursos Hídricos. Vol. 3: 787-864.
- Herrera, L., P. Laterra, N. Maceira, D. Zelaya, G. Martínez. 2009. Fragmentation status of tall-tussock grassland relicts in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecology and Management*. 62:73-82.
- Hidrología de las Grandes Llanuras. 1983. Actas del Coloquio de Olavarría. UNESCO - Comité Nacional Argentino para el Programa Hidrológico Internacional. Buenos Aires.
- IHLLA. 2003. Sistema de soporte para la gestión eficiente de los recursos hídricos en la llanura bonaerense. Proyecto CIC-UNCPBA, Informe final. Instituto de Hidrología de Llanuras. Azul.
- Lara, B., M. Gandini. 2013. Nuevo aporte para la distribución del *Paspalum* en el centro de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 4:1-12.
- León, R., C.P. Movia, R.J. Valencia. 1975. Las comunidades herbáceas de la región Castelli-Pila. *Monografías* 5, Comisión de Investigaciones Científicas de la Prov. de Buenos Aires, 73-132.
- León, R., S. Burkart. 1998. El pastizal de la Pampa Deprimida: estados alternativos. *Ecotropicos* 11(2):121-130.
- Matteucci, S.D., A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C.
- McCune, B., J. Grace. 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design. Oregon.
- Mestelan, S., J. Ramaglio. 2011. Capítulo III: Características, distribución y uso de los suelos del partido de Azul. En: Requesens, E (Comp.). 2011. Bases agroambientales para un desarrollo rural sustentable del partido de Azul. CADES (Municipio de Azul – Facultad de Agronomía, UNCPBA).
- Migueltorena, M.V. 2009. Estudio comparativo entre dos elementos del paisaje en la cuenca del arroyo del Azul. Análisis del tratamiento de los conceptos de la Ecología de Paisajes en el Nivel Secundario (ex - Polimodal). Trabajo Final del Profesorado en Ciencias Biológicas, Facultad de Agronomía de la UNCPBA.
- Migueltorena, M.V., I. Entraigas, C. D'Alfonso, R. Scaramuzzino. 2009. Introducción al estudio de los bajos dulces y alcalinos de la cuenca del arroyo del Azul. II Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes. Córdoba. Libro de resúmenes - página 60.
- Perelman, S.B., R. León, M. Oesterheld. 2001. Cross-scale vegetation patterns of flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology* 89:562-577.
- Pielou, E.C. 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use



- and misuse. *American Naturalist* 100:463-465
- Pielou, E.C. 1969. *An introduction to Mathematical Ecology*. Editorial John Wiley & Sons. New York.
- Sala, J.M., E. Kruse, R. Aguglino. 1987. *Investigación hidrológica de la cuenca del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires. Informe 37*. CIC. La Plata.
- Thornthwaite, C., J. Mather. 1955. *The water balance*. Publications in Climatology VIII(1), Laboratory of Climatology. Centerton, New Jersey.
- Valicenti, R., R. Méndez Escobar, E. Requesens, E. Orfila, E. Farina, C. D'Alfonso, R. Scaramuzzino. 2000. *Relaciones entre la vegetación y la fisiografía en una transección perpendicular al Arroyo Azul (Provincia de Buenos Aires)*. *Revista de la Facultad de Agronomía - UNLPam*. 11(1): 31-42.
- Varni, M., Entraigas, I., Migueltorena, V., Comas, R. 2013. *Evaluation of flooded areas with satellite imagery using an objective hydrologic criterion*. *Water and Environment Journal*, 27:396-401.
- Vervoorst, F.B. 1967. *Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). La vegetación de la República Argentina. Serie Fitogeográfica 7*, INTA. Buenos Aires.
- Zárate, M.A., A. Mehl. 2010. *Geología y geomorfología de la cuenca del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina*. En: M. Varni, I. Entraigas, L. Vives (eds.) *Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zonas de llanuras*. Vol I: 65-78. Ed. Martín. Mar del Plata.

## Paradigmas urbanos de una ciudad inmersa en un Parque Nacional: San Carlos de Bariloche, Argentina

Norberto Javier Rodríguez

Magister en PROPUR-UBA y Presidente del Grupo de Planificación Sustentable, (GPS). Suiza 1131, S. C. de Bariloche, Río Negro, Argentina. E-mail: [rodrigueznorbertojavier@hotmail.com.ar](mailto:rodrigueznorbertojavier@hotmail.com.ar).

### RESUMEN

En las ciudades que tienen una relación muy fuerte con su entorno natural, afectadas por desarrollos turísticos como principal actividad económica, muestran una puja entre una adaptación sustentable al medio ambiente y la dominación e imposición de propuestas urbanísticas, sin contemplar claramente las consecuencias. Esta distinta actitud puede percibirse en los procesos históricos de una ciudad, que va generando sus propias huellas, relacionadas con los distintos *paradigmas* que la han afectado. Pero que también tiene posibles vínculos con los tipos de paisaje que la contienen, consecuencia de las políticas aplicadas, como de las funciones o usos urbanos que la afectan, más allá de normativas y características territoriales. En esta monografía se hace una aproximación a la problemática de la relación entre procesos urbanos y espacios o paisajes naturales, por medio de una investigación de los *paradigmas* que han afectado la ciudad. Se propone para esto identificar, caracterizar y analizar, el proceso histórico, su relación con el entorno natural, junto a sus códigos y normativas que la afectaron y sus consecuencias.

**Palabras claves:** Paradigma urbano, Parque Nacional, Reserva Natural, paisaje, Patagonia, Bariloche.

### ABSTRAC

In cities that have a very strong relationship with their natural environment, affected by tourism development as the main economic activity, there is a struggle between a sustainable adaptation to the environment, and domination by imposition of urbanistic proposals, without clearly considering the consequences. This different attitude can be perceived in the historical processes of a city, which generates its own tracks, related to different *paradigms* that have affected it. But it also has possible links to the kinds of landscape that contain, as a result of policies implemented, like functions or urban uses that affect it, beyond regulations and territorial characteristics. This monograph shows an approach to the problem of the relationship between urban processes and spaces or urban landscapes, through a research of the *paradigms* that have affected the city. It intends to identify, characterize and analyze the historical process, its relationship with the natural environment, along with codes and regulations that affected it and its consequences.

**Key Word:** Urban paradigm, National Park, Natural Reserve, landscape, Patagonia, Bariloche.

### INTRODUCCIÓN

Este trabajo pretende generar una enumeración y análisis de los procesos urbanos en una ciudad de montaña, lindante a un espacio de preservación natural como es un Parque Nacional que contiene una gran biodiversidad, en un proceso que ha respondido a distintas escuelas o corrientes de pensamiento en la materia, para una ciudad de montaña, intentando llegar a una posible línea identitaria respecto a la ciudad seleccionada, situación que podría permitir a futuro la comparación con otras ciudades en similares condiciones geográficas, que sin embargo podrían tener otro contexto histórico y socio-económico. Para comenzar se creyó conveniente realizar primeramente una descripción previa de la ciudad seleccionada, para poder ubicarse el lector en las

características generales de la zona donde se ubica la misma, en relación a aspectos que puedan haber influenciado en el desarrollo urbanístico; junto a un resumen histórico relacionado al proceso territorial de la región. Posteriormente se avanza en una segunda instancia sobre procesos y documentos urbanísticos destacados, donde se espera poder identificar en qué medida el paisaje y las condiciones contextuales han dado forma e influido en el producto urbano que ha llegado hasta el SXXI. ¿Cuáles son entonces las características y condicionantes heredadas? Incluyendo aquellas que hoy están dando forma a este tipo de ciudades, que son resultado de esos *paradigmas* que la afectaron y su relación con el entorno, conformando así de las conclusiones finales del presente trabajo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Emplazamiento de la ciudad:** Se ha escogido la Ciudad de San Carlos de Bariloche, ubicando el centro de la plaza de su Centro Cívico entre el paralelo 41° 8' Sur y el 71° 18' Oeste. Ubicada en la Patagonia Argentina (Prov. de Río Negro), para la realización de los estudios antes mencionados. La misma se encuentra limitando actualmente en todo su contorno con el Parque Nacional Nahuel Huapi (excepto al Este donde existe una pequeña porción que linda con otro ejido pequeño perteneciente a la ciudad de Dina Huapi). Se encuentra limitada por la Cordillera de los Andes al Oeste, varias montañas de más de 1500 m y la costa norte del Lago Gutiérrez al Sur, al Norte bordea el Lago Nahuel Huapi (estos frentes siempre en jurisdicción de Parques Nacionales); finalmente linda al Este con el Río Ñirihuau, luego del cual inicia el ejido municipal de Dina Huapi. S. C. de Bariloche forma parte del Departamento de Bariloche, dentro de la provincia de Río Negro, distante 1800Km de Buenos Aires por Carretera. Para la primera

década del SXXI se posiciona como la ciudad más densamente poblada de la Provincia, y la cuarta en toda la Patagonia (Rodríguez, 2009), al estar ubicada entre las cinco provincias más australes del territorio Argentino.

**Características generales de la zona:** El Plano del Ejido (Fig. 1) muestra toda la extensión del mismo para 1995. En la segunda década del SXXI se incorpora mayor extensión, como el Cerro Catedral y el Aeropuerto, llevando la superficie total a 27.500Has. Asimismo, en la Fig. 2 es posible observar el lago Nahuel Huapi y otros menores en azul oscuro, con los Cerros más altos como el Catedral, identificables por los picos nevados, la gran mayoría de los desarrollos urbanos de la ciudad están en las tierras más bajas, entre las orillas de algún Lago y las primeras estribaciones de una montaña, con la excepción de la Villa Catedral que está en la base del centro de esquí a 1200m de altura. La mayoría de las tierras al sur del Lago Nahuel Huapi, que se ven en dicha imagen, son parte del extenso ejido municipal.

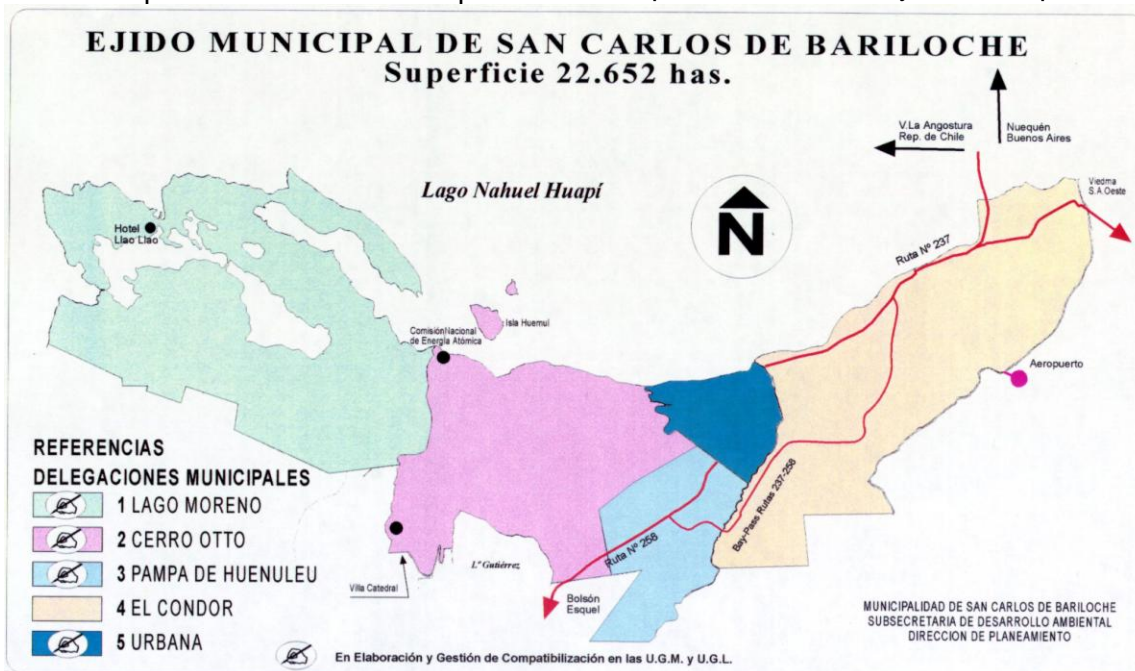


Fig. 1. Mapa del Código Urbano (1995), separando cinco de las Delegaciones Municipales. En la actualidad se han anexado las Delegaciones Cerro Catedral y El Cóndor. Imagen sin escala y sin deformaciones (Código Urbano, 1995).

Su origen geológico está compuesto por valles y lagos de origen glaciarios y montañas

circundantes de altura considerable (llegando a 1700msnm o más), cubiertas en gran parte

por bosques nativos, destacándose los cipreses, coihues, ñires y arrayanes entre otros, que han establecido ecosistemas destacados por los expertos. Estos Cerros son rodeados por la urbanización y por la hermosa naturaleza en la que está inmersa la ciudad, produciendo una influencia en la forma de vivenciar la ciudad por sus residentes y los visitantes. Su geografía y paisaje han servido a su vez de puntos de

referencia y orientación en el espacio urbano. El clima es de Montaña, sobre todo en la zona Oeste del ejido, considerando que en Llao-Llao la precipitación es de 1800mm anuales cuando en su extremo opuesto en la zona del Río Ñirihuau es de 500mm. En toda la zona es normal la precipitación Nívea, estos efectos climáticos se sienten en mayor medida cuando mayor altura alcanzamos o más nos acercamos al sector Oeste.



Fig. 2. Imagen satelital del ejido municipal de la ciudad de San Carlos de Bariloche. A: Zona Central. B: Lago Nahuel Huapi. C: Cerro Catedral. D: Lago Gutiérrez. Fuente: Google Earth, (2008) -sin escala y sin deformación.

El desarrollo urbano de la ciudad seleccionada tiene su punto focal en el Puerto (San Carlos), que ya existía desde los inicios de los primeros pobladores, por la comercialización y la comunicación con otros puntos o parajes poblados, donde se realizaba una explotación ya agrícola-ganadera o forestal. Por la falta de caminos el medio lacustre jugaba un papel destacado, en especial en la exportación a Chile, que en un principio fue su salida comercial más importante. No obstante el desarrollo comercial en torno al puerto, el poblamiento se inició previamente a nivel rural sobre todo en las costas de ríos y lagos de la zona. Pero es entorno a este *Locus* portuario, que se comienza a generar un espacio de desarrollo urbano incipiente, que comienza a formar una centralidad destacada para la zona ya a

finales del siglo XIX. Incluso ganando en importancia a otros parajes poblados previamente, por ejemplo el ubicado en la naciente del Río Limay, donde a pesar de contar con oficinas públicas y pequeños comercios, no prosperó como San Carlos de Bariloche (Vallmitjana, s/f). La disposición de las fracciones otorgadas para la conformación de la Colonia Nahuel Huapi (Fig. 3), en torno casi totalmente al lago del mismo nombre dio origen al desarrollo poblacional, fundamentalmente por colonos europeos, pero también seguían existiendo grupos mapuches por ejemplo. Además, como estas tierras fueron ganadas durante la llamada Conquista del Desierto, al finalizar la misma se entrega a los militares participantes algunas tierras en la zona, como forma de pago por los servicios prestados. Debido al objetivo político de



ocupación del territorio nacional, se contrata a peritos y especialistas en estudios geográficos y geológicos en la zona, como son el Perito Moreno y Bailey Willis, este último en 1914 realiza un informe al gobierno nacional y un proyecto de una ciudad en la naciente del Río Limay. La que tenía el fin de aprovechar las

posibilidades de un desarrollo económico regional, pero sobre todo, afirmar la propiedad en la región por parte de la Nación Argentina en cercanías de su frontera con Chile, con quien se inician tratativas para determinar los límites territoriales a principios del SXX.

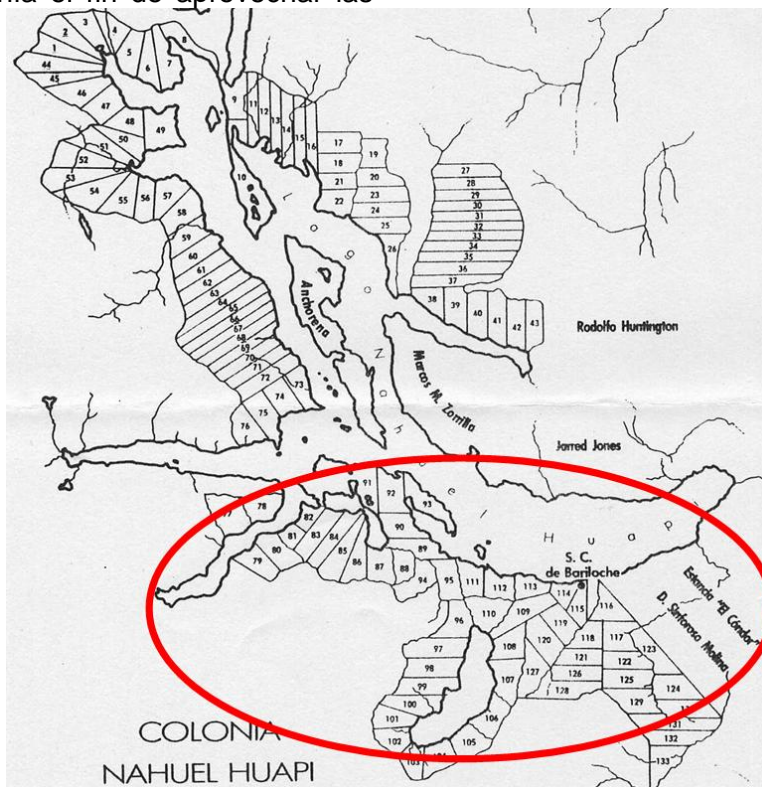


Fig. 3. Primeros lotes agrícolas, de la Colonia Nahuel Huapi. Los lotes al sur del lago Nahuel Huapi dentro del ovalo rojo, conforman el actual ejido municipal y son los primeros loteos que mayoritariamente aún perduran como privados. -sin escala y sin deformación (Vallmitjana, 1995).

Resumen histórico de los hechos destacados en forma cronológica: (1)1895: Llegada de Carlos Weiderhold, quien construye el primer establecimiento comercial de importancia en el actual centro de Bariloche. (Establecimiento San Carlos). También se realiza el segundo Censo Nacional, que da en la zona del lago Nahuel Huapi 196 hab. el 21% nativos (mayoría chilenos). (2) 1902: Fundación de Bariloche, al aprobarse la Parcelación con 400 ha, para formar un poblado en torno al escaso poblado que se comenzaba a desarrollar en torno al Establecimiento San Carlos. Se instala en dicho año la Primera oficina de Correo y Telégrafos. (3) 1934: Llega el primer tren a Bariloche y la creación de Parques

Nacionales. (4) 1937: Hotel Llao Llao y su edificio en madera. (5) 1958: Finalizan las obras viales de asfalto que comunica Bariloche con Buenos Aires. La Ley Luelmo transfiere las tierras de Parques Nacionales al Municipal de Bariloche conformando el actual ejido Urbano. (6) 1965/70: Primeros códigos de edificación y planeamiento urbano. (7) 1995: Código de planeamiento urbano que complementa los anteriormente realizados, pero aún con contradicciones (aún hoy, inicios de la segunda década del SXXI, se espera una adaptación y complementación de ambos).

Metodología: La estrategia para analizar las características de los *Paradigmas Urbanos* en

la ciudad seleccionada, requerían inicialmente considerar tanto el aspecto histórico como el físico-geográfico. Por ello es que se contempló un resumen de estos aspectos previamente, pero además porque tienen una referencia fundamental respecto a los períodos en que se aplican los distintos *paradigmas*. La investigación histórica se ha realizado fundamentalmente respecto a textos de Vallmitjana (1995) y Lolich (1995 y 2004), autores reconocidos que además cuentan con textos, analizando en el primero con un perfil socio-histórico y costumbrista, el segundo más relacionado a lo patrimonial-cultural y lo arquitectónico fundamentalmente. Ambos refieren a una visión personal del período previo, durante y pos Bustillo, donde se ha considerado un libro del mismo Bustillo (1997). Pero además se cuenta con otros autores Parsons (2002) y Madariaga (2007), en que el primero da cuenta de los procesos inmigratorios y la segunda autora analiza el proceso de crecimiento de la ciudad. Sumado a una investigación personal, dentro de las oficinas del Municipio (catastro, obras particulares, etc.) y de las oficinas de Parques Nacionales en la Intendencia local de dicha entidad. Incluyendo también los Códigos de Edificación, Urbano y de Planeamiento actuales, junto a la documentación obtenida de los avances en estas normativas anteriormente.

En relación a los diversos tipos de *Paradigmas* se cuenta con los aportes de Alicia Novick sobre la -Saga de los Modelos- y textos de autores que aportan conocimientos sobre características particulares de algunas tipologías, como en el caso de la ciudad Jardín, por Gravagnolo (1998), y más actualmente sobre la -La ciudad de la teoría...- entre otros textos de P. Hall (1996). Pero, más allá de las teorías que pudieran echar luz sobre el perfil paradigmático aplicado en distintas épocas a esta ciudad, se ha podido llegar a conclusiones y resultados que muestran un posible vínculo, que permitiría relacionar a la percepción del paisaje y la geografía local por los distintos actores intervinientes -sobre todo si estos recorrieron y vivenciaron personalmente el territorio analizado- lo que determinaría una

posible primacía del contexto paisajístico sobre la conformación del tipo de ciudad. El proceso se basa también en los criterios de Bozzano (2004), que apunta a un proceso teórico-metodológico, que describiéndolo en apretada síntesis, nos propone un criterio dialéctico (por medio de una hibridación entre lo teórico y lo empírico, o entre lo gnoseológico y lo ontológico).

## RESULTADOS

Primeros poblados y opciones utópicas: Los tipos de asentamientos rurales y semi-rurales de la zona del Nahuel Huapi, muestra el trazado de una colonia agrícola, concretada inmediatamente después de finalizada la Campaña del Desierto. Habiendo exterminado o expulsado a la población indígena, trasladándola a otras regiones o simplemente restringiendo sus actividades de supervivencia, comenzó el reparto de las tierras, esta distribución era consecuente con la política de colonización implementada por el gobierno nacional; previendo la obtención de territorios nuevos por dicha campaña en 1876, se dicta una ley, que concedía tierras incluso a compañías o empresas de colonización -privadas-, como la The Argentine Southern Land Co. Ltd. No obstante este reparto de tierras, debemos destacar que los caminos eran casi inexistentes, por lo que la gran mayoría de los transportes de cargas se realizaban por vía lacustre (en la zona del Nahuel Huapi), de allí la importancia que alcanza el puerto de Bariloche, donde el establecimiento instalado por Carlos Wiederhorld en 1895, realizó importaciones y exportaciones a Chile y de allí a Europa. Este establecimiento se ubicó en donde hoy existe el Centro Cívico, y a partir de este se fue desarrollando sobre la actual avenida principal un incipiente centro de comercio y de servicios. La propia Colonia Nahuel Huapi, que dio como resultado el Pueblo de San Carlos se consolidó, dedicada especialmente al intercambio con Chile, mayormente por la Explotación Forestal, y la incipiente actividad Turística. (Vallmitjana, s/f). La fecha de Fundación del pueblo está considerada el 3 de Mayo de 1902, debido a que fue cuando se firmó el decreto, que reservaba 400 hectáreas

para crear el mismo, y como derivación de aquel primer establecimiento llamado San Carlos, se dio en llamar de igual manera al poblado. Los accidentes topográficos, los terrenos cubiertos de bosques, el clima y el aislamiento encarecían los costos de producción. Obteniendo la Dirección de Tierras y Colonias en los primeros informes la confirmación de esta situación, ya que solo 18 lotes de los 133 que componían la Colonia eran aprovechables realmente (Vallmitjana, 1995). Lo cual podemos advertir si comparamos el plano de la Fig. 3 y la imagen satelital de la Fig. 2. Las propuestas urbanas por parte de una empresa privada, para la ciudad promovida como la Concesión Nahuel Huapi, presentaba un plano para 1890, con un diseño en damero con plazas centrales y espacios destinados a edificios públicos en las manzanas linderas, que correspondían al centro urbano, realizado por el Agrimensor Gorostiaga; esta propuesta se ubicaría alejada de la costa del lago (pero nunca se realizaría). Este proyecto tiene en parte impregnada la escuela higienista, y del urbanismo clásico por las grandes avenidas que organizan los espacios, y dejar el centro para los edificios públicos y plazas, aunque realmente las avenidas no rematan en ningún elemento destacado sino que deja abierta la posibilidad de seguir creciendo desde este centro. También nos recuerda los planos

traídos bajo la ley de indias para toda Latinoamérica por los colonos españoles.

Bailey Willis desarrolla el primer proyecto urbano de la región (La ciudad Industrial de Nahuel Huapi), llega a un proyecto utópico al estilo de una *Ciudad Jardín* en la naciente del Río Limay, dejando el poblado San Carlos como centro turístico con nivel secundario. Seguramente respondía a que en la primera década del siglo XX, existía un asentamiento administrativo junto al Limay. En Bariloche la existencia del puerto le daba más vida y generaba una mayor atracción de comercios, junto a otros servicios como el alojamiento y ofertas de actividades turísticas, que no se contaba en otros parajes de la zona. En estos proyectos utópicos se ve una *Ciudad Satélite* sobre el Limay con parcelas que tendrían fundamentalmente fines de producción agrícola y de viviendas rurales, y otra ciudad alejada como centro administrativo y comercial (Bariloche). El Cuadro A - Crecimiento Poblacional entre 1895 y 2000, nos da una idea del tremendo crecimiento que en forma constante se produce de la población en esta ciudad, los primeros datos posiblemente consideró extensiones rurales fuera del respectivo ejido municipal, por lo que si nos concentraremos en el final del siglo XX, cuando el ejido ya cuenta con 22.000Has, vemos que se incrementa la población hasta un 380% en treinta años, representando casi un 13% anual.

Tabla 1. Crecimiento poblacional entre los años 1895 y 2000.

Año	1895	1915	1930	1940	1960	1970	2000
Población	196	1314	2907	5989	15995	24205	92022
Crecimiento		670%	221%	206%	267%	151%	380%

Fuente: INDEC y estimaciones de N. Rodríguez con base en la bibliografía citada.

Primeros trazados del pueblo llamado San Carlos: El primero de los trazados llevados a cabo realmente, para el poblado llamado hasta entonces de San Carlos, se efectuaron en 1906, por el ingeniero Eliseo Schieron, con un desconocimiento total del terreno, utilizando un sistema de damero para una topografía de más de 70m de desnivel en sus puntos extremos, para una superficie de unas 100 ha. para urbanizar. Tampoco se tomó en cuenta las construcciones existentes, al punto

de quedar en algunos casos emplazadas las viviendas en el medio de las calles (o fuera de los límites del predio), las ochenta manzanas de 100 m de lado quedaron luego divididas en lotes de un cuarto de estas, con 2.500 m<sup>2</sup> cada uno, conservándose aún hoy predios de tales dimensiones. Esta descoordinación entre la cuadrícula propuesta y los emplazamientos programados de casas y calles por los habitantes (antiguamente la llegada desde el Este llevaba a una zona alta por una vía en

diagonal al lago y bajaba nuevamente en diagonal hasta el puerto), lo que muestra que los asentamientos nacieron previamente a cualquier Plan Urbano, adaptándose al terreno más que a una planificación. En opinión de algunos investigadores de esta época (Arq. Gutiérrez): “las colonias agrícolas asumen un trazado ortogonal... en el cual el núcleo urbano es solo una parte modulada pequeña de las más amplias dimensiones de loteos de chacras o tierras agrícolas-ganaderas” (Lolich, 1995).

No se ve voluntad de jerarquizar ningún sitio en particular ni propuestas circulatorias o de zonificación, ni tampoco el Puerto ni la Calle Principal que ya existía. No se había realizado el proyecto urbano (en esta primera instancia) en base a ningún criterio conocido, salvo el de una colonia típicamente atada a las tradiciones de las ciudades latinas, herencia de las Leyes de Indias, produciendo una cuadrícula que se debía imponer a cualquier terreno. Dicha calle principal (Av. Mitre) tenía

allí la concentración de actividades comerciales y sociales, dado que el muelle por la comercialización con Chile fue el punto de intercambio, como nodo en torno al que se produce un centro económico, laboral y de contacto social. Este sector conformando un gran espacio (hoy el Centro Cívico) se utilizaba como centro de descarga del Puerto (Bustillo, 1997), en el antiguo Establecimiento San Carlos, y de allí se conectaba por dicha arteria a toda la zona comercial antes mencionada, también ubicada como naciente desde dicha zona, como se puede ver en la Fig. 4. Su conformación puede darse en parte a una intención de protegerse de las inclemencias climáticas, ya que de haberse desarrollado frente a la costa recibiría toda la fuerza del viento y las tormentas más fuertes que proceden del Oeste-Noroeste principalmente. Aunque también se conoce que algunos sectores cercanos a la costa se convertían en zonas anegadizas y difíciles de transitar.

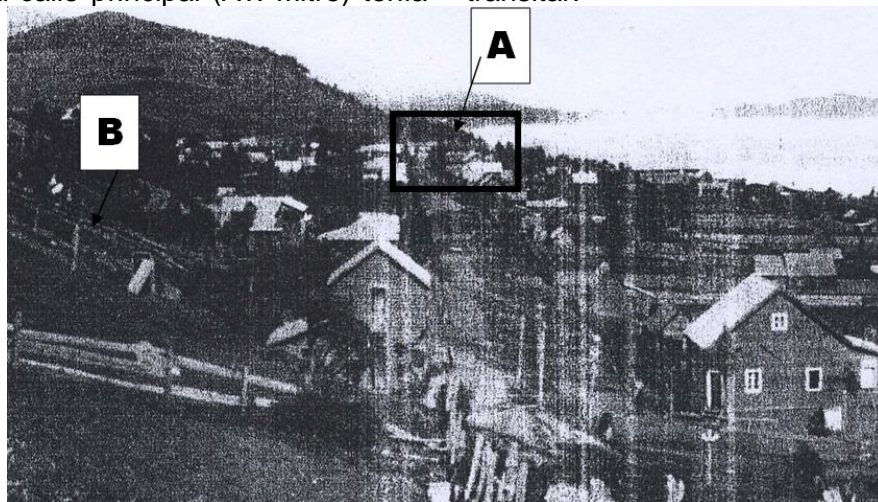


Fig. 4. Av. Mitre y Onelli en 1900. A: Al fondo de la calle en primer plano (Av. Mitre) se puede ver el establecimiento comercial iniciado por Carlos Wiederhorld y que continuó Capraro. Por lo que siempre desde antes de su apertura la calle remató en un edificio, como ahora lo hace en las arcadas del Centro Cívico. B: Las pendientes en algunas partes del centro aún hoy complican la conectividad urbana (Vallmitjana, s/f).

La influencia de Parques Nacionales: La gestión del Dr. Ezequiel Bustillo frente a la Dirección de Parques Nacionales (1934-1944) le dio a la zona un empuje extraordinario, en relación al resto de la Patagonia, realizando la planificación regional y urbana, a cargo del Arq. Ernesto Estrada para 1938. Se ordena

con una tendencia *Culturalista* en su edificación, desarrollando e imponiendo una tipología *Pintoresquista* inicialmente en las obras públicas y de tipo *Higienista* a nivel urbano, por la disposición y características de sus calles y avenidas principales, con gran cuidado de plazas y del paisaje urbano,



creando una red de parques urbanos conectados entre sí por avenidas arboladas (Fig. 5), imponiéndose, esta dirección de parques, en las decisiones políticas de la región por encima de otros organismos ya existentes, como la comuna de San Carlos de Bariloche, o incluso obteniendo inversiones de instituciones de orden público como Obras Sanitarias, Vialidad Nacional, etc. Esta estructura de apoyo, con características técnicas de avanzada en la Patagonia, fueron de fundamental importancia en los inicios de la región, y en particular para esta población. El presidente de Parques Nacionales actuaba aquí como un: gran director de orquesta, (Bustillo, 1997). Habiéndose definido el proyecto urbanístico para el área céntrica (en torno al poblado preexistente que se estableció lindante al puerto y establecimientos comercian antes citado), el resto del territorio del Parque Nacional se consideró (en un principio) sólo un gran parque o espacio de reserva natural, sin zonificación ni usos diferenciados, como tampoco tenían previsto un límite al crecimiento poblacional o una densidad por zonas. A medida que se vieron necesarias, se

dictaron reglamentaciones que afectaron a las construcciones y ocupación o usos de tierras, pero sobre todo destinadas al cuidado y custodia de las condiciones de la fauna y flora. El plan se centraba en el desarrollo turístico y poblacional de las fronteras, se podría decir que tenía una similitud a un plan estratégico, pero que no estaba desarrollado en documentación alguna, hasta el momento de la concreción del plano expuesto en la Fig. 5, al menos para la zona centro o urbana. Pero a escala de todo el parque, se comenzó por desarrollar varios frentes de acción, el primario fue el de hacer efectiva la presencia y afirmación del territorio nacional. Para esto se contempló a todo el Parque Nacional de Nahuel Huapi, realizando estudios de proyectos viales para la comunicación de diversos parajes, y distribución de la población en diversos poblados fundacionales, creando regionalmente nuevas *centralidades*, como ha sucedido con Villa La Angostura, la que hoy se configura como una ciudad independiente, aunque inicialmente todas estas fueron creadas como parte de un territorio común, el Parque Nacional.

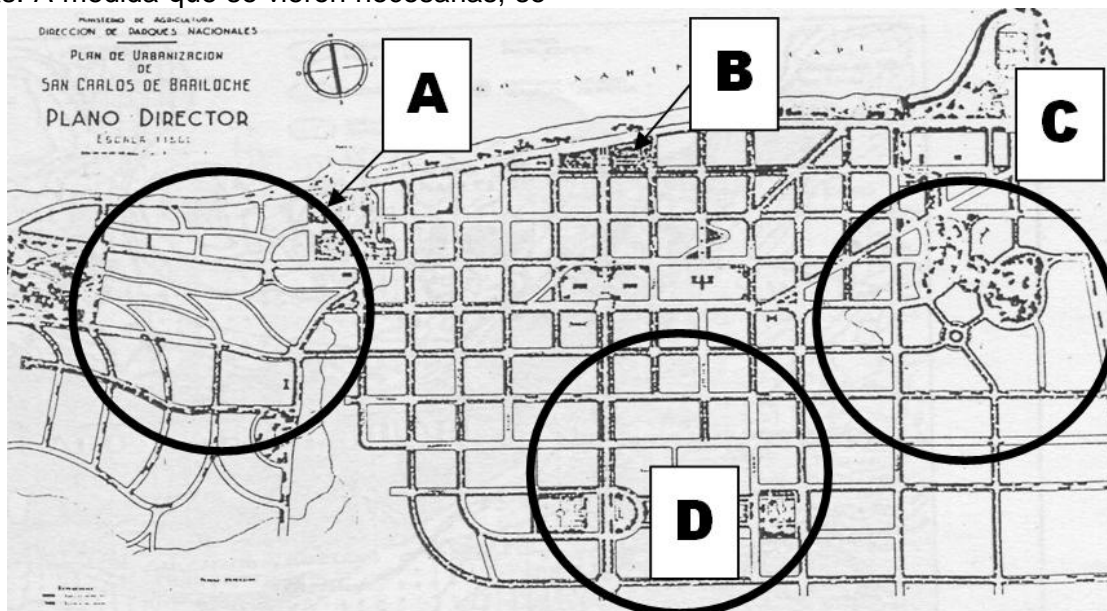


Fig. 5. Plano del primer Plan Director para S. C. de Bariloche (1938). A: Centro Cívico y espacio verde. B: Espacio verde en que se construyó luego la Catedral local. C: Sector al Este con varios espacios verdes que hoy permiten ubicar un gimnasio y el velódromo. D: Espacio verde que no prosperó y fue ocupado por edificios o edificios públicos y viviendas sociales. Sin escala y sin deformación (Lolich, 1995).

También se preveía en estos estudios, los ensanches del sector oeste y sur, dentro del casco urbano, además de alcanzar en este período la intercomunicación con otros pueblos, por tren primero y luego por carreteras. Todas estas villas estaban diseñadas con la idea de las ciudades satélites, con la imagen de una *ciudad jardín*, en todos los casos, con el objetivo de una dominación territorial (más que de adaptación al entorno), que se veía reflejado en la conformación de espacios y urbanizaciones, incorporando el paisaje como elemento también dominado por el hombre. Entre otras cuestiones, los criterios iniciales de introducción de especies exóticas, fueron resultado de la forma de ver dominante sobre espacios naturales al igual que en la sociedad. En tal caso, predominaba por entonces una mirada dominante de la sociedad, que debía dar lugar a la civilización -encarnada por los colonos-, en contra de la barbarie personalizada por los nativos, aun cuando ya no fuesen beligerantes. Esta filosofía de Parques Nacionales fue cambiando a fines de SXX, tendiendo en la relación con el espacio natural, a proteger las especies nativas y no las exóticas, pero en lo social se continuó restringiendo el desarrollo de los colonos europeos en la región, dejando sólo como aceptable, aquel desarrollo que viniera de la mano de inversiones turísticas. También las tipologías edilicias respondían a estos criterios de selección, con preferencia en las características exóticas que se fueron imponiendo. No obstante, se mantuvo la consideración del uso de materiales locales, algo que permitía la tipología elegida, ya que fue seleccionada en relación a países o regiones con similares paisajes, y condiciones ambientales, permitiendo así, que se adecuara a condiciones propias del entorno natural de esta región patagónica. En lo urbano, aun haciendo uso de *Paradigmas* externos, se tendía más claramente por medio de la actuación del Arq. Estrada, a una adaptación al entorno, en el uso de calles con curvas y diagonales, como muestra su planificación del ensanche oeste para el centro urbano (Fig. 5), que aún hoy mantiene esas características y en aquel momento

respondían a requerimientos del territorio, y las condiciones climáticas. Es de destacar, que no se aplicaban solo por razones estéticas como puede verse hoy en algunos barrios privados, donde las formas (calles curvas, uso de cul-de-sac, etc.) son una imposición que no responde a condiciones geográficas o del paisaje existente, sino a uno forzado, producido por el hombre. En palabras de Exequiel Bustillo: "nuestra ambición era hacer de Bariloche una ciudad de rasgos típicos, con cierta gracia arquitectónica y con algo de europeo. Una de esas pintorescas ciudades de montaña que son el encanto de Suiza y del Tirol" (Bustillo, 1997). En este período se profundiza el uso del *urbanismo clásico*, *culturalista* en lo edilicio e *higienista* en lo urbano, intentando ordenar y normar a la ciudad. La diferencia con el lugar de proveniencia, es que no concuerda con el contexto social originario del modelo (como es la Europa industrial, con problemas por la aglomeración obrera), tomando sólo los lineamientos generales de la tendencia reguladora -por ejemplo en la zonificación-, y dando prioridad a ciertos espacios mediante la expropiación, obteniendo un control del gobierno de los espacios públicos y fundamentalmente de sus vías de circulación, que en este caso fue fundamental, por las grandes distancias y los condicionantes del terreno. Así se realizan diversas obras arquitectónicas que le dan un perfil y una identidad en alguna medida implantada, para tener rasgos europeos, pero que no obstante se remiten también a un entorno natural y paisajes similares al de esta región. La inversión pública marco la ciudad, ya que desde 1945 y por varias décadas, S. C. de Bariloche fue el único poblado de la Patagonia con infraestructura sanitaria, cloacas, agua corriente, pavimentos y con electricidad por red e alumbrado público.

La preocupación paisajística como espacio de dominio del hombre (aun adaptándose al medio), ocupó el centro de las ideas fuerza del nuevo urbanismo. Bustillo tendía al uso de grandes volúmenes, mientras que Estrada impulsa una gran *Ciudad Jardín*, con una costanera con bulevar central, avenidas arboladas, etc. Por esto es que tiende a crear

un ordenamiento urbano con valoración de la *arquitectura espontánea*, donde predominaría su preocupación "...por la armonía con lo existente, con el lugar, con la naturaleza..." (Lolich, 1995). Estrada aplicó las experiencias normativas aprendidas en Francia, introduciendo en 1937 unas normas de construcción, que regulaban no solamente la obra pública sino también la privada con la intención de crear un imaginario homogéneo en el paisaje urbano. Mediante la Ley Luelmo (Ley 14.487) en 1958, se cedieron tierras de Parques Nacionales al ejido municipal, al que luego se fueron incorporando otras áreas -como Villa Catedral-, que pasaron primero de PN a la Prov. de Río Negro, y actualmente son ejido municipal en su totalidad. El control dentro de la ocupación del suelo en forma de cálculo, por Fos y Fot en el Parque Nacional actual, recién se dicta en el año 2007 mediante el código de ocupación por una norma

específica, ya que hasta entonces sólo se limitaba las dimensiones de las obras, sin considerar la relación con el tamaño del predio. Esto marca cómo el urbanismo racionalista y planificador, que ya se imponía en el ejido urbano, tardó hasta el siglo siguiente para ser considerado en el territorio del Parque Nacional Nahuel Huapi. Pasando en 1955, a un listado de normativas edilicias, basada en el código de Buenos Aires, fundamentalmente para asegurar un correcto desarrollo de las obras, y que contarán con condiciones mínimas de habitabilidad, que remitieran nuevamente a un urbanismo *Higienista y Tecnócrata*. La escasez de profesionales en la zona, y la tendencia general de viviendas tipo prefabricadas de madera típicas, fueron la gran mayoría y no contaban en muchos casos con los planos del proyecto, al menos en los primeros años (Fig. 4 y 6).

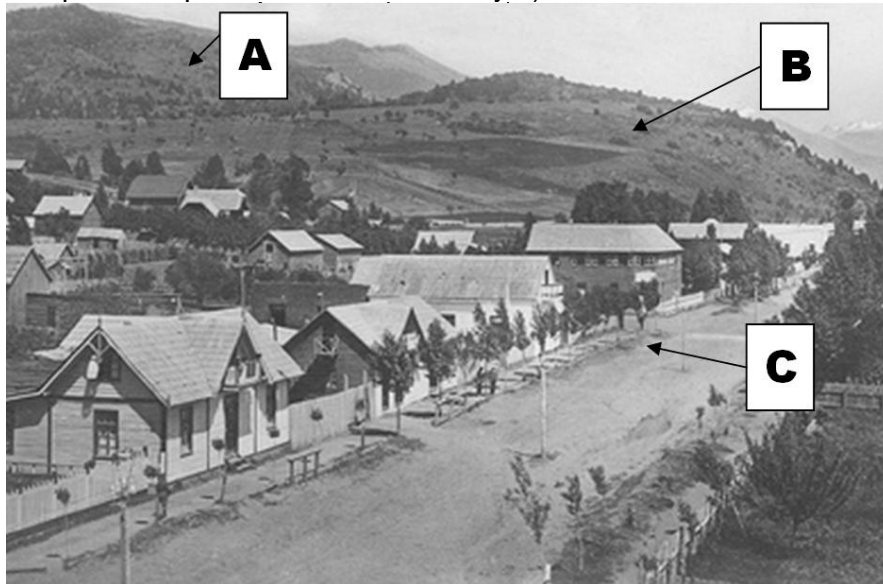


Fig. 6. Av. Mitre y Rolando en el año 1922. A: Primeras estribaciones del Cerro Otto, B: Cerro Runge, en proceso de un evidente desmonte del bosque nativo para actividades agrícolas-ganaderas, C: Inicios de un arbolado urbano introducido por los colonos (Vallmitjana, 1995).

Los distintos Códigos de la ciudad: El primer Código de Edificación, que utilizaba como base, normativas de PN, se fue modificando en base a ordenanzas, que luego se refundió en los años 60' en un compendio, que ya no fuesen ordenanzas separadas. En esta primera intención de ordenamiento, se consideran urbanas sólo 80 manzanas, la zona centro sobre la costa del lago (dentro del

original ejido municipal de solo 400Has que limitaba con el Arroyo Ñierco al este y sur, el Arroyo Sin Nombre al Oeste y el Lago Nahuel Huapi al Norte), pero el resto era totalmente rural. Entre los años 1945 y 1960 se puede decir que llega la Revolución Industrial a la zona, en forma de medios de transporte que acercaban las últimas tecnologías a la ciudad (el ferrocarril, las carreteras, automóviles, la

construcción, etc.), período en que toma mayor valor el turismo como sustento local, inicialmente destinado a clases altas. Durante los gobiernos más populares a nivel nacional, en la década del 50' llegan inversiones de instituciones y sindicatos (hotelería, transporte público más económico, etc.), generando el atractivo del turismo en masa, de clases medias y obreras. En la década del 60', se inicia una etapa que lleva a la concreción del primer Código de Planeamiento, que se asimila a la tendencia mundial de planificar con racionalidad toda la ciudad, zonificando y reglamentando los espacios urbanos y suburbanos, inscriptos en el Modelo progresista, que con el crecimiento de la población se comienza a sentir más fuertemente. En referencia a esto P. Hall (1996) nos indica: "...la estructura de la propia ciudad capitalista incluyendo sus modelos de uso de suelo y de actividades, es el resultado del capital en busca del beneficio". Convirtiéndose en una etapa marcada por el comienzo de un explosivo desarrollo inmobiliario, comienzan los preparativos para un nuevo código de Planeamiento y Edificación, con un Plan Director que analice las necesidades y requerimientos que permitan completar las falencias del viejo código, incorporando nuevas zonas que antes no estaban urbanizadas. En 1965 es reglamentada la Ordenanza N°17-C-65 de subdivisiones, completando mayormente otras más específicas, y se realiza un anteproyecto que intenta coordinar todas las normativas y ordenanzas que hasta esa época se habían ido dictando, a fin de realizar un código que unificara las mismas. Se considera así, en este anteproyecto, la realización de una resolución para la creación de una Comisión Asesora de Planeamiento, luego de un Proyecto de Ordenanza para la confección de un Plano Oficial de Calles, además de un proyecto de subdivisión y urbanización de terrenos, en el ejido municipal. La zonificación en la presidencia de Bustillos, permitió identificar una acentuación del *Modelo Progresista*, verificándose una zonificación en anillos, semejante a la *Escuela de Chicago*, generando espacios suburbanos de viviendas de bajos recursos en las zonas alejadas del

centro, pero dentro del espacio considerando ejido municipal (de 400 ha), extendiéndose hacia el sur de la calle 25 de Mayo, aunque a fines de la década del 60' pasaron a ser considerados rurales (lo mismo que al oeste y este del centro urbano). En este período las periferias al sur, comienzan a urbanizarse en algunas áreas -a fines de la década del 70'-, por medio de conjuntos habitacionales de estilo *Racionalista*, en grupos de edificios que no responden a un amanzanamiento, sino que son tiras de conjuntos en propiedad horizontal. La legislación que regularía por primera vez la propiedad horizontal, permitió reunir distintos propietarios en un mismo predio, que antes obligaba a conformar sólo un gran edificio de inquilinato, concentrado en un mismo propietario, favoreciendo la construcción de viviendas de protección social. En toda el área centro de la ciudad, se autorizó la construcción en altura, similar a los criterios de Buenos Aires. El ejemplo más paradigmático lo marcó el llamado Bariloche Center, un edificio vecino al histórico Centro Cívico, de estilo moderno, como un gran volumen simple sin ornamentos ni techos inclinados (más de 1000 m<sup>2</sup> de techo plano), donde prima el cristal y no la piedra o la madera, como excepción a lo que demandaba la normativa, produciendo un fuerte contraste. El Plan Físico para San Carlos de Bariloche realizado por Hardoy (1965), que fue desarrollado durante 1964, con una gran preeminencia de la visión ecológica sobre la tecnocrática, tiene connotaciones e influencias del CIAM (en particular de Wright), y lo lleva adelante sin una solicitud por parte del interesado (el municipio). Alicia Novick en su documento de trabajo, llamado: La saga de los modelos (entregado en formato digital para el seminario que ella dictó para PROPUR en 2008), expresa en su texto que según F. Choay, uno de los modelos urbanísticos que podemos considerar es el *Urbanismo Naturalista*, en el que ubica en solitario como único exponente, la propuesta de Broadacre-city de F.L. Wright, que contienen varios puntos de contacto con las propuestas de Hardoy.

Posteriormente llegan a Argentina algunos modelos *Globales*, como el del *Club de Roma*

(un intento de usar técnicas desarrolladas por Forrester en el MIT, para evaluar las perspectivas de la humanidad en el largo plazo). El informe destacaba un escenario de desastre, en relación con la capacidad global de producción de alimentos, y la reserva de recursos naturales, lo cual nos enfrentaría inexorablemente con el agotamiento de los recursos, a menos que se establecieran políticas y estrategias alternativas. Este informe que data de 1972, provocó una elaborada respuesta por un grupo de intelectuales latinoamericanos, convocados en Brasil, con el auspicio de la Fundación Bariloche, quienes se propusieron diseñar un modelo alternativo conforme las perspectivas contextuales de la región. El *Modelo Bariloche* descansaba pues, en otro sistema de valores donde se quería una sociedad igualitaria no orientada al consumo; donde la producción se ordenaría por las necesidades del hombre, más que por las leyes clásicas de mercados; y se percibía como alternativa de substitución del capital el empleo de mano de obra. Este elemento es señalado como un cambio de paradigma en la filosofía que dominaba a la sociedad culta, ya no se pretendía un proceso dominador sino igualador en la postura de este sector de intelectuales. La aparición de *Modelos Matemáticos* (Berry y Kasarda, 1977), sugiriendo el estudio de políticas a largo plazo, introduciendo variables que implicaban una ruptura con la tendencia general de los comportamientos usuales, o incluyendo variables exógenas. Por la investigación realizada sobre el Plan Hardoy y sus antecedentes, en "El origen interdisciplinario de los estudios urbanos" (Torres, 1996), allí que el enfoque de desarrollo urbano sustentable implica de acuerdo a la visión aplicada en 1964 para Bariloche, considerar el componente de *sustentabilidad*, con el análisis del impacto que una ciudad implica al realizarse un plan. Lo remite a una mayor valorización del espacio natural, en forma similar a las perspectivas antes expuestas (en Broadacre City). Recién para la planificación realizada a fines de la década del 70', se zonifica la totalidad del ejido con planos que toman la ciudad completa. Los desarrollos verificados

en la zona en las últimas décadas del SXX, muestran un territorio dinámico (contrario a lo sucedido en la década del 60'), cambio que se percibirá rápidamente en el área céntrica, pero también acentuando su *dispersión* y *fragmentación*. Durante la década de los 80', un estudio desde la parte técnica del municipio, resume en 10 puntos básicos las condiciones que debería reunir este plan, analizando entre otros temas: como detener el crecimiento de la mancha urbana, definir grandes áreas de implantación, buscando proteger laderas donde filtran las aguas de escurrimiento que llegan al lago, restringir la implantaciones nuevas a un máximo del 30% del predio, sostenimiento del microclima del bosque, recuperación de manzanas del centro dando a sus espacios centrales acceso público y con espacios verdes, generar presencia de elementos naturales como cercos vivos, que unifiquen las fachadas o la imagen general en las zonas rurales o suburbanas, impedir la ruptura del terreno por parte de las edificaciones. Asimilables a un *Modelo Progresista* conformando un *Urbanismo Orgánico*, que toma al cuidado ecológico como un sustento básico, donde en general predominando una intención de cuidar el medio ambiente, tal vez podemos ver un nuevo impulso al modelo del Urbanismo Naturalista, que calificaba Choay (información facilitada personalmente por el Arq. R. Marigo en el municipio), quien ocupó el cargo de Director de Planeamiento durante este periodo ochentista.

Previo concreción de un Plan de ordenamiento urbano realizado por la Arq. Odilia Suárez en el año 1977, se perfecciona durante el año siguiente, dando como resultado el Código de Edificación dictado en el año 1978 y finalmente impreso en 1980 (que es el actual en vigencia). El objetivo principal, era corregir el ordenamiento y normativas del primer código, tanto referidas a las técnicas de construcción, indicando dimensiones mínimas y superficies máximas de ocupación en el terreno, y en total de la construcción, conocidos como FOS (Factor de Ocupación del Suelo) y FOT (Factor de Ocupación Total). También se nota una recuperación en estos años, del

reconocimiento al valor histórico y patrimonial de los viejos edificios, en contraposición a los criterios que antes no lo contemplaban. El centro urbano (dentro de la Delegación Urbana), la única zona donde se edifica entre medianeras y sobre la línea municipal, exigiendo un fondo libre que permita conformar un *Corazón de Manzana*. También permite llegar en algunos casos a establecer Áreas de Regeneración Ecológica (ARE), con normativas más exigentes y restrictivas a la ocupación y los usos permitidos. Un ítem que destaca a este código en relación a otras ciudades del país, es la exigencia de utilización de ciertos materiales en los frentes, y de ciertas pendientes mínimas de las cubiertas, estos como la madera en gran medida y la piedra o revestimientos, como una tipología muy difundida que sirven para mantener una cierta homogeneidad en el conjunto urbano, que se ha incorporado y mantenido desde las primeras normas de Parques Nacionales. Por otra parte, se destaca que deja abierta la posibilidad de excepciones al código (conocida por los urbanistas como una *flexibilidad* para facilitar la adaptación en la práctica), iniciada ya desde 1964, donde existían posturas, que proponía ir ajustando continuamente las directrices a medida que pasa el tiempo, según sus interrelaciones entre las fuerzas económicas. Pero como no se sabe qué medidas adoptar, para alcanzar objetivos sociales relacionados a los datos económicos obtenidos, lleva a una posición de los funcionarios en sentido de derivar la responsabilidad al segmento político en el municipio (se convierte la *flexibilidad* en *excepciones* por decisión política). Estas posiciones han abierto un campo fértil para buscar evadir las normativas, que para fines del 70' se vuelven predominantes.

Desde el punto de vista de los *Paradigmas Urbanos*, este Código se inscribe en el ámbito del manejo de tipo *tecnocrático*, introduciendo dicha *flexibilidad* que facilita la gestión en el tiempo, en un período en que teóricos y tecnócratas se reconcilian, realizando por un lado la planificación del uso del suelo y por el otro la planificación económica y social, que se ve plasmada en el Código de

Planeamiento, siguiendo un *Modelo Progresista y Racionalista*, aunque cada vez más atento al medio ambiente. En las últimas dos décadas del SXX, una tendencia llega a Bariloche, en que se pretende ayudar a la gente a cambiar su entorno y sus vidas, relacionadas con tendencias que retomaban la Escuela Marxista o Neo-marxistas, vinculadas a la propuesta de cuidar las relaciones con la comunidad, escuchar a la gente, involucrar a los grupos menos cohesionados, organizar a ciudadanos comprometidos, etc. Todo lo cual llevan a un urbanismo participativo, separándose de la teoría, para acercarse a las realidades complejas del mundo, enmarcado por el fin el estado de bienestar general, y una profunda crisis en todos los ámbitos.

La intención de concretar un Código de Planeamiento, lleva a los técnicos intervinientes a generar un Plan de ordenamiento ambiental de Bariloche y la región andino patagónica, teniendo como base un programa ambiental, que se realiza en conjunto con la Subsecretaría de Ordenamiento Ambiental de la Nación, la Secretaría de Planeamiento de la Provincia de Río Negro y la Municipalidad de San Carlos de Bariloche (1978). Con los mismos criterios, que se establece la ocupación del terreno y de edificación totales, se define el área de implantación máxima (AIM) donde deberían ubicarse las obras a realizar. Incluso llegando a determinar cuántas unidades funcionales pueden realizarse en un AIM determinado, como único espacio antropizable, preservando el resto en forma totalmente natural y sin elementos artificiales. Estos estudios se ven referidos también, a las vías de circulación, por su ancho o importancia y por su ubicación en cada zona de la ciudad, estableciendo además las áreas urbanas propiamente dichas, las de generación ecológicas, de regeneración ecológica y la de Villa Catedral, que en su crecimiento se expande fuera de los límites iniciales que estaban dentro del Parque Nacional y fuera del ejido urbano, ocupando ahora parte del mismo (en la actualidad toda la Villa se ha pasado a la órbita municipal); proponiendo un sistema más amplio que la propia ciudad, con un

ordenamiento estructural. Todo lo expuesto hasta aquí, va marcando una tendencia que puede verse en imágenes satelitales de acceso libre en Internet de la ciudad, como los mapas de Cartografía de los Códigos ([www.bariloche.gov.ar](http://www.bariloche.gov.ar)), donde se percibe la generación de varios centros secundarios, como *nodos urbanos dispersos*, característicos de la última etapa urbana globalizada, que responden a procesos mayormente previos, ya incipiente en los años 80'.

Las Ordenanzas Municipales, son utilizadas como medios para corregir o actualizar ciertas condiciones cambiantes, a fin de obtener respuesta a reclamos que reciben los departamentos de Planeamiento, Obras Públicas, etc., los que no tienen o no pueden dar respuesta, impulsando la ya mencionada *flexibilidad* por decisión política. Esta forma de influir en la normativa tiene relación con la mayor cantidad de excepciones o cambios a los códigos, sobre todo teniendo en cuenta que esta ciudad tiene condicionantes más difíciles de superar a nivel geo-físico, y por sus condiciones naturales en general. Los poderes políticos así, se ven enfrentados con constantes demandas y reclamos por expansiones de la urbe, especialmente por parte de la actividad turística (a través de proyectos inmobiliario-constructivos). Estas ordenanzas también abandonan las viejas tendencias a marcar un modelo determinado y se busca una línea de acción más pragmática, olvidando los criterios que fueron dejando una huella particular a la ciudad, lo que abren las puertas a nuevas y mayores excepciones, a pesar que se intenta dar participación a más actores y organismos, en una metodología cada vez más compleja, donde los criterios en todo el sistema siguen sin un rumbo modélico claro. En el año 1990 se inician estudios de un nuevo Plan director, que permita dar las pautas de un futuro Código Urbano de 1995, con mayor participación de los actores intervinientes de los diversos sectores de la comunidad. Inmerso en una evidente crisis de los *paradigmas*. Por otra parte (en simultáneo con dicho plan), se realiza una Carta Orgánica Municipal, que luego se modifica en enero de 2001, donde esta última, se reitera la

protección de los derechos fundamentales de los habitantes. En su preámbulo, se destaca la intención de proteger el sistema ecológico, cultural y de tradiciones, además de constituir organismos intermunicipales, realizando vínculos regionales y en especial de pueblos de la zona andina. Por otra parte, incluye en su último párrafo la participación popular en la gestión municipal, y el control de los funcionarios, propendiendo a un *desarrollo sustentable* en sus aspectos social, económico y ambiental, adhiriendo a la: Carta de la Tierra, incorporando artículos sobre libre acceso a costas de lagos y ríos navegables, etc., con mayor protección ambiental.

El contexto nacional e internacional, del período que abarca finales de la década del ochenta y hasta la actualidad, se puede observar en Argentina la confección de nuevas leyes, como la Constitución Nacional del 94', la Constitución Provincial del 88'. Además, nuevos acuerdos internacionales como el MERCOSUR, subsistiendo influencias de una tendencia a la *Globalización*. Con el nuevo siglo, el cambio fijo peso/dólar afectaba negativamente las exportaciones; desde 2001 su liberación favoreció el turismo con todo el mundo desarrollado, y también en las inversiones inmobiliarias, resultando ser algo muy positivo para Bariloche, hasta la explosión de la nueva crisis mundial en 2008.

El municipio y su ejido están llegando ahora a la superficie de 27.500 ha. Durante los últimos gobiernos democráticos, se intenta romper la tendencia generando una *descentralización* cada vez más marcada, en la toma de decisiones con mayor participación. Esto permite ver cómo, en el último Código Urbano de 1995, se ha plasmado toda la intención de facilitar la participación con organizaciones intermedias, además de los profesionales o empresas, que requieran un estudio especial o particular de casos que no se encuadran en las normativas, o para una revisión de las mismas (Fig. 1). Pero a pesar de todo ello los procesos de excepciones e incumplimiento se mantienen, y los poderes políticos han tendido a limitar esa participación. A principios del siglo XXI existen estudios que demuestran la afectación al paisaje, convertidos en una

realidad, por efecto del crecimiento en la relación paisaje-urbanización, como lo muestra el trabajo de Madariaga (2007). En la actualidad, la ciudad cuenta con una avenida de tránsito rápido por el sector sur (denominada circunvalación), donde se ha iniciado una nueva etapa de crecimiento en los últimos años, donde también surgen nuevas *centralidades* que se irán desarrollando en un futuro cercano, en zonas cercanas al aeropuerto internacional, tal vez resultado del proceso de la *globalización*.

## DISCUSIÓN

Los procesos que hemos visto en este trabajo, nos han mostrado cómo históricamente se han evidenciado un constante intento por sostener, preservar y generar incluso tendencias y modelos, que sustenten y respeten el medio ambiente y el paisaje natural en que se emplaza la ciudad de S. C. de Bariloche. Aunque se evidencian distintos *Paradigmas Urbanos* y contextos históricos, se ha sostenido un espíritu de identificación de la ciudad y las personas que habitan o que visitan la ciudad, con el principal atractivo que les ha mostrado la misma, centrado en su característico paisaje natural nativo. Pero por otro lado, existe la constante presión de intereses económicos, que con origen en las actividades turísticas van impulsando excepciones y flexibilizando las normativas en la construcción, y en el desarrollo de nuevos espacios urbanos, que intentan no contemplar la preservación del entorno en que se implantan.

La disyuntiva existente entre dos perspectivas o posiciones históricas, en cuanto a distintos tipos de desarrollos urbanos en pugna, que luchan entre el cuidado de un espacio que fue siempre el atractivo del visitante y del que migra desde otras ciudades, centro de una actividad turística generadora de la mayor parte de los ingresos de la ciudad, y otro que postulando ventajas desarrollistas y de crecimiento poco controlado, puede tender a destruir dichas características, en particular las relacionadas a su atractivo centrado en el paisaje. Todo lo cual deja una duda, en cuanto a la posible relación entre la desaparición de dicho paisaje

y la pérdida del interés por las constantes obras, ya que las mismas responden a una demanda por estar próximo a espacios con ciertas características, que al realizar cierto tipo de obras lo van modificando. Todo esto se suma a otras problemáticas relacionadas a esta última situación, como la extensión del ejido urbano (que constantemente se intenta), que por otro lado no guarda relación con su densidad poblacional; además puede no reflejar las condiciones urbanísticas en la forma tradicional que se ejerce en ciudades de similares dimensiones o extensión - recordemos que tiene más superficie que la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (27.500 ha), y con una población mucho menor de casi diez veces menos habitantes-. En su composición actual, se puede observar la creación de nuevas centralidades (nuevos supermercados en los nuevos centros, nuevos barrios privados segregados del tejido urbano continuo, etc.), reafirmando pequeñas poblaciones aisladas y fragmentadas, que se asimilan a pequeñas ciudades satélites, con un espacio de centralidad urbana que reúne características en algunos casos de atractivo histórico, comercial, turístico, etc. El principal centro urbano es muy pequeño en relación al total del ejido (400 ha), pero está cerca de contar con la mitad de la población total, y concentra todo el poder político, económico y comercial. También se puede observar la adaptación a las nuevas oportunidades que van surgiendo, como los proyectos urbanos vinculados a grandes promotores (favoreciendo la intervención de los privados, mostrando una subsistencia de propuestas neoliberales), generando nuevos espacios urbanos donde antes no se deseaba urbanizar para proteger ciertos espacios, o cambiando características de zonas y condicionamientos, a fin de facilitar al promotor grandes inversiones, o privatizando parcelas fiscales que en origen son de dominio público, entregándolas a ocupantes sin un criterio, más que el de dar una solución a problemas emergentes. La influencia en la economía local del turismo se hace evidente en los estudios de Madariaga (2007), que muestran con distintos gráficos la persistencia del mismo, aún en la peor crisis de la historia de



la ciudad (1999-2002), y la proporción que tiene esta actividad en el total de la economía, con más del 50% del total. La gran expansión inmobiliaria ha llevado, actualmente, a acercarse cada vez más a las laderas de los cerros cercanos, a pesar de restricciones a edificar sobre la cota 900 msnm (consideremos que la cota de máxima creciente para el lago están en un nivel de 770 msnm). Las parcelas en esas cotas se siguen vendiendo sin la suficiente información al comprador, con las consecuentes reclamaciones de los nuevos propietarios, por las restricciones con que cuentan los mismos. Los espacios hasta ahora ocupados son mayormente los más aceptables, aprovechando mejor las visuales, y con posibilidad de acceso y obtención de servicios, con lotes de dimensiones admisibles hasta fines del siglo pasado (en torno a los 1000 m<sup>2</sup>), y reduciéndose peligrosamente durante los últimas décadas a menos de 200-300 m<sup>2</sup>, con lógicos resultados de mayor afectación en el medio ambiente.

¿La evidencia de *Paradigmas* que han apostado y fortalecido por más de un siglo la valoración, protección y sostenimiento del medio ambiente y el paisaje, puede permitirnos olvidar sus postulados, por presiones económicas? Considerando que dichas presiones no responden a un proceso histórico y de cuidado de la actividad principal en la ciudad, con la mayor demanda laboral ya demostrado por varios autores, como el caso de Madariaga (2000); podría pretenderse desde las posturas neoliberales un posible derrame, en forma de puestos laborales en la construcción, olvidando las consecuencias sobre el paisaje natural que podrían contener en sus resultados. Pero este hecho durante décadas lo han analizado e interpretado distintas corrientes de especialistas en esta ciudad, ya que desde la primera presidencia de Parques Nacionales, pasando por propuestas como el *Plan Hardoy*, y los criterios impulsados por las más altas normas legales, como la Constitución, Carta Orgánica y Código Urbano, siempre se ha tendido a un espacio urbano pensado para la preservación y respeto por el paisaje. Tal vez, podríamos pensar, que estos procesos hasta fines del

siglo pasado, habrían marcado una identidad urbana, que aunque no tan marcada en lo edilicio, si podría haber adquirido un perfil regional en su relación con el entorno.

## CONCLUSIONES

La ciudad desarrollada en forma de arco, mayoritariamente en torno a la costa del lago Nahuel Huapi, ha sufrido el achicamiento de las fracciones -originariamente agrícolas- en pequeñas parcelas de tipo urbanas, en zonas que antes se consideraban rurales (en muchos casos zonas boscosas dentro del ejido), lo que da como resultado una imagen de ciudad inmersa en grandes bosques, el que por tal motivo tienden a desaparecer, debido al contexto geográfico de las parcelas que inicialmente son cubiertas de vegetación autóctona (como cipreses, radales, arrayanes, etc.), las cuales van perdiendo estos elementos que la distinguen de otras ciudades. A pesar de que la normativa para autorización de obras de construcción exige un plano de emplazamiento, indicando las vías fluviales, condiciones orográficas y vegetación con las especies destacadas para salvaguardar las mismas de la mejor forma posible, al momento de iniciar la obra (incluso antes de presentar los planos o luego durante el uso habitable), se realizan o concretan extracciones de especies nativas sin permisos o con base en el concepto de *daño temido*. Existen también exigencias, en algunos casos, que requieren un estudio de impacto ambiental, no obstante es habitual que se impongan los intereses que contradicen lo normado, por el criterio de flexibilidad, en algunos casos sin pasar por los procesos participativos (Audiencia Pública). Como indica la Arq. L. Lolich (2004, pp. 225): "...existe la convicción de que, en la práctica, son los agentes inmobiliarios quienes deciden el crecimiento urbano. Situación reiterada en otras ciudades turísticas argentinas como el caso de Mar del Plata, donde desapareció la mayor parte de su valiosa arquitectura *pintoresquista*." Y luego a pesar de todo esto, respecto a la continuidad que ha tenido el estilo constructivo en Bariloche dice: "Sin duda se reconoce una identificación con el pintoresquismo que comienza con los

pioneros y se continúa, pese a las diferencias morfo y metodológicas, con la imagen arquitectónica que impone Bustillo. Reconocemos aquí una búsqueda por consolidar una arquitectura con *identidad regional*'. Por otro lado, como puede observarse en los resultados del trabajo mencionado de Madariaga (2007), un mapa que identifica la proporción entre el espacio Biológico natural (bosques, ríos, matorrales, etc.) y el Urbanizado, resulta en que este último es menos del 20% del total del ejido municipal, aunque sumamente disperso y adaptándose a su entorno. Hasta ahora ha permanecido mayormente en zonas aceptables para ser urbanizadas, salvo escasas excepciones, prevaleciendo una aceptable accesibilidad, aprovechando las visuales y condiciones físicas favorables, próximo a posibles fuentes de servicios, etc. Pero existen presiones que tienden a ocupar zonas no recomendables, lo que permitiría salirse de las tipologías y normas que han dado a la ciudad un perfil característico. En la ciudad que analizamos y considerando la enumeración de datos históricos y físicos, nos muestran una distribución urbana y periurbana, que intenta ganar superficies edificables en espacios que puedan tener hermosas vistas o estar cerca de esos paisajes atractivos. Más allá de la existencia de zonas centrales que atraen por sus servicios, estas también cuentan en alguna medida con vistas y condiciones geográficas atractivas. En este caso se infiere, lo que parece estar buscando la población estable, es la posibilidad de estar cerca de la naturaleza para los que no viven en la zona centro, y de acercarse a los servicios y el trabajo al ubicarse en torno a la Delegación Urbana central. En cambio, para la población transitoria esta elección del alojamiento se centraría en la relación con el espacio natural y el paisaje, posiblemente también de algunos servicios en segunda instancia. Estos procesos de localización y elección de la ciudad por ciertas características paisajísticas, se contraponen con la imagen *globalizada* y modernista que parece pretenderse imponer, en un proceso de igualación mundial. Pero no debemos olvidar, que la realidad de S. C. de

Bariloche se relaciona con una imagen que vende tanto en publicidad privada como estatal (e.g., [www.bariloche.gov.ar](http://www.bariloche.gov.ar) o inmobiliarias en <http://www.serdelapatagonia.com.ar>), que no está centrada en su modernidad, sino en imágenes que muestran sus condiciones naturales. Algo que deberían resguardarse junto a las necesidades de la población, lo que obligará a sus desarrolladores a tomar con precaución estos emprendimientos, buscando un balance entre el proyecto y el entorno, identificando y acordando con la comunidad en su conjunto -revisándose normativas y códigos-, para definir en qué lugares y condiciones avanzar, si es que no se quiere hacer desaparecer la razón del atractivo turístico regional. Puede ser importante la participación comunitaria para estas definiciones, ya que muchos inversores no son locales, y no tienen intereses permanentes como la comunidad en preservar sus fuentes de ingresos y su hábitat natural.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bozzano, H. (2004). Territorios reales, territorios pensados, territorios posibles: aportes para una teoría territorial del ambiente, Ed. Espacio, Buenos Aires, Argentina.
- Bustillo, E. (1997). El despertar de S. C. de Bariloche, Edit. Sudamericana, 2ª edición, Buenos Aires, Argentina.
- Gravagnolo, B. (1998). Historia del Urbanismo en Europa 1750-1960, Edit. Alcal, Madrid, España.
- Hall, P. (1996). Ciudades del mañana, Historia del urbanismo en el siglo XX. Ed Serbal, Barcelona, España.
- Hardoy, J. E. (1965). Plan físico para S. C. de Bariloche, 1964. Ed. Fundación Bariloche, Bariloche, Argentina.
- Lolich, L. (1995). Patrimonio arquitectónico y urbano Municipalidad de S. C. de Bariloche. Tomo II. Ed. Municipalidad de S. C. de Bariloche, Río Negro, Argentina.
- Lolich, L. (2004). La ciudad de S. C. de Bariloche como banco de pruebas de modelos y modas. Cuadernos de Historia Urbana 1. San Miguel de

- Tucumán: Instituto de Historia, Facultad de Arquitectura, Universidad Nacional de Tucumán. Pp. 207-228.
- Madariaga, M. C. (2007). Interacción entre ambiente y población en San Carlos de Bariloche. Comunicación Técnica del Grupo Sistemas de Producción, Economía y Sociología Rural N° 217.
- Parsons, T. W. (2002). Norteamericanos, ingleses, australianos y galeses. Pioneros olvidados. 1889-1950. Tomo 8 de la colección: Pioneros Olvidados. Ed. Lauría. Bariloche, Argentina.
- Rodríguez, N. J. (2009). La dinámica de la jerarquía urbana en la región Patagónica, y su relación con la dinámica poblacional. TP final de la materia de Planificación y Gestión Regional Urbana, posgrado PROPUR-UBA. Buenos Aires, Argentina.
- Torres, H. (1996). El origen interdisciplinario de los estudios urbanos. Seminario Internacional Vaquerías, FADU- UBA / PIR- Villes CNRS, Documento de Trabajo N° 2, Córdoba, Argentina.
- Vallmitjana, R. (1995). Bariloche, mi pueblo. Ed. Fundación Antorcha. Buenos Aires, Argentina.
- Vallmitjana, R. (s/f). Cuadernillos de fomento y municipio 1907-1939 de S. C. de Bariloche. Biblioteca Sarmiento. Bariloche, Argentina.

## **Análise da paisagem na Lagoa Verde: Proposta para readequação da unidade de conservação da Lagoa Verde no município do Rio Grande, Brasil**

Carlos Vinicius da Cruz Weiss<sup>12\*</sup>, Lucas Terres de Lima<sup>12</sup>, Bruna Mergen<sup>12</sup>,  
Marcelo Dutra da Silva<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro. <sup>2</sup>Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Av. Itália, Km 8 – Rio Grande - RS, Brasil. Autor correspondente: *c.vinicius@msn.com*

### **RESUMO**

A Lagoa Verde compreende uma pequena mancha de conservação, cercada de usos e pressões diversas. Associado ao espaço urbano de Rio Grande o sistema da Lagoa Verde sofre ameaças constantes, por conta do crescimento acelerado do município, resultante dos fartos investimentos no setor portuário e logístico. Em 2005, a Lei Municipal 6.084 reconheceu a importância deste sistema hídrico pela criação da “Área de Preservação Ambiental (APA) da Lagoa Verde”, com o propósito de proteger as paisagens e recursos hídricos, conservação da biodiversidade, preservação dos ecossistemas litorâneos, desenvolvimento de atividades de educação ambiental e pesquisa, bem como divulgar o patrimônio natural do Município. Devido à proximidade das zonas urbanizadas a APA vem sofrendo danos ambientais, tais como: a retirada da mata ciliar; o escoamento de esgoto irregular; e construção de vias próximas à lagoa. Portanto esta área necessita maiores esforços quanto sua preservação e qualidade ambiental. A eficiência das ações de proteção relaciona-se com a necessidade de um plano de manejo associado aos processos da paisagem com nível hierárquico adequado. Este trabalho reproduz as análises estruturais da paisagem na APA da Lagoa Verde, através da investigação da área em campo e processamento digital de imagens de satélite. O objetivo é propor uma readequação nos limites da APA por meio de princípios de ecologia de paisagem, a fim de estabelecer uma proteção ambiental efetiva na unidade de conservação. Por meio das análises de paisagem, os resultados mostraram que as manchas predominantes foram de campo associado a uso antrópico para agricultura e pecuária, sendo que tal categoria de mancha apresentou área maior que a categoria dos remanescentes naturais. Nesse contexto a área proposta para readequação dos limites da APA da Lagoa Verde incluiu as áreas úmidas adjacentes a lagoa; os arroios que conectam a lagoa a outros sistemas hídricos, tal como a Laguna dos Patos; e os campos litorâneos, onde se localizam as nascentes dos arroios Senandes e Bolhacha.

**Palavras-chave:** Ecologia de paisagem, classificação de imagens, Área de Proteção Ambiental, Landsat 5/TM, Unidade de conservação.

### **ABSTRACT**

The Lagoa Verde (Green Lagoon) comprises a small patch of conservation, surrounded by various uses and pressures. Associated with the urban space of Rio Grande, the system of Lagoa Verde is threatened constantly, due to the rapid growth of the city, tired of the resulting investment in the port sector and logistics. In 2005, the Municipal Law 6084 recognized the importance of this water system for the creation of "Environmental Preservation Area (APA) of Lagoa Verde", with the purpose of protecting the landscapes and water resources, biodiversity, preservation of coastal ecosystems, development of environmental education and research, as well as publicizing the natural patrimony of the city. Due to the proximity of urbanized areas the APA has suffered environmental damage, such as the removal of riparian vegetation, the irregular flow of sewage, and road construction near the pond. So, this area needs more efforts about their preservation and environmental quality. The effectiveness of protective actions relate to the need for a management plan associated with the processes of the landscape with appropriate hierarchical level. This work reproduces the structural analysis of the landscape in the Lagoa Verde APA, through research area in the field and digital processing of satellite images. The objective is to propose realignment in the limits of the APA through principles of landscape ecology in order to establish an effective environmental protection in the conservation unit. Through the analysis of landscape, the results showed that the stains were predominant field associated with anthropic use for agriculture and livestock, and such category of stain showed an area larger than the category of natural remnants. In this context, the proposed area to readjust the limits of the Lagoa Verde APA including wetlands adjacent lagoon, the streams that connect the lagoon to other water systems, such as the Laguna dos Patos, and coastal fields, where is located the springs the streams.

**Keywords:** Landscape ecology, image classification, Environmental Protection Area, Landsat 5/TM, Conservation Unit.

## INTRODUÇÃO

Com o avanço tecnológico e o crescimento populacional, a “paisagem natural” vem sendo substituída pela “paisagem urbana e rural”. As mudanças na “paisagem natural” têm ocasionado problemas ecológicos e sociais (Magro, 1997). Em razão disso foi estabelecido, através da Lei Federal nº 9.985 (Brasil, 2000), o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Conforme Funatura (1989), Unidades de Conservação são porções do território nacional com características de relevante valor, de domínio público ou privado, com objetivos e limites definidos, aos quais se aplica regimes especiais de administração e garantias de proteção.

A Ecologia da Paisagem fornece indicadores espaciais relacionados às condições ecológicas do ambiente, as quais podem ser analisadas por meio do uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de imagens de satélites orbitais, permitindo agilizar a extração e análise das características ambientais da superfície terrestre (Lima e Rocha, 2011). As técnicas de sensoriamento remoto, SIG e processamento digital de imagens são essências para o processamento de dados espaciais sendo fundamentais para a análise, monitoramento e planejamento de unidades de conservação (Lachowski et al., 1994; Oliver, 1992). Para análises de padrões espaciais, a aplicação de princípios de Ecologia da Paisagem vem sendo utilizadas através da obtenção de métricas ou índices de paisagem, que permitem avaliações em diferentes escalas espaciais e temporais. Contribuindo para o entendimento de padrões e processos envolvidos no estabelecimento de estratégias para a conservação da biodiversidade (Almeida, 2008).

Ecologia de paisagem é o estudo de como a heterogeneidade e a escala espacial afetam os processos ecológicos. O enfoque é ecossistêmico, e a abordagem espacial esta pautada na relação entre a estrutura da paisagem (padrões espaciais dos ecossistemas) e seu funcionamento (interação e fluxos de energia, matéria e

espécies dentro e entre os ecossistemas que compõem a paisagem) (Zaú, 1997). A estrutura da paisagem faz referência ao tamanho, forma, números, tipos e configurações de seus componentes. Segundo Couto (2004), através da análise estrutural das manchas da paisagem é possível que se entenda a relação entre a heterogeneidade espacial e as alterações ecológicas do ambiente. Possibilitando o entendimento da relação da paisagem com os aspectos culturais, sociais e políticos.

A interpretação e um conhecimento prévio da área estudam pelo pesquisador é indispensável para o entendimento da evolução dos processos que interferem a paisagem (Casimiro, 2000). Dessa maneira, a ecologia da paisagem mostra-se uma ferramenta de auxílio e justificativa à tomada de decisão, reforçando a preservação da APA da Lagoa Verde e possibilitando uma nova estratégia legal de preservação ambiental mais eficiente.

A escala dos elementos da paisagem é definida usando perspectivas espaciais e temporais, determinadas pelos objetivos da investigação ou da questão de manejo pertinente. O objetivo deste trabalho é propor uma nova delimitação para a APA da Lagoa Verde, a fim de que esta possa ampliar e garantir o seu papel de proteção e conservação dos recursos, processos e serviços.

## MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo: A planície costeira do estado do Rio Grande do Sul, formada durante o período quaternário através de sucessivas transgressões e regressões marinhas, é rica em sistemas hídricos, com restingas, arroios, lagoas interiores e banhados (Vieira e Rangel, 1988). A Lagoa Verde (Fig. 1) localiza-se entre os paralelos 32° 6' 54" e 32° 8' 15" latitude Sul e entre os meridianos 52° 9' 57" e 52° 11' 72" longitude Oeste, no município de Rio Grande, RS – Brasil, e faz parte deste complexo sistema de banhados, arroios e lagoas.

A APA da Lagoa Verde compõe diversas unidades ambientais, como campos

arenosos, banhados de água doce, mata ciliar, fanerógamas submersas, paleodunas vegetadas, arroios e a lagoa. Está conectada com a região do estuário da Lagoa dos Patos através do Saco da Mangueira, de onde recebe o aporte de água salgada. Fatores meteorológicos relacionados a chuvas e ventos controlam a salinidade nas águas do estuário, com regimes polihalinos no verão e outono, e oligohalinos no

inverno e primavera (Costa et al., 1988; Nema, 2009). A Lei Municipal nº6.084 (Rio Grande, 2005), que determinou a região da lagoa como “Área de Proteção Ambiental (APA) da Lagoa Verde”, teve por princípios proteger a paisagem, os recursos, a biodiversidade, os distintos ecossistemas e os serviços ambientais, assim como estimular o conhecimento, a educação e a pesquisa (Behling, 2007).

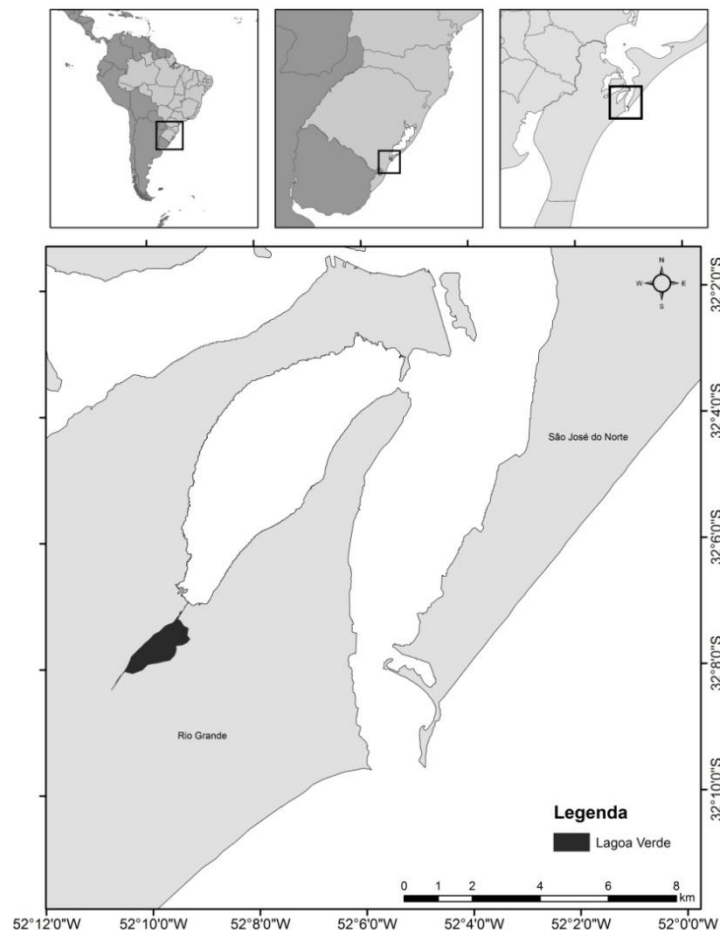


Fig. 1. Localização da área de estudo.

**Metodologia:** Para reconhecimento prévio da área de estudo, inicialmente foi analisada uma imagem do sensor Quickbird®, esta foi cedida pela prefeitura municipal de Rio Grande – RS. Na imagem foram estabelecidos pontos estratégicos das categorias de manchas visualizadas na área de interesse, visando confirmar em campo essas categorias. Foram coletadas as coordenadas dos pontos pré-definidos e

determinado a qual mancha este pertencia, a fim destes servirem de base para a obtenção das assinaturas espectrais na classificação supervisionada de imagens de satélite. Posteriormente, foram analisados diferentes holons da paisagem utilizando a imagem Quickbird®, com o objetivo de definir a escala mais pertinente para efetuar as delimitações na unidade de conservação. Um holon funciona como

uma entidade autônoma e é também parte de uma unidade organizacional superior. Segundo Allen e Starr (1982), holon é como uma janela de duplo sentido, através da qual o ambiente influencia suas partes e em retorno a usa para comunicação com o ambiente como uma unidade. Na escala cartográfica definida como base para as análises, foram identificados os elementos da paisagem como as conexões entre manchas, matriz, manchas da paisagem e

entre outros. Para delimitação da proposta de readequação da unidade de conservação da Lagoa Verde foi utilizado o software Idrisi Selva® (Eastman, 2012). As etapas do procedimento (Fig. 2) seguiram as seguintes etapas: composição colorida da imagem, áreas de treinamento, extração de assinaturas, obtenção do gráfico de curvas espectrais, análise SOM (redes neurais), mapa rotulado, segmentação e mapa de classificação final.

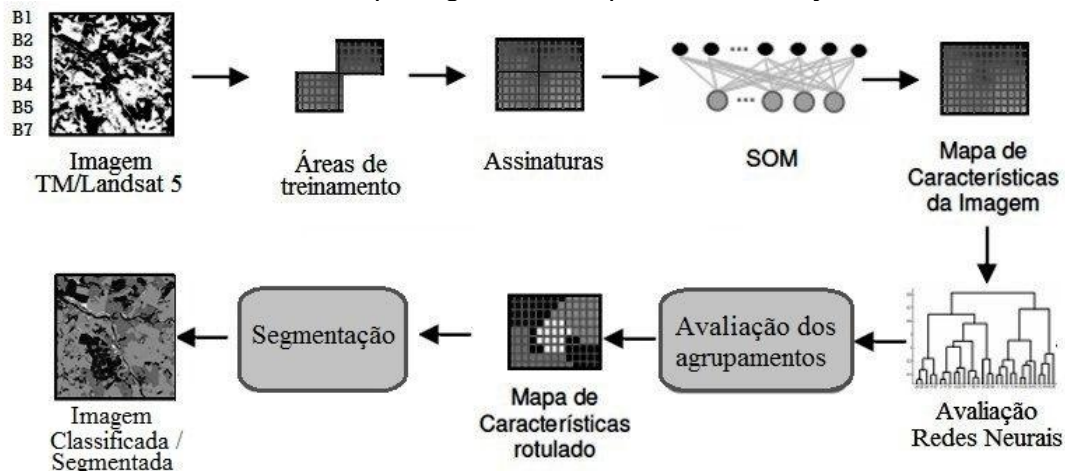


Fig. 2. Procedimentos realizados para a classificação por redes neurais auto-organizáveis.

O processamento digital de imagem (PDI) foi realizado com imagens orbitais do sensor TM (Thematic Mapper)/Landsat 5. A imagem utilizada nestas etapas foi obtida gratuitamente através do banco de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2013), sendo esta com resolução espacial de 30 metros e seis bandas espectrais do espectro refletido, desde o visível até o infravermelho de ondas curtas.

Na primeira etapa foram montadas as composições de falsa cor em RGB (Red, Green, Blue) com diferentes combinações entre as bandas da imagem. As diferentes composições coloridas auxiliaram na escolha do modo mais adequado para realizar a análise interpretativa das manchas da região estudada, expondo assim diferentes cores, para diferentes comportamentos espectrais dos alvos na imagem. A composição colorida que mais se adequou para obtenção das assinaturas foi a R5G4B3 (Red = banda 3; Green =

banda 4; Blue = banda 5), pois demonstrou distinguir melhor as diferentes categorias de manchas.

Na obtenção das assinaturas dos alvos fez-se o uso das coordenadas dos pontos coletados em campo. Posteriormente a obtenção das assinaturas, utilizou-se a ferramenta MakeSig onde carregou-se as assinaturas e as seis bandas da imagem para obtenção das curvas espectrais. Para esta análise foi necessário definir um conjunto de amostras de treinamento para cada classe a ser diferenciada na imagem classificada. De acordo com Crosta (1992), esse método de obtenção das assinaturas espectrais dos pixels de treinamento parte do pressuposto de que o usuário conheça a imagem a ser classificada de tal modo que possa definir quantas e quais as classes que são mais representativas no que tange o uso e cobertura do solo.

Na classificação da imagem, utilizou-se a ferramenta SOM (Kohonen's SelfOrganizing Map) do software Idrisi

Selva® (Eastman, 2012). Essa ferramenta que é denominada “Mapa Autoorganizável de Kohonen” consiste em um tipo de rede neural artificial baseada em aprendizado competitivo e não-supervisionado (Kohonen, 1987). Este método assemelha-se a neurônios biológicos, que formam uma rede de interconexões e são conectados por nós de uma grade que geralmente é uni ou bidimensional.

Nesta etapa de classificação foram selecionadas as seis bandas, as assinaturas, e a composição criada, resultando na classificação da imagem. Posteriormente, foi realizada a segmentação e esta foi cruzada com a classificação da imagem, gerando classes. Essas foram analisadas software Patch Analyst® (Elkie et al., 1999), onde utilizou-se a ferramenta Spatial Statistics para analisar a estrutura do mosaico permitindo identificar, por meio de métricas específicas, o tamanho das manchas (calculando a área das manchas e o tamanho médio, identificando a matriz e a importância da diversidade dos elementos na paisagem); o índice médio da forma (analisar quão compactas são as manchas em comparação com uma circunferência de área igual); a densidade de bordas (permite equiparar a riqueza da estrutura). Os resultados foram calculados e exportados para uma tabela onde foi analisado os elementos da paisagem.

## RESULTADOS

Perante as análises por meio da classificação de imagens orbitais, métricas de paisagem e interpretação de imagens de alta resolução, observa-se que a categoria de mancha com maior representatividade no holon principal é a de campos litorâneos. Esta categoria foi considerada no presente trabalho como a matriz da paisagem da área estudada. É importante ressaltar o fato de que nesta pesquisa foi analisada apenas a estrutura da paisagem, considerando a mancha como a menor unidade de paisagem.

Outras manchas presentes no holon analisado são as de banhado,

remanescentes de mata nativa, pequenas manchas de silvicultura, canais de conectividade entre corpos hídricos e manchas de uso antrópico do solo. Essas manchas de uso antrópico - as quais são constituídas pela zona urbana e pelas atividades de pecuária, silvicultura e plantação de arroz - caracterizam a atual situação da APA da Lagoa Verde. Esse fato deve-se ao impacto negativo causado pelo despejo de efluentes e pela utilização imprópria de áreas de preservação na zona urbana e pelas pressões exercidas quanto as plantações e utilização do terreno para pecuária.

Para propor a readequação da área de unidade de conservação da APA da Lagoa Verde, através de análises das métricas de paisagem, foram atribuídos na imagem de satélite do sensor TM/Landsat 5 zonas de restrições para cada categoria de mancha perante a legislação brasileira vigente (Fig. 3). Nestas zonas visou-se demarcar as distâncias previstas em lei para uma conservação eficaz de cada categoria de mancha. Para as manchas de áreas úmidas identificadas na classificação de imagem, foram estabelecidos uma zona (buffer) de amortecimento/preservação de 500 metros aos seus redores, inclusive na mancha. A categoria de mancha de áreas úmidas e sua zona estabelecida totalizaram uma área de aproximadamente 20830000 m<sup>2</sup>.

Justifica-se a zona proposta e a preservação da mancha de áreas úmidas, cuja inclui também banhados da região, pela importância destas no regime hídrico do sistema da Lagoa Verde e também de todo o sistema de corpos lagunares e estuarinos da região. A zona de amortecimento proposta visa suprir as pressões sofridas nesses elementos fundamentais do sistema, as quais atingem indiretamente a conservação da Lagoa Verde.

Os limites da proposta de readequação da unidade de conservação foram ajustados pelas principais rodovias de tráfego terrestre adjuntas à unidade, visando facilitar o gerenciamento e a identificação



do limite da área a ser proposta. Também se estabeleceu uma zona de preservação/amortecimento dos cordões litorâneos para incluir na proposta de readequação da unidade, com área de aproximadamente 5000000 m<sup>2</sup>. O objetivo de inclusão desta área é proteger as nascentes dos arroios conectados a Lagoa Verde. Os cordões litorâneos são componentes frequentes de planícies costeiras formadas no período do quaternário (Otvos, 2000), estes são fundamentais na regulação hídrica dos corpos de água e são onde se localizam as nascentes de pequenos arroios na zona costeira do Rio Grande do Sul. Através das métricas de paisagem (Tab. 1) analisadas

com o auxílio do software Patch Analyst® (Elkie et al., 1999), nota-se que a maior representatividade quanto a área é da categoria de mancha é a de campos associado ao uso antrópico, com aproximadamente 9338000 m<sup>2</sup>, estando nessa categoria as atividades de agricultura e a pecuária. A categoria 'urbano' representou a segunda maior área observada, ressaltando o fato da unidade de conservação localizar-se em um centro urbano. Nas "manchas da paisagem natural" a categoria com maior tamanho foi a de áreas úmidas, a qual foi incluída, com área maior que na área da unidade de conservação vigente, na readequação da APA.

Tab. 1. Manchas e relação entre área e número de manchas.

<b>Manchas</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Número de manchas</b>
Campo associado ao uso antrópico	9338000	9
Plantação de Eucalipto	240000	1
Áreas úmidas	7730000	13
Urbanizado	794300	23
Água	2734400	1
Cordões Litorâneos	4994600	1

Dentro dos limites da área de readequação da unidade de conservação proposta (Fig. 3), foram realizadas a classificação das manchas, com as seguintes classes: sem impacto; baixo impactado; médio impactado e alto impactado (Fig. 4). Essa classificação dos impactos negativos nas manchas foi baseada no modelo do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (Peixoto e Willmersdorf, 2002) para valoração do dano para unidades de conservação. Para a classificação das manchas perante as classes de impacto foram realizadas saídas de campo, consultas na bibliografia e análise na imagem de alta resolução. Foi levado em consideração para a classificação destes elementos da paisagem a duração do impacto (tempo determinado para recuperação natural d paisagem), a

reversibilidade e magnitude do impacto. Como se observa na Tab. 2, as categorias de manchas mais impactadas (alto impacto) são as das áreas úmidas e dos corpos de água.

Essas foram classificadas como altamente impactadas ou já degradadas, devido a se tratar de áreas ambientalmente sensíveis, que quando impactadas tem reversibilidade lenta e difícil sendo sempre com impacto de alta magnitude.

Já nas manchas de silvicultura e de campos associados ao uso antrópico, o impacto observado no uso do solo é de fácil reversibilidade, em um ponto de vista ambiental e considerando que as atividades são de pequeno porte, tendo magnitude e duração baixa. Nenhuma mancha foi classificada como sem impactos, devido a atividade antrópica na região da lagoa.

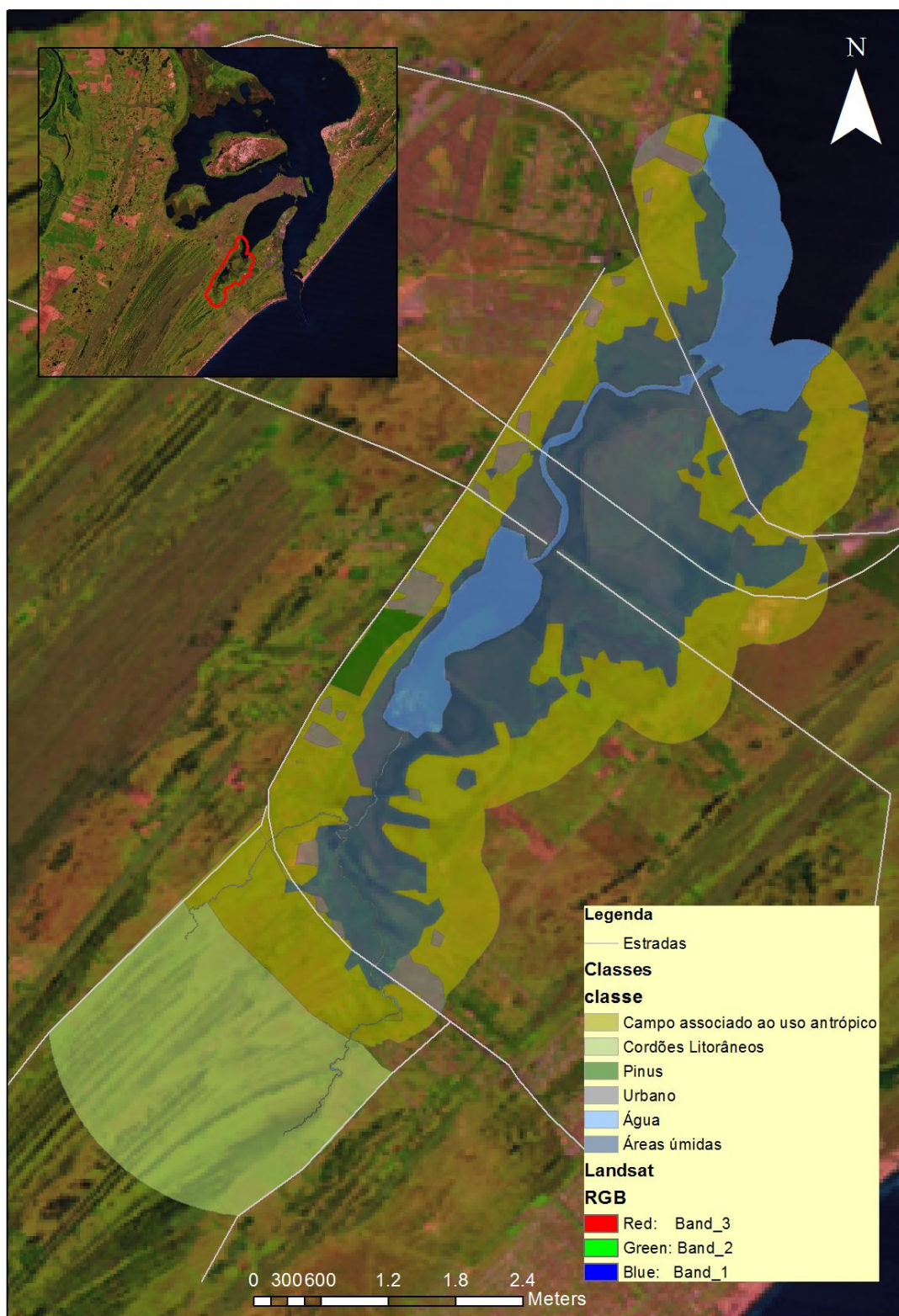


Fig. 3. Área de delimitação proposta para readequação da unidade de conservação.



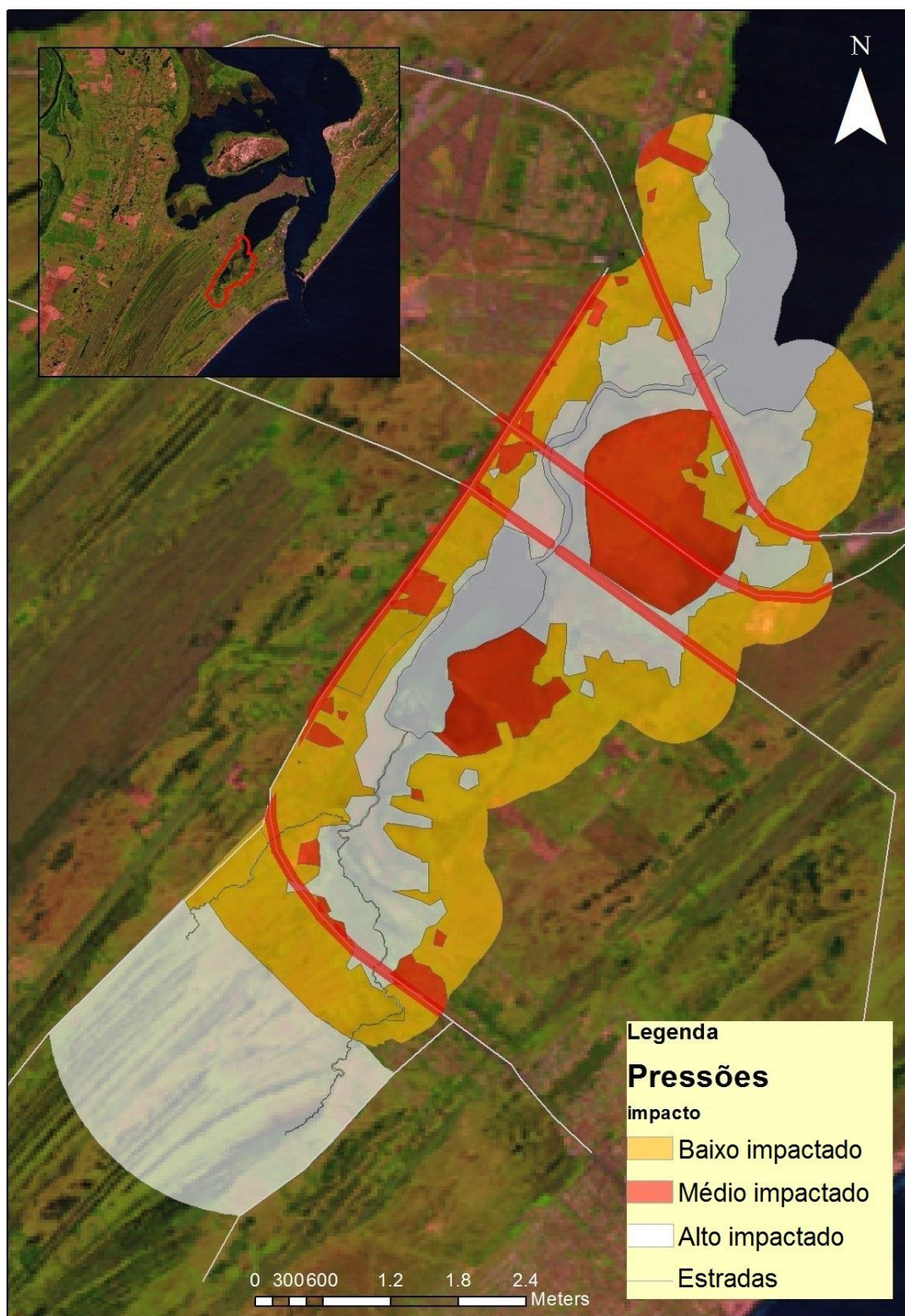


Fig. 4. Mapa das pressões sobre a área proposta.

Tab. 2. Análise das manchas de pressões dentro da área proposta.

Manchas	Pressões
Campo associado ao uso antrópico, agricultura e pecuária	Baixo Impacto
Silvicultura	Baixo Impacto
Rizicultura sobre áreas úmidas	Médio Impacto
Urbanizado	Médio Impacto
Estradas e trilhos com área de abrangência de 15 metros	Médio Impacto
Áreas úmidas e Recursos hídricos	Alto impacto

## DISCUSSÃO

Perante aos resultados apontados pode-se afirmar que a Lagoa Verde atua como elemento central na paisagem. Os cordões litorâneos foram considerados a matriz, a qual influencia diretamente no regime hídrico da lagoa. As pressões sobre o ambiente estudado se tornam perceptíveis, e são constituídas pela área urbana, plantações, pecuária e pelas rodovias.

Apesar de a matriz ser bastante permeável, possibilitando a movimentação da fauna entre os elementos da paisagem, a presença das rodovias representam uma barreira. Consequentemente os elementos da paisagem são fragmentados, dificultando a mobilidade da fauna, a passagem da água necessária para o regime hídrico e para a troca de nutrientes necessários para biota da Lagoa Verde.

Conforme analisado no trabalho a matriz (cordões litorâneos) não se conecta diretamente com a Lagoa Verde, os fragmentos se ligam de forma indireta através dos arroios, porém estes exercem influência na qualidade e no regime hídrico deste corpo de água. A lagoa é dependente da água doce que se acumula nos cordões litorâneos durante épocas de alta pluviosidade, essa água acumulada escoar até a lagoa regulando a salinidade. O estuário da Laguna dos Patos que está conectado com a Lagoa Verde tem o papel contrário, que é de salinizar a água. Esses fatores são indispensáveis para um funcionamento adequado do sistema em questão, por isso esses foram incluídos na área da unidade de conservação.

Em uma análise mais detalhada, é possível observar que no entorno da lagoa a

mancha que predomina é a de campo associada ao uso antrópico, sendo este destinado para fins de pecuária e agricultura. Os dados observados na Tab. 2 demonstram que as manchas de distúrbio dentro da área de preservação proposta representam maior área que as manchas de remanescentes naturais, fortalecendo a reformulação da área de preservação ambiental vigente pela legislação.

Nesse contexto, para uma efetiva proteção da área proposta para a unidade de conservação da Lagoa Verde, não somente os entornos do corpo hídrico devem estar presentes na área proposta, mas também as regiões das quais ela depende indiretamente, incluindo: as áreas úmidas adjacentes a lagoa, cujas interferem no regime hídrico do sistema da Lagoa Verde; a totalidade dos arroios que alimentam tal lagoa com água doce; a região dos campos litorâneos, onde localiza-se as nascentes de tais arroios; e a conexão com o estuário, responsável pela regulação da salinidade e pelo regime hídrico da lagoa.

## CONCLUSÃO

O estudo demonstrou que a implementação de unidades de conservação, considerando aspectos legais e de ecologia da paisagem, poderá ser auxiliado por técnicas de sensoriamento remoto, processamento digital de imagens e o Sistemas de Informação Geográfica. Servindo de apoio no processo de tomada de decisões complexas que envolvem muitos fatores espacialmente distribuídos. A proposta de novos limites para a unidade de conservação permitiu a avaliação das

alterações na estrutura da paisagem em termos de tamanho e forma dos fragmentos. Caso a área proposta fosse implementada, este tipo de análise poderá ser útil na avaliação final de um projeto de readequação.

O uso de imagens orbitais, como neste caso do sensor TM/ Landsat 5, representa uma ferramenta de suma importância na realização deste trabalho. A aquisição sistemática de dados dessa natureza permite o mapeamento eficaz da área proposta e a possibilidade de um contínuo monitoramento, além de ser uma ferramenta essencial para o planejamento de unidades de conservação.

A área proposta para a unidade de conservação nesse trabalho é maior do que a área prevista pela Lei Municipal nº6.084 (Rio Grande, 2005) que estabeleceu a área da lagoa como APA da Lagoa Verde. Desta forma recomenda-se a criação de um plano de manejo para essa unidade de conservação, que vise controlar os impactos presentes na área para que estes não continuem avançando sobre as manchas remanescentes, e que preveja um monitoramento periódico sobre a unidade.

### AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro (PPGC) da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), a agência fomentadora de pesquisas CAPES e a todos que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

### REFERÊNCIAS

Allen, T. F. H.; Starr, T. B. 1982. *Hierarchy: Perspectives in Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago, London.

Almeida, C. G. 2008. *Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná*. 74p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Departamento de Geociências,

Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.

- Behling, G. M. 2007. *Refletindo o processo de criação da APA da Lagoa Verde pelo olhar da Educação Ambiental*. Dissertação para obtenção do título de Mestre. Programa de Pós-Graduação em Educação Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande, FURG.
- Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. *Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC*. Brasília, Distrito Federal.
- Casimiro, P.C. 2000. *Ecologia da Paisagem, perspectivas de uma nova abordagem do estudo da paisagem em Geografia*. Geolnova 2: 45-65.
- Costa, C.S.B.; Seeliger, U.; Kinas, P.G. 1988. *The effect of wind velocity and direction on the salinity regime in the lower Patos Lagoon estuary*. Brasil. *Ciência e Cultura* 40(9): 909-912.
- Couto, P. 2004. *Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats*. *Investigação Operacional*, n. 24.
- Crosta, A. P. 1992. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*, São Paulo, UNICAMP/IG.
- Eastman, J.R., 2012. *IDRISI Selva®*. Worcester, MA: Clark University.
- Elkie, R; Carll, P; Angus, R. 1999. *Patch analyst user's manual – A tool for quantifying landscape structure*, Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario.
- FUNATURA. Fundação Pró Natureza. 1989. *Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) Aspectos conceituais e legais*. Brasília, Distrito Federal.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Catálogo de imagens*. <http://www.dgi.inpe.br/CDSR>.
- Kohonen, T. 1987. *Self-Organizing maps*, 2nd Edition, Berlin: Springer Verlag.

- Lachowski, H. M., Wirth P., Maus, P. Avers P. 1994. Remote Sensing and GIS: their role in ecosystem management. *Journal of Forestry* 92(8): 39-40.
- Lima, R. N. de S.; Rocha, C. H. B. 2011. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. *Anais Xv Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba – PR*. Pp. 2067-2074.
- Magro, T. C. 1997. Manejo de paisagens em áreas florestadas. *Silvicultura* 18(69): 38-45.
- NEMA (Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental). 2009. Descubra a Lagoa Verde: um passeio pelos Arroios Bolaxa, Senandes, Canal São Simão e arredores. Rio Grande, RS. Pp 28.
- Oliver, C. D. A. 1992. landscape approach: achieving and maintaining biodiversity and economic productivity. *Journal of Forestry* 90(9): 20-25.
- Otvos, E. 2000. Beach ridges – definition and significance. *Geomorphology* 32: 83-108.
- Peixoto, S. L.; Willmersdorf, O. G. 2002. “Modelo de Valoração Econômica dos Impactos Ambientais em Unidades de Conservação”, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA, setembro, Brasília, Brasil.
- Rio Grande. Lei nº 6.084, de 22 de abril de 2005. “Cria a área de proteção ambiental da Lagoa Verde”. Rio Grande, Rio Grande do Sul.
- Vieira, E.F.; Rangel, S.R.S. 1988. Planície costeira do Rio Grande do Sul. Geografia física, vegetação e dinâmica sociodemográfica. Porto Alegre: Sagra. Pp 256.
- Zaú, A. E. 1997. A Ecologia da Paisagem no Planejamento Territorial. Floresta e Ambiente, Rio de Janeiro. Pp. 98-103.

## El rol de los musgos en la germinación de especies leñosas: Implicancias de la heterogeneidad de micro-sitios para la restauración

Graciela M. Calabrese<sup>1\*</sup>, Adriana E. Rovere<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional de Río Negro, Sede Andina. Mitre 630, San Carlos de Bariloche (8400), Río Negro, Argentina. <sup>2</sup>CONICET. Laboratorio Ecotono, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. \*Autor de correspondencia: [gcalabrese@unrn.edu.ar](mailto:gcalabrese@unrn.edu.ar).

### RESUMEN

Los musgos cumplen un rol importante en los ecosistemas. Son pioneros en suelos inestables, controlan la erosión, colonizan sitios alterados, y actúan como reservorio de agua, esto último es sustancial para las plantas vasculares de los bosques templados en la época estival de mayor déficit hídrico. El objetivo de este trabajo fue analizar la riqueza de musgos que se desarrollan sobre el suelo en sectores de bosque nativo con diferente grado de alteración, su capacidad de retención de agua y su papel como facilitadores de la germinación de especies leñosas. El estudio se realizó en un área bajo restauración en la Reserva Nacional Lago Puelo. Se muestrearon tres sectores distintos: a) área remanente de bosque maduro de *Nothofagus dombeyi*, b) bosque secundario de *Austrocedrus chilensis* y c) matorral dominado por especies exóticas. Se registraron las especies de musgos sobre el suelo y sus formas de vida. Se analizó la capacidad de retención de agua de los musgos y la facilitación en la germinación de *Maytenus boaria* durante la primavera. Los resultados evidencian una reducción de especies de musgos presentes a mayor grado de alteración. Se encontraron diferencias significativas entre los valores de retención de agua de los musgos (515%) con respecto del suelo sin musgos (46%). La germinación de semillas de *Maytenus boaria* se vio facilitada por la presencia de musgos en el sustrato. Se resalta el papel de los musgos como reservorio de agua a microescala, facilitando el establecimiento de plántulas. Estos resultados demuestran la factibilidad de utilizar los musgos del bosque nativo como material en actividades de restauración.

**Palabras clave:** biodiversidad, briófitas, conservación, heterogeneidad de micro-sitios, manejo, propagación, restauración.

### ABSTRACT

The role of mosses in ecosystems is important. They are pioneers in unstable soils, where they control erosion, colonize disturbed sites, and act as a water reservoir, which is substantial for vascular plants in temperate forests in summer, with higher water deficit. The aim of this work was to evaluate the richness of mosses growing on soil in native forests with different levels of degradation, as well as the water retention values and their function as facilitators of germination of woody species. This study was carried out in a sector undergoing restoration at Lago Puelo National Reserve. Samples were collected in three different sectors: a) a remnant of mature *Nothofagus dombeyi* forest, b) secondary *Austrocedrus chilensis* forest and c) scrubland dominated by exotic species. Species and life forms of mosses on soil were registered. The water retention capacity of mosses and the facilitation of the *Maytenus boaria* germination during spring were analyzed. The results show less moss species to higher level of alteration. Significant differences were found between the water retention values of mosses (515%) and the soil without mosses (46%). The germination of seeds of *Maytenus boaria* was facilitated in the substrate with mosses. The importance of mosses as water reservoir at micro-scale, facilitating seedling establishment is the special interest. These results demonstrate the feasibility of using mosses from native forest as material in restoration activities.

**Key-words:** biodiversity, bryophytes, conservation, micro-site heterogeneity, management, propagation, restoration.

### INTRODUCCIÓN

Los musgos cumplen funciones importantes en los ecosistemas. Se encuentran entre los primeros organismos que colonizan suelos inestables, sitios alterados o áreas recientemente expuestas controlando la erosión (Gerson, 1982;

Calabrese, 1995; Gariboti y Calabrese, 2008). Por otro lado, reducen la tasa de pérdida de nutrientes y disminuyen el contenido de sedimentos en el agua de escurrimiento en suelos desnudos (e.g., producto de incendios), retienen agua y permiten su liberación lentamente en su

entorno (Gerson, 1982; Calabrese, 1995; Gariboti y Calabrese, 2008; Calzadilla et al., 2010; Morales et al., 2010). Asimismo, sirven de hábitat y alimento de invertebrados, son utilizados por aves y mamíferos para la construcción de nidos y madrigueras y como sustrato de semillas de otras plantas (Calvelo et al., 2006; Cifuentes-Ampuero, 2006; Rovere y Calabrese, 2011). El papel funcional de los musgos en áreas de bosque es similar al documentado para las costras biológicas en ecosistemas áridos, dado que éstas aumentan la estabilidad del suelo, brindan protección frente a la acción erosiva de la lluvia y el viento, e incrementan la capacidad de retención de agua, carbono y nitrógeno (Maestre, 2003; Calabrese et al., 2013).

Si bien son importantes en términos funcionales y de biodiversidad, debido a la dificultad para su identificación y su pequeño tamaño, han sido desestimados tanto en trabajos botánicos como ecológicos (Calzadilla et al., 2010; Rovere y Calabrese, 2011). Comúnmente el concepto de biodiversidad se utiliza en restauración ecológica para definir sus objetivos y evaluar el éxito de su implementación (Mayer, 2006), dado que el objetivo de la restauración consiste en recuperar la composición de especies, aspectos estructurales y función ecológica a niveles similares a los presentes antes de que ocurriera una perturbación (SER, 2004). Con frecuencia se consideran las plantas vasculares, siendo pocos los trabajos que abordan la micro-biodiversidad -hongos, líquenes, hepáticas, musgos, microorganismos- como un atributo de los ecosistemas a recuperar (Barrett et al., 2009; Wrigley de Basanta et al., 2010; Rovere y Calabrese, 2011). En los bosques templados, la disponibilidad de distintos tipos de micro-hábitats es fundamental ya que de ellos depende la diversidad y formas de vida de los musgos presentes, esto relacionado a la estructura del bosque y su grado de conservación. A medida que aumenta la degradación del bosque se reduce el número de sustratos

(micro-hábitats) para los musgos, como así también el número de especies y las formas de vida (Rovere y Calabrese, 2011). Ello modifica la micro-heterogeneidad de paisaje a escala de sitio, y las condiciones de su entorno para el establecimiento de plantas vasculares. Diferentes estudios de campo como así también experimentos en invernadero, han demostrado que los musgos y líquenes afectan la germinación de plantas vasculares, en algunos casos favoreciéndola y en otros casos inhibiéndola según hábitat y especie (Zamfir 2000; Hanssen 2002; Díaz y Armesto 2007). El objetivo general de este trabajo es analizar la riqueza de musgos del suelo en sectores de bosque nativo de Patagonia Norte con diferente grado de alteración, su capacidad de retención de agua y su papel como facilitadores de la germinación de especies leñosas.

## MÉTODOS

El trabajo se realizó en un sector de la Reserva Nacional Lago Puelo zona norte, en el oeste de la provincia de Chubut (Argentina). En esa área se está desarrollando un proyecto de restauración ecológica. La zona de restauración abarca una superficie de 11 hectáreas, ubicada a los 42°05' LS, 71°37' LO, y a una altitud de 150-200 m s.n.m. La zona fue históricamente afectada por la extracción de madera, pastoreo y cultivo de forraje. Tras un cambio en el uso de la tierra se suprimió el pastoreo, sucediéndose incendios que provocaron el reemplazo del bosque por matorrales de especies exóticas (Rovere et al., 2008). Actualmente en el sector se están desarrollando trabajos de restauración activa mediante la plantación de diferentes especies leñosas nativas (Namiot et al., 2012). Se identificaron tres sectores con diferentes niveles de perturbación: (i) área remanente de bosque de *Nothofagus dombeyi* (Nothofagaceae), (ii) bosque secundario de *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae), (iii) matorral dominado por arbustos exóticos, como por ejemplo *Rosa rubiginosa* (Rosaceae),



*Rubus ulmifolius* (Rosaceae) y *Cytisus scoparius* (Fabaceae).

Se realizaron muestreos intensivos para la recolección de los musgos de suelo en los tres sectores mencionados, registrando datos en el campo sobre la forma de vida y microhábitats (por ejemplo pequeños taludes, próximos a rocas, bajo troncos caídos, etc.). Los ejemplares se estudiaron en el laboratorio empleando las técnicas tradicionales de micromorfología y microanatomía, y se identificaron mediante el empleo de material bibliográfico y especímenes de referencia. A partir de la composición florística de los musgos en cada sector, se calculó el coeficiente de similitud de Jaccard (Matteucci y Colma, 1982).

Se estimó la capacidad de retención de agua, a partir de 15 muestras de suelo libre de musgos y de hojarasca obtenidas de los primeros 5 cm de profundidad en el sector de bosque secundario de *A. chilensis* y 15 muestras de musgos libres de suelo. Para ello se hidrataron las muestras hasta saturación y se pesaron con balanza a capacidad de campo. Luego se secaron hasta peso constante en estufa durante 72 horas a 40°C. Se calculó para cada muestra la capacidad de retención restando el peso seco de la muestra al peso de la muestra hidratada. Los resultados se analizaron por medio del test de Mann-Whitney.

Se realizó un ensayo de germinación con *Maytenus boaria* (Celastraceae) dado que es una planta leñosa que comúnmente se encuentra presente como especie pionera en matorrales post-fuego (Donoso, 1994). Para el ensayo de germinación se utilizaron 20 macetas de 2 litros con suelo extraído del bosque de *A. chilensis*. A diez de ellas se les agregó una capa de musgos de aproximadamente 2 cm de espesor. Los musgos se obtuvieron de muestras de suelo en condiciones de vivero bajo riego durante 12 meses, desarrollándose en forma densa a partir de esporas o propágulos contenidos en el suelo del bosque de *A. chilensis*. Durante la primavera se realizó la siembra de 30

semillas de maitén por maceta, estratificadas 45 días a bajas temperaturas y en condiciones de humedad y escarificadas previo a la siembra (Rovere, 2006). Las semillas se apoyaron sobre el sustrato, simulando la dispersión natural. Las macetas se dispusieron dentro del invernadero y se aplicó un riego diario, respetando el régimen hídrico de la región. Cada quince días se realizaron controles de germinación y deshierbe. Se analizó el porcentaje de germinación ocurrido en primavera entre los tratamientos con musgos o sin musgos con el test de Mann-Whitney.

## RESULTADOS

Se registraron para el área de estudio un total de 11 especies de musgos creciendo sobre suelo. Se evidenció una reducción en el número de especies de musgos en bosque secundario (5 especies) y matorral (4 especies) con respecto al bosque maduro (9 especies) (Tabla 1). En matorral predominan los céspedes y se desarrollan especies adaptadas al déficit hídrico, siendo *Tortula* y *Pilopogon* dos de los géneros más conspicuos. Por otro lado, se observa la aparición de especies cosmopolitas como *Bryum argenteum*. En el bosque maduro se da la mayor riqueza de musgos, y muchas especies crecen en sitios con alto contenido de humedad, como es el caso de *Breutelia plicata*, otras como *Acrocladium auriculatum* se desarrollan sobre pequeños taludes. Los musgos presentes en el bosque secundario representan una submuestra de aquellos registrados en el bosque maduro. Las formas de vida cespitosas son predominantes, como la de *Bartramia stricta*, aunque también se observaron tapices como los formados por *Brachythecium paradoxum*. El mayor coeficiente de similitud se registró entre el bosque maduro y el bosque secundario, mientras que el menor valor se encontró entre el bosque maduro y el matorral (Tabla 2). Sólo *Polytrichum juniperinum* se registró en los tres sectores estudiados.

Tabla 1. Especie (familia) y forma de vida de los musgos recolectados en tres tipos de ambiente con diferente nivel de alteración (bosque maduro, bosque secundario y matorral), en la Reserva Nacional Lago Puelo (zona norte), Chubut.

Especie (Familia)	Forma de vida	Bosque maduro	Bosque secundario	Matorral
<i>Acrocladium auriculatum</i> (Mont.) Mitt. (Amblystegiaceae)	Tapiz	X		
<i>Bartramia stricta</i> Brid. (Bartramiaceae)	Césped bajo	X	X	
<i>Brachythecium paradoxum</i> (Hook. F. y Wilson) A. Jaeger (Brachytheciaceae)	Tapiz	X	X	
<i>Breutelia plicata</i> Mitt. (Bartramiaceae)	Césped alto	X		
<i>Bryum argenteum</i> Hedw. (Bryaceae)	Cojín			X
<i>Catagonium nitens</i> var. <i>myurum</i> (Cardot y Thér.) S.H. Lin (Catagoniaceae)	Tapiz	X	X	
<i>Cratoneuropsis chilensis</i> (Lorentz) Ochyra (Amblystegiaceae)	Césped bajo	X	X	
<i>Pilopogon schilleri</i> Herzog y Thér. (Dicranaceae)	Césped bajo	X		
<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw. (Polytrichaceae)	Césped alto	X	X	X
<i>Pyrrobryum mnioides</i> (Hook.) Manuel (Rhizogoniaceae)	Césped alto	X		
<i>Tortula</i> sp. (Pottiaceae)	Césped alto			X

Adaptado de Rovere y Calabrese (2011).

En relación a la capacidad de retención hídrica, se hallaron diferencias significativas entre el porcentaje de agua retenida por el suelo ( $46,47 \pm 3,33$  %) y la retenida por los musgos ( $515,37 \pm 300,09$  %), ( $n=15$ ;  $U=0$ ;  $Z=-4,66628$ ;  $p<0,005$ ). En relación a la capacidad de germinación de

*Maytenus boaria*, se detectaron diferencias estadísticas significativas en el porcentaje de germinación de semillas ( $n=10$ ;  $Z=-1,998$ ;  $U=24,5$ ;  $p=0,04$ ), la cual fue mayor en las macetas con musgos (9,0%), que en aquellas sin musgos (2,7%).

Tabla 2. Coeficientes de similitud de Jaccard entre los tres tipos de ambientes con diferente nivel de alteración (bosque maduro, bosque secundario y matorral), en la Reserva Nacional Lago Puelo (zona norte), Chubut.

	Bosque secundario	Matorral
Bosque maduro	0,63	0,10
Bosque secundario		0,14

## DISCUSIÓN

Nuestros resultados demuestran que la degradación del bosque conlleva una pérdida de la riqueza de especies de musgos desde el sector de bosque maduro al sector de matorral. Los valores de similitud de musgos entre ambientes en el área de trabajo, reflejan la misma tendencia que los valores registrados en la composición de especies de plantas vasculares (Rovere et al., 2008). Considerando las plantas vasculares, el coeficiente de similitud entre el bosque maduro y el bosque secundario (0,76) fue mayor que para bosque secundario y

matorral (0,35) y entre el bosque maduro y el área de matorral (0,35) (Rovere et al., 2008). La fisonomía de cada uno de los ambientes producto de la composición florística de plantas vasculares presentes, de la heterogeneidad de sitios y de las perturbaciones pasadas, generan un mosaico de situaciones en que la estructura, cobertura vegetal, humedad del sitio y condiciones de luz son marcadamente diferentes entre ambientes. Calzadilla et al. (2010) afirman que a medida que se pierden hábitats también desaparecen grupos de organismos incluyendo las briófitas. Galloway (1997)

destaca la riqueza y funciones ecológicas de los musgos en el mantenimiento integral de los procesos ecosistémicos del bosque y su biodiversidad. Se ha registrado que los musgos pueden absorber agua rápidamente, reteniendo entre 5 y 25 veces su peso seco (Calzadilla et al., 2010). En este trabajo resaltamos la importancia de los musgos en la retención de agua, obteniendo valores entre 2 y 8 veces su peso seco. Estas superficies húmedas brindan micrositios adecuados para el establecimiento y desarrollo de otras especies de plantas (Galloway, 1997). En los bosques templados de Patagonia Norte se ha documentado la presencia de plántulas de *Austrocedrus chilensis* y *Nothofagus dombeyi* asociadas a la cobertura de musgos (Rovere et al., 2005; Rovere y Calabrese, 2011). Esta función de los musgos como facilitadores de la germinación se ha observado tanto en ambientes semiáridos (Maestre, 2003; Calabrese et al., 2013), en ambientes húmedos (Schofield, 2000; Díaz y Armesto, 2007), como también en bosques boreales de coníferas (Simard et al., 1998). En matorrales postfuego de bosque lluvioso del sur de Chile, la germinación sobre cojines del género *Sphagnum magellanicum* se vio facilitada para *Embothrium coccineum*, pero no para *Nothofagus nitida* y *Drymis winteri* (Díaz y Armesto 2007). En bosques boreales de Canadá, se encontró una asociación positiva entre el número de plantas reclutadas y el sustrato con musgos del suelo para *Abies balsamea* y *Picea glauca*, pero negativa para *Thuja occidentalis* (Simard et al., 1998). Otros trabajos no sólo analizan la germinación sino también evalúan el vigor de las plantas vasculares que se desarrollan sobre sustratos con briófitas (Equihua y Usher, 1993; Soudzilovskaia et al., 2011). Se documentó que las briófitas gobiernan el reclutamiento de plantas vasculares sólo en la etapa de germinación y supervivencia temprana, pero no en el vigor de las plántulas establecidas (Soudzilovskaia et al., 2011). Por el contrario, otro experimento en el que

se evaluó la germinación y establecimiento de *Calluna vulgaris*, una especie pionera postfuego, en sustratos con y sin el musgo *Campylopus introflexus*, demostró que reduce significativamente la germinación pero mejora el vigor y rendimiento de las plantas que se establecen (Equihua y Usher, 1993).

Aunque no fue uno de los objetivos principales de este trabajo, los ensayos realizados en vivero permitieron verificar la factibilidad de propagación de musgos a partir de esporas y propágulos presentes en el suelo del bosque. Otros trabajos han destacado la importancia de conocer la biología de los musgos a fin de proponer alternativas de conservación y manejo, y la posibilidad de reproducción de musgos en laboratorio (Tacoronte et al., 2009). Delgadillo (2013) señala la importancia de evaluar su papel ecológico y su utilidad como material de experimentación.

Este estudio también resalta el importante papel de los musgos tanto por su aporte a la biodiversidad de los bosques de Patagonia Norte, como así también por sus funciones ecosistémicas, al actuar como facilitadores del establecimiento de *Maytenus boaria*. En este trabajo se evaluó la germinación sobre sustratos de musgos de diferentes especies presentes en el bosque secundario, por lo cual se plantea el interrogante si todas las especies de musgos facilitan la germinación. Este aspecto ha sido abordado por otros autores, quienes evalúan la germinación sobre diferentes sustratos monoespecíficos (Soudzilovskaia et al., 2011) y no sobre un sustrato mixto compuesto por varias especies como el empleado en el presente ensayo. Es necesario profundizar los estudios en la temática y abordar investigaciones que permitan evaluar el posible manejo de musgos para la recuperación de ambientes degradados del bosque templado mediante técnicas de restauración.

## AGRADECIMIENTOS

A los revisores, que con sus comentarios permitieron mejorar el manuscrito. A la

Universidad Nacional de Río Negro PI 40B-156, Universidad Nacional del Comahue, CONICET y Proyecto de Investigación Plurianual PIP 11420100100258.

## BIBLIOGRAFÍA

- Barrett, G., J.M. Trappe, A. Drew, J. Stol, D. Freudenberger. 2009. Fungus diversity in revegetated paddocks compared with remnant woodland in a south-eastern Australian agricultural landscape. *Ecological Management y Restoration* 10: 200-209.
- Calabrese, G.M. 1995. Flora muscinal de Puerto Blest y alrededores (Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina). Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche.
- Calabrese, G.M., A.E. Rovere, J.M. Zeberio. 2013. Costras biológicas en sitios de Monte con diferentes niveles de perturbación. En: D.R. Pérez, A.E. Rovere, M.E. Rodríguez Araujo (Eds.) *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Vázquez Mazzini, Buenos Aires, Argentina. Pp. 122-130.
- Calvelo, S., A. Trejo, V. Ojeda. 2006. Botanical composition and structure of hummingbird nests in different habitats from northwestern Patagonia (Argentina). *Journal of Natural History* 40: 589-603.
- Calzadilla, E, C. Aldana, S. Churchill. 2010. Las briófitas. *Bolivia Ecológica* 59: 1-28.
- Cifuentes-Ampuero, S.K. 2006. Caracterización de los nidos de aves en ambientes urbanos y periurbanos de Bariloche y no alterados de sus alrededores. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina.
- Delgadillo, C.M. 2013. Sociedad Latinoamericana de Briología. [www.briolat.org/briofitas](http://www.briolat.org/briofitas).
- Díaz, M.F., J.J. Armesto. 2007. Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 13-26.
- Donoso Zegers, C. 1994. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, Chile.
- Equihua, M., M.B. Usher. 1993. Impact of carpets of the invasive moss *Campylopus introflexus* on *Calluna vulgaris* regeneration. *Journal of Ecology* 81: 359-365.
- Galloway, D. 1997. Los líquenes del bosque templado de Chile. En: J.J. Armesto, C. Villagrán, M.K. Arroyo (editores) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. Pp. 101-112.
- Gariboti, I. y G.M. Calabrese. 2008. Comunidades vegetales en superficies recientemente expuestas por el retroceso de glaciares en los Andes patagónicos: estudios de sucesión primaria y liquenometría. IV Congreso Latinoamericano de Micología (CLAM). Noviembre, Mar del Plata, Argentina.
- Gerson, U. 1982. Bryophyte and invertebrates. En: Smith, A. (Ed.) *Bryophyte ecology*. Chapman y Hall, London, UK. Pp. 291-332.
- Hanssen, K.H. 2002. Effects of seedbed substrates on regeneration of *Picea abies* from seeds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 511-521.
- Maestre, F.T. 2003. Variaciones en el patrón espacial a pequeña escala de los componentes de la costra biológica en un ecosistema mediterráneo semiárido. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 35-46.

- Matteucci, S., A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C.
- Mayer, P. 2006. Biodiversity-The appreciation of different thought styles and values helps to clarify the term. *Restoration ecology* 14: 105-111.
- Morales, D., C.M. Rostagno, L. La Manna. 2010. Impacto del fuego sobre el comportamiento hidrológico del suelo en un bosque de ciprés. *Patagonia Forestal* 2: 23-24.
- Namiot, G.H., G. Basil, M.D. De Errasti, L. Contardi, A.E. Rovere. 2012. Producción de plantines de arbóreas nativas. Experiencias con ciprés de la cordillera. En: Mazzarino, M.J., P. Satti (Eds.) *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. Universidad Nacional de Río Negro-Orientación Gráfica Editora S.R.L. Buenos Aires, Argentina. Pp. 195-207.
- Rovere, A.E., M. Gobbi, A. Relva. 2005. Regeneración de *Austrocedrus chilensis*. En: M. F. Arturi, J.L. Frangi, J.F. Goya (Eds.) *Ecología y Manejo de Bosques de la Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. Pp. 1-15.
- Rovere, A.E. 2006. Cultivo de Plantas Nativas Patagónicas: árboles y arbustos. Editorial Caleuche. Buenos Aires, Argentina.
- Rovere, A.E., G.H. Namiot, M. Ocampo. 2008. Caracterización de un área de referencia de *Nothofagus dombeyi* para la restauración en un área aledaña, Parque Nacional Lago Puelo. Segunda Reunión de *Nothofagus* en la Patagonia: Eco-nothofagus. Abril, Esquel, Argentina.
- Rovere, A.E., G.M. Calabrese. 2011. Diversidad de musgos en ambientes degradados sujetos a restauración en el Parque Nacional Lago Puelo (Chubut, Argentina). *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 571-580.
- SER, 2004. The SER Primer on Ecological Restoration. Science and Policy Working Group, Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, US. [www.ser.org](http://www.ser.org).
- Schofield, W. 2000. Classification and number of bryophytes species. En: T. Hallingbäck, N. Hodgetts (Eds.) *Mosses, liverworts, and hornwort: Status survey and conservation action plan for bryophytes*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Simard, M.J., Y. Bergeron, L. Sirois. 1998. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *Journal of Vegetation Science* 9(4): 575-582.
- Soudzilovskaia, N.A., B.J. Graae, J.C. Douma, O. Grau, A. Milbau, A. Shevtsova, L. Wolters, J.H.C. Cornelissen. 2011. How do bryophytes govern generative recruitment of vascular plants? *New Phytologist* 190(4): 1019-1031.
- Tacoronte, B.M., Y.V. León, A. Olivo, M.A. Vielma. 2009. Crecimiento *in vitro* de musgos del bosque nublado andino de Venezuela. *Revista Forestal Latinoamericana* 24(2): 69-89.
- Wrigley de Basanta, D., C. Lado, A. Estrada-Torres, S.L. Stephenson. 2010. Biodiversity of myxomycetes in subantarctic forests of Patagonia and Tierra del Fuego, Argentina. *Nova Hedwigia* 90: 45-79.
- Zamfir, M. 2000. Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. *Oikos* 88: 603-611.

## Ganadería en humedales: Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná

Andrea Laura Magnano<sup>1\*</sup>, Ricardo Vicari<sup>2</sup>, Elizabeth Astrada<sup>1,3</sup>,  
Rubén Darío Quintana<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín, 25 de Mayo y Francia (Campus Migueletes), Prov. de Buenos Aires, Argentina. <sup>2</sup>Departamento de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, Universidad de Buenos Aires. <sup>3</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). \*Autor de correspondencia: [amagnano@unsam.edu.ar](mailto:amagnano@unsam.edu.ar).

### RESUMEN

Los herbívoros pueden influir profundamente sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, impactando tanto sobre el ambiente físico como sobre las comunidades vegetales y animales. Se estudió la respuesta de la vegetación luego de la exclusión del pastoreo por ganado doméstico, antes y después de una inundación prolongada, analizando la composición florística, la diversidad y la dinámica de la biomasa aérea verde en tres tipos de ambientes localizadas en distintas porciones de un gradiente topográfico (albardón, media loma alta y media loma baja) de un paisaje de humedales en el Delta del río Paraná. El pastoreo produjo un efecto sobre los parámetros de las comunidades estudiadas mientras que con la exclusión se observó una tendencia a la recuperación de la fisonomía de los ambientes originales. Asimismo los datos del período post inundación muestran que el pastoreo junto a este evento tuvieron un efecto negativo sinérgico que afectó el incremento de la biomasa de la especie dominante (*Hymenachne perambucense*) y de alto valor forrajero para la media loma baja y provocó la disminución de la diversidad para las otras coberturas. Las diferencias en la biomasa viva estuvieron influenciadas tanto por la dinámica de las propias comunidades como por la herbivoría de especies palatables. Los datos generados en este trabajo son de gran valor considerando que aún no existen registros para la región y son pocos los antecedentes en humedales fluviales. Además, estos resultados conjuntamente con los que se continuaron realizando a partir del año 2011 generarán una importante base de información de utilidad para establecer pautas de manejo que contribuyan al establecimiento de un sistema ganadero sustentable para la región.

**Palabras clave:** Humedal, Delta del Paraná, ganadería, diversidad, biomasa, herbivoría, inundación.

### ABSTRACT

Herbivores may profoundly influence on structure and functioning of ecosystems impacting on physical environment and plants and animals communities. The effect of livestock grazing, by exclusion, on floristic composition, diversity and aboveground biomass dynamic were studied on three environments located in different portions of topographical gradient (levee, high mid-slope and down mid-slope) in a wetland of the Paraná river Delta. In addition, these systems were analyzed for pre and post flood period. Cattle grazing had an effect on studied communities and biomass, while with exclusion was observed, despite the short period, a tendency to recover the features of the original environments. Also the post flood period data show that grazing next to this event had a negative synergistic effect that influenced on the growth of the dominant specie (*Hymenachne perambucense*) with high forage value in down mid-slope and caused the decrease of diversity for the others coverages. The differences in green biomass were influenced by the dynamics of communities than the herbivory of palatable species. The data generated in this work are great value considering that yet there are no records for this region and the background in riverine wetlands are few. In addition along with the work we are performing. Furthermore, these results together with those who continued to perform from the year 2011 will generate an important base of information useful for generating management guidelines that contribute to the establishment of a sustainable livestock system for the region.

**Key words:** Wetland, Paraná Delta, grazing, diversity, biomass, herbivory, flood.

### INTRODUCCIÓN

Los herbívoros pueden influir profundamente sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas a través de una serie de impactos tanto sobre el ambiente

físico como así también sobre los ambientes bióticos (comunidades vegetales y animales). En el caso de la vegetación, estas alteraciones se expresan a través de la biomasa en pie y, en consecuencia, de la

productividad primaria neta (Beschta, 2003; McNaughton, 1984), de la estructura (Milchunas et al., 1988; Sala, 1986), de cambios en la diversidad de especies (Hickman et al., 2004) y de la altura de la canopia (Veblen et al., 1989). Asimismo provoca, a nivel de individuo, una reducción tanto del crecimiento radicular como de la tasa de respiración de las raíces (McNaughton et al., 1998), de la tasa de incorporación de nutrientes y la producción de hojarasca (Piñeiro et al., 2009). En la actualidad, la mayor parte de los estudios relacionados con el impacto de la ganadería sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas se ha desarrollado en áreas que no son humedales. Esto se debe a que, si bien la ganadería es una actividad tradicional en muchos humedales del mundo, el ingreso masivo de cabezas de ganado en estos ecosistemas es relativamente reciente. En humedales fluviales se han reportado efectos sobre la estructura de la vegetación, variaciones en la biomasa, la productividad y aspectos reproductivos (Reeves y Champion, 2004; Croosle y Brock, 2002) y en la riqueza específica (Keedy, 2002; Champion et al., 2001; Jutila, 1999; Tanner, 1992).

En la Argentina, hasta hace pocas décadas, la mayoría de los humedales estaban relativamente libres del impacto antrópico y por lo tanto conservaban su extensión, estructura y funciones originales. Sin embargo, durante los últimos años se han observado importantes modificaciones. Los altos rendimientos alcanzados en la producción de granos en la región pampeana, llevaron a una expansión significativa de la frontera agrícola lo cual tuvo como consecuencia el desplazamiento de una importante fracción de la actividad ganadera hacia sitios considerados marginales para la producción de granos como son los humedales. De esta manera, la ganadería en ambientes de humedales ha afectado su estructura y funcionamiento y, en consecuencia, los bienes y servicios que

estos ecosistemas brindan al hombre, como por ejemplo la captura y almacenaje de carbono (Kandus et al., 2006). En particular, los grandes humedales fluviales de la región del Delta del Paraná han sido escenario de un importante cambio en la modalidad productiva pecuaria que incluyó, por una parte, un notable incremento de la carga ganadera, y por otra, el paso de un sistema de ganadería extensiva estacional a uno de tipo intensivo y permanente, como consecuencia de la elevada productividad natural (forraje) de estos ambientes (Kandus et al., 2010).

Es importante destacar que todos estos procesos ocurren sobre un área de alto valor ecológico y diversidad biológica dentro del territorio de la República Argentina (Quintana y Bó, 2011; Quintana et al., 2002). Esta región constituye un extenso macromosaico de humedales (Malvárez, 1999) que brinda importantes bienes y servicios (ej., amortiguación de inundaciones, provisión y purificación de agua, productos alimenticios, forraje para ganadería, materiales para la construcción, etc.), subordinados a pulsos de sequía-inundación como los manifestados en el año 2008 y 2010, respectivamente (Kandus y Minotti, 2011). El objetivo de este trabajo fue analizar las respuestas de la vegetación, particularmente sobre la diversidad de especies y la distribución temporal de la biomasa vegetal, a la exclusión de la herbivoría y evaluar el efecto adicional de un evento de inundación sobre la misma. Con este trabajo se pretende contribuir a la generación de herramientas para la gestión ganadera sustentable en estos humedales.

## MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en la unidad de paisaje "Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná" (*sensu* Malvárez, 1999), una de las zonas con mayor desarrollo ganadero en el Delta y que ocupa una franja frente al río Paraná desde San Pedro (Buenos Aires) hasta un poco más al norte de Rosario (Santa Fe)

(Fig. 1). Esta unidad presenta un complejo patrón de paisaje que es el resultado de los procesos actuales de sedimentación y erosión del río Paraná y sus principales tributarios en la planicie aluvial, con una extensión equivalente al 12% de la región. El patrón se conforma por secuencias de altos o crestas y depresiones (Fig. 2). Sobre estas secuencias se desarrolla un

gradiente con porciones inundables en forma temporaria a permanente y lagunas en las partes más deprimidas. Los altos presentan principalmente bosques dominados por *Salix humboldtiana*. En las porciones deprimidas pueden encontrarse praderas de gramíneas altas como los carrizales de *Hymenachne grumosa* o *H. pernambucense* (Malvárez, 1999).

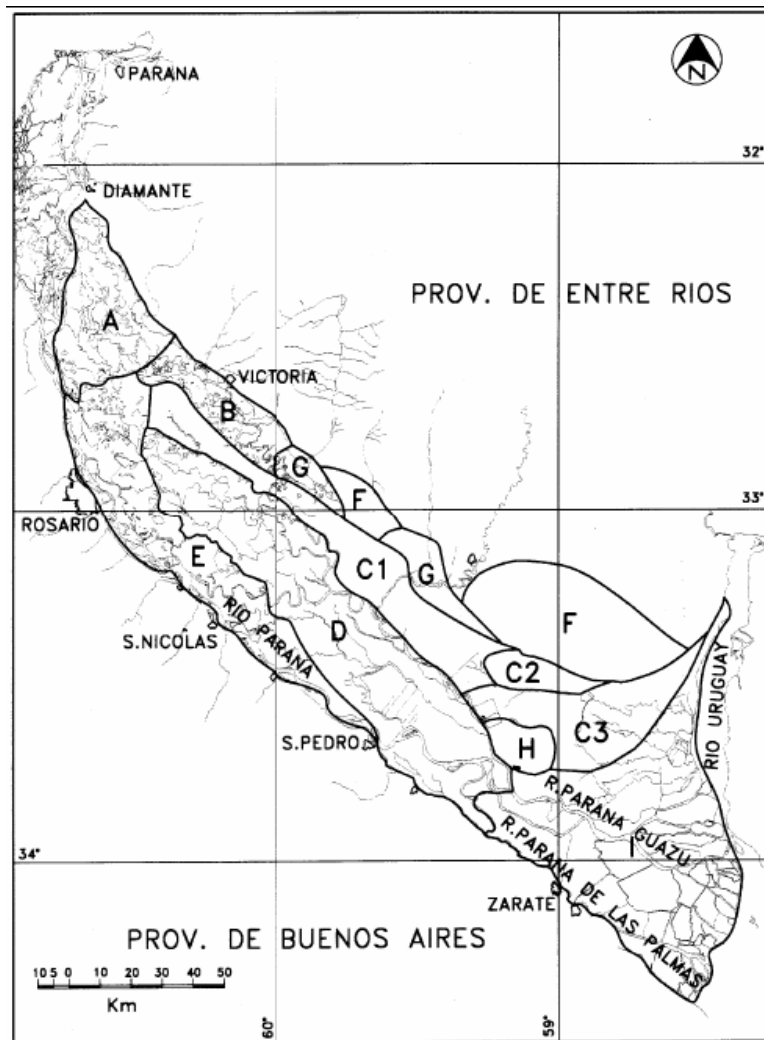


Fig. 1. Ubicación general de las unidades de paisaje en la región del Delta del Paraná (Malvárez, 1999). A. Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas y albardones bajos; C. Cordones y depresiones (C1. Praderas; C2. Praderas con isletas de bosque; C3. Bosques, praderas y arroyos); D. Praderas de la antigua llanura de mareas; E. Bosques y praderas de islas de cauce y fajas de meandro del Paraná; F. Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; G. Arbustales de antiguos deltas; H. Praderas de la Isla de Ibicuy; I. Pajonales y bosques del Bajo Delta (I1. Islas; I2. Frente de avance).



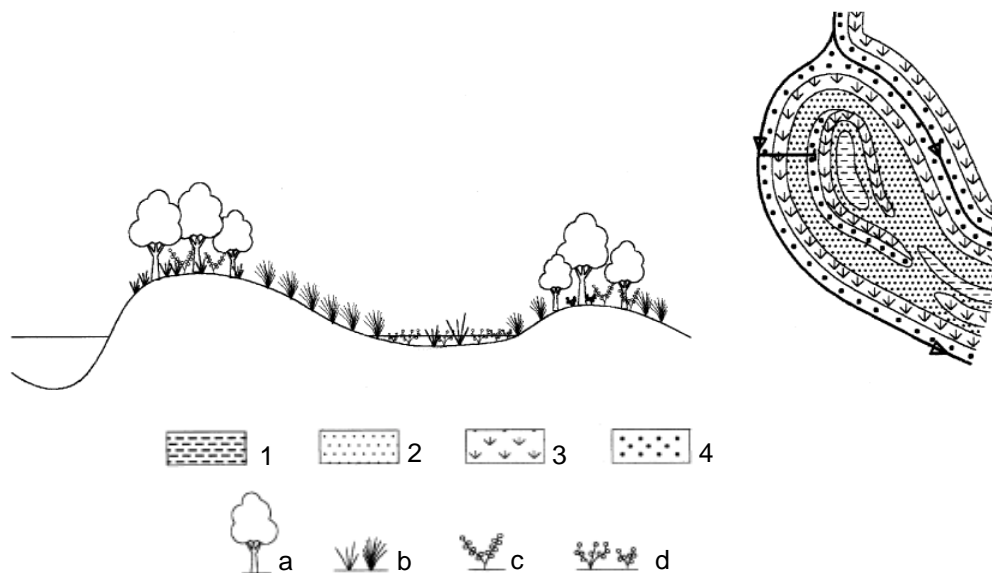


Fig. 2. Esquema de una transecta tipo disectando el patrón de paisaje típico de la unidad "Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná" y su perfil asociado (Fuente: Malvárez, 1999). Elementos de paisaje: 1. Cuerpos de agua libre (lagunas); 2. Bajos con inundación semipermanente a permanente; 3. Medias lomas con inundación temporaria (medias lomas altas) a semipermanente (medias lomas bajas); 4. Albardones con inundación temporaria. Formas de crecimiento: a. Árbol. b. Herbáceas graminiformes. c. Herbáceas latifoliadas. d. Herbáceas acuáticas.

Se evaluó la respuesta de la vegetación al cese del pastoreo sobre la composición florística, la diversidad y la distribución de la biomasa de las comunidades herbáceas presentes entre diciembre de 2008 y octubre de 2010. De esta manera se obtuvieron datos antes y después de la inundación comprendida entre noviembre de 2009 y agosto de 2010, en tres de los tipos de ambientes con coberturas diferentes a fin de representar un gradiente topográfico local, que conforman el paisaje de la unidad mencionada anteriormente:

- (i) Albardón, con predominio de herbáceas graminiformes bajas;
- (ii) Media loma alta, dominada por *Ludwigia* spp., *Althernanthera philoxeroides*, *Oplismenopsis najada* y *Glyceria multiflora*;
- (iii) Media loma baja con dominancia de *Hymenachne pernambucense*.

Para cumplir con los objetivos propuestos se construyeron tres clausuras que midieron entre 300 y 1000 m<sup>2</sup>, a fin de

evitar la herbivoría y el pisoteo por parte del ganado vacuno, planteando así dos tratamientos (clausura vs pastoreado). Por razones logísticas dos de ellas fueron construidas en diciembre de 2008 (ambientes 2 y 3) y la restante en junio de 2009. En cada uno de los sitios se colocaron para cada tratamiento 5 parcelas permanentes de 2 x 2 m, en las cuales se registró la presencia y cobertura de todas las especies vegetales utilizando la escala de abundancia-cobertura de Braun Blanquet (1979) modificada (Van der Maarel, 2007). Estas parcelas fueron visitadas para los tres ambientes al inicio del tratamiento y en el mes previo a la inundación, mientras que para el albardón y la media loma baja también se obtuvieron datos en el mes posterior a la misma. La biomasa aérea fue registrada a campo mensualmente según dos metodologías equivalentes en función de las características de la vegetación de cada ambiente:

para las herbáceas bajas (integrantes de los ambientes 1 y 2) se empleó el método de cosecha y para las herbáceas altas (ambiente 3) un método alométrico (Vicari et al., 2002). En las dos primeras la biomasa fue estimada mediante la instalación de 5 parcelas de 25 x 25 cm ubicadas aleatoriamente tanto adentro como afuera de las clausuras, en las cuales se cosechó la biomasa aérea y se recolectó la broza, obteniéndose un total de 10 muestras por sitio. Las parcelas cosechadas fueron excluidas de los muestreos posteriores. Las muestras fueron luego secadas en estufa a 60°C hasta obtener el peso seco constante. Para las herbáceas altas, la biomasa aérea se estimó dentro y fuera de la clausura mediante la instalación de 5 parcelas permanentes de 25 x 25 cm para cada tratamiento. Todos los "tillers" (módulos de crecimiento de las gramíneas) presentes en cada una de las parcelas permanentes fueron medidos desde su base hasta el extremo de su hoja más larga. Además, se utilizó una regresión entre la altura y el peso seco de los mismos, calculada a partir de un conjunto de "tillers" cosechados en cada fecha de muestreo en una parcela de 625 cm<sup>2</sup> cercana a las parcelas permanentes. Estos fueron llevados al laboratorio para ser medidos, pesados y posteriormente secados en estufa a 60°C hasta peso constante. La ecuación de la regresión obtenida fue:

$$BS = -6,1235 + 0,1392 \times H$$

donde BS: biomasa peso seco (g.cm<sup>-2</sup>); H: altura (cm).

La misma presentó un  $R^2 = 0,78$ , un  $p = 0,001$ , y tuvo un  $N = 300$ . La biomasa de cada parcela se calculó mediante la sumatoria de la biomasa de los "tillers" presentes y la total mediante el promedio de las 5 parcelas (Vicari et al., 2002). Para cada comunidad vegetal se calculó la diversidad de especies (H') a través del índice de Shannon- Wiener (Magurran,

1988), la riqueza específica (S) (Moreno, 2001) y la equidad (J) según Pielou (1975). Las diferencias de diversidad entre y dentro de los tratamientos entre los meses muestreados se evaluaron mediante un análisis de ANOVA de medidas repetidas y posteriores contrastes ortogonales de Bonferroni, en caso de encontrar diferencias significativas. Para todos los análisis el nivel de significancia fue del 5% y se llevaron a cabo utilizando el software Statistica v. 8.0. Por otra parte, la similitud en la composición florística entre los sitios excluidos y pastoreados en los meses estudiados (al inicio del tratamiento y en los periodos pre y post inundación) se evaluó mediante correlaciones no paramétricas por rangos de Spearman ( $r_s$ ; Zar, 1996).

## RESULTADOS

Previo al evento de inundación se registraron, considerando ambos tratamientos, un total de 17, 13 y 23 especies vegetales para el albardón, la media loma alta y la media loma baja, respectivamente. Dentro de las especies comunes para estos tres tipos de ambientes se pueden destacar *Cynodon dactylon*, *Ludwigia* sp. y *Althernantera philoxeroides*. En la media loma alta, las especies que presentaron mayor cobertura dentro de la clausura fueron *Glyceria multiflora* (42%), seguida por *Paspalum pumilum* (17%), *Oplismenopsis najada* (12%) y *C. dactylon* (6%) mientras que en la zona pastoreada *C. dactylon* mostró el valor más elevado (56%). Por otro lado, en la zona excluida de la media loma baja *Hymenachne perambucense* presentó un valor superior al 95%, alcanzándose luego de 11 meses de seguimiento una gran homogenización del sitio. En la zona pastoreada de este mismo ambiente, si bien *H. perambucense* mostró la cobertura más alta (45%), *Eleocharis* sp. y *A. philoxeroides* presentaron, en conjunto, valores cercanos al 25%. En el caso del albardón las especies dominantes para ambos tratamientos (dentro y fuera de la clausura) fueron *C. dactylon* y *Echinochloa*

sp., con una cobertura de alrededor del 70% en conjunto, aunque se observó que luego de 4 meses de exclusión *Echinochloa* sp. alcanzó una mayor cobertura (53%) respecto al sitio pastoreado (40%). Cuando se analizó la situación luego del período de inundación, *Echinochloa* sp. mostró una marcada disminución en su cobertura en el albardón al igual que *H. pernambucense* en la media loma baja, cuya cobertura dentro de la clausura fue solo del 4%, mientras que estuvo completamente ausente en la zona pastoreada. Con respecto a la diversidad de especies, los sitios clausurados del albardón y la media loma alta, en el período pre-inundación, tendieron a ser más diversos que los sitios pastoreados a medida que aumentó el tiempo de exclusión (Tabla 1), a pesar que las diferencias entre tratamientos para todos los meses muestreados fueron no significativas para ambos casos ( $p > 0,05$ ). A diferencia de estos ambientes, la media loma baja mostró una tendencia opuesta (Tabla 1), indicando, además, diferencias significativas entre los sitios clausurados y los pastoreados en el mes de octubre de 2009 ( $F = 11,32$ ;  $p < 0,05$ ). Para el albardón y la media loma alta el aumento de la diversidad está relacionado con el aumento en la equidad de especies y no con el aumento en la riqueza ya que se observó

una tendencia a que los sitios pastoreados para esas dos coberturas sean más ricos y menos equitativos (Tabla 1). Por el contrario, para la media loma baja la disminución de la diversidad observada en el mes de octubre de 2009 dentro de la clausura se encuentra relacionada a una disminución en ambos parámetros (riqueza y equidad; Tabla 1). Asimismo, al analizar cada tratamiento en el tiempo, en el albardón hubo un incremento de la diversidad tanto en la zona excluida como en la pastoreada aunque este aumento no resultó significativo en ninguna de las dos situaciones. Sin embargo al analizar las medias lomas, el aumento de diversidad en la media loma alta y la disminución en la media loma baja entre los meses de diciembre de 2008 y octubre de 2009 (Tabla 1) resultó significativo solamente para los sitios excluidos:

$$F_{\text{MLA-Dic08vsOct09}} = 9,07$$

$$F_{\text{MLB-Dic08vsOct09}} = 14,80$$

$$p < 0,05$$

Los datos obtenidos al realizar las comparaciones para el albardón y la media loma baja después de la inundación mostraron que la diversidad disminuyó para todos los casos, excepto dentro de la clausura de la media loma baja (Tabla 1), aunque estas diferencias no resultaron significativas.

Tabla 1. Valores de diversidad (índice de Shannon Wiener,  $H'$ ), de riqueza (S) y de equitatividad (índice de Pielou, J) para tres tipos de ambientes del Delta del Paraná (Argentina) A: Albardón; MLA: Media loma alta; MLB: Media loma baja; y dos tratamientos C: Clausura (sitio excluido); NC: No clausura (sitio pastoreado).

Fecha	$H'$						S						J					
	A		MLA		MLB		A		MLA		MLB		A		MLA		MLB	
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
Dic-08	—	—	1,93	1,93	2,15	2,00	—	—	7,80	5,40	4,50	4,80	—	—	0,65	0,84	0,79	0,81
Jun-09	0,90	1,19	—	—	—	—	3,80	4,80	—	—	—	—	0,48	0,52	—	—	—	—
Oct-09	1,79	1,67	2,07	1,28	0,28	1,70	5,20	5,60	4,40	4,80	3,50	5,20	0,76	0,73	1,09	0,55	0,23	0,86
Oct-10	1,44	1,41	—	—	0,83	1,21	4,00	5,40	—	—	8,80	7,00	0,76	0,62	—	—	0,26	0,41

No se observó una clara diferenciación en la composición de especies de sitios

pastoreados y excluidos en el albardón antes de la inundación. Por el contrario, las

medias lomas comenzaron a diferenciarse aunque con una baja correlación no significativa (Tabla 2). Es de destacar que la composición de especies de las medias lomas eran inicialmente muy similares, en especial la media loma alta ( $r_s = 0,86$ ,  $p =$

0,0001). Los resultados post-inundación mostraron que para el albardón no se observó una correlación entre ambas comunidades, mientras que la media loma baja mostró una correlación positiva (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de las composiciones botánicas entre tratamientos para los tres tipos de ambientes estudiados del Delta del Paraná (Argentina).  $r_s$  = coeficiente de correlación por rangos de Spearman;  $p$  = Valor de probabilidad. (\*) Diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).

**Clausura vs No Clausura**

Fechas	Albardón		Media loma alta		Media loma baja	
	$r_s$	$p$	$r_s$	$p$	$r_s$	$p$
dic-08	—	—	0,86	0,0001*	0,53	0,87
jun-09	0,43	0,21	—	—	—	—
oct-09	0,52	0,02*	0,053	0,892	0,12	0,77
oct-10	-0,02	0,91	—	—	0,41	0,17

Con respecto a la biomasa verde, los sitios clausurados a la herbivoría presentaron mayor valor que los pastoreados, para todos los meses y dentro de los tres tipos de ambientes. En el albardón estas diferencias fueron más notorias en el mes de octubre de 2009 (Fig. 3a-I) así como en lo referente a la cantidad de broza colectada (Fig. 3b-I). Sin embargo, es importante destacar que luego de la inundación estas diferencias disminuyeron. En cuanto a la media loma alta, se observaron valores considerablemente elevados de biomasa verde en el sitio excluido durante los cinco primeros meses (Fig. 3a-II). La diferencia más notoria fue en el mes de enero, cuando la biomasa en la clausura fue seis veces superior que en la zona pastoreada, mientras que la cantidad de broza acumulada recién comenzó a percibirse entre los meses de junio y septiembre, alcanzando su máximo valor en el primer mes (Fig. 3b-II). Por último, en la media loma baja se observaron grandes diferencias en la proporción de biomasa verde entre los tratamientos, las que se mantuvieron a lo largo de los meses estudiados, siendo mayo el mes que presentó el mayor valor

de biomasa dentro del sitio excluido (Fig. 3a-III).

## DISCUSIÓN

Los paisajes presentes en la región del Delta del Paraná se caracterizan por presentar un gradiente de inundabilidad que se expresa en las diferentes coberturas vegetales y con una composición de especies adaptadas a diferentes condiciones de anegamiento. A pesar de ello, se pudo observar que algunas especies presentan cierta plasticidad y pueden ser encontradas a lo largo de todo el gradiente de inundación como *C. dactylon*, *Ludwigia* sp. y *A. philoxeroides*. En particular *C. dactylon*, una gramínea no nativa del Delta, generalmente se encuentra relacionada a ambientes sometidos a grandes disturbios, particularmente a condiciones de sobrepastoreo (Tussie, 2004). En este caso, la ganadería estaría favoreciendo el desarrollo de esta especie de gramínea que presenta una forma de crecimiento rastrera, como ha sido observado en otros tipos de pastizales en los cuales su cobertura fue mayor en los sitios pastoreados que en los excluidos (Tussie, 2004; Pucheta et. al, 1998; McNaughton,

1979, 1985). La máxima riqueza de especies observada en las zonas pastoreadas del albardón y la media loma alta puede atribuirse a una mayor preponderancia de especies de pequeño

tamaño, tolerantes o evasoras del pastoreo (ej. *C. dactylon* y *Rumex* sp.), a diferencia de las zonas excluidas, las cuales se encuentran dominadas por pocas especies de mayor tamaño.

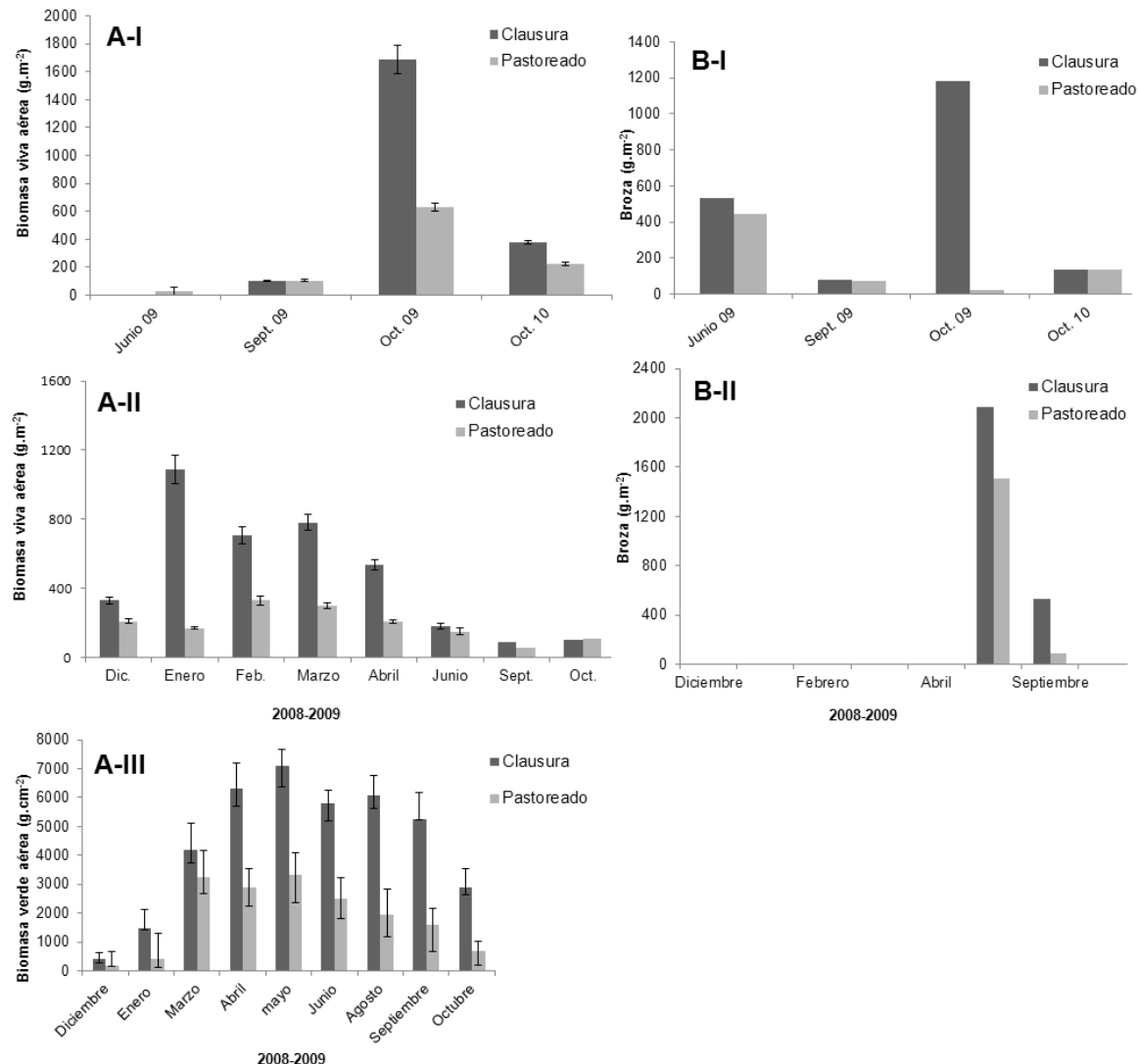


Fig. 3. (A) Biomasa verde aérea ( $\text{g.m}^{-2}$ )  $\pm$  error estándar y (B) broza colectada ( $\text{g.m}^{-2}$ ), para (I) albardón, (II) media loma alta y (III) media loma baja en el Delta del Paraná (Argentina) a lo largo de los meses estudiados.

A pesar de ello, en los sitios excluidos del albardón y la media loma alta el aumento de la diversidad durante el período previo a la inundación estaría relacionado con una mayor equidad de las coberturas que presentarían las especies dentro de las clausuras. Por el contrario, en el sitio excluido de la media loma baja la presencia

de una menor diversidad y riqueza respecto al sitio pastoreado se debería a la dominancia de *H. pernambucense*, especie identificada como de alto valor forrajero para la región (González et al., 2008). A pesar del poco tiempo de exclusión, esta ausencia de herbivoría posibilitó la restauración del carrizal, el cual constituye

uno de los ambientes más comunes en la región y de gran importancia para la sustentabilidad de la ganadería en la zona (Taller Ecologista, 2010).

En cuanto al periodo post-inundación, la disminución de la diversidad en los sitios pastoreados del albardón podría deberse a que la gran mayoría de las especies encontradas en este tipo de ambiente no están adaptadas a una situación de anegabilidad permanente. Por otro lado, el aumento de diversidad en el sitio excluido de la media loma baja, en comparación con el período previo a la inundación, podría atribuirse a la baja supervivencia que presentó el carrizo luego de este evento, permitiendo la colonización del área por otras especies más tolerantes como *Echinochloa* sp. y *Polygonum punctatum*. Para este caso podría plantearse que el pastoreo y la inundación tuvieron un efecto negativo sinérgico que afectó el crecimiento de *H. pernambucense* ya que en el sitio pastoreado no volvió a registrarse la presencia de esa especie, lo cual coincide con los resultados observados por Lunt et al. (2012) para especies perennes nativas en pastizales fluviales. Por otra parte, Inausti et al. (1999) encontraron que los períodos de inundación revirtieron los efectos provocados por la herbivoría sobre las comunidades vegetales. En este sentido, si bien se hubiese esperado una homogenización de los sitios pastoreados y excluidos luego de la inundación, de forma tal de no encontrar diferencias entre las comunidades de ambos tratamientos, en el albardón no se observó una composición florística similar mientras que en el carrizal si bien hubo una tendencia a la similitud, esta fue no significativa. Esto podría deberse a que los datos fueron tomados dos meses después de la inundación y a que el albardón es el ambiente que primero queda disponible al pastoreo a medida que las aguas bajan, marcando la diferencia con lo observado en la media loma baja, en donde el efecto del pastoreo aún no se había expresado en ese momento.

En cuanto a la biomasa, ésta ha sido considerada como una medida indirecta de la productividad primaria neta (PPNA) (McNaughton et al., 1996). En el presente estudio el pastoreo produjo una reducción de la biomasa total con respecto a los sitios excluidos, reflejando una mayor productividad de los sitios clausurados que los pastoreados. Sin embargo, Milchunas y Lauenroth (1993), en su recopilación de 236 trabajos de herbivoría en pastizales de diferentes lugares del mundo, encontraron un aumento de la PPNA en sitios pastoreados asociados a pastizales con una larga historia de pastoreo y con una baja productividad natural (pastizales de zonas semiáridas). Por el contrario, en pastizales con larga historia de pastoreo pero alta productividad (pastizales húmedos o subhúmedos) estos mismos autores observaron una disminución de la PPNA. Esto sería consistente con nuestros resultados, aunque debe tenerse en cuenta que en la región aquí estudiada la actividad ganadera de alta carga y en forma permanente es relativamente reciente (Belloso, 2007). En cuanto a los resultados observados en la media loma alta, los elevados valores obtenidos en los primeros cinco meses de exclusión pueden ser atribuidos a la dinámica de la especie dominante dentro de la clausura, *G. multiflora*, que presentó una elevada biomasa durante los meses de primavera-verano y una reducción de la misma en los meses de invierno. Este hecho es coincidente con la gran producción de broza registrada en el mes de junio. En tanto, en la media loma baja las diferencias de biomasa encontradas para *H. pernambucense* entre los dos tratamientos estarían relacionadas con la gran presión de pastoreo a la que es sometida esta especie.

## CONCLUSIONES

Los resultados encontrados en este estudio indicarían que el pastoreo tendría efectos negativos sobre la diversidad y la producción de biomasa verde y seca en los

ambientes estudiados, los cuales son de gran representatividad en la región. Los mismos, a su vez, estarían evidenciando el efecto que ha generado el cambio del manejo ganadero en la región sobre la estructura y funcionamiento de la vegetación presente en diferentes porciones del gradiente topográfico local. Al presente, a fin de complementar estos resultados, se están incorporando nuevas etapas de trabajo para evaluar los efectos de la actividad ganadera sobre variables físicas y químicas del suelo, el banco de semillas de gramíneas y herbáceas y el área foliar. Al finalizar el estudio se pretende generar información de base que permitan establecer pautas de manejo hacia una ganadería más compatible con las características estructurales y funcionales de estos humedales, los cuales no solo constituyen una región única de nuestro país (Quintana y Bó, 2011) sino que, además, brindan diversos bienes y servicios ecosistémicos al hombre.

## AGRADECIMIENTOS

Al Sr. Juan Nazar, por permitirnos realizar los trabajos de campo en su establecimiento ganadero. Un agradecimiento especial a Tino Bello por su valiosa colaboración en la logística de campo. A Patricia Gramuglia y Gonzalo Vázquez por su importante colaboración tanto en las tareas de campo como en las de laboratorio. Este trabajo fue realizado con el financiamiento del subsidio PICT Bicentenario 2227 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, y el Proyecto de Investigación Plurianual (PIP 092) financiado por CONICET.

## BIBLIOGRAFÍA

Belloso, C. 2007. Contaminación en las Islas Frente a la Ciudad de Rosario por Futura Expansión de la Explotación Ganadera. [www.taller.org.ar/Agua/Humedales/Contaminacion\\_islas\\_exp\\_ganadera.pdf](http://www.taller.org.ar/Agua/Humedales/Contaminacion_islas_exp_ganadera.pdf)

- Beschta, R.L. 2003. Cottonwoods, elk, and wolves in the Lamar Valley of Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 13: 1295–1309.
- Braun Blanquet, J. 1979. Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume, Madrid, España.
- Champion, P.D., S.M. Beadel, T.M. Dugdale. 2001. Turf communities of Lake Whangape and experimental assessment of some potential management techniques. *Science for Conservation*, Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Croosle, K., M.A. Brock. 2002. How do mater regime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction? *Aquatic Botany* 74: 43-56.
- González, G.L., C.A. Rossi, A.M. Pereyra, A.A. De Magistris, H.R. Lacarra, E.A. Varela. 2008. Determinación de la calidad forrajera en un pastizal natural de la región del delta bonaerense argentino. *Zootecnia tropical* 26(3): 223-225.
- Hickman, K.R., D.C. Hartnett, R.C. Cochran, C.E. Owensby. 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. *Journal of Range Management* 57: 58–65.
- Inausti, P., E.J. Chaneton, A. Soriano. 1999. Flooding reverted grazing effects on plant community structure in mesocosms of lowland grasslands. *Oikos* 84: 266-276.
- Jutila, H. 1999. Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. *Plant Ecology* 140: 77-88.
- Kandus, P., P. Minotti. 2011. Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná: bases para su conservación y uso sustentable. En: R. Quintana, M.V. Villar, E.

- Astrada, P. Saccone y S. Malzof (Eds.) Inundaciones y secas. Dos caras del mismo Delta del Paraná. 2011 Apendelta, Buenos Aires, Argentina. Pp: 48-49.
- Kandus, P., N. Morandeira, F. Schivo. 2010. Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.
- Kandus, P., R.D. Quintana, R. Bó. 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de Ambientes. Pablo Casamajor Ediciones, Buenos Aires, Argentina.
- Keddy, P.A. 2002. Wetland ecology. Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lunt, I. D., A. Jansen, D.L. Binns. 2012. Effect of flood timing and livestock grazing on exotic annual plants in riverine floodplains. *Journal of Applied Ecology* 49(5): 1131-1139.
- 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. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (ORCyT) MAB/UNESCO, Montevideo, Uruguay. Pp. 35-54.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Chapman and Hall, London, UK.
- McNaughton, S.J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *The American Naturalist* 113: 691-703.
- McNaughton, S.J. 1984. Grazing lawns: Animalin herds, plant form, and coevolution. *The American Naturalist* 124: 863-886.
- McNaughton, S.J. 1985. Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti. *Ecological Monographs* 55: 259-294.
- McNaughton, S.J., D.G. Milchunas, D.A. Frank. 1996. How can net primary productivity be measured in grazing ecosystems? *Ecology* 77(3): 974-977.
- McNaughton, S.J., E.E. Banyikwa, M.M. McNaughton. 1998. Root biomass and productivity in a grazing ecosystem: The Serengeti. *Ecology* 79(2): 587-592.
- Milchunas, D.G., W.K. Lauenroth. 1993. A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Milchunas, D.G., O.E. Sala, W.K. Lauenroth. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 88-106.
- Moreno, C.E. 2001. Medición de la riqueza específica. En: Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, España. Pp. 26-32.
- Piñeiro, G., J.M. Paruelo, E.G. Jobbágy, R.B. Jacksonand, M. Oesterheld. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles* 23: 1-14.
- Pucheta, E., F. Vendramini, M. Cabido, S. Díaz. 1998. Estructura y funcionamiento de un pastizal de montaña bajo pastoreo y su respuesta luego de su exclusión. *Revista de la facultad de Agronomía* 103 (1): 77-92.
- Quintana, R.D., R. Bó. 2011. Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná: bases para su conservación y uso sustentable. En: R. Quintana, M.V. Villar, E. Astrada, P. Saccone, S. Malzof (Eds.) ¿Por qué el delta del Paraná



- es una región única en el territorio Argentino?. Apendelta, Buenos Aires, Argentina. Pp. 43-53.
- Quintana, R.D., R. Bó, F. Kalesnik. 2002. La vegetación y la fauna de la porción terminal de la cuenca del Plata. Consideraciones ecológicas y biogeográficas. En: J.M. Borthagaray (Ed.) El Río de la Plata como Territorio. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UBA, Buenos aires, Argentina. Pp. 99-124.
- Reeves, P.N., P.D. Champion. 2004. Effects of livestock grazing on wetlands: Literature review. NIWA. Environment Waikato Technical Report.
- Sala, O.E. 1986. The effect of herbivory on vegetation structure. Plant form and vegetation structure. Pp. 317-330.
- Taller Ecologista, 2010. Humedales del Paraná. Biodiversidad, usos y amenazas en el delta medio. [tallerecologista.org.ar/menu/archivos/HumedalesdelParana.pdf](http://tallerecologista.org.ar/menu/archivos/HumedalesdelParana.pdf).
- Tanner, C.C. 1992. A review of cattle grazing effects on lake margin vegetation with observations frondume lakes in Northland, New Zealand. New Zealand Natural Sciences 19: 1-14.
- Tussie, G.D. 2004. Vegetation ecology, rangeland conditions and forages resources evaluation in the Borana lowlands, southern Oromia, Ethiopia. In: Impact of water points. Cuvillier Verlag, Gottingen, Germany. Pp. 147-167.
- Van der Maarel, E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment-Alternatives to the proposals by Podani. Journal of Vegetation Science 18: 767-770.
- Veblen, T. T., M. Mermoz, C. Martin, E. Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. Journal of Applied Ecology 26: 711-724.
- Vicari, R., S. Fischer, N. Madanes, S. Bonaventura, V. Pancotto. 2002. Tiller population dynamics and production on *Spartina densiflora* (Brong) on the flood plain of the Paraná River (Argentina). Wetlands 22 (2): 347-354.
- Zar, J. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey, USA.

## El Paisaje en el Gran La Plata: Ordenamiento, diseño y gestión (estrategias y escalas de intervención)

Isabel López\*, Cecilia María Giusso, María Laura Juárez, Daniela Vanesa Rotger,  
Evangalina Velazco

Centro de Investigaciones Urbanas y Territoriales (CIUT). Facultad de Arquitectura y Urbanismo (FAU).  
Universidad Nacional de La Plata (UNLP). Calle 47 n°162 (1900) La Plata, Argentina. \*Autor de  
correspondencia: *ilopezarqui@gmail.com*.

### RESUMEN

A la hora de analizar las nuevas formas que adquiere el territorio, la dinámica de expansión urbana requiere de una visión totalizadora. Al crecimiento interno por extensión a la periferia inmediata y densificación, se suma el crecimiento externo, dado por absorción de ciudades y pueblos cada vez más alejados entre sí. Analizar un sitio como objeto de proyecto paisajístico, y la función social que alojará, implica conocer tanto las principales dimensiones que conforman la organización y configuración del territorio como totalidad, como del núcleo urbano en particular. El presente trabajo procura un avance en el reconocimiento de herramientas y estrategias de intervención territorial, enfocando el paisaje en distintas escalas, de cara a la resolución de problemáticas asociadas a la valoración del territorio pampeano-litoral de la Región del Gran La Plata. Entre las premisas que guían la investigación, se encuentra la necesidad de dar respuesta a una mirada integradora del territorio desde la perspectiva del paisaje, que posibilite definir criterios de análisis e intervención. Metodológicamente, se abordaron tres escalas: una territorial asociada al macro-paisaje (escala que se desarrolla en este trabajo); una intermedia, relacionada con la exploración proyectual a partir de la experimentación, y una tercera asociada a la escala micro, vinculada con la percepción y el diseño patrimonial y paisajístico. Esta estrategia multiescalar, puso a prueba que el paisaje no consiste en una suma de valores separados para ser protegidos y/o intervenidos, sino que se trata de una totalidad contextual, plasmada de modo dinámico por la combinación de caracteres relativos a las identidades locales que se fusionan en una configuración específica, reconocible por su sentido de conjunto más que por su presencia de signos y formas constitutivas; y útil para encontrar los valores relacionales entre la historia, la naturaleza y las sociedades locales que los modelaron; cuestión que posibilita ensayar una articulación entre las políticas territoriales, y la intervención proyectual y el diseño.

**Palabras clave:** paisaje, ordenamiento, gestión, escalas.

### ABSTRACT

To analyze the new territory forms, the dynamics of urban expansion requires a totalizing vision. The internal growth, product of densification, adds by extension cities and towns increasingly far apart. Analyze the site as a landscape project object, with the social function that will host, involves knowing the main dimensions about the organization and configuration of the whole territory, as the urban cores in particular too. This paper introduces the progress in the recognition of tools and territorial strategies to intervention as landscape, from a scenic perspective on different scales, in order to solving problems, associated with the appreciation of the Pampa Litoral territory of the Gran La Plata Region. Among the premises that guide research, is find the needing to respond to an integrating view of the territory, from the perspective of the landscape, able to define different criteria for analysis and intervention. Methodologically, we tackled three scales: one territorial, associated to macro-landscape -and developed in this work-; a middle scale relating to explore the project since experimentation, and a third associated with micro-scale, connect to perception and landscape heritage design. This strategy multi-scale, proved that the landscape is not an addition of separate values to be protect and operate, because is a contextual whole dynamically expressed by the combination of characters relating to local identities, merge into a specific configuration, recognizable by their sense of whole more then by their presence of signs and constitutive forms, and useful for finding relational values between history, nature and local societies that give them form; question that allows an articulation between territorial politics, interventional projects and design.

**Key words:** landscape, order, management, scales.

### INTRODUCCIÓN

La cuestión del paisaje, el paisajismo y/o la arquitectura del paisaje está en estos comienzos del siglo XXI conquistando y penetrando ampliamente las ideas y las

prácticas, en el campo de la profesión, la formación, la gestión y la investigación. Entre las premisas que guían la investigación, se encuentra la necesidad de dar respuesta a una mirada integradora del

territorio, que posibilite definir criterios de análisis e intervención en diversas escalas. El trabajo se ha estructurado a partir de la presentación en primera instancia del marco conceptual y metodológico, el cual permite enmarcar las distintas escalas y variables centrales que definen el objeto de estudio de la investigación.

La Región del Gran La Plata, se ubica en el extremo sur del litoral de la Región Metropolitana de Buenos Aires, tiene una superficie de 1162 km<sup>2</sup> y una población de 702.449 habitantes. Está formada por los partidos limítrofes de Ensenada, Berisso -incluyendo la jurisdicción del Puerto La Plata entre ambos- y el Partido de La Plata, en conjunto conforman un conglomerado, en el que La Plata se posiciona como el partido cabecera de la micro región. Como otros territorios litorales concentra el asentamiento de importantes núcleos urbanos, de diverso origen y proceso de conformación. Berisso y Ensenada se

originaron como asentamientos costeros ligados a las actividades productivas y al puerto, mientras que La Plata se crea como ciudad capital planificada con fines político-administrativos, más de un siglo después. Así las localidades de Ensenada y Berisso se ubican sobre el borde costero y La Plata en territorio interior a una distancia de la costa de 10 km. Es de destacar el marcado desarrollo en la región de actividades industriales dedicadas a la producción derivada del petróleo, asociadas a la infraestructura portuaria, en torno de las cuales se disponen los asentamientos urbanos (Fig. 1). Las tres localidades pertenecen a distintos municipios, a pesar de que exista una fuerte vinculación funcional entre las sociedades involucradas, cuyos sitios de residencia y de trabajo muchas veces se interrelacionan o entrelazan más allá de los límites administrativos.

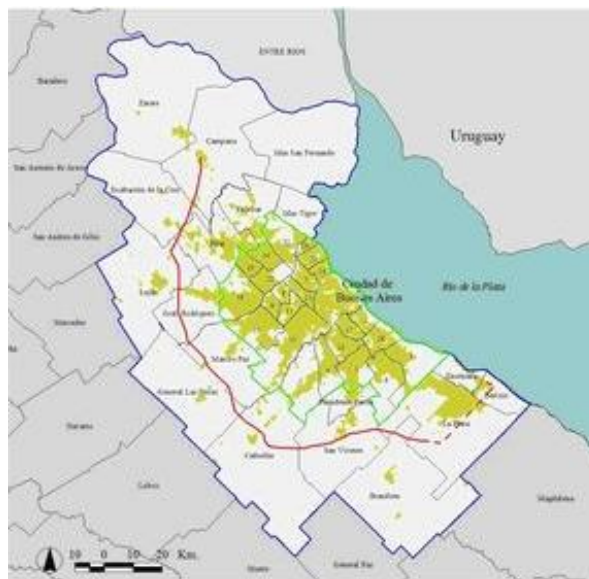


Fig. 1. Región del Gran La Plata en la metrópolis de Buenos Aires.

Las dinámicas territoriales más recientes, relacionadas fundamentalmente con el impacto del proceso de globalización en países no desarrollados, verificadas en procesos de desindustrialización, crecimiento urbano, dispersión y degradación ambiental no son ajenas a la región. La privatización de las industrias que dieron origen al sector, el carácter obsoleto de otras, la degradación ambiental por carencia de políticas concretas y el

importante crecimiento urbano en altura, sobre todo en el casco de la ciudad de La Plata y la construcción dispersa sobre los principales ejes de conexión regional, son algunos de los conflictos que hoy enfrenta el Gran La Plata. Los Partidos de Berisso y Ensenada mantienen rasgos destacados de los asentamientos iniciales. La presencia de una importante inmigración desarrollada en varias etapas, pero sobre todo relacionada por la atracción del puerto

e industrias, le ha conferido rasgos particulares al sector, desde el patrimonio construido hasta las costumbres, que se mantienen vivas a través de festividades periódicas. Se destaca la existencia de extensos y diversos territorios costeros, en gran parte con escasa transformación antrópica que mantienen importantes cualidades naturales y ambientales como las islas del borde costero (Declarado paisaje protegido por ley 12756/01, pero sin ninguna política al respecto), las playas

y la Reserva de Punta Lara al norte de la Microrregión. El Partido de La Plata se localiza sobre áreas de mayor altitud que los anteriores. Su valoración se apoya principalmente en los recursos patrimoniales que constituyen el Casco Fundacional planificado y la fertilidad de sus tierras que mantienen históricamente una producción hortícola y florícola importante, aunque el crecimiento urbano por extensión la está debilitando (Fig. 2).

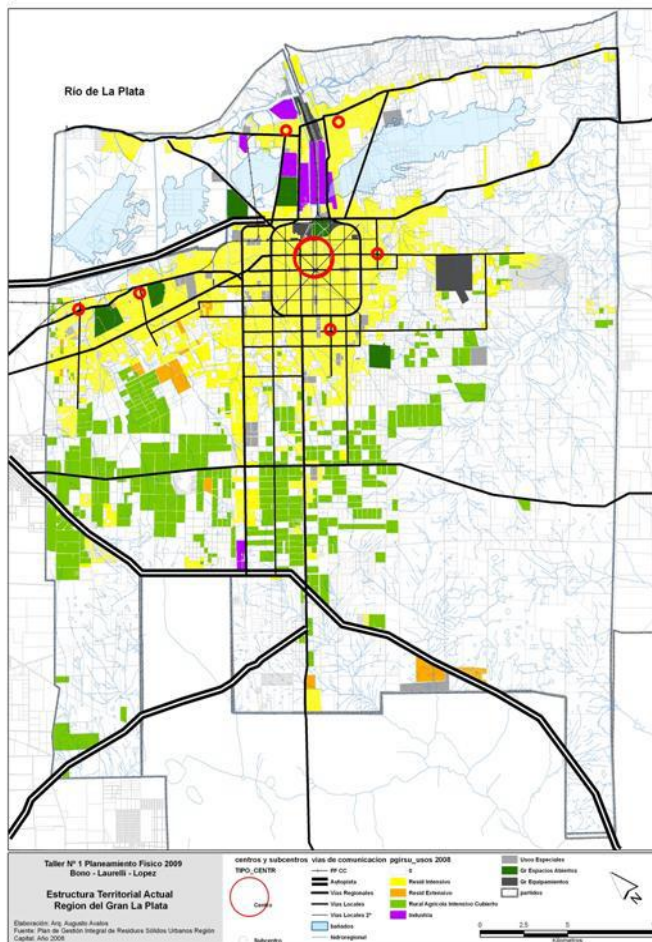


Fig. 2. Estructura territorial del Gran La Plata. Fuente: Cátedra de Planeamiento Físico 1 (Bono-Laurelli-López) FAU/UNLP. Elaboración: Arq. Augusto Avalos.

La existencia de un importante patrimonio natural y cultural en la región, que ha sido gestionado parcialmente y nunca a escala regional, justifican la indagación de enfoques como el del paisaje, orientados a dar respuesta a conflictos que la planificación tradicional no ha podido resolver, que permitan reconocer el valor patrimonial del territorio como recurso de planificación. El trabajo presenta el estado

de situación del proyecto de investigación acreditado en el marco del Programa de Incentivos del Ministerio de Educación (Cod. 11/U110), a partir del cual se procura un avance en el reconocimiento de las herramientas y estrategias de intervención territorial, de cara a la resolución de problemáticas asociadas a la valoración del territorio pampeano-litoral del Gran La Plata, como paisaje en distintas escalas.

## MÉTODOS

**Marco conceptual:** Metodológicamente se realizó la indagación en tres escalas, buscando estrategias de articulación. Una territorial -escala que se desarrolla en el presente trabajo, que aborda el Gran La Plata (Berisso-Ensenada-La Plata), asociada al macro-paisaje, implementando como técnica la identificación de Unidades de Paisaje, y utilizando como instrumento la elaboración de un Catálogo, documento de carácter descriptivo y prospectivo que determina la tipología del paisaje. Como concepto orientador, se utiliza el de Paisaje Cultural (Sabaté Bel, 2004). Una segunda escala, escala intermedia, que se toma al Bosque, como Unidad de Paisaje de Atención Especial, utilizando los conceptos de Terra Fluxus (Corner, 2009) y Masa Vegetal (Benassi, 2010), como marco o encuadre conceptual. Las técnicas utilizadas están relacionadas con la exploración proyectual a partir de la experimentación. Como instrumentos se

utilizan la formulación de escenarios y un modelo teórico y numérico para abordar la masa vegetal. La tercer escala, es la referida al micro-paisaje, toma al Bosque Fundacional de la ciudad de La Plata, con técnicas de exploración proyectual vinculadas a la percepción y el diseño patrimonial y paisajístico, utilizando como conceptos orientadores: análisis inventivo (Lassus, 2007), conexiones (Halprin, 2007), escala táctil/escala visual (Lassus, 2007) y el de vegetación (Benassi, 2010). Los instrumentos utilizados son: la Convención del Patrimonio Mundial, Memorandum de Viena (2005), y el Plan de Manejo del Bosque. Esta estrategia metodológica (Tabla 1) se considera que permite ensayar, una articulación de las políticas territoriales con la intervención proyectual y el diseño, situación que actualmente no se registra en el caso de estudio, como se ha identificado en el proyecto de investigación anteriormente ejecutado por el equipo.

Tabla 1. Metodología y conceptos principales.

Escalas	Ámbitos	Concepto	Técnicas	Instrumentos
Macro	Territorial 3 partidos	Paisaje cultural	Identificación de U.P.	Catálogo de paisaje
Intermedia	Unidad de paisaje de atención especial	Terra fluxus	Exploración proyectual	Escenarios
	El bosque	Masa vegetal	Experimentación	Modelo teórico y numérico
Micro	Recorte territorial	Análisis inventivo Conexiones	Exploración proyectual	Convención del patrimonio mundial (Memorandum de Viena, 2005)
	El bosque	Escala táctil-visual Vegetación	Diseño urbano, patrimonial y paisajístico	

**La macro-escala para el análisis del paisaje en la región del gran la plata para la elaboración de un catálogo:** El macro-paisaje, es un paisaje muy dilatado que exige siempre una visión totalizadora del territorio. Se realiza desde un punto alto, y posibilita abordar y contemplar el conjunto de lo que se desea abarcar, pudiéndose aplicar al estudio macro-morfológico del

territorio. Para analizar el sitio como objeto de proyecto paisajístico y la función social que alojará, es necesario conocer las principales dimensiones que conforman la organización y configuración del territorio y de la ciudad en particular. En el centro de esta reflexión es necesario situar los fenómenos, los hechos, el mundo real y material, la configuración y organización

espacial del territorio y lograr conocerlo desde lo científico con el fin de lograr unidades que faciliten describirlo, interpretarlo y valorarlo como paisaje; para luego intervenir en cada una de ellas paisajísticamente. Bajo esta premisa hemos indagado en algunas iniciativas, surgidas fundamentalmente en Europa en los últimos años, dirigidas a impulsar la gestión, protección, y ordenamiento del paisaje, desde una perspectiva holística que considere al paisaje como el producto entre naturaleza y cultura.

Dichas estrategias son de diferente tipo y van desde acuerdos internacionales para la gestión del paisaje (Convenio Europeo del Paisaje, 2000), entes nacionales o provinciales como los observatorios del paisaje (Observatorio del Paisaje de Cataluña, 2005) e instrumentos de diagnóstico como los catálogos (e.g., Catálogo de Paisajes de Cataluña, 2005; Catálogo de Paisajes de Quebec, 2008). Con el fin de hallar una metodología adecuada para la delimitación de Unidades de Paisaje en El Gran La Plata hemos seleccionado como método de referencia los Catálogos de Paisaje de Cataluña (Ley8/05), documentos de carácter descriptivo y prospectivo que determinan la tipología del paisaje de un determinado lugar. Dichos documentos contienen el inventario de valores paisajísticos presentes en cada área y la enumeración de actividades y procesos que inciden o han incidido en su configuración actual. Las fases para la elaboración de los catálogos van desde la identificación y caracterización del paisaje, pasando por la definición de objetivos de calidad paisajística, hasta el establecimiento de indicadores de seguimiento. Del proceso surgen dos categorías: Unidades de Paisaje y Paisajes de Atención Especial. El catálogo releva los factores físicos que inciden en la conformación del paisaje, los usos del suelo, la evolución histórica, la estructura ecológica, la inter-visibilidad, las dinámicas actuales y el sentido del lugar. La identificación de los valores de paisaje implica la participación de la población

como aporte fundamental, para la aplicación de estrategias de actuación desde su reconocimiento como patrimonio social.

La identificación de unidades dentro de la región del Gran La Plata, es el objetivo de la primera fase del proyecto que coincide con esta escala de análisis del proyecto, la que permitirá en fases posteriores (escala intermedia y micro), escoger una de dichas unidades como caso de estudio y estudiarla en profundidad hasta reconocer los micro-paisajes que alberga. De esta manera se podrán establecer criterios de relación entre las diferentes escalas involucradas en el proyecto.

La elección de un referente metodológico como el Catálogo de Paisajes de Cataluña, ha permitido reconocer las dimensiones de análisis necesarias para la generación de un método de investigación cualitativo del paisaje a escala territorial del Gran La Plata. En este sentido se han fijado tres aspectos fundamentales de análisis: las variables físicas del territorio, la evolución histórica de su paisaje y la valoración de la población local. La investigación cualitativa del paisaje del Gran La Plata a escala territorial, se ha desarrollado a partir del análisis tres aspectos fundamentales: las variables físicas del territorio, la evolución histórica de su paisaje y la valoración de la población local. Se definen las variables físicas como aquellos elementos que hacen a la conformación física del territorio y a los procesos y dinámicas actuales. Se definen como los elementos tangibles del territorio: el medio natural (clima, suelo, vegetación, etc.), el medio construido (usos del suelo, infraestructura de servicios, trazado y subdivisión, etc.) y el medio social y productivo (actividades económicas, formas particulares de producción de la tierra, etc.). En cuanto al análisis de la evolución histórica del paisaje se intenta determinar cómo han variado las formas de ocupación y producción de la tierra, cuáles han sido las rupturas y/o integraciones territoriales, y cuáles son los elementos que han tenido menor o mayor permanencia en el territorio. Para esto se consideraron cuatro



momentos históricos, que evidenciaron diferentes formas de conquistar el territorio y construir paisaje: (i) Paisaje desde el río: La mirada desde el río en la etapa colonial (1580-1810); (ii) Paisaje de la red ferroviaria: La construcción de infraestructuras ferroviarias en relación con el modelo económico agroexportador (1811-1930); (iii) Paisaje de la red vial: La generación de las infraestructuras viales, vinculada al modelo de sustitución de las importaciones (1930-1976); y (iv) Paisaje de la expansión de la red vial y retracción de la ferroviaria: Vinculada al modelo aperturista y de reconversión industrial (1976-actualidad). Por último, en relación a la valoración de la población, se analizan todas aquellas manifestaciones socioculturales que incluyan un reconocimiento del territorio como paisaje. El objetivo es encontrar los espacios de identificación social dentro de la región, estudiando las diferentes expresiones artísticas (pintura, literatura, música, fotografía, etc.) que tengan como

tema elementos del paisaje; los eventos y festividades tradicionales, que ejemplifiquen la identidad del área; las normativas de carácter nacional, provincial y local que demuestren una valoración del paisaje; y el reconocimiento del paisaje en medios periodísticos o páginas oficiales de entes gubernamentales. El cruzamiento de datos a través de la superposición de mapas, con un análisis simultáneo de variables, determinó las unidades de paisaje territorial (UP) y las unidades de atención especial (UAE), lugares muy particulares de escasa extensión territorial que presentan una determinada heterogeneidad, singularidad o complejidad, que hace deban plantearse objetivos de planificación y diseño, que no sigan el meramente territorial; unidades territoriales que guiarán el establecimiento de relaciones inter-escalares, como por ejemplo el caso del Bosque Fundacional de la ciudad de La Plata, cuyo análisis es objeto de la escala intermedia y de la micro escala (Fig. 3).

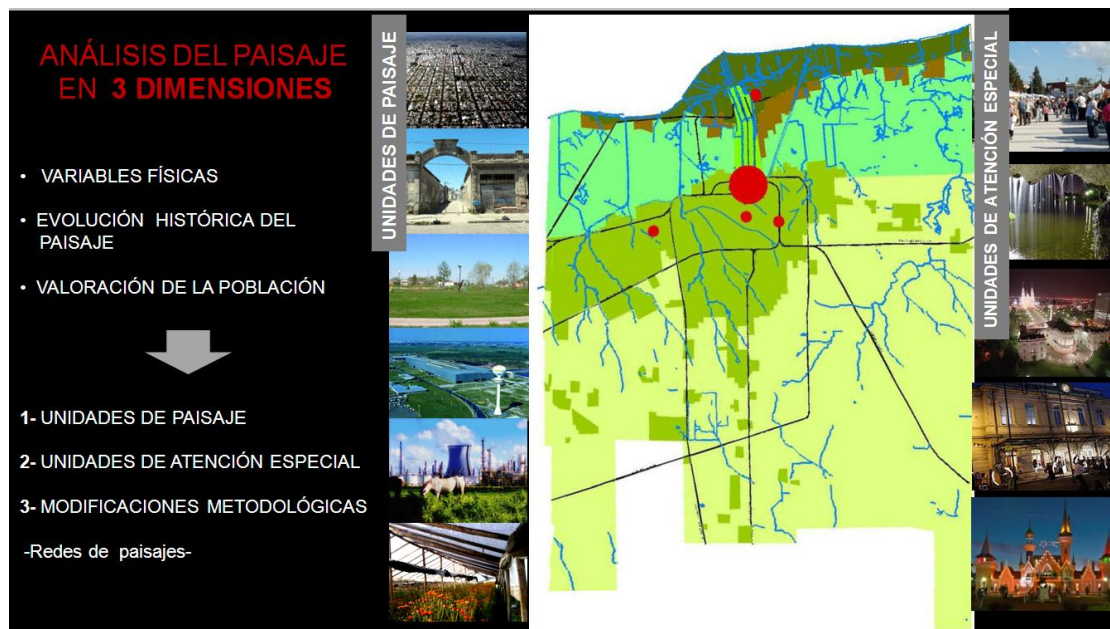


Fig. 3. Análisis del paisaje según las tres dimensiones de análisis.

## RESULTADOS

Los resultados obtenidos mediante el análisis de cada una de las dimensiones, fueron procesados a través de sistemas de información geográfica, facilitando la visualización de las relaciones entre las

variables implicadas, y permitiendo la delimitación de unidades de paisaje (UP) y paisajes de atención especial (UAE). En el caso particular de la macro-escala, la situación topográfica de llanura, requirió en cierta forma, una relectura de la metodo-

logía del Catálogo de Paisaje de Cataluña: la mirada abarcativa que plantea desde un punto alto, contrapuso en este caso con el relieve de la planicie pampeana, de escasas diferencias altimétricas. Esta lectura de totalidad por lo tanto, partió del análisis de mapas en sus diferentes etapas históricas, e imágenes -primero aéreas y luego satelitales, en función de la evolución tecnológica, así como fotografías vivenciadas que dieron cuenta de la escala peatonal. Los resultados esperados por alcanzar en la etapa siguiente de la investigación, comprenden: (i) proponer objetivos de calidad paisajística a nivel de la micro-región del Gran La Plata; (ii) fijar objetivos de calidad paisajística aplicables a las unidades de paisaje (UP) y unidades de atención especial (UAP); y (iii) establecer vinculaciones paisajísticas entre las escalas intermedia y territorial. Para dar cumplimiento a estos objetivos, se propone generar recorridos entre unidades, que a su vez articulen circuitos menores centrados en las Unidades de Atención Especial actualmente en proceso de selección, como por ejemplo el Circuito Fundacional de Berisso, el Circuito Bosque o el Circuito Meridiano V.

## DISCUSIÓN

Mediante este método, se pone a prueba que el paisaje no consiste en una suma de los valores separados para ser protegido y/o intervenido. Se trata de una totalidad contextual, plasmada de modo dinámico por la combinación de caracteres relativos a las identidades locales que se fusionan en una configuración específica, reconocible por su sentido de conjunto más que por su presencia de signos y formas constitutivas; útil para encontrar los valores relacionales entre la historia, la naturaleza y las sociedades locales que modelan sus paisajes. Porque cuando se utiliza el concepto de paisaje se está poniendo en el centro, la naturaleza relacional que lo constituye. Ya sea en el ámbito espacial como entre actores, a saber: (i) se establece una relación ética entre naturaleza y sociedad, que aporta el

enfoque ambiental al concepto; (ii) se establece una relación de poder entre espacio y sociedad, que aporta el enfoque territorial; (iii) se establecen relaciones entre los actores que deciden, intervienen y usan la ciudad, donde en general en términos conflictivos; (iv) se establecen relaciones entre disciplinas, tales como: arquitectura y urbanismo, urbanismo y arquitectura del paisaje, arquitectura y arquitectura del paisaje; (v) se establecen relaciones en términos de actuación planificada si la hubiera, tales como los procesos a partir de la práctica de la planificación territorial, la planificación urbana y la planificación sectorial en cada uno de sus campos; y (vi) se debiera establecer una relación en términos instrumentales, que debe conducir el análisis del paisaje en cualquier escala, y así dar contenido a las propuestas.

De esta forma, si se considera que la intervención se centra en los espacios abiertos y en las distintas escalas, el valor relacional se centra en: (i) el espacio abierto (figura) relacionado con el espacio ocupado (fondo); (ii) el suelo en toda su estructura, no solo en superficie; (iii) la búsqueda de identidades (patrimonial); y (iv) la diversidad de actividades de hoy y las posibles y deseables a futuro. Por lo tanto, en cada escala emergieron los aspectos a considerar en la intervención, de forma acorde a lo que ella representa conceptual y empíricamente. En el caso de la macro-escala, desarrollada en el presente trabajo, los mismos los constituyeron el valor ecológico; las relaciones antagónicas entre la planificación que homogeiniza y el paisaje que busca las diferencias; y finalmente la necesidad de encontrar la redefinición de la potencialidad paisajística en los elementos estructuradores del territorio.

## BIBLIOGRAFÍA

Allen, S. 2009. Del objeto al campo: condiciones de campo en la arquitectura y el urbanismo. En: Abalos, I. (Ed.) Naturaleza y artificio. El ideal pintoresco en la



- arquitectura y el paisajismo contemporáneo. Editorial Gustavo Gilli. Buenos Aires, Argentina.
- Contín, M.I. 2000. Una aproximación de la arquitectura paisajista argentina: De la ciudad al parque de estancia. Laboratorio de Investigaciones del Territorio y el Ambiente, Comisión de Investigaciones Científicas, Dirección General de Cultura y Educación de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Corner, J. 2009. Terra fluxus. En: Abalos, I. (Ed.) Naturaleza y artefacto. El ideal pintoresco en la arquitectura y el paisajismo contemporáneo. Editorial Gustavo Gilli. Buenos Aires, Argentina.
- Gilli, G., G. Cullen. 1978. El paisaje urbano. Tratado de estética urbanística. Editorial Blume. Buenos Aires, Argentina.
- De Paula, A. 1996. Cuando la autenticidad es sinónimo de identidad cultural en Argentina. En Noticias ICOMOS, p. 11.
- Díaz, C.L., M.M. Passaro, M.J. Giménez. 2000. La Plata: Paseos públicos. sociabilidad y ocio en la prensa (1882–1900). Ed. Al Margen. La Plata, Argentina.
- Ducatez, V. 2005. El jardín del placer de OMA. Revista Bitácora Urbano Territorial. Universidad Nacional de Colombia.
- Lassus, B., L. Halprin. 2007. En: D. Colafranceschi (Ed.). Landscape Series: Landscape + 100 palabras para habitarlo. Barcelona, España.
- Lobato, M. 2001. La Vida en las fábricas: Trabajo, protesta y política en una comunidad obrera, Berisso (1904-1970). Editorial Prometeo. Buenos Aires, Argentina.
- López, I., J.C. Etulain. 2010. Ordenamiento, diseño y gestión del paisaje en el Gran La Plata. Estrategias y escalas de intervención. Proyecto de Investigación acreditado por el Programa de Incentivos del Ministerio de Educación.
- Nogué, J. 2008a. El paisaje en la cultura contemporánea. Ed. Biblioteca Nueva. Buenos Aires, Argentina.
- Nogué, J. 2008b. Espacios, miradas, micropaisajes. Suplemento Culturas, Diario La Vanguardia, p.22.
- Özkan, Ö. 2008; Las estrategias de diseño de Rem Koolhaas en el parque de La Villette”. Página Digital.
- Sabaté Bel, J. 2004. De la preservación del patrimonio a la ordenación del paisaje. En: Revista URBANO. Vol. 7. Universidad del Bio-Bio. Chile.

## Desarrollo y evaluación de un software (MODQua) para el filtrado por calidad de productos MODIS: ¿Fenómenos reales o artificios del producto?

Federico Carballo\*, Pablo Perna, Veronica Barraza,  
Francisco Grings, Cintia Bruscantini

Grupo de Teledetección Cuantitativa. Instituto de Astronomía y Física del Espacio (IAFE), CONICET, Universidad de Buenos Aires. Intendente Güiraldes 2160 (C1428EHA) Buenos Aires, Argentina. \*Autor de correspondencia: *federicocarb@hotmail.com*.

### RESUMEN

En este trabajo se presenta el software MODQua, teniendo como objetivo principal la evaluación de su capacidad en el análisis de los datos de calidad de MODIS. El instrumento MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) ofrece numerosos productos que son muy utilizados en estudios ambientales. La información de calidad de dichos productos incluye la presencia de nubes, aerosoles, fiabilidad de la variable informada, entre otros. Globalmente, estos indicadores sirven para generar diferentes índices de calidad para una adquisición dada (Quality Assessment, QA). Sin embargo, dicha información esta brindada de forma no amigable para el usuario final (formato binario). Mediante la utilización de MODQua y el producto de NDVI del sistema Terra-MODIS (MOD13Q1), se realizó una evaluación de los errores asociados a las imágenes de NDVI según el distinto nivel de QA. Los resultados muestran que más de un 50% de píxeles presentaron baja calidad por presencia de nubes y/o contaminación atmosférica en las imágenes analizadas. Esto denota la necesidad de realizar un proceso de filtrado de los datos MODIS basados en los datos de QA, disminuyendo así las incertezas en el producto final. Para este fin el software MODQua ha resultado ser una herramienta de fácil utilización e interpretación de imágenes MODIS.

**Palabras clave:** MODIS, NDVI, software, calidad, QA.

### ABSTRACT

MODQua software is presented in this article, with the objective to evaluate their ability in analyzing the quality of MODIS data. MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) offers several products that are widely used in environmental studies. The information quality of these products include: presence of clouds, aerosols, informed variable reliability, etc. These indices are used to generate different levels of quality for a given acquisition (Quality Assessment, QA). However, such information is provided in a non-friendly way for the users (binary format). An evaluation of the MODQua performance has been made using MODIS NDVI (MOD13Q1) product. The results show that more than 50% of pixels present low quality due to the presence of clouds and/or atmospheric pollution. This shows the necessity to make a filtering process based on data MODIS QA data, thus reducing the uncertainties in the final product. To this end, MODQua software has proven to be a simple and usefull tool for interpretation of MODIS images.

**Palabras clave:** MODIS, NDVI, software, quality, QA.

### INTRODUCCIÓN

El análisis de datos de sensores remotos constituye un paso importante para avanzar en la comprensión de la respuesta de coberturas vegetales frente a factores ambientales. El análisis de series de tiempo tiene como objetivo la modelización de los datos para describir la naturaleza del sistema y su comportamiento. En contraste con el análisis mono o bi-temporal, una serie temporal es un conjunto de observaciones registradas secuencialmente en el tiempo. Las características de las series de tiempo requieren otros mecanismos tanto de análisis como de pro-

cesamiento de los datos. Debido a la estrategia de adquisición para lograr una cobertura global en pocos días, los sensores de alta resolución temporal se encuentran limitados en la resolución espacial. Desde 1981, el sensor NOAA-AVHRR adquiere datos con una resolución espacial de cuatro kilómetro. Series temporales del índice de vegetación normalizada (NDVI) se han utilizado en varios estudios de fenología para describir los patrones recurrentes de la dinámica de la vegetación mediante la derivación de múltiples parámetros de la curva estacional del NDVI. En particular, se han utilizado los

productos de período de composición de diez días y mensual del NDVI NOAA-AVHRR. Por otro lado, el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) actualmente ofrece numerosos productos de índices de vegetación que se han utilizado en los estudios medio ambientales alrededor de todo el mundo (Revadekar et al., 2012). En general, las mediciones ópticas en teledetección están influenciadas por efectos atmosféricos, presencia de nubes, y por la geometría de observación (Hird y Mcdermid, 2009). Estos productos se producen a nivel mundial para períodos de observación de entre 8 y 16 días en diferentes resoluciones espaciales (Vermote y Vermeulen, 1999). Debido al procedimiento utilizado para generar dichos productos, se cuenta con varios artificios característicos que deben ser identificados y eliminados con el fin de proporcionar una interpretación ecológica correcta. La eliminación de estos artefactos se realiza utilizando una banda de calidad, que proporciona información relativa a la calidad de cada píxel en el período de composición (Vermote y Vermeulen, 1999). Para esto, dichos productos incluyen información sobre la presencia de nubes, aerosoles, fiabilidad de la variable informada, entre otros. Globalmente, estos

indicadores sirven para generar diferentes índices de calidad para una adquisición dada (Quality Assessment, QA). Sin embargo, dicha información esta brindada de forma no amigable para el usuario final (formato binario). En este trabajo se presenta el software MODQua. Teniendo como objetivo principal la evaluación de su capacidad en el análisis de los datos de calidad de MODIS.

## MÉTODOS

**Área de estudio:** Se seleccionó como sitio de estudio a la Cuenca del Río Bermejo (Fig. 1), la cual se comparte entre Bolivia y Argentina, ocupando parte de las provincias de Formosa, Chaco, Salta y Jujuy en este último país. El Río Bermejo forma parte de la Cuenca del Plata y junto con el Río Pilcomayo es el principal afluente del Río Paraguay. Desde el punto de vista socioeconómico es un área típicamente agropecuaria y la producción industrial se relaciona principalmente con la producción primaria. Según Daniele y Natenzon (1994) pueden diferenciarse 3 eco-regiones en la cuenca: (i) bosques y esteros del Chaco Húmedo, (ii) bosques y arbustales del Chaco Semiárido, y (iii) estepas alto-andinas.

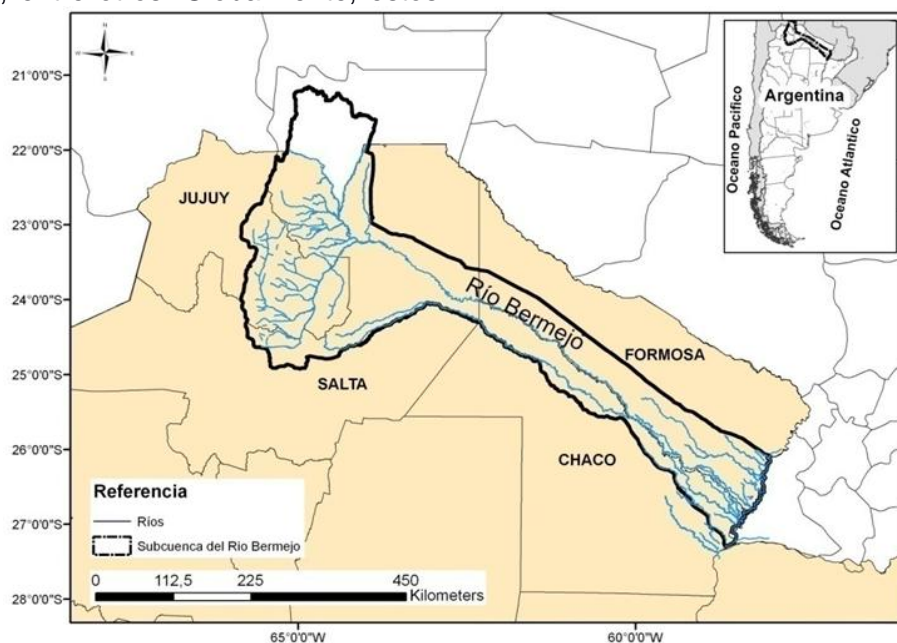


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

**Set de datos:** Se utilizó el índice de vegetación normalizado (NDVI) del producto MODIS de 250 m de resolución espacial (MOD13Q1). El producto NDVI-MODIS de período de composición de 16 días está disponible en formato HDF, en la proyección sinusoidal:

<https://wist.echo.nasa.gov/api>

El período de tiempo analizado fue entre febrero de 2000 y diciembre de 2010. La escena utilizada fue h12v11 para cubrir toda el área de estudio. Las imágenes fueron re-proyectadas desde sinusoidal a la proyección geográfica (Datum WGS 84). Este producto NDVI-MODIS opera sobre una base por píxel e incluye información sobre varias observaciones adquiridas en un período de 16 días (Vermote y Vermeulen, 1999 y Huete et al., 1999). El algoritmo de composición MODIS emplea tres estrategias de agregación: el modelo de reflectancia bidireccional compuesto (BRDF-C); valor de composición correspondiente al ángulo máximo (CV-MVC) y el valor máximo de composición (MVC). La técnica empleada depende de la cantidad y la calidad de las observaciones (Vermote y Vermeulen, 1999 y Huete et al., 2002). En este marco, se realizaron distintos filtrados de los datos según la información de calidad, presencia de nubes y método de composición.

**Características del Software MODQua:** El menú de análisis calidad es el núcleo de MODQua. Permite al usuario decodificar la información de calidad y muestra la disponibilidad de los datos de acuerdo con los ajustes seleccionados. El análisis de calidad de MODQua se puede aplicar en todos los productos Modland de Terra y Aqua. Con el propósito de conseguir un software compatible en diversas plataformas de ejecución (MS Windows (R), GNU/Linux y MacOS) se optó por desarrollar MODQua en el lenguaje Java de Oracle. Así mismo se aprovecharon librerías preexistentes para operar con el formato de imágenes HDF correspondientes a los productos de MODIS:

<http://www.hdfgroup.org>

La Fig. 2 muestra la pantalla principal del sistema MODQua donde se observa la funcionalidad y los distintos parámetros que pueden ser modificados para configurar el filtro deseado. Para el caso de los parámetros 'VI Quality', 'VI Usefulness' y 'Aerosol Quantity' es posible filtrar por umbral superior, inferior, valor exacto o ignorarlo completamente. En el caso de los parámetros 'Adjacent cloud detected', 'Atmosphere BRDF correction performed' y 'Mixed cloud' la elección implica filtrar por presencia, ausencia o ignorarlos.

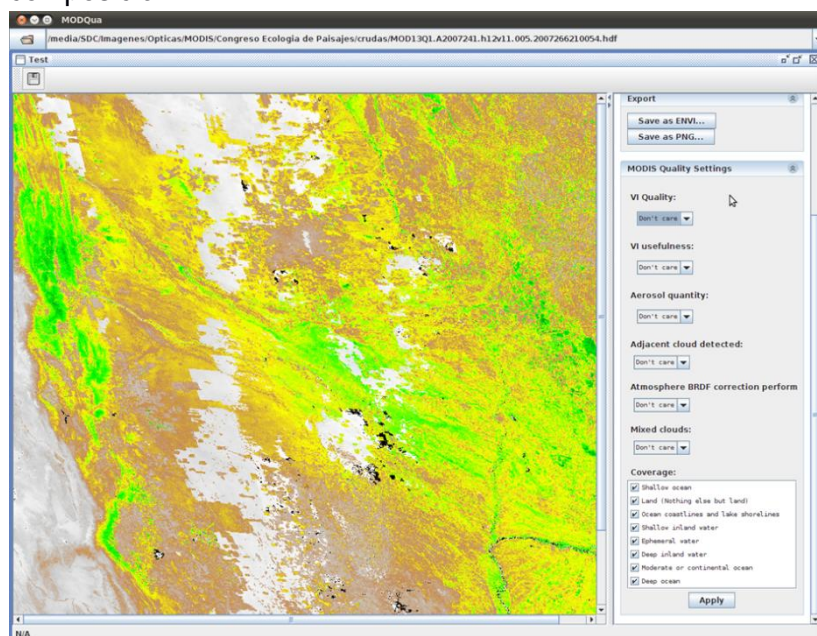


Fig. 2. Pantalla principal del MODQua.

Por último, en el caso de la elección de cobertura es posible filtrar por presencia de las distintas categorías ('Shallow ocean', 'Land', 'Lake shorelines', etc...). En base a la elección del conjunto de los parámetros se genera una máscara interna de valores booleanos que aplicados a la imagen original reemplazan los elementos 'falsos' de la máscara por elementos NaN (not a number) y reemplazan los elementos 'verdaderos' de la máscara por los elementos originales de la imagen de entrada NDVI. Al modificar cada parámetro el sistema despliega el resultado del filtrado tan pronto como se lo evalúa, permitiendo de esta forma decidir si los parámetros

satisfacen las necesidades del operador de forma inmediata. Se cuenta con la posibilidad de exportar de forma sencilla el producto así filtrado como un archivo en formato ENVI standard geo-refenciados o bitmaps genéricos. El producto se exporta en formato simple-precisión ya calibrado a valores normales NDVI (-0.2 a 1). Con el propósito de generar series temporales de NDVI es posible aplicar un filtro prediseñado en forma de procesamiento por lotes a un conjunto de imágenes contenidas en carpetas sin la asistencia de un operador y de esta forma generar un conjunto de imágenes filtradas (Fig. 3).

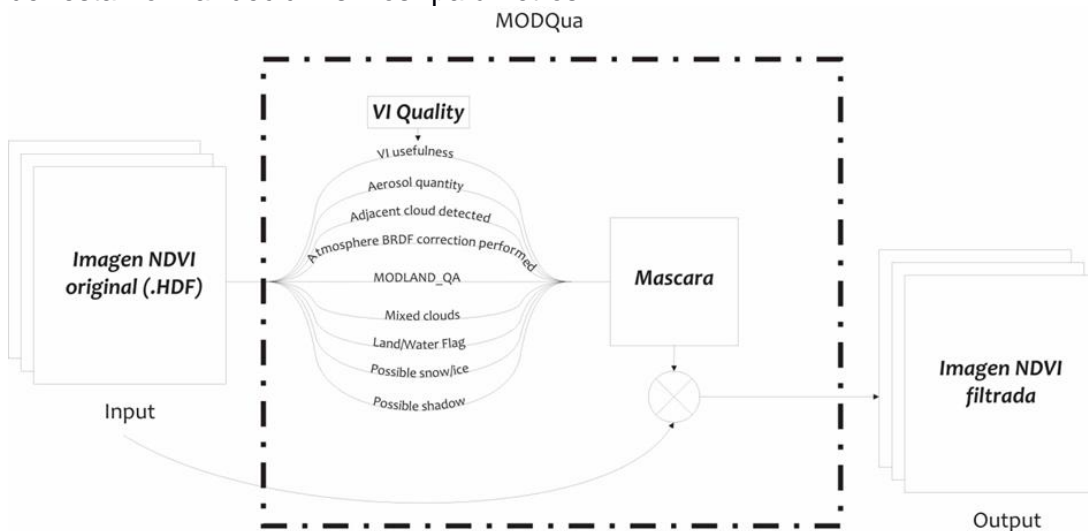


Fig. 3. Diagrama de flujo de información del Software MODQua.

## RESULTADOS Y DISCUSION

Filtro según nivel de calidad y presencia de nubes: En el área de estudio la serie temporal de NDVI presenta patrones estacionales marcados (Barraza et al., 2013), siguiendo las fases fenológicas (inicio de crecimiento, verdor máximo y período de senescencia). En las zonas con vegetación natural, el índice NDVI exhibe una tendencia parabólica anual, con un máximo en verano y un mínimo en invierno. La vegetación no natural muestra los perfiles anuales o bianuales que se relacionan con los cultivos y las zonas de pastoreo. Los cambios bruscos en los valores de NDVI pueden estar relacionados con los fenómenos extremos (incendios o

inundaciones), pero en el área de estudio se encuentran relacionados con la presencia de contaminación atmosférica (Fig. 4) y presencia de nubes (Fig. 5). Por lo cual, la falta de análisis de dichas bandas podría llevar a interpretaciones ecológicamente erróneas (Barraza et al., 2013). Como se observa en las Fig. 4 y 5, un filtrado muy riguroso podría implicar una pérdida muy importante (>50 %) del número de datos disponibles. Este trabajo se focaliza en la necesidad de evaluar, conjuntamente con el índice de vegetación, las bandas de calidad. El nivel de filtrado debe estar relacionado con el objetivo de estudio.



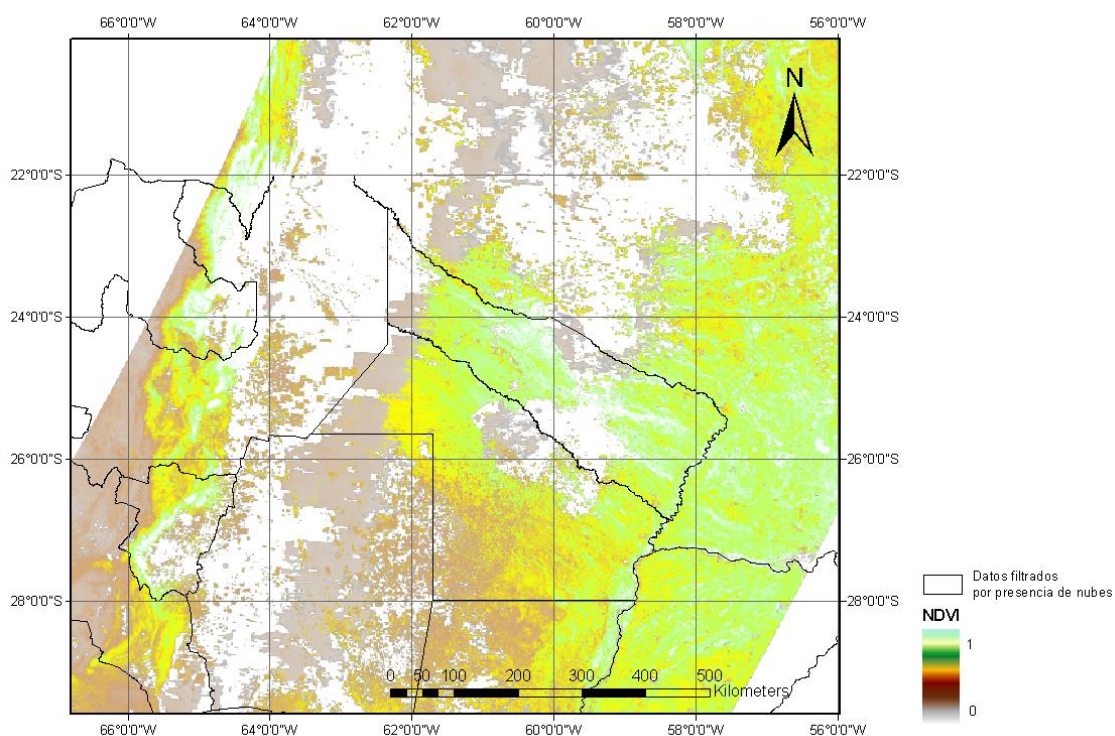


Fig. 4. Imagen NDVI (MOD13Q1, escena h12v11) filtrada según presencia de contaminación atmosférica (nivel 2 de filtrado).

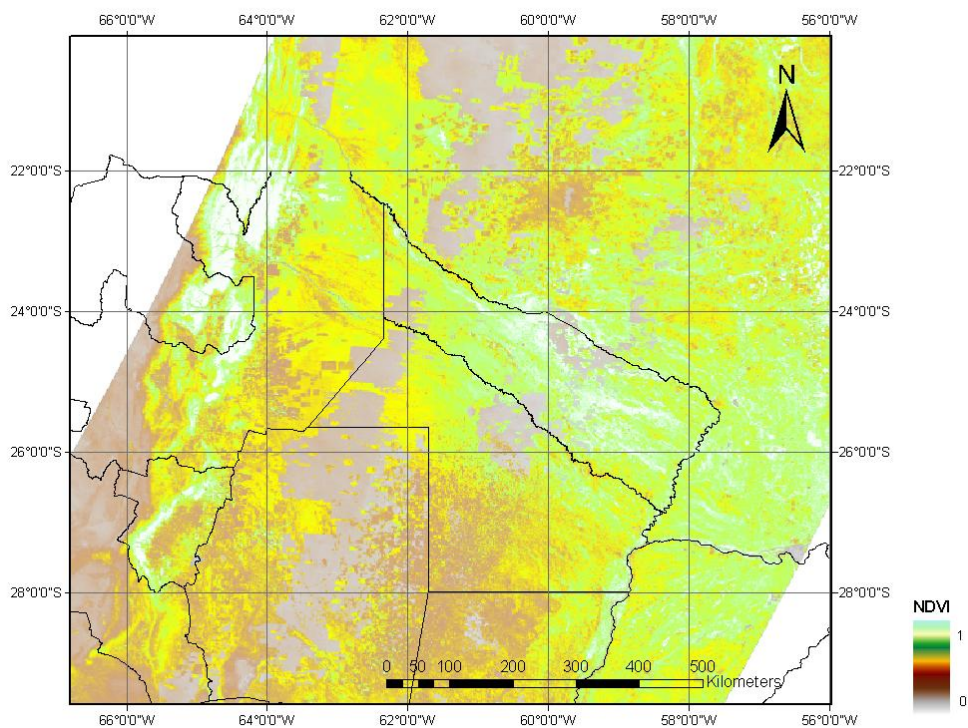


Fig. 5. Imagen NDVI (MOD13Q1, escena h12v11) filtrada según presencia de nubes (no mixed clouds).

#### Filtro según método de composición:

Después de filtrar los datos de baja calidad, en la serie temporal del índice de NDVI se observa un ruido de alta frecuencia (Fig. 6). Esta variabilidad no puede estar relacionada con cambios en los ecosistemas. Estos cambios están probablemente relacionados con la metodología de composición utilizada en el producto. Por lo tanto, se evaluaron las técnicas empleadas para generar los datos de NDVI en el área de estudio, con el fin de entender qué parte del comportamiento temporal del NDVI podría estar relacionado con la metodología de composición. Para este fin, se extrajo la información acerca de la metodología de composición para cada píxel presente en la banda de calidad (QA). Se encontró que entre el 80-100% de los píxeles en la región de la cuenca alta de río Bermejo, y entre el 90-100% de los mismos en la cuenca media-baja utilizaron el modelo BRDF. En la cuenca alta (región del bosque nublado) el método de composición por lo general cambia a CV-MVC durante la temporada de lluvias (diciembre a mayo). Cuando esto sucede, los valores de NDVI presentan un sesgo sistemático de  $\sim 0,2$ . Por lo tanto, en la zona de estudio, el ruido de alta frecuencia NDVI no depende de los cambios en la

metodología de agregación. Se han reportado varios artificios en la técnica de agregación BDRF de Walthat, relacionados con las hipótesis del algoritmo de agregación BDRF (Walthall, 1997). Por ejemplo, cuando se simula el producto de NDVI del sistema MODIS de 250 m de resolución espacial utilizando el modelo de BDRF, Leeuwen y colaboradores (Leeuwen Van et al., 1997) encontraron una discrepancia entre los valores de NDVI simulados y observados de  $\sim 0,011$   $\sim 0,008$  para los bosques de barbecho y de Aspen. Estas discrepancias están relacionadas con las características estructurales del bosque que resultan ser más complejas que el esquema propuesto en el modelo de BDRF de Walthat. En nuestro estudio, el valor medio de las variaciones de NDVI fue  $\sim 0,01$ , lo que concuerda con los resultados. Leeuwen y colaboradores (Leeuwen Van et al., 1997). A su vez, el modelo de BDRF de Walthat presenta problemas para modelar sistemas abiertos (Walthall, 1997), como es el caso del bosque chaqueño. Por lo tanto, proponemos que el ruido de alta frecuencia observado en los valores de NDVI de nuestra área de estudio es un artificio relacionado con la metodología de agregación BDRF.

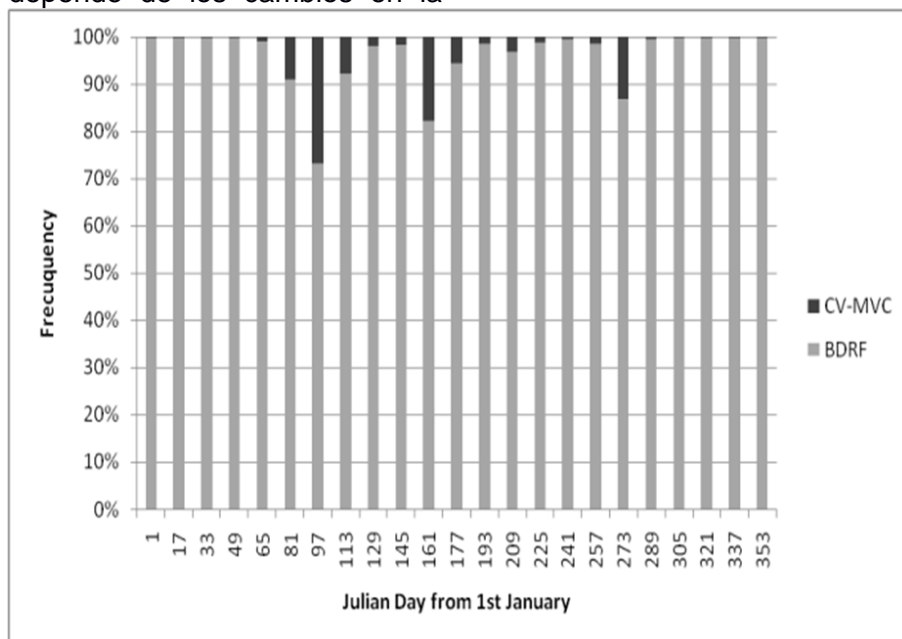


Fig. 6. Imagen NDVI (MOD13Q1) se observa un ruido de alta frecuencia.

## CONCLUSIONES

En este trabajo se presentó el software MODQua, el cual es una herramienta de fácil utilización e interpretación de los datos de calidad de MODIS. Además, mediante la utilización de MODQua y el producto de NDVI del sistema Terra-MODIS (MOD13Q1), se realizó una evaluación de los errores asociados a las imágenes de NDVI según distintos niveles de QA (Presencia de nubes, aerosoles, calidad del parámetro y sistema de composición). Los resultados muestran la necesidad de realizar un proceso de filtrado de los datos MODIS basados en los datos de QA, disminuyendo así las incertezas en el producto final. MODQua provee la oportunidad de modificar el nivel de filtrados de los datos per pixel, i.e. aplicando distinto nivel de calidad, generar mascarar de presencia de nubes, entre otras. Dicha decisión dependerá principalmente del objetivo del trabajo, dado que un filtrado muy riguroso podría implicar una pérdida muy importante (>50%) del número de datos disponibles

## BIBLIOGRAFÍA

- Barraza, V., F. Grings, M. Salvia, P. Perna, A.E. Carbajo, H. Karszenbaum. 2013. Monitoring and modelling land surface dynamics in Bermejo River Basin, Argentina: time series analysis of MODIS NDVI data. *International Journal of Remote Sensing* 34(15): 5429-5451
- Daniele, C., C. Natenzon. 1994. Las regiones naturales de la Argentina: Caracterización y diagnóstico. En: Daniele, C., Burkart, R., Del Valle Ruiz, L., Natenzon, C., Ardura, F. (Eds.). *El sistema nacional de áreas naturales protegidas de la Argentina. Diagnóstico de su patrimonio y su desarrollo institucional*. Buenos Aires, Argentina.
- Huete, A., C. Justice, W.V. Leeuwen. 1999. EOS MODIS Vegetation Index (MOD 13) Theoretical Basis Document. University of Virginia, NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD, US. Pp. 115.
- Huete, A.R., K. Didan, T. Miura, E. Rodríguez, X. Gao, L. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83: 195-213.
- Hird, J.N., G.J. Mcdermid. 2009. Noise reduction of NDVI time series: An empirical comparison of selected techniques. *Remote Sensing of Environment* 113: 248-258.
- Leeuwen Van, W.J.D., A.R. Huete, K. Didan, T. Laing. 1997. Modeling bidirectional reflectance factors for different land cover types and surface components to standardize vegetation indices. En: *Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Symposium on Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing*. Courcheval, Francia. Pp. 373-380.
- Revadekar, J.V., Y.K. Tiwari, K.R. Kumar. 2012. Impact of climate variability on NDVI over the Indian region during 1981–2010. *International Journal of Remote Sensing* 33: 7132-7150.
- Vermote, E.F., A. Vermeulen. 1999. Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09). Algorithm Theoretical Background Document. [http://modarch.gsfc.nasa.gov/MODIS/ATBD/atbd\\_mod08](http://modarch.gsfc.nasa.gov/MODIS/ATBD/atbd_mod08).
- Walthall, C.L. 1997. A study of reflectance anisotropy and canopy structure using a simple empirical model. *Remote Sensing of Environment* 61: 118-128.



## Propuestas de intervenciones paisajísticas en áreas urbanas y naturales en el marco de una propuesta de ordenamiento territorial para el sur de la Provincia de Tucumán

Gustavo A. Aguilar

Administración de Parques Nacionales, Alsina 1418 (1088) Ciudad de Buenos Aires, Argentina. E-mail: [gaguilar@apn.gov.ar](mailto:gaguilar@apn.gov.ar).

### RESUMEN

La planificación del paisaje debe ayudar a reducir las tensiones entre la sociedad y el ambiente, generando la integración del mismo para diferentes usos, presentes y futuros. Este trabajo es una propuesta de ordenamiento territorial e intervenciones paisajísticas en el suroeste de Tucumán a los fines de resolver los recurrentes conflictos que se dan entre el paisaje urbano, natural y rural. Para caracterizar el área de estudio se determinaron cinco unidades: (i) selva pedemontana, (ii) selva montana, (iii) bosque montano, (iv) pastizales de neblina, y (v) humedales. Estas unidades se analizaron de acuerdo a su situación de uso actual: (i) agricultura intensiva, (ii) aprovechamiento forestal, (iii) pastoreo del ganado, (iv) urbanización, y (v) turismo. La primera propuesta es a escala regional tomando como área núcleo al Parque Nacional Campo de los Alisos, zonificando según criterios y categorías de Ley Nacional 26.331. Se evidenció sectores a reordenar y se propusieron intervenciones a escala local a través de un Master Plan y recomendaciones para la puesta en valor del Parque Nacional Campo de Los Alisos (e.g. zonas de camping y usos múltiples en un área degradada, re-funcionalización y restauración del parque costero, y la creación del Jardín Botánico). Con estas propuestas de ordenamiento territorial se asciende a tener 100.000 ha de superficie protegida e interconectada, rodeada de una zona de amortiguación de 60.000 ha y aprox. 4.000 ha de ribera protegida. Los proyectos y obras, ya sean en un paisaje natural, urbano o rural, deben surgir de una planificación regional, que revele los posibles usos de cada sector del territorio abarcándolo interdisciplinariamente, tales como estudios económicos, productivos o sociales a escala regional y local.

**Palabras clave:** ordenamiento territorial, planificación, diseño del paisaje, selva de Yungas, Tucumán.

### SUMMARY

The landscape planning must help to reduce the tension between the society and the environment, generating their integration for different present and future purposes. This work is a proposal of land ordination and landscape interventions in the southwest Tucumán, in order to solve the current problems existing between urban, natural and rural landscapes. Five units were established to characterize the study area: (i) jungle foothills, (ii) montane jungles (iii) montane forests (iv) foggy grasslands and (v) wetlands. These units were analyzed according to the current use: (i) intensive agriculture, (ii) forestry use (iii) cattle grazing, (iv) urban uses, and (v) tourism. The first proposal is at regional level, with Campo de los Alisos National Park as the core area, dividing it into zones according to the standard and categories of the National Law 26.331. Many sectors were identified by their need for reorganization and many interventions were proposed at a local level, throughout a Master Plan, and the following recommendations for the valuation of the Campo de Los Alisos National Park. (e.g. camping and multiple uses areas in a degraded zones, commissioning and restoration of the coast park, and creation of the Botanical Garden). With these land-use planning projects, the number of hectares of protected and interconnected areas grows up to 100.000 ha, surrounded by a cushioning zone of 60.000 ha and about 4.000 ha of protected riversides. The projects and works, either in a natural landscape, or in urban or rural one, must emerge from the regional planning, which reveals the possible use of each area of the territory, attempting it in an interdisciplinary way, such as economical, productive or social studies at a regional and local level.

**Key words:** ordination, planning, landscape design, Yungas jungle, Tucumán.

### INTRODUCCIÓN

La planificación del paisaje (Naveh, 2001) tiene la tarea de ayudar a reducir las tensiones entre la sociedad moderna y sus paisajes, a causa del resultado de la demanda creciente de la sociedad y la potencialidad natural del terreno, como también en la integración funcional para

diferentes usos, presentes y futuros, de la tierra. Cada intervención en el territorio debe estar enmarcada en un ordenamiento regional que determine cuál es la más adecuada infraestructura o uso en cada sitio del territorio para que haya un real desarrollo sustentable y sostenible con los mayores beneficios sociales, ambientales,

culturales y económicos. La falta de planificación de la expansión urbana y agrícola-ganadera son la principal causa del fraccionamiento de las áreas naturales, lo cual tiene efectos negativos como la disminución de la biodiversidad, de la calidad de vida, de la calidad del paisaje, el aumento de perjuicios ambientales en las ciudades y en zonas rurales como consecuencia de los diversos usos inadecuados del suelo y de los recursos naturales. Este efecto isla de las áreas protegidas hace aumentar también la presión por caza, el efecto borde, la introducción del ganado y de otras actividades que impactan sobre el ambiente, acelerando la extinción de animales de mayor tamaño. Con este escenario no se contará para el 2030 con más tierras disponibles para el avance de la agricultura, afectando no solo al ambiente natural sino también a la producción. El momento adecuado de protección de la naturaleza no es cuando está altamente degradado sino que es más oportuno y eficaz cuando todavía la mayoría de la flora y fauna, como los procesos ecológicos, no han sido alterados (Corcuera, 1997).

La dificultad de aumentar la superficie para la eficaz conservación en muchas zonas de la Argentina, hace que se deba pensar en estrategias de desarrollo sustentable que además prevean zonas de amortiguación para las Áreas Protegidas y para que se eviten situaciones de riesgo ambiental como las inundaciones, aludes de barro y vegetación, por ejemplo, éstas fueron las principales causas de las pérdidas de vidas y materiales en la ciudad de Tartagal (Salta, Argentina) en 2009. Estas causas son naturales y repetidas en también en otras ciudades de la región a causa de las intervenciones antrópicas y la configuración propia del paisaje donde se hallan y que poseen iguales probabilidades de sufrir estas consecuencias si no se planifica adecuadamente el territorio.

En el caso particular de la Selva de las Yungas en la provincia de Tucumán (Argentina), a causa de la demanda

creciente de la sociedad y la potencialidad natural de estos ambientes, es que se hace necesaria la planificación del paisaje. Ésta planificación debe ser interdisciplinaria y consensuada en sus diferentes escalas para la integración funcional de los diferentes usos, presentes y futuros, con el fin de ayudar a reducir las tensiones existentes entre la sociedad moderna y sus paisajes debido a la expansión urbana y la rural (silvicultura, agricultura y ganadería). En cuanto al paisaje urbano se puede observar una ciudad con escaso arbolado público (mayormente especies exóticas) que amortigüe la insolación y polvo de ingenios o la polución. La dirección de la expansión urbana también debería ser re-analizada y contemplar poseer áreas de amortiguación y otras intervenciones que minimicen el impacto de aluviones e inundaciones. Es por ello que se ven necesarias e importantes las acciones y decisiones adecuadas para la conservación de ésta eco-región por sus importantes servicios ambientales para la ciudad, así como para las actividades rurales, provisión de agua, uso forestal o medicinal, esparcimiento y turismo ecológico. El objetivo de este trabajo fue realizar la planificación del paisaje para una mejora de la calidad de vida y ambiental facilitando la interacción entre la ciudad de Concepción y la Selva de Yungas en el suroeste de la Provincia de Tucumán, como base para un modelo extrapolable a ciudades situadas al pie de las selva de montaña. Como objetivos específicos se planteó: (i) realizar una zonificación general del paisaje a escala regional en base a las tres categorías de la Ley de Bosques en los alrededores a una transecta este-oeste entre el Parque Nacional Campo de los Alisos y la ciudad de Concepción que sirva como un aporte base en los talleres participativos para el Ordenamiento Territorial que debe presentar la provincia de Tucumán; (ii) detectar áreas en conflicto derivado de la propuesta de zonificación regional, con posibilidades de intervención paisajística que aporte al re-ordenamiento territorial de la provincia, que beneficie al

desarrollo de la región, a sus paisajes: natural, urbano y rural y por lo tanto a la comunidad; (iii) proponer, como respuesta al creciente turismo, un Plan Maestro y recomendaciones de usos para la revalorización del Parque Nacional Campo de los Alisos; (iv) proponer una intervención urbana con la zonificación y recomendaciones de usos que integre y refuncionalice como Reserva Urbana al degradado parque Joven Argentina de la ciudad de Concepción; y (v) proponer el Plan Maestro para la creación de un Jardín Botánico y Vivero que aumente el espacio público verde, los atractivos turísticos y mejore el arbolado público de la ciudad de Concepción integrándola al paisaje rural y natural de la región.

## MÉTODOS

El área de estudio en la que se realizarán las propuestas de planificación e intervenciones paisajísticas tiene una superficie aproximada de 2.200 km<sup>2</sup> y se toma como área núcleo a una transecta de 55 km de longitud desde alrededores de la ciudad de Concepción (350 m.s.n.m.) hasta el punto más alto del Parque Nacional Campo de los Alisos (La Ciudadita a 4.500 m.s.n.m.)

en el departamento de Chicligasta, a 74 km al Sur de la capital San Miguel de Tucumán (Fig. 1). Se halla situada en las Sierras del Aconquija, un cordón montañoso muy particular al oeste de la provincia de Tucumán, llegando a las provincias de Catamarca y Salta en donde se puede encontrar la Eco-región Yungas junto a las eco-regiones Altos Andes, Monte de Sierras y Bolsones y al Bosque Chaqueño (Burkart, 1999), y es considerada por el equipo de la Fundación Proyungas como prioritaria para realizar propuestas de ordenamiento territorial. El área de estudio está en el límite Sur de los Bosques Andinos Yungueños, también conocidos como "selva tucumano-oranense", "selva subtropical de montaña" ó "Yungas", que comienzan en Venezuela y llega hasta el Noroeste de Argentina, ingresando en nuestro país desde el límite de Salta con Bolivia diluyéndose como en manchones hasta las zonas áridas de la Provincia de Catamarca (Corcuera, 1997), pero Hueck (1978) diferencia a este sector sur de las Yungas como "selva tucumano-boliviana" por sus características particulares y por las diversas asociaciones boscosas, ecológica y florísticamente distintas.

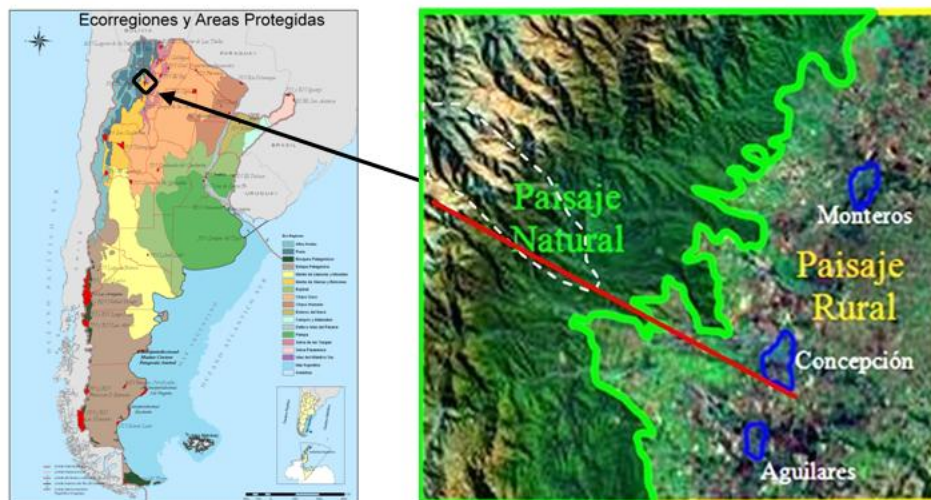


Fig. 1. Ubicación del área de estudio, y principales unidades de paisaje.

Se realizaron y recopilamos diversos diagnósticos del sitio como: riesgo de incendios, de erosión hídrica, de erosión eólica, de inundación, de remoción en

masa (estabilidad de pendientes), de actividad sísmica, de contaminación, etc. Además de los datos técnicos científicos se vio interesante sumar la opinión de

diferentes actores de la sociedad reunidos en el plan de trabajo para el ordenamiento territorial que llevaba adelante la Fundación Ecología Forestación Medio Ambiente (FUNDEFMA) por lo cual se realizó el FODA (Análisis de Fortalezas, Debilidades, Oportunidades y Amenazas). Para un mejor análisis en la caracterización del paisaje y de su interrelación se lo subdivide en tres grandes unidades de paisaje: natural, rural y urbano. En cuanto al paisaje rural no se suma al presente trabajo debido a su extensión y a que son propiedades privadas y se debe trabajar propuestas desde otros ámbitos por medio de políticas para que usen determinadas prácticas saludables o bien dejen entre los límites de campos áreas silvestres que beneficiarían a la producción como demuestra el Ing. Pacheco en su estudio del incremento de la polinización y por lo tanto de la producción (Brown, 2009) y al ambiente por ser muy usados por los animales como corredores biológicos como lo demuestran varios estudios (De Ángelo et al., 2012). En cuanto al paisaje urbano ya se ha realizado una breve caracterización de sus necesidades y se realizarán varias propuestas de intervención para sus espacios públicos. En cuanto al paisaje natural se hace una descripción mayor (clima, suelo, fauna, flora, hidrografía, agua, orografía, bienes y servicios, entre otros) ya que es la matriz donde los procesos naturales, culturales y económicos suceden. El principal inconveniente fue recopilar información específica para la transecta y determinar una clasificación, unidades y listado de especies, debiendo basarme en diversos autores y recorridos propios a campo, en algunas ocasiones junto a especialistas.

Se determinaron cinco unidades ambientales de la selva tucumano-boliviana (Yungas) para la región de estudio:

(i) Selva pedemontana que se encuentra entre los 400 a 700 m.s.n.m. Representa la franja altitudinal de bosque más baja y con mayor riesgo de incendio forestales. En esta región se halla la sub-unidad "Selva de Tipa y Pacará" que tiene especies

arbóreas como Lapacho rosado (*Tabebuia avellanedae*), Tipa blanca (*Tipuana tipu*), Pacará (*Enterolobium contortisiliquum*), Cebil (*Anadenanthera colubrina* var. *cebil*), Tarco (*Jacaranda mimosifolia*), Roble (*Amburana cearensis*), Quina (*Myroxylon peruiferum*), Cedro (*Cedrela angustifolia*) y Carnaval (*Cassia carnaval*). Entre los 350 y 500 m.s.n.m. posee un gradiente húmedo-seco de 10 km con especies en común con el bosque chaqueño semiárido, con el que limita al este, y esta franja es también llamada como selva de transición (Cabrera, 1976).

(ii) Selva montana que se encuentra en las laderas de las montañas entre los 700 a 1500 m.s.n.m. Es la franja altitudinal de mayores lluvias y se la subdivide en: (a) Selva del laurel, y (b) Selva de las mirtáceas. Las especies dominantes son de origen tropical y presentan en esta región su límite sur, como es el caso de la Maroma (*Ficus maroma*), Laureles (*Cinnamomum porphyrium*, *Nectandra pichurim* y *Ocotea puberula*), Pocoy (*Inga edulis*), Tipa blanca (*Tipuana tipu*) y Horco molle (*Blepharocalix salicifolius*).

(iii) Bosque montano que se encuentra entre los 1200 a 2500 m.s.n.m. Representa el piso ecológico de los bosques nublados forman un paisaje de alta heterogeneidad estructural, por los distintos estadios sucesionales originados a partir de la dinámica del fuego, elemento utilizado por las poblaciones locales para renovar las pasturas y controlar los procesos de sucesión secundaria (Brown, 1995b; Arturi et al., 1998; Grau y Veblen, 2000). A ésta región ingresan tres tipos de bosques: (a) Bosques de pino que se encuentra especies como el pino del cerro (*Podocarpus parlatorei*) protegido por CITES, asociado frecuentemente con el Nogal (*Juglans australis*) y el Aliso (*Alnus acuminata*). También se encuentra *Ilex argentina* y *Prunus tucumanensis*. (b) Bosques de aliso que se encuentran generalmente por encima de las selvas, con especies como el Aliso (*Alnus acuminata*) y puede encontrarse en forma monoespecífico o con ejemplares de

*Podocarpus parlatorei*, *Polylepis australis*, *Sambucus peruviana*, *Schinus gracilipes*, *Duranta serratifolia*, y otros elementos que ascienden desde la selva. (c) Bosques de queñoa que se encuentran en la región de estudio hasta los 3600 m.s.n.m. en pequeñas islas donde hay mayor humedad en fondos de valles. Están formados por árboles de queñoa (*Polylepis australis*) y también dispersos en los pastizales de neblina. (d) Pastizales de neblina que se encuentra entre los 2500 a 3000 m.s.n.m. en las cimas de montañas con pendientes poco pronunciadas y reemplazando a los bosques a causa de los fuertes vientos de altura y a la ausencia de suelos aptos para el desarrollo de árboles. Forman un mosaico con los bosques montanos desde los 1800 hasta los 3800 msnm. (e) Humedales formado por ríos y arroyos que atraviesan a estos pisos con una composición florística diferente, principalmente en la parte baja, al igual que en las pequeñas lagunas que hay dispersas, donde se hallan ceibos (*Erythrina sp.*), sauces criollos (*Salix humboldtiana*) y alisos de río (*Tessaria integrifolia*). Los bosques ribereños están formados principalmente por leguminosas mimosoideas espinosas en la que predomina la Tusca (*Acacia aroma*).

A estas unidades de vegetación se las cruzó, para poder conocer su situación, con el uso actual que se desarrolla en cada ambiente, los cuales se diferenciaron en cinco grupos:

(i) Agricultura intensiva: formado principalmente por el monocultivo de caña de azúcar y los frutales que ocupan la selva pedemontana, casi extinta en la región de estudio, salvo en la reserva La Florida. Estas áreas pierden rápidamente su productividad inicial y hace que se avance sobre la selva montana para tener nuevas tierras productivas.

(ii) Aprovechamiento forestal: Por lo inaccesible que resulta la selva y los bosques montanos no fueron tan impactados como la selva pedemontana, aunque los mejores cedros, nogales, lapachos amarillos y queñoas ya fueron extraídos. Se carece de un plan de manejo forestal sustentable,

pero en las últimas décadas se redujo la actividad.

(iii) Pastoreo del ganado: Principalmente el sobrepastoreo de los bosques montanos, donde el ganado está allí durante todo el año. A esto se le suma el uso de fuego para rebrote que hace avanzar el pastizal, en perjuicio del bosque de pino del cerro.

(iv) Urbanización: El crecimiento de ciudades como San Miguel de Tucumán, Concepción, Monteros y de poblaciones pequeñas insertas en la selva, en detrimento del interés turístico, inmobiliario o productivo es otro de los procesos que alteran las áreas naturales. El crecimiento no planificado de ciudades, la falta de superficie de espacios verdes públicos, las recurrentes inundaciones y la contaminación son algunos de los principales problemas.

(v) Turismo: Aún es escaso para el sur de Tucumán, pero se evidencia una creciente demanda en esta región, la cual no posee infraestructura y servicios suficientes para ser aprovechado con un desarrollo sustentable.

En la Fig. 2 se resumen las diferentes unidades resultantes, en la que ya se aprecia la reducción casi absoluta de la selva pedemontana y el aislamiento de la eco-región selva de Yungas con la eco-región chaqueña, también altamente transformada. Con los datos obtenidos de unidades, comunidades, usos, clima, etc. se realizó un perfil (Fig. 3) a partir de la transecta B-B" de la Fig. 2 para simplificar su análisis y decisiones de las futuras propuestas de intervención.

La categorización que se ha tenido en cuenta para el área estudiada en este trabajo, se realizó en base a ejercicios vistos en el taller que llevó a cabo la organización FUNDEFMA (04/11/09) en el marco de la Ley Nacional 26.331 de Presupuesto Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos de la Nación para que el territorio sea utilizado de manera racional, compatibilizando las necesidades sociales, económicas y ambientales como prevé la Ley. Evaluando independientemente las características



físicas, biológicas y sociales de los tres paisajes (natural, rural y urbano), los riesgos posibles más relevantes y el punto de vista de los distintos sectores de interés de la sociedad se llega a una propuesta de ordenamiento territorial para el Suroeste del territorio de la provincia de Tucumán, a escala parcelaria, más detallada, en

cercanías al Parque Nacional Campo de los Alisos, que servirá a su vez como base para la aplicación de la Ley Nacional 26.331 de Bosques Nativos en el área y que sea extrapolable a regiones similares y se llegue al cumplimiento de dicha Ley con una visión lo más integradora y equitativa.

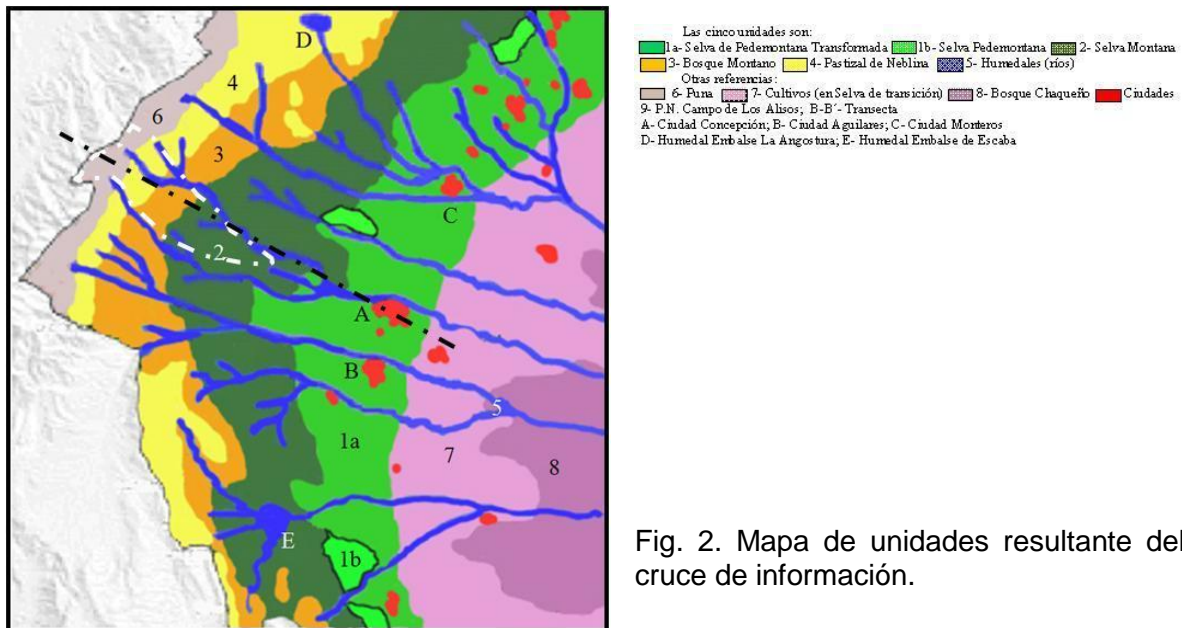


Fig. 2. Mapa de unidades resultante del cruce de información.

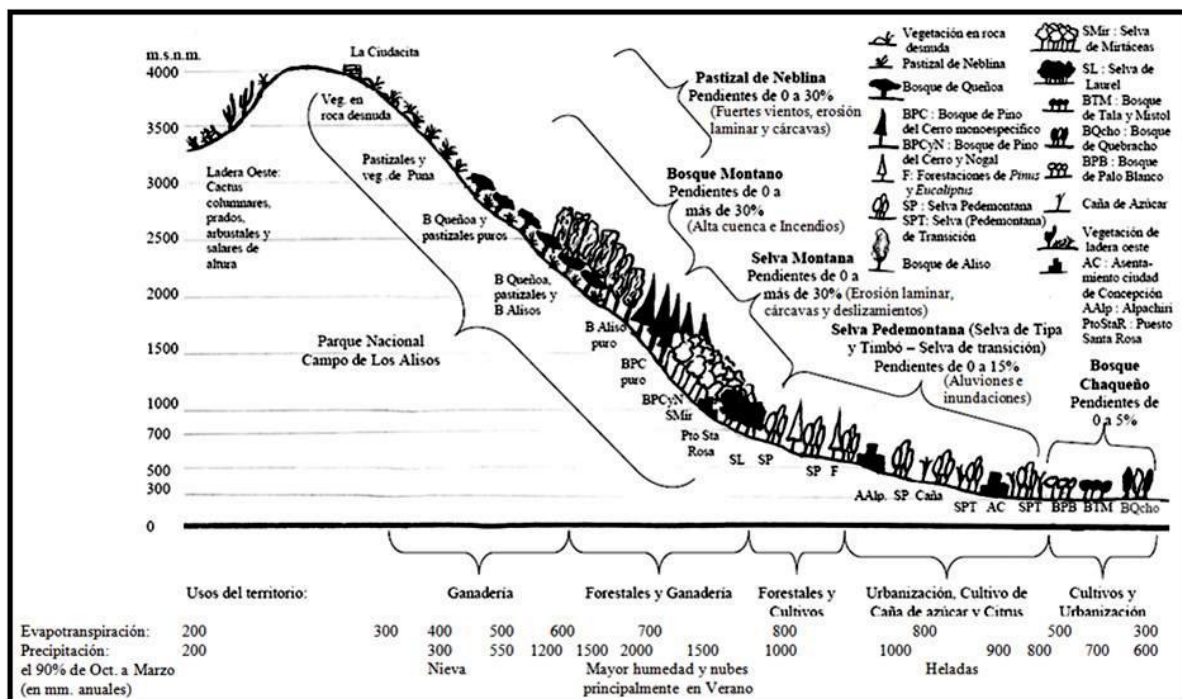


Fig. 3. Descripción del perfil de la transecta seleccionada.

Esta Ley define como ordenamiento territorial de los bosques nativos a la norma que deberá realizarse en tres categorías de conservación, basada en los criterios de sostenibilidad ambiental para los bosques nativos existentes. Como es de presupuestos mínimos, en este trabajo se consideran las áreas en las que hubo bosque nativo pero que actualmente fueron transformadas, con el fin de poder detectar zonas importantes a restaurar. También se agrega un criterio, el de pendientes, no contemplado por la ley y que es considerado de gran importancia para analizar y zonificar esta región. La ponderación y estándares de los criterios como la determinación de la categoría correspondiente dada a cada zona fueron según la perspectiva particular y teniendo en cuenta la opinión de Instituciones y habitantes.

El objetivo de la Ley es el enriquecimiento, la restauración, la conservación, el aprovechamiento y el manejo sostenible de bosques nativos y de los servicios ambientales que los mismos brindan. Los criterios de la Ley para analizar el bosque nativo del territorio son: (i) superficie, (ii) vinculación con otras comunidades naturales, (iii) vinculación con áreas protegidas existentes e integración regional, (iv) existencia de valores biológicos sobresalientes, (v) conectividad entre eco-regiones, (vi) estado de conservación, (vii) potencial forestal, (viii) potencial de sustentabilidad agrícola, (ix) potencial de conservación de cuencas, (x) valor que dan las comunidades indígenas y campesinas (criterio no utilizado en este trabajo por considerarlo de importancia para ser tratado por especialistas en aquellas áreas de la región que posean), y (xi) pendientes (criterio propuesto a tener en cuenta para esta región).

Las categorías de la Ley para zonificar el bosque nativo del territorio son: (i) Categoría I (rojo) que son sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse. Se propondrán las Áreas Protegidas actuales, áreas con valor biológico, cuencas altas, áreas con altas pendientes, márgenes de ríos y las áreas

prioritarias a conservar, como corredores biológicos necesarios. Es principalmente la franja entre los 800 y 1500 m.s.n.m. y los márgenes de ríos y arroyos. (ii) Categoría II (amarillo) que son sectores que pueden estar degradados pero que con restauración pueden tener un valor alto de conservación. Esta categoría prioriza el mantenimiento de cobertura boscosa y deben poseer un plan de manejo sustentable. Se propondrán las áreas de amortiguación para la categoría roja, áreas útiles para el uso forestal sustentable y áreas para el uso turístico. Serían las franjas ubicadas entre los 800 m.s.n.m. y las zonas ya transformadas en cultivos (400 m.s.n.m.), como también los bosques de altura. (iii) Categoría III (verde) que son sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse. Se propondrán las áreas de cultivos, ciudades y comunas, incluyendo las posibles áreas de expansión urbana y áreas de bosque nativo que podrían ser transformadas.

Cada criterio no se lo debe ver en forma aislada ni se pueden considerar con el mismo valor de importancia para la categorización final de cada zona, por tales motivos se desarrollan tablas en las cuáles se determina para cada zona el color, según la Ley de Bosques más apropiado para cada uno de los criterios y así poder obtener el color final resultante para la propuesta de ordenamiento territorial, según sus características propias. Con respecto a la superficie (criterio 1) de un parche boscoso aislado se siguen los lineamientos propuestos en la Tabla 1. Con respecto a la vinculación de un parche boscoso con otras áreas naturales (criterio 2 y 3) que sean o no protegidas, se siguen los lineamientos propuestos en la Tabla 2. Con respecto a la conectividad (criterio 5) se siguen los lineamientos propuestos en la Tabla 3. Con respecto al estado de conservación de un parche boscoso (criterio 6), se siguen los lineamientos propuestos en la Tabla 4. Para los parches ubicados en las diferentes zonas con potencial de sustentabilidad agrícola (criterio 8), se siguen los lineamientos

propuestos en la Tabla 5. La protección de cuencas (criterio 9) sigue los lineamientos propuestos en la Tabla 6. Finalmente, con

respecto al criterio propuesto de pendientes se siguen los lineamientos propuestos en la Tabla 7.

Tabla 1. Categorización de criterio 1.

<b>Tamaño de parche / categoría recomendada</b>	<b>Rojo</b>	<b>Amarillo</b>	<b>Verde</b>
Grande (>50 ha)	Si	Si	
Mediano (entre 10-50 ha)		Si	
Chico (<10 ha)		Si	Si

Tabla 2. Categorización de criterio 2 y 3.

<b>Distancias / categoría recomendada</b>	<b>Rojo</b>	<b>Amarillo</b>	<b>Verde</b>
Cercano (0-200 m)	Si		
Alejado (entre 200 y 1000 m)	Si	Si	
Lejano (>1 km)		Si	Si

Tabla 3. Categorización de criterio 5.

<b>Franjas del bosque / categoría recomendada para tramos del río</b>	<b>Rojo</b>			<b>Amarillo</b>			<b>Verde</b>		
	<b>Alto</b>	<b>Medio</b>	<b>Bajo</b>	<b>Alto</b>	<b>Medio</b>	<b>Bajo</b>	<b>Alto</b>	<b>Medio</b>	<b>Bajo</b>
Hasta 35 m del margen	Si	Si			Si	Si		Si	Si
Entre 35-50 m	Si	Si	Si			Si			
Entre 50-100 m	Si	Si	Si			Si			
Entre 100-200 m	Si	Si			Si	Si			
>200 m del margen	Si				Si	Si		Si	Si

Tabla 4. Categorización de criterio 6.

<b>Parche boscoso / categoría recomendada</b>	<b>Rojo</b>	<b>Amarillo</b>	<b>Verde</b>
Con mal estado de conservación		Si	Si
Con regular estado de conservación	Si	Si	
Con buen estado de conservación	Si	Si	

Tabla 5. Categorización de criterio 8.

<b>Ubicación del parche boscoso / categoría recomendada</b>	<b>Rojo</b>	<b>Amarillo</b>	<b>Verde</b>
Zonas agrícolas tradicionales que permiten un manejo sustentable	Si	Si	
Zonas cercanas a la frontera agrícola que permiten un manejo sustentable	Si	Si	Si
Zonas en el límite agropecuario que no presentan un manejo sustentable		Si	

El objetivo principal de estas acciones es conectar al Parque Nacional Campos de Los Alisos (zona 1) a otras áreas protegidas (zonas 2, 3 y 4) con el fin de aumentar la superficie y calidad de conservación principalmente de la selva montana, las nacientes de las cuencas, márgenes de ríos, y también por medio de un área buffer del lado oeste de la ciudad y orillas de

humedales. En la Fig. 4 se marcan en la imagen satelital en blanco a las áreas protegidas. Se puede apreciar su aislamiento con las otras áreas protegidas y su posibilidad de ser conectadas entre sí. Para llegar a la categoría final de cada zona se analizó y determinó la categorización parcial para cada criterio y según estos se obtuvo la categoría resultante final



que será la que se tomará como la recomendada para cada zona. Para determinar a la zona con categoría roja se

contempla que debería tener principalmente en color rojo a los criterios 4, 5, 6, 9 y 11 de la ley.

Tabla 6. Categorización de criterio 9.

Áreas / categoría recomendada	Altitud	Precipitación	Rojo	Amarillo	Verde
Cuenca alta o nivel superior (pastizales de neblina y bosque montanos)	>1500 m.s.n.m.	600 a 1500 mm	Si	Si	
Cuenca alta o nivel medio (selva montana)	De 700 a 1500 m.s.n.m.	2000 a 2400 mm	Si		
Cuenca media o pedemonte	De 400 a 700 m.s.n.m.	>1000 mm	Si	Si	
Cuenca baja o llanura	<400 m.s.n.m.	<700 mm		Si	Si

Tabla 7. Categorización del criterio de pendientes.

Pendientes	Rojo	Amarillo	Verde
De 0 a 5 %	Si	Si	Si
De 5 a 10 %	Si	Si	Si
De 10 a 30 %	Si	Si	
Más de 30 %	Si		

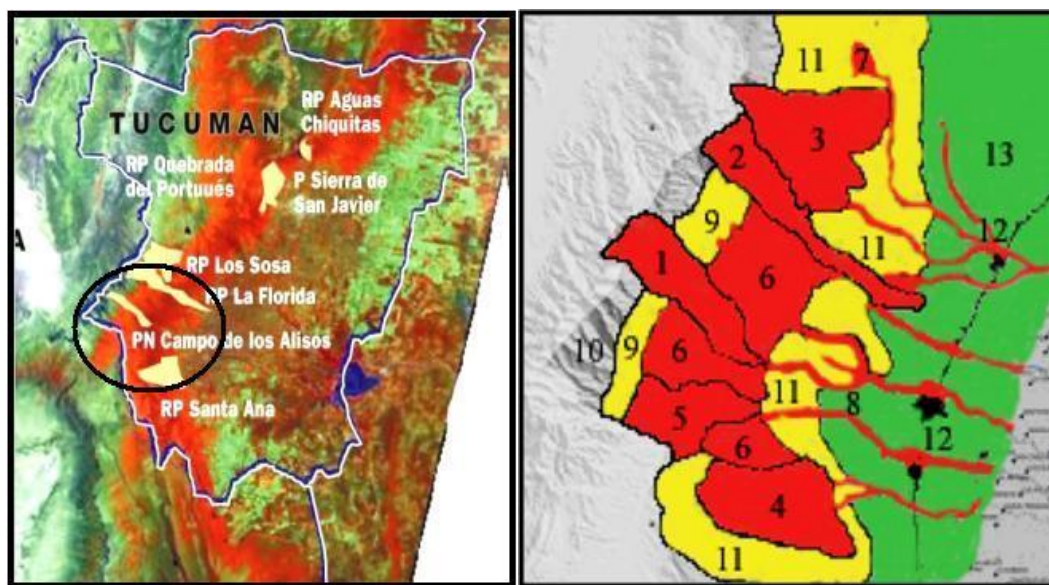


Fig. 4. Aislamiento del Parque Nacional (izquierda) y categoría propuesta para cada zona (derecha).

En cada zona se la delimito según jurisdicción y ambiente, principalmente se dio mayor categoría de conservación a la franja de la selva de mirtáceas que es donde más pendiente y lluvias ocurren y a los bordes de ríos y arroyos para que formen un corredor biológico que una las diferentes eco-regiones. En la Fig. 5 se

presenta como se valoró cada criterio para cada una de las zonas delimitadas en el área de estudio.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el análisis de la Fig. 5 se llega a un ordenamiento general que integra a las áreas protegidas con una zona de

amortiguamiento rodeándolo que mitigaría los impactos negativos en las ciudades y campos del pedemonte. Como primer resultado se obtiene:

(i) Categoría I (rojo) que serán las áreas protegidas actuales, áreas con valor biológico, cuencas altas, áreas con altas pendientes, márgenes de ríos y las áreas prioritarias a conservar, como corredores biológicos necesarios. Es principalmente la franja entre los 800 y 1500 m.s.n.m. y los márgenes de ríos y arroyos.

(ii) Categoría II (amarillo) que prioriza el mantenimiento de cobertura boscosa y

deben poseer un plan de manejo sustentable. Son las áreas de amortiguación para la categoría roja, áreas útiles para el uso forestal sustentable y áreas para el uso turístico. Son las franjas ubicadas entre los 800 m.s.n.m. y las zonas ya transformadas en cultivos (400 m.s.n.m.), así como también los bosques de altura.

(iii) Categoría III (verde) que son las áreas de cultivos, ciudades y comunas, incluyendo las posibles áreas de expansión urbana y áreas de bosque nativo que podrían ser transformados.

N°	Zona / Criterio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Resultado
1	Parque Nacional Campo de Los Alisos												
2	Reserva Provincial La Florida												
3	Reserva Provincial Ñuñorco												
4	Reserva Provincial Santa Ana												
5	Área importante para la conservación de aves												
6	Áreas de conexión, protección de cuencas, pendientes pronunciadas, (Bosque y Selva Montana)												
7	Humedal Embalse La Angostura												
8	Humedal, protección de márgenes de ríos para corredor, disminución de riesgo de aluviones e inundaciones												
9	Área para manejo sustentable de los Pastizales de altura												
10	Puna, no se incluyó en el estudio para su zonificación												
11	Zonas de amortiguamiento con uso sustentable de los Bosques y Selva montana y del Pastizal de altura												
12	Ciudades (Concepción, Aguilares y Monteros) con Reservas Urbanas en los márgenes del río												
13	Áreas transformadas por cultivos												
14	Bosque Chaqueño con remanentes naturales y diversos usos												
15	Provincia de Catamarca												

Fig. 5. Análisis de las zonas para determinar el mapa de ordenamiento propuesto.

Con esta aproximación al ordenamiento territorial se vincula al Parque Nacional con las otras áreas protegidas. Esta zona roja se ve rodeada por terrenos con uso sustentable (amarillo) que funcionaría como zona de amortiguación. La zona verde es la de mayor impacto antrópico actual que mantendrán su uso y está surcada por zonas rojas que acompañan a los ríos, funcionando como corredores biológicos. Esta distribución espacial le da a la región un mayor equilibrio ambiental. En la Fig. 6 se detalla el resultado de esta zonificación propuesta, se toma como base

a una imagen satelital para conocer la actual realidad con respecto a lo propuesto, y así poder realizar también futuras propuestas y acciones puntuales de reordenamiento como en las áreas seleccionadas para este trabajo. Con esta propuesta de ordenamiento territorial se ascendería a tener 100.000 ha de superficie protegida (categoría roja) e interconectada, rodeada de una zona de amortiguación (categoría amarilla) de 60.000 ha y con aproximadamente 4.000 ha de ribera protegida, siendo el Parque Nacional Campo de los Alisos el área

núcleo integrada con las otras áreas naturales, como se observa en el cuadro y mapa anterior. Realizando esta zonificación propuesta sobre una imagen satelital se pudo evidenciar las áreas de conflicto en las que se deberán realizar intervenciones para adecuarla a la categoría recomendada y con ello evitar inconvenientes futuros y

potenciar los usos más convenientes. De los sectores que tienen una realidad de uso actual distinto al recomendado se eligió hacer tres intervenciones paisajísticas en predios considerados de valor para el desarrollo de la región, y que podrán ser concretados en el corto plazo.

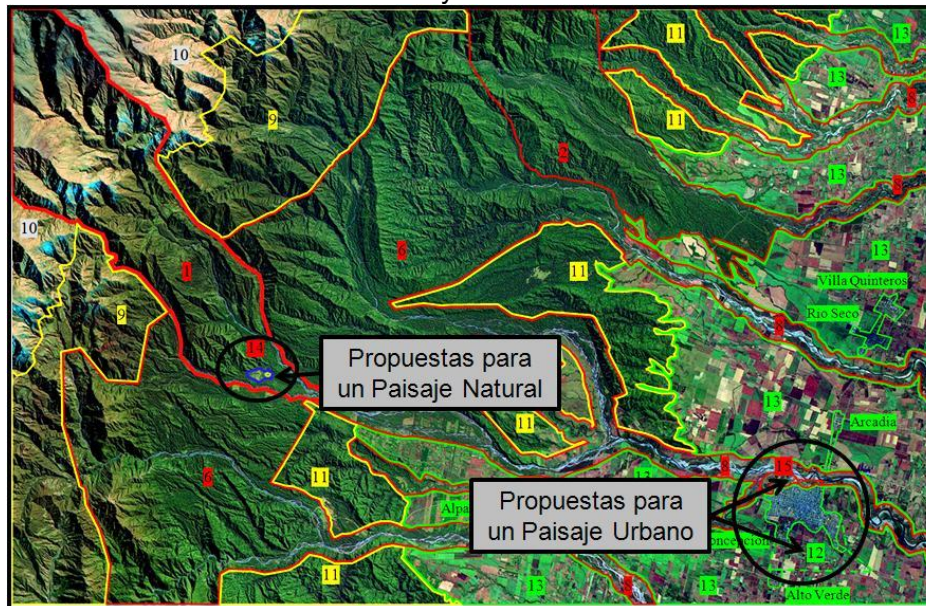


Fig. 6. Ordenamiento propuesto y ubicación de las propuestas de intervención en un paisaje natural y dos en un núcleo urbano.

Estos son: (i) revalorizar al Parque Nacional, (ii) re-funcionalización del parque costero Joven Argentina de la ciudad de Concepción, y (iii) realización del Master Plan para la creación de un Jardín Botánico que mejore y aumente la oferta del espacio público en la ciudad. El Parque Nacional Campo de Los Alisos, llamado zona 1 en este trabajo, es un paisaje natural al que por su objetivo de conservación se le ha propuesto una categoría roja de máxima protección para el bosque nativo, aunque a una escala local se puede apreciar áreas transformadas y degradadas a intervenir (Fig. 7). Con la intención de revalorizar al Parque Nacional se le realizó, según categorías de la Administración de Parques Nacionales, una nueva zonificación interna para el área del Puesto Santa Rosa, un lugar degradado, pero estratégico para recibir al turismo. Se determinó dividirlo en dos zonas de usos diferenciados: (i) la

zona de uso intensivo de 1,5 ha, y (ii) la zona de uso extensivo de 9 ha. La zona de uso intensivo será destinada a las actividades de mayor impacto, la propuesta aquí es reacondicionarlo como respuesta al creciente interés de esparcimiento y ecoturismo, un servicio poco aprovechado en la región. En el Master Plan propuesto se distribuyen los espacios según los usos necesarios para el disfrute y seguridad del lugar, se ubicaría aquí la seccional de guardaparques, un centro de visitante, un camping con los servicios necesarios y con una parcela central para las parrillas, retirado del contacto directo con la selva, rodeada con 7 parcelas para 50 unidades de acampe y una parcela diseñada para recibir grupos grandes, se estima que diariamente podrán acampar 200 personas y se prevé áreas para una posible ampliación.



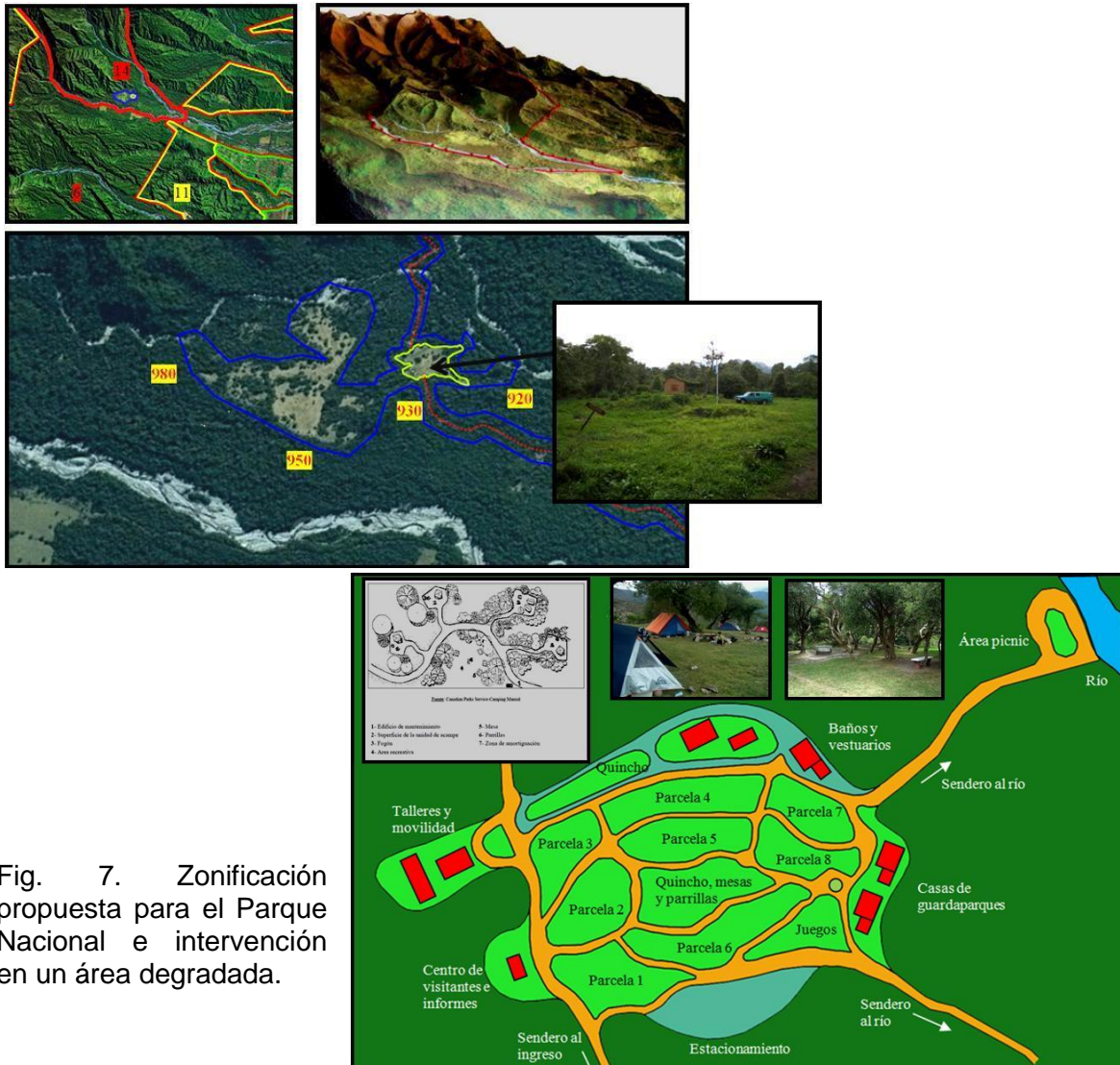


Fig. 7. Zonificación propuesta para el Parque Nacional e intervención en un área degradada.



Fig. 8. Escaso arbolado de la ciudad de Concepción y Parque costero Joven Argentina degradado.

Para los visitantes que se acerquen a pasar el día habrá suficientes áreas de picnic con actividades recreativas, senderos de flora hacia el río y un sendero hacia la zona de uso extensivo en la que habrá

actividades de menor impacto ambiental, donde se recomienda realizar un camping agreste sin servicios para aquellos que van en busca de un mayor contacto con la naturaleza y un jardín botánico silvestre



con una cartelería adecuada. Con esta intervención en el área se logra poner en valor y planificar anticipadamente el funcionamiento del Parque Nacional, relacionándolo con la comunidad y a esta con el entorno natural sin comprometer la calidad ambiental. Las propuestas para el

paisaje urbano son por la necesidad vista en la ciudad de Concepción, y con esto se logrará alcanzar los  $10 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}$  y un equilibrio en su distribución, según lo aconsejado por la O.M.S. (Organización Mundial de la Salud) para una ciudad sustentable (Fig. 8).

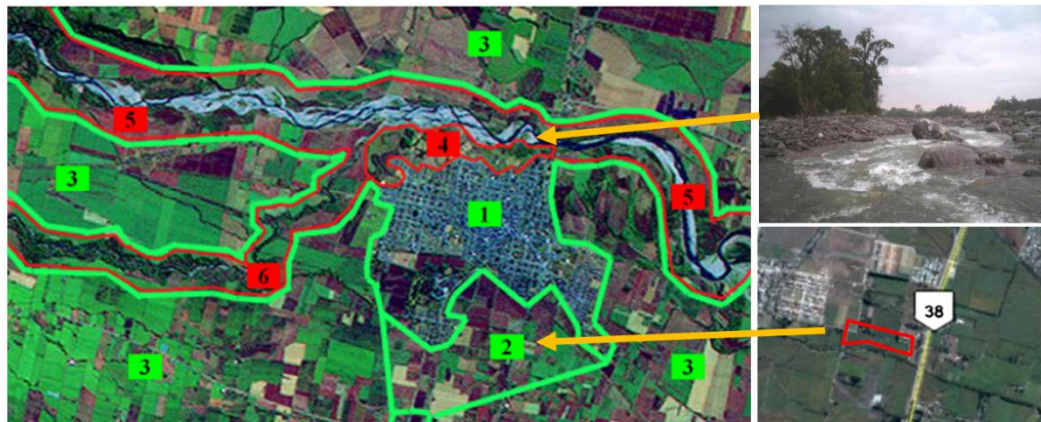


Fig. 9. Detalle según la zonificación resultante para el ordenamiento territorial: (1) propuesta de reserva, (2) ubicación del Jardín Botánico, (3) zona rural, (4) ciudad de Concepción, (5) márgenes del río a conservar, (6) márgenes de arroyo a conservar, y (7) expansión urbana recomendada.

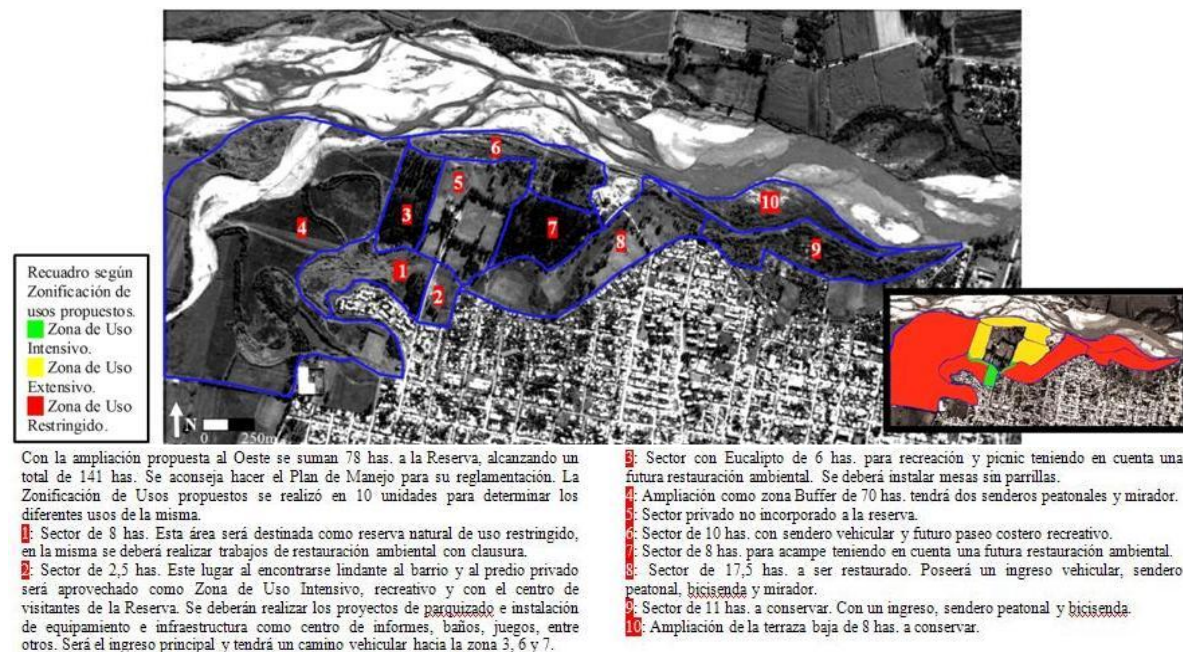


Fig. 10. Zonificación y propuesta de re-funcionalización de un borde urbano.

Como primera medida se recomienda la expansión de la ciudad hacia el oeste y hacia el sur, alejándose de las zonas de riesgos (áreas de mayor pendiente y del río

respectivamente) para evitar, como antes se mencionó, hechos similares a los ocurridos en Tartagal y ciudades en las que no se ha planificado adecuadamente el

territorio. Según la propuesta de ordenamiento territorial que se realizó se deben conservar y/o restaurar 200 m desde la orilla del río, en la ciudad de Concepción coincide en gran parte con el parque Joven Argentina, para el cual se propone aumentar su superficie al doble y darle nuevos usos bajo la figura de reserva urbana, que sea útil como corredor biológico y área buffer ante posibles aluviones, inundaciones y demás fenómenos típicos de esta región, necesidades

que resultan de la propuesta de ordenamiento territorial (Fig. 9). Ésta reserva urbana contaría con espacios silvestres a conservar y restaurar que serán visitados para realizar actividades de educación e investigación, también tendrá senderos, bici-senda y camino vehicular según el uso que en la zonificación se propuso para cada sector. Contar con esta área protegida aumenta el orden y calidad de la ciudad, la seguridad para los vecinos y el espacio público verde (Fig. 10).

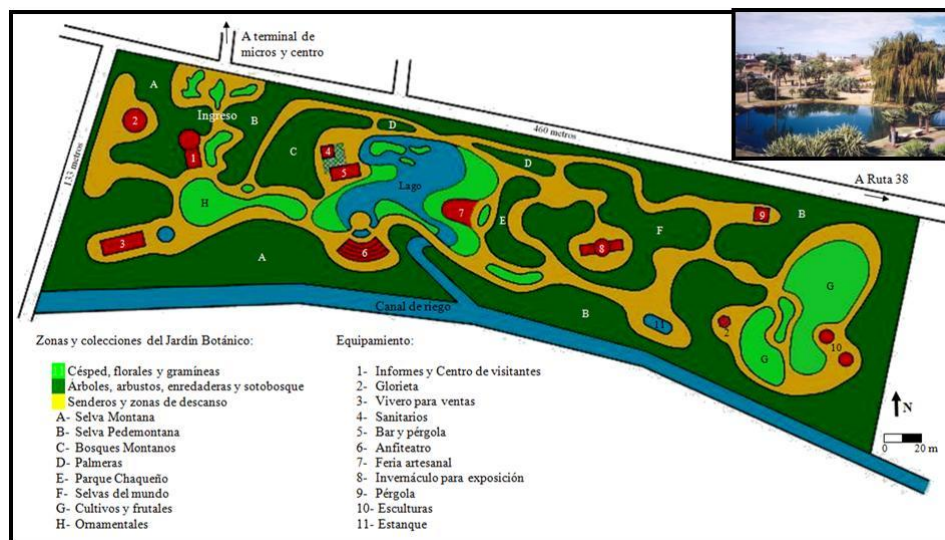


Fig. 11. Master Plan de la propuesta de Jardín Botánico en la ciudad de Concepción.

Con esta propuesta se llega a la zonificación de la reserva urbana de la que se deberá realizar y analizar los proyectos e inversiones más convenientes para su concreción. Su realización se justifica no solo ambientalmente sino también económicamente, ya que es sabido que la prevención de los riesgos ambientales será más favorable y económico que la restauración de viviendas e infraestructura luego de los desastres naturales, que estos no son más que causas de un mal uso del territorio. En el límite sur de la ciudad se encuentra el predio sin vegetación ni infraestructura de 5 ha que un vecino desea donar al Municipio para actividades educativas y ecológicas. Este lugar es estratégico destinarlo para tales fines si se visualiza que con la expansión de la ciudad en el corto plazo quedará en el centro, y

cercano al ingreso de la ciudad cuando se termine de construir la terminal de micros. Observando las necesidades en la ciudad y las oportunidades que tiene el área se propone que el predio esté destinado a ser el Jardín Botánico Municipal de la ciudad de Concepción, que muestre a vecinos y visitantes los ambientes y flora de la región complementado con colecciones botánicas que representen otros ambientes de Argentina y del mundo, con senderos temáticos y sectores de huerta ecológica, vivero, cultivos tradicionales, especies ornamentales y un invernáculo que exhiba a especies como orquídeas, cactus o helechos que no se adapten a este ambiente donde se halla (Fig. 11). Por sus características y ubicación se prevé gran afluencia de personas ya sea para recreación, educación o turismo, por lo que



se designó áreas para restaurante, kioscos, baños, feria artesanal y anfiteatro además de la ornamentación con esculturas,

fuentes y equipamiento básico como bancos, luminarias y cartelera indicativa e interpretativa (Fig. 12).

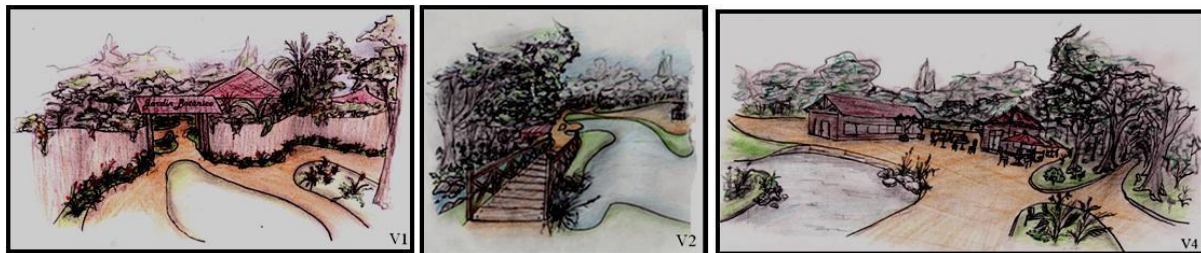


Fig. 12. Croquis de la entrada, del puente del arroyo y del centro de visitantes frente al lago.

## CONCLUSIONES

Este trabajo puede ser tomado como base y ejemplo para otras regiones, donde un área protegida se la debe adecuar para recibir visitantes provenientes de las ciudades cercanas y a su vez se pretende o recomienda llevar a las ciudades a la naturaleza autóctona característica del lugar donde se halla ubicada, con el fin de integrarla y vincularla, evitando futuros conflictos entre la sociedad y el territorio. Por todo lo expuesto y desarrollado se llega a los siguientes productos: (1) Los proyectos y obras, ya sean en un paisaje natural, urbano o rural, deben surgir de una planificación regional, que revele los posibles usos de cada sector del territorio abarcándolo interdisciplinariamente, con estudios más profundos en temas como el económico, productivo o social a escala regional y a su vez teniendo en cuenta características de la escala local. (2) Con éstas propuestas de ordenamiento territorial se asciende a tener 100.000 ha de superficie protegida e interconectada, rodeada de una zona de amortiguación de 60.000 ha y con aproximadamente 4.000 ha de ribera protegida. (3) Al ordenamiento territorial se lo debe abarcar interdisciplinariamente y con consenso social. (4) El material reunido será útil al plan de gestión del Parque Nacional Campo de Los Alisos. (5) Se llega a una propuesta de ordenamiento territorial de los bosques nativos a escala de parcelas que servirá como base extrapolable para la aplicación

de la Ley Nacional 26.331 en Tucumán. (6) Se pudo evidenciar diferentes áreas de conflicto. (7) Una nueva zonificación interna y recomendaciones para el área del Puesto Santa Rosa. (8) Se desarrolló el Master Plan de un camping y senderos para recibir a la afluencia turística. (9) Se logra poner en valor y planificar anticipadamente el funcionamiento del Parque Nacional. (10) Se recomienda como primera medida la expansión de la ciudad hacia el oeste y sur. (11) Se alcanza los 10 m<sup>2</sup>.hab.<sup>-1</sup> y un equilibrio en su distribución. (12) Se realizó recomendaciones para el arbolado público para integrar a la ciudad al entorno natural. (13) Se re-funcionaliza al parque Joven Argentina como reserva urbana de 140 ha. (14) Se realizó el Master Plan del Jardín Botánico Municipal de la ciudad de Concepción. (15) Se materializa así la unidad del paisaje urbano con el paisaje natural y el rural.

En base a esto se puede afirmar que la planificación del paisaje debe basarse en la interdisciplinariedad para la resolución del aparente conflicto entre el desarrollo regional y la conservación, con acciones puntuales en el paisaje (a escala local) enmarcados en un ordenamiento regional apropiado, teniendo como fin el bienestar de la comunidad.

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Rolando León por sus constantes consejos y dirección. Al personal del Parque Nacional Campo de los Alisos, de

la Administración de Parques Nacionales, del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Universidades y de las Municipalidades que facilitaron los materiales de investigación. Al Ing. Alejandro Brown de la Fundación Pro-Yungas por su predisposición y por compartir sus experiencias, conocimientos y materiales.

## REFERENCIAS

- Administración de Parques Nacionales. 1998. Planificación física de sitios de acampe en áreas silvestres protegidas. Bariloche, Argentina.
- Aponte García, G. 2003. Paisaje e identidad cultural. Tabula rasa. Revista de Humanidades. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca, Bogotá, Colombia.
- Arturi, M.F., H.R. Grau, P.G. Aceñolaza, A.D. Brown. 1998. Estructura y sucesión en bosques montanos del noroeste de Argentina. Revista de Biología Tropical.
- Bennett, A.F. 2003. Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Suiza.
- Boelcke, O. 1992. Plantas vasculares de la Argentina, nativas y exóticas. Ed. Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina.
- Brown, A. 2008. Cambio de uso de la tierra en los sectores norte y centro de las Yungas en Argentina y su umbral al Chaco (periodo 1975-2005). Fundación Pro-Yungas. Tucumán, Argentina.
- Brown, A.D., A. Grau, T. Lomáscolo, N.I. Gasparri. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. Eco-trópicos. Tucumán, Argentina.
- Brown, A. 2004. Las selvas pedemontanas en extinción. Fund. ProYungas. Tucumán.
- Brown, A. 2006. Situación ambiental en los bosques andinos yungueños. Fund. Pro-Yungas. Tucumán.
- Brown, A., S. Pacheco, L. Malizia. 2009. Ordenamiento territorial de las áreas boscosas de la Provincia de Jujuy, un equilibrio entre desarrollo y conservación de la naturaleza. Fundación Pro-Yungas. Tucumán, Argentina.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Ed. ACME. Buenos Aires, Argentina.
- Cannunziata, J. 2008. Estadística de incendios forestales 2007. Capítulo 2: Cantidad de incendios, superficie afectada y principales causas, por regiones fitogeográficas. Buenos Aires, Argentina.
- Corcuera, J. 1997. La selva misteriosa. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires, Argentina.
- Cozzo, D. 2001. Las ciencias forestales y la conservación ambiental. Ed. Facultad de Agronomía, UBA. Buenos Aires, Argentina.
- De Angelo, C. 2013. Understanding species persistence for defining conservation actions: A management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. Biological Conservation 159: 422-433.
- Drumm, A. 2002. Introducción a la planificación del ecoturismo. Ed. The Nature Conservancy. New York, USA.
- Falcón, A. 2008. Espacios verdes para una ciudad sostenible. Presentación en IV Jornadas de planificación y gestión sostenible del paisaje urbana. Buenos Aires, Argentina.
- Fernández, J. 2006. Plan estratégico territorial. Modelo territorial actual, Provincia de Tucumán Argentina 2016. Política y estrategia nacional de desarrollo y ordenamiento territorial. Secretaría de Estado de Planeamiento. Gobierno de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- Gasparri, I. 2004. Transformación histórica y reciente de la Selva Pedemontana. Dirección de Bosques,



- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). Buenos Aires, Argentina.
- Gasparri, 2004. Mapa forestal provincia de Tucumán actualización año 2002. UMSEF. Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). Buenos Aires, Argentina.
- Hueck, K. 1978. Los bosques de Sudamérica. Ecología, composición e importancia económica. Pp 102-124. Berlin, Alemania.
- Lazarovich, M. 1996. Informe 1ª Viaje de reconocimiento al Parque Nacional Campo de los Alisos. DTRNO-APN. Salta, Argentina.
- Martinez, M. 2000. El Esquema de los cinco componentes de la conservación de sitios: Un manual para la planificación de la conservación de sitios. Ed. The Nature Conservancy. New York, USA.
- Meyer, T. 1963. Estudios sobre la selva tucumana: La selva de mirtáceas de Las Pavas. Ópera lilloana X. Instituto Miguel Lillo. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina
- Pacheco, S., L.R. Malizia, A.D. Brown. 2009. Fundación Pro-Yungas. Informe técnico: La provisión de agua como servicio ambiental de la Reserva de Biósfera de las Yungas. Tucumán, Argentina.
- Perahia, R. 2009. Introducción al concepto de ciudad y territorio. Buenos Aires, Argentina.
- Santos, M. 1988. Metamorfosis del espacio habitado., Ed. Hucitec. Sao Paulo, Brasil.
- Velásquez, G.A. 2008. Geografía y bienestar. Situación local de la Argentina luego del Censo de 2001. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina.
- Zev, N., A. Liberman. 2001. Ecología de paisajes. Ed. Facultad Agronomía, UBA. Buenos Aires, Argentina.

## Sistema reticulado para conservación de la biodiversidad en la Provincia de Santa Fe, Argentina

Néstor Ricardo Biasatti<sup>12\*</sup>, Fernando Avogradini<sup>1</sup>, Mariel Rapalino<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Secretaría de Medioambiente, Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medioambiente de la Provincia de Santa Fe. Montevideo 970, Rosario, Provincia de Santa Fe. <sup>2</sup>Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Rosario. Ovidio Lagos y R.N. 33, Casilda, Provincia de Santa Fe. \*Autor de correspondencia: *rbiasatti@hotmail.com*.

### RESUMEN

La conservación de biodiversidad en territorios con alto grado de ocupación para fines productivos resulta dificultosa. En la provincia de Santa Fe, en particular en su porción sur correspondiente al área del bioma de pampa húmeda, debido al modelo de producción agropecuaria que se expande y generaliza con creciente demanda de tierras, se dificultan otros usos. La gestión del territorio basada en criterios de Ordenamiento Territorial Ambiental provee un marco conceptual capaz de generar alternativas para las intervenciones territoriales. En este trabajo se vuelca una experiencia que aplica la información territorial a un modo de gestión que promueve y consolida espacios destinados a la conservación de biodiversidad, institucionalizados mediante herramientas administrativas alternativas. El objetivo es conformar un sistema reticulado de espacios territoriales para la conservación de la diversidad biológica (SIRECO-DB) recuperando espacios asociados a las banquinas de los caminos de jurisdicción provincial, como así también cuerpos de agua, lénticos y lóticos y sus bordes. El sistema diseñado, constituye una red de corredores biológicos interconectados que se vinculan a otros reservorios y Áreas Naturales Protegidas. Para ello se relevó la información disponible de espacios potenciales, y se diseñó una estrategia técnica y de gestión para dar soporte a la institucionalización de medidas restrictivas, administrativas y/o de promoción desde las áreas de gobierno. Con este fin se encaminaron acciones para impedir el cultivo en banquinas en todas las rutas provinciales y para crear nuevas áreas protegidas (Laguna Melincué, Reserva Hídrica Natural del Río Carcarañá, corredor biológico de la Autopista Rosario-Santa Fe) vinculando las medidas específicas a la concesión de carreteras y al Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas respectivamente. El proceso de investigación-acción realizado es un resultado en sí mismo, así como su viabilidad comprobada en un entorno altamente restrictivo. En corto período de tiempo, en un entorno territorial de áreas muy transformadas, se observó un proceso de cambios en los que tiene lugar una sucesión secundaria con recuperación de comunidades espontáneas y especies nativas que indican el comienzo de un proceso de restauración del paisaje original. El sistema implementado constituye hoy una de las áreas para la conservación de biodiversidad del bioma de pampa húmeda con mayor superficie bajo amparo institucional.

**Palabras clave:** Ordenamiento territorial, gestión, conservación, biodiversidad, corredores en red.

### ABSTRACT

The biodiversity conservation in landscapes with high productive activities is notoriously difficult. Santa Fe province, specially his south production area, belonging to the pampa humeda's bioma, due to his agricultural production model which is expanding and generalising, and increasing land demanding, other uses are being very difficult, including the biodiversity conservation. The territory management based on criteria of environmental landscape ordination provide a conceptual frame for creating alternative strategies. This paper collect territorial information and guide it to the management way who consolidate the institucionalization of intended spaces for biodiversity conservation. The target to fix a crosslinked system for biologic diversity (SIRECO-DB) rescuing the areas alongside the roads and ways under province jurisdiction, as well as the water surfaces, lentics and lotics, and its limits for connection promotion. The system basically is a net of biological ways which are connected with other reserves and protective natural areas. For that reason, available information were relieved based on potential spaces, and a technical and management strategy was designed for implementing restrictives measures, (administratives facts and specifics documents of the respectives government offices became in institucionalization goals). Specifics resolutions to avoid crops alongside the roads and ways and new protected areas (Melincue lake, Natural Hydric Reserve Carcaraña River, Biologial corridor alongside Highway Rosario-Santa Fe) connected with other areas of the Protected Natural Areas System of the province and the grant of roads. This report is not a project, but an investigation-action process. The strategy advance offer partial results which show feasibility and potentiality of the system into a high restrictive environment. Recover of spaces which, although is a short period, evidence its evolution to a secondary ecological succession with spontaneously biological communities, recover of natives species and rescue of the original landscape. The system is today one of the biggest area for biodiversity conservation in the pampa humeda bioma under institutional protection of Argentina.

**Key words:** landscape ordination, management, biodiversity conservation, net-ways.

## INTRODUCCIÓN

La provincia de Santa Fe, Argentina, por su posición geográfica y la extensión de su territorio en sentido norte-sur, posee una variación de ambientes naturales que comprende desde biomas de monte/selva en el norte hasta el pastizal de pampa húmeda al sur, incluyendo un área central de transición con predominio de vegetación tipo parque/sabana. Todo su límite oriental es parte del sistema del Río Paraná y sus islas (Fig. 1 y 2). Sin embargo, ese paisaje natural fue en gran parte sustituido y la conservación de la biodiversidad nativa encuentra actualmente severas limitaciones, sobre todo en la porción sur de la provincia que se corresponde con el bioma de pampa húmeda. La modalidad predominante de uso agrícola del suelo, altamente tecnificado y mono-específico, implica gran demanda de tierras y dificulta en gran medida su disponibilidad para conservación y para otras actividades o fines (Fig. 2) (Biasatti et al., 2010). El modelo predominante de uso del suelo tiende a generalizar procesos productivos altamente tecnificados y conlleva intrínsecamente la demanda creciente de superficie por ser más eficiente a mayor escala. Los valores comparativos de suelo para usos agrícola y urbano en muchas áreas de transición, determina que la

variable económica sea clave en los procesos de toma de decisión omitiendo deliberadamente la inclusión de variables ambientales; estas últimas podrían moderar la tendencia actual y orientarla hacia una territorialización de las intervenciones antrópicas en el marco de la sustentabilidad (Biasatti et al., 2007). Debido a las limitaciones identificadas y a la imposibilidad de acceder a mayores superficies para la conservación de biodiversidad se han implementado estrategias de gestión alternativas, para intervenir en particular en los espacios públicos, con el fin de promover la recuperación y conservación de especies de la flora y de la fauna espontáneas, en gran parte nativa, generando una sucesión secundaria que contribuye al repoblamiento por parte de las mismas y la restitución de ambientes del paisaje original. En este trabajo se comentan los avances de la etapa inicial de la experiencia que consiste en articular la identificación, sistematización, generación y aplicación de información territorial, con la toma de decisiones del gobierno para promover criterios de Ordenamiento Territorial Ambiental basados en estrategias alternativas para la conservación de biodiversidad en un territorio altamente antropizado.

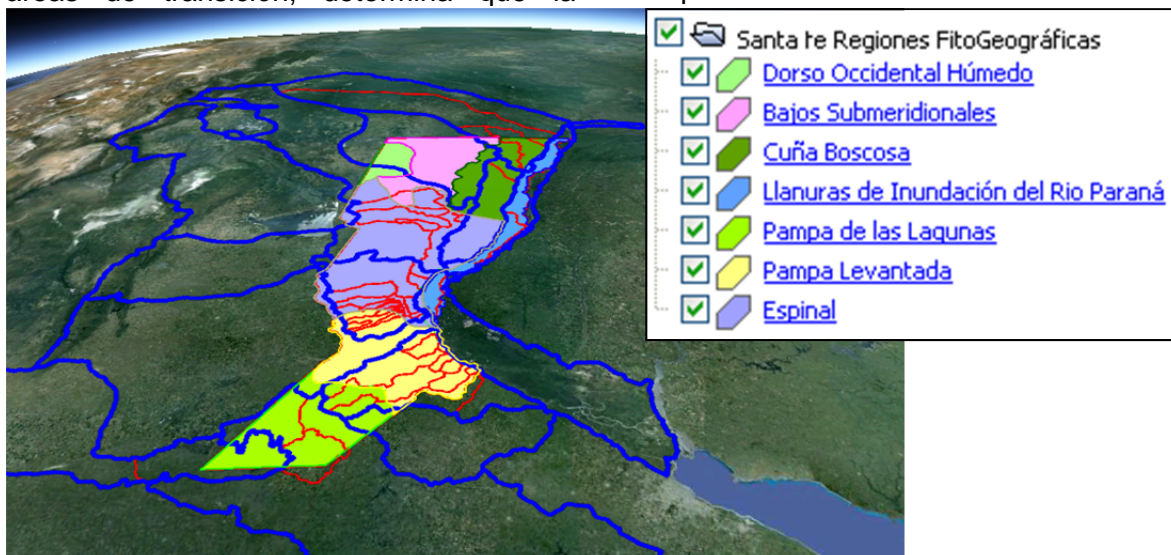


Figura 1. Esquema representativo de las regiones naturales de la Provincia de Santa Fe, incluyendo cuerpos de agua lóticos y límites de cuencas hidrográficas.

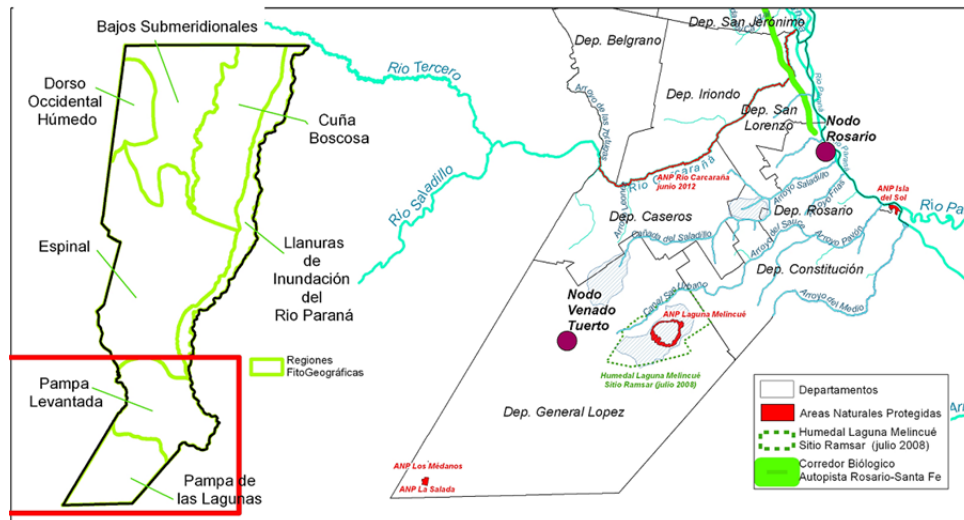


Figura 2. Regiones naturales/biogeográficas de la Provincia de Santa fe, con detalle de las Áreas Naturales Protegidas del sur provincial.

## METODOS

Se basa en utilizar la información emergente de investigación territorial acerca de los reservorios disponibles, aplicada a un modo de gestión que consolide la institucionalización de espacios destinados a la conservación de biodiversidad mediante normas u otras herramientas administrativas que los regulen y documenten para asegurar su continuidad. El objetivo es conformar un sistema reticulado para la conservación de biodiversidad (SIRECO-DB) basado en los criterios de la ecología de paisajes para incrementar la conectividad (Forman y Grodon, 1986; Cracco y Guerrero, 2004). Se enfoca en la recuperación de costados de camino de jurisdicción provincial y en la puesta en valor de costas de cuerpos de

agua, lénticos y lóticos que constituyen una red de corredores biológicos asociados (o incluidos) a otras áreas de conservación del Sistema Provincial de Areas Naturales Protegidas. Se relevó la información disponible respecto a la distribución territorial actual de actividades antrópicas y de espacios con potencial para la conservación, con especial atención a aquellos localizados en la zona de la provincia que corresponde a la pampa húmeda, la cual posee proporcionalmente la mayor extensión con actividad productiva. La tarea se desarrolló en base a datos del INDEC, mapeo por interpretación de imágenes satelitales y verificación a campo de las unidades identificadas (Fig. 2, 3, 4 y 5; Tablas 1 y 2) (Biasatti, 2005; Biasatti et al., 2007; Biasatti et al., 2008).

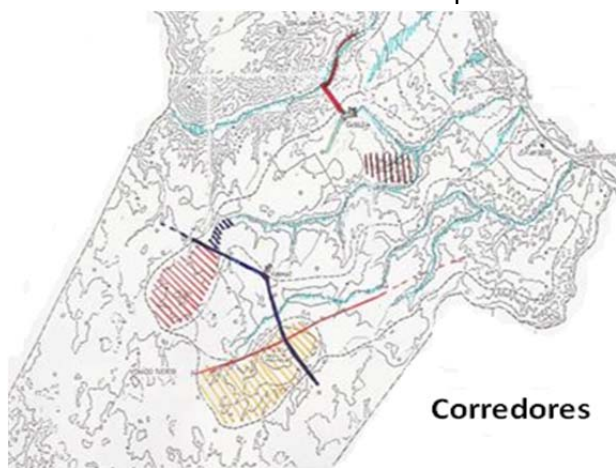


Figura 3. Identificación preliminar de parches y corredores con valor para conservación de biodiversidad en el sur de la provincia de Santa Fe (elaboración propia en base a Comité de Cuencas del Gran Rosario).

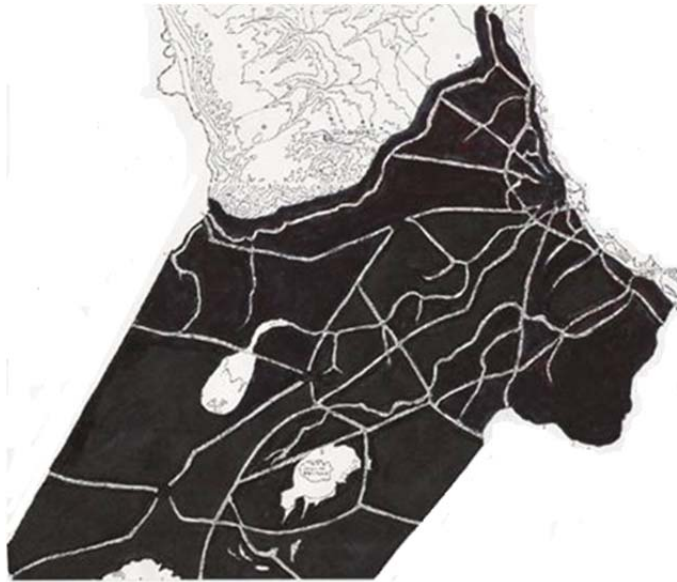


Figura 4. Identificación preliminar de parches y corredores con valor para conservación de biodiversidad en el sur de la provincia de Santa Fe (elaboración propia en base a Comité de Cuencas del Gran Rosario).

Debido a la escasa superficie disponible en esa zona para conservación de biodiversidad, se diseñó una estrategia técnica (identificación, caracterización y delimitación) y de gestión, consistente en la implementación de medidas administrativas que restringen las actividades agropecuarias en los espacios identificados para la conservación de biodiversidad. Se implementaron las medidas necesarias para institucionalizar dichas áreas como reservorios.

El procedimiento consistió en aplicar medidas de gobierno, resoluciones u otros instrumentos administrativos de los Ministerios intervinientes tales como: (i) Creación del Humedal de Importancia Internacional: Sitio Ramsar N°1785 Humedal Laguna Melincué. Designado por solicitud de la Provincia de Santa Fe, por la Convención Ramsar el 24 de Julio de 2008. Secretaría de Medioambiente del Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medioambiente. En coordinación con la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación/Jefatura de Gabinete de Ministros, Cancillería y la Convención Ramsar. (ii) Creación de bandas de protección (100 m desde la línea de costa) en todos los cuerpos de agua de la provincia, mediante Decreto 042/09 que regula la aplicación de la ley de bosques N°26331. Gobernador de la

Provincia de Santa Fe. Secretaría de Medioambiente del Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medioambiente. (iii) Resolución del Comité Interministerial de Salud Ambiental prohibiendo el uso de la superficie de banquetas y/o costados de caminos de jurisdicción provincial con fines productivos. (Resolución N°136 Ministerio de Aguas Servicios Públicos y Medio Ambiente; N°074 Ministerio de Gobierno y Reforma del Estado; N°040 Ministerio de la Producción; N°497 Ministerio de Salud; N°114 Ministerio de Trabajo y Seguridad Social). (iv) Protección de la Cuenca del Río Carcarañá en el territorio santafesino. Decreto N°1579 del 31 de mayo de 2012, creando la Reserva Hídrica Natural Río Carcarañá, en el marco de la ley N°12175 de ANPs. Gobernador de la Provincia de Santa Fe. Secretaría de Medioambiente del Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medioambiente. (v) Se genera un modo innovador de gestión del territorio para conservación de biodiversidad mediante la obligatoriedad al concesionario de la Autopista Rosario-Santa Fe, de administrar el Corredor Biológico AP01, establecido como una franja de protección adyacente a ambos lados de la cinta asfáltica y por fuera del área de seguridad, incluido como obligación contractual en el pliego de licitación (apartado: pliego de condiciones particulares Pp 19-24; Expediente



Nº01801-0019761-6). Secretaría de Medioambiente del Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Secretaría de Servicios Públicos y Medioambiente.



Figura 5. Uso del suelo en los Departamentos del sur de Santa Fe (elaboración propia a partir de INDEC - censo 2001).

Tabla 1. Datos de uso del suelo en los Departamentos del sur de Santa Fe expresados por Departamento (INDEC - censo 2001).

Departamento del Sur de la Provincia	Superficie total (ha)	Superficie implantada (ha)	Destinada a otros usos (ha)
Caseros	340.304,3	306.589,9	33.714,4
Constitución	269.216,6	224.498,7	44.717,9
General López	1.022.796,5	718.012,1	304.784,4
Rosario	144.360,6	115.886,1	28.474,5
San Lorenzo	166.735,9	143.505,6	23.230,3

Tabla 2. Datos de uso del suelo en los Departamentos del sur de Santa Fe para la identificación general de ambientes existentes y sus proporciones (elaboración propia a partir de INDEC - censo 2001).

Departamento del Sur de la Provincia	Espacios con uso productivo (%)	Humedales, cuerpos de agua, tierras marginales (%)	Bordes de camino, vías férreas y construcciones (%)	Otros reservorios (montes, bosques espontáneos, etc.) (%)
Caseros	95,09%	1,44%	1,83%	1,64%
Constitución	96,17%	1,09%	1,79%	0,95%
General López	79,95%	12,20%	1,28%	6,57%
Rosario	93,13%	1,30%	2,40%	3,17%
San Lorenzo	95,70%	0,65%	1,78%	1,87%

La evaluación del conjunto de los procedimientos arriba descriptos se efectuó en forma diferente de acuerdo a cada espacio de conservación: (i) La recuperación de banquinas se evalúa mediante observación directa del proceso de sustitución de cultivo por comunidades espontáneas y por comparación estacional con otras rutas no alcanzadas por la

medida, por pertenecer a otra jurisdicción (por ejemplo las rutas nacionales). Se registra la presencia-ausencia/proporción de especies autóctonas/exóticas y se estima la reconstrucción de la cadena trófica mediante la identificación de vertebrados consumidores de segundo o tercer grado. (ii) La evolución del corredor biológico AP01, aledaño a la autopista

Rosario Santa Fe, se evalúa mediante el análisis de 10 parcelas (una cada diez km distribuidas a ambos lados del corredor, siendo representativas de los distintos microambientes), se aplica el criterio de Perfil Diagrama de Richards adaptado y se registran los elementos de la cubierta vegetal por tipos biológicos. Se registra la presencia-ausencia/proporción de especies autóctonas/exóticas y se estima la reconstrucción de la cadena trófica mediante la identificación de vertebrados consumidores de segundo/tercer grado. (iii) Los bordes de cuerpos de agua se evalúan en forma similar a las banquinas y se gestionan particularmente en cinco cuerpos de agua testigo con intervenciones tendientes a la conservación: cuenca del arroyo Frías completa, cuenca del arroyo Saladillo en puntos de muestreo/observación en todo su recorrido, cuenca de la laguna Melincué en todo su entorno con colaboración de profesionales externos que registran comunidades de aves acuáticas, algunas de ellas como especies “paragua”, cuenca del Río Carcarañá en cuatro puntos que se operan como sitios de monitoreo permanente, cuenca media del Río Salado con muestreos de comunidades ictícolas. En todos los casos se aplica metodología de análisis de macro-invertebrados del bentos como indicador y análisis físico-químicos para determinar calidad de agua.

## RESULTADOS

Se identificaron y gestionaron espacios para conservación que están en el orden de los 13.000 km lineales asociados a rutas y caminos, a cuyos lados ya no se siembra y se están recuperando diferentes comunidades espontáneas. Se estima que el recupero de las comunidades espontáneas verificado en estos espacios favorece la conectividad del sistema y su función del mismo como corredores biológicos interconectados. En los mismos se registra una sucesión secundaria que recupera latifoliadas y leñosas antes inexistentes mayoritariamente nativas. Asociados a esta cobertura vegetal, la presencia de consumidores de segundo y

tercer orden que desarrollan actividades de alimentación y cría en estos espacios en proceso de restauración, evidencia el proceso de recuperación de condiciones ambientales compatibles con la estructura y función del ecosistema original. Situaciones similares se han verificado en bordes de cuerpo de agua. Mediante las restricciones al uso del suelo en el Corredor de la Autopista AU 01 y la Reserva Hídrica Natural del Río Carcarañá, esta iniciativa ha sumado mas de 11.000 Has para la protección de biodiversidad en el área originalmente cubierta por el bioma de pampa húmeda y del espinal, lo cuál constituye a la fecha una de las mayores superficies de estas características en todo el país. En el caso del corredor biológico de la AP01, Rosario-Santa Fe, se ha verificado una ocupación sucesiva del espacio que amerita su consideración como corredor biológico estratégico dada su ubicación en el sistema agro-productivo circundante y por su extensión en dirección N-S que fortalece la interconexión con los corredores asociados a cuerpos de agua lóticos, predominantemente de dirección O-E a lo largo de toda el área de desarrollo del corredor AP01. La restauración de diferentes comunidades de pastizal y micro-humedales es una muestra de la capacidad de resiliencia del sistema, aún en diversos sectores afectados por incendios intencionales que como factor externo incidió sobre su biomasa, pero sin afectar su evolución. Se avanzó en la generación de políticas públicas orientadas a buscar un mejor equilibrio socio-ambiental para las intervenciones territoriales estableciendo medidas efectivas de restricciones tendientes a generar espacios para la conservación de biodiversidad, fortaleciendo una mejor relación público-privada mediante reglas de juego claras, respaldadas en normativa específica. Se establecieron las bases para la conformación de un sistema reticulado con amplia distribución territorial, incrementando la conectividad y la factibilidad de mejorar los flujos génicos a través de los biomas de pampa húmeda, espinal, cuña



boscosa y sistema fluvial del Paraná. La estrategia, como conjunto de medidas tendientes a promover el desarrollo de una matriz paisajística más diversa y variada en especies, puede evaluarse en esta primera etapa como el inicio de un proceso efectivo para la integración de los ecosistemas de la región. La sinergia entre el sistema de producción de información o conocimientos a partir de los análisis territoriales, aplicados a medidas de Planificación y Ordenamiento Territorial, se reflejan en un recupero de características estructurales y funcionales del ecosistema nativo, evidentes por la evolución post-intervención de comunidades vegetales espontáneas con especies predominantemente nativas y verificando que en este período analizado no se registraron

exóticas invasoras. Los resultados alcanzados a la fecha (ocupación sucesiva del espacio por las comunidades con predominio de nativas) indican que la estrategia de restringir el cultivo en banquinas es viable para encaminar la restauración del ecosistema en estos espacios públicos, en medio de un entorno altamente restrictivo. Este conjunto de acciones han permitido dar inicio a un proceso de modificación de las intervenciones territoriales tanto en el ámbito de la administración pública como en sector de toma de decisiones del sector privado (Fig. 6 y 7, Tabla 3). Las mismas constituyen hoy un cambio en el uso del suelo y una recuperación de territorio destinado a la conservación de biodiversidad.

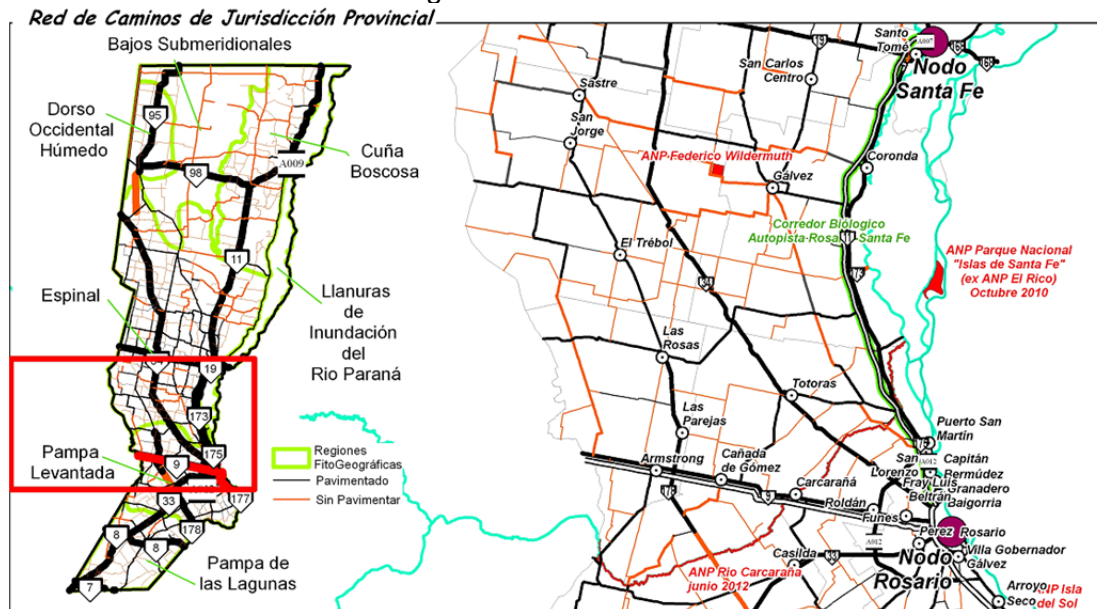


Figura 6. Red de caminos de jurisdicción provincial afectados por las medidas de restricción al uso con fines productivos, con detalle de la zona central en el que se emplazan el corredor biológico-vial de la AU-01 y la Reserva del Río Carcarañá.

## DISCUSION

Las condiciones habitualmente reconocidas como estrategias para la conservación de biodiversidad, mayormente asociadas a los Sistemas de Áreas Naturales Protegidas, deben ser complementadas con alternativas que las articulen con las tendencias dominantes del uso del territorio a los efectos de hacer compatibles la producción y la conservación. Se considera que esta

experiencia da cuenta de que, no solo pueden resultar oportunas sino también necesarias nuevas estrategias para la conservación de la biodiversidad para ser aplicadas a áreas de conservación en forma complementaria a las que tradicionalmente se implementan dentro de los sistemas institucionales (nacionales, provinciales o municipales) de las ANPs.

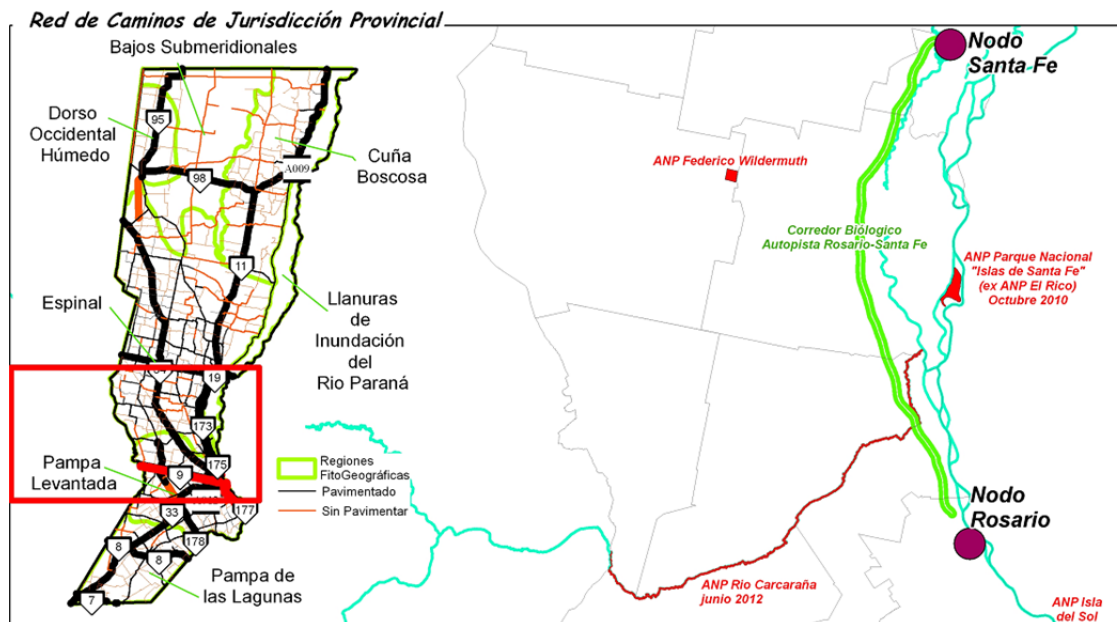


Figura 7. Red de caminos de jurisdicción provincial afectados por las medidas de restricción al uso con fines productivos, con detalle de la zona central en el que se emplazan el corredor biológico-vial de la AU-01 y la Reserva del Río Carcarañá.

Tabla 3. Resumen con detalle de la red vial afectada a las medidas de protección.

<b>Autopistas</b>	
Provinciales	167.8
Nacionales	196.6
<i>Total</i>	<i>364.4</i>
<b>Rutas Nacionales</b>	
Pavimentado	2370.9
Sin pavimentar	92.8
<i>Total</i>	<i>2463.8</i>
<b>Rutas Provinciales</b>	
Mejorado	286.5
Pavimentado	2896.8
Sin pavimentar	2837.7
<i>Total</i>	<i>6020.9</i>
<b>Rutas Provinciales Secundarias</b>	
Mejorado	375.6
Pavimentado	496.7
Sin pavimentar	6116.6
<i>Total</i>	<i>6988.9</i>

En el presente trabajo, a partir de la re-interpretación de información disponible (por ejemplo las proporciones del uso del suelo en el sur santafesino, observando “el negativo” de la “foto” que suministra el

Censo Nacional Agropecuario para reflejar las actividades productivas -Fig. 4-) pueden establecerse perspectivas innovadoras. La articulación de la información disponible con el sector de toma de decisiones, en

este caso no se restringió a los sectores que administran específicamente ANPs, sino que se amplió a otros actores que participan en la determinación de los criterios de uso del suelo. Estos primeros resultados reflejan avances alentadores del proceso de conservación encaminado. El período analizado, consistente en la toma gradual y progresiva de las decisiones antes descritas desde 2008 a la fecha, resulta breve para sacar conclusiones sobre sistemas socio-ambientales complejos, sin embargo la tendencia demuestra el valor potencial de la estrategia como una alternativa para la conservación de biodiversidad en contextos altamente condicionados.

## BIBLIOGRAFIA

- Biasatti, N.R. 2005. La perspectiva de la Ecología del Paisaje aplicada al análisis ambiental de la pampa húmeda en el sur de la Pcia. De Santa Fe. Rev. UNR/AMBIENTAL Nro. 6, Comité Universitario de Política Ambiental, SECyT (UNR), Argentina. Ed. Laborde. Pp 51-60.
- Biasatti, N.R., F. Bedetti, G. Colomar, D. Di Nucci, L.B. Marc, M.C. Romano, M.C. Spiaggi. 2007. El impacto de la actividad agropecuaria sobre la conservación de la biodiversidad en la pampa húmeda. Rev. UNR/AMBIENTAL N°7, Comité Universitario de Política Ambiental, SECyT (UNR), Argentina.
- Biasatti, N.R., D. Di Nucci, L. B. Marc, y M.C. Romano. 2008. Avances en la gestión y puesta en valor del tramo medio del Río Carcarañá como corredor biológico para la conservación de la biodiversidad, Santa Fe, Argentina. Libro de resúmenes de las Jornadas de la SECyT. UNR, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Biasatti, N.R., D. Di Nucci, L. Marc, E. Spiaggi, R. Fernández. 2010. Biodiversidad, paisaje y ordenamiento territorial. Publicación de las XI Jornadas de Divulgación Técnico Científicas de la Facultad de Ciencias Veterinarias, UNR. Agosto, Casilda, Argentina.
- Cracco, M., E. Guerrero. 2004. Aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión de corredores en América del Sur. Memorias taller regional. 3 al 5 de junio, Quito, Ecuador.
- Forman, R.T., M. Grodon. 1986. Landscape ecology. Wiley & Son Ed. New York, USA.

## Métricas de ecologia da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro, Mato Grosso, Brasil

Elizandra Goldoni Gomig<sup>1\*</sup>, Jairo Roberto Jimenéz-Rueda<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", UNESP, Rio Claro, São Paulo, Brasil. <sup>2</sup>Departamento de Geologia e Metalogenia, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", UNESP, Rio Claro, São Paulo, Brasil. \*Autor de correspondência: [eligomig@yahoo.com.br](mailto:eligomig@yahoo.com.br).

### RESUMO

Bacia do Rio Sete de Setembro, pertencente à Bacia do Xingu, na região do médio vale do Araguaia, Mato Grosso, têm sido nas últimas décadas alvo de uma intensa utilização, em geral sem conhecimento prévio das suas potencialidades, o que vem provocando grandes prejuízos ao meio ambiente. Ao estudar uma Bacia Hidrográfica, além da caracterização do meio físico e da classificação dos padrões de drenagem associados, existe a necessidade do entendimento da composição, da configuração e da estrutura de sua paisagem para determinar o processo de desmatamento florestal e um apontamento de como atuar na manutenção da paisagem remanescente e estabelecendo o grau de suscetibilidade da área. Neste contexto a proposta do presente trabalho foi realizar uma análise espaço-temporal da fragmentação florestal na Bacia do rio Sete de Setembro, Estado de Mato Grosso, Brasil; através da utilização das métricas de ecologia da paisagem possibilitando identificar as transformações no grau de fragmentação da cobertura florestal após 26 anos de expansão agropastoril na região. A Bacia em estudo apresentou uma conversão de 20% de vegetação nativa em áreas de uso agropecuário entre os anos de 1984 e 2010. Tais valores estão relacionados à falta de planejamento do uso do solo e de conhecimento das características de estruturação do meio físico. As áreas convertidas a classe uso antrópico da bacia, apresentam erosões pré-condicionadas, com a vegetação natural restrita para o ano de 2010 principalmente as margens dos rios pertencentes da bacia e a porção norte.

**Palavras-chave:** bacia hidrográfica, fragmentação antrópica e cerrado.

### ABSTRACT

River Basin Sete de Setembro, belonging to the Xingu Basin, the region of the middle reaches of the Araguaia, Mato Grosso, in the last decades have been the target of intense use, usually without prior knowledge of its potential, which has caused great damage to the environment. When studying a watershed, and the characterization of the physical and the classification of drainage patterns associated, there is a need for understanding the composition, configuration and structure of your landscape to determine the process of forest clearing and a note on how to act remaining in landscape maintenance and thus establish the degree of susceptibility of the area. In this context the aim of this study was to analyze spatial and temporal forest fragmentation in the river Basin Sete de Setembro, Mato Grosso, Brazil, through the use of landscape metrics enabling to identify the changes in the degree of fragmentation of forest cover after 26 years of agriculture expansion in the region. The study area suffered, had an occupation without land use planning and without a knowledge of the characteristics of the physical structure, causing deforestation, implementation of agricultural activity and later abandonment due to high cost of production, with the emergence of gully and erosions preconditioned by the constitution of the medium and establishment of pasture for cattle, and the natural vegetation currently restricted mainly the banks of rivers belong to the basin.

**Key words:** hydrographic basic, fragmentation anthropic and savanna.

### INTRODUÇÃO

Ao estudar uma Bacia Hidrográfica, além da caracterização do meio físico e da classificação dos padrões de drenagem associados, existe a necessidade do entendimento da composição e da configuração de sua paisagem, o que fundamenta a análise dos processos relacionados à conservação e à preser-

vação de sua cobertura florestal (Gomig, 2011). A região do Médio Araguaia é caracterizada por uma vegetação de transição, entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, também denominada de floresta estacional semidecídua, ou no popular, mata seca (Veloso et al., 1991). Toda essa região vem sofrendo um processo contínuo de fragmentação devido

à expansão das fronteiras agrícolas iniciadas na década de sessenta por diversas políticas de incentivo a migração e ocupação do território amazônico (Barretto, 2003; Paula, 2004). O processo de fragmentação causa perturbações com efeitos em cascata levando ecossistemas à falência ambiental e resulta comumente em pequenos remanescentes florestais inseridos em uma matriz de agricultura, vegetação secundária, solo degradado ou áreas urbanizadas (Kramer, 1997). Assim, a Bacia do Rio Sete de Setembro, pertencente à Bacia do Xingu, na região do médio vale do Araguaia, Mato Grosso, têm sido nas últimas décadas alvo de uma intensa fragmentação, em geral sem conhecimento prévio das suas potencialidades, o que vem provocando grandes prejuízos ao meio ambiente.

O estudo das mudanças ocorridas na paisagem entre os anos de 1984 e 2010 traz um entendimento do processo de desmatamento florestal e um apontamento de como atuar na manutenção da paisagem remanescente e assim, estabelecer o grau de suscetibilidade da área, permitindo a projeção de seu comportamento futuro diante das diversas alternativas de expansão e integração da estrutura produtiva no processo de ocupação e uso do território (Della Justina, 2009).

As técnicas de geoprocessamento apoiado num Sistema Geográfico de Informação (SIG) e aliada ao sensoriamento remoto tornou-se uma importante ferramenta no levantamento e estudo dos recursos naturais em diversas escalas, uma vez que, os sistemas orbitais proporcionam a flexibilidade de obtenção de dados multiespectrais e multitemporais sobre os alvos da superfície terrestre a um custo relativamente acessível (Jiménez-Rueda, 1993). Para a caracterização quantitativa da estrutura de uma paisagem, diversos programas computacionais de estatística espacial vêm sendo desenvolvidos, sendo que muitos executam suas análises no ambiente do próprio SIG. Esses programas caracterizam a fragmentação de uma

paisagem, fornecendo valores quantitativos de extensão de área e de distribuição espacial dos diferentes tipos de fragmentos que compõem uma paisagem (Hessbrugg et al., 2000). Assim, o sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas (SIG) são as técnicas do geoprocessamento que mais vem sendo empregadas em estudos de integração de dados do meio físico-abiótico e de ecologia da paisagem-biótico (Young et al., 1993). Para Turner e Gardern (1990), no contexto da ecologia da paisagem, essas técnicas tornaram-se essenciais porque tem a capacidade de caracterizar no espaço e no tempo, os padrões de uso e cobertura do solo, que são a base para posterior quantificação da estrutura e definição dos padrões da paisagem. Segundo Risser (1987), citado por Turner (1987), a ecologia da paisagem é, na atualidade, uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem. O ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades de paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas (Metzger, 2001), sendo, portanto, uma fusão entre análise espacial da geografia e o estudo funcional da ecologia. Desta forma, os métodos quantitativos em Ecologia de Paisagem associam padrões espaciais e processos ecológicos em grandes escalas espaciais e temporais. O conhecimento dos elementos de uma paisagem é, portanto, essencial para a caracterização de sua estrutura e para a identificação de seus padrões. A ecologia da paisagem, visando à investigação dos mais variados tipos de processos naturais, requer a descrição quantitativa dos padrões e da estrutura das paisagens, para que dessa maneira possam ser entendidos e realizadas as predições sobre o fenômeno avaliado (Hargis et al., 1998). A partir da avaliação de índices ou métricas para caracterização quantitativa pode-se comparar paisagens, identificar diferenças e determinar relações

entre os processos funcionais e os padrões dessas paisagens, uma vez que, eles possibilitam a quantificação de sua composição e de sua configuração (Turner e Gardner, 1990). Neste contexto a proposta do presente trabalho foi realizar uma análise espaço-temporal da fragmentação florestal na Bacia do rio Sete de Setembro, Estado de Mato Grosso, Brasil; através da utilização das métricas de ecologia da paisagem possibilitando identificar as transformações no grau de fragmentação da cobertura florestal para os anos de 1984 e 2010.

## MATERIAL E MÉTODOS

A Bacia do Rio Sete de Setembro, localizada na porção Leste do Estado de

Mato Grosso, entre os paralelos 13°0' e 14°0' Sul e meridianos 52°0' e 53°0' Oeste, apresenta uma área de 8.631 km<sup>2</sup> (Fig. 1). A área de estudo está inserida, segundo Lacerda Filho (2004), em dois domínios e/ou províncias geotectônicas presentes no Estado do Mato Grosso: o domínio Província Tocantins (Formação Diamantino) e o domínio Bacias Sedimentares Fanerozóicas (Formação Ponta Grossa e o Grupo Parecis – Formação Salto das Nuvens e Utiairiti). A unidade geomorfológica que ocorre na região é o Planalto dos Parecis, caracterizada pela homogeneidade das formas de relevo tabulares assinalado por escarpas e anfiteatros erosivos no contato com a Chapada do Parecis a oeste da área de estudo.

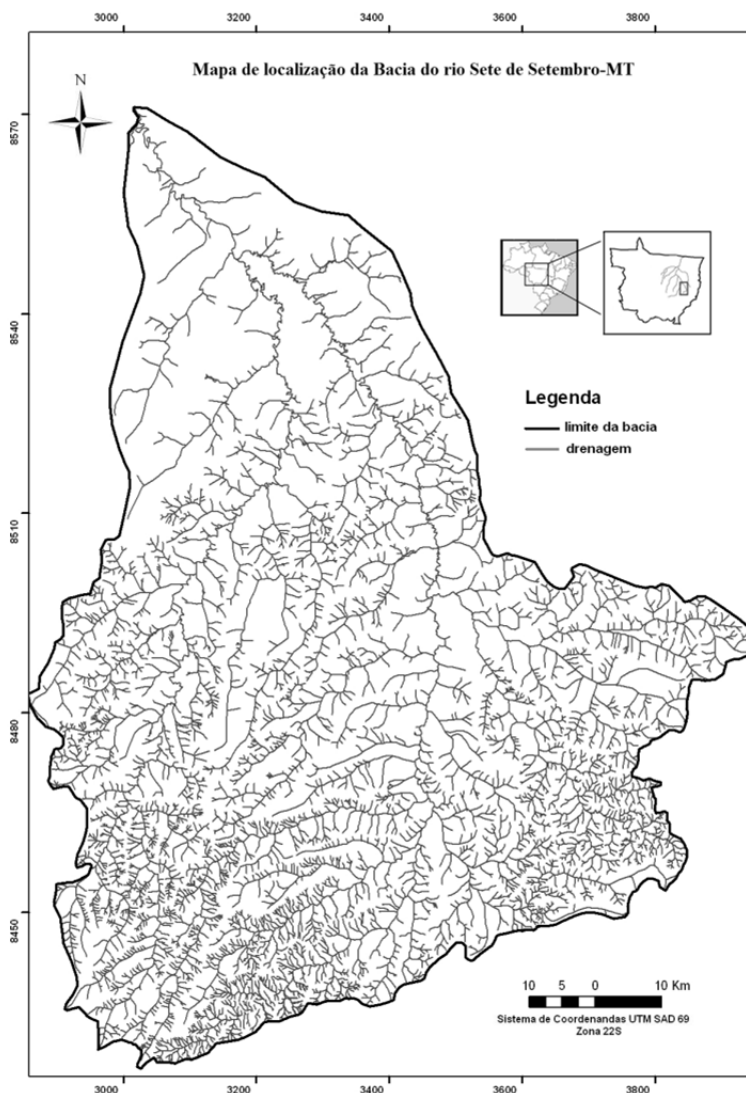


Fig. 1. Mapa de localização da Bacia do rio Sete de Setembro - MT.

Para a caracterização da cobertura vegetal da Bacia do Rio Sete de Setembro foram empregadas imagens orbitais digitais obtidas pelo sensor TM+ bordo do satélite LANDSAT-5 para os anos de 1984 e 2010. Os anos de estudo foram escolhidos devido a necessidade da caracterização da cobertura do solo no período do início da ocupação antrópica (década de 80) e na atualidade, com o estabelecimento das atividades econômicas. Para o estudo foi usado o mosaico de imagens de satélite Landsat TM+5, bandas 3, 4, 5 de 30m de resolução espacial. Foram realçadas com a aplicação de contraste, modelo linear, e segmentadas, sendo empregada a composição G5B4R3 e os seguintes parâmetros: método crescimento de regiões, valor de similaridade igual a 20 e área igual a 10. As imagens segmentadas foram classificadas com o uso do algoritmo de

agrupamento não supervisionado /Isoseg, com limiar de aceitação de 95%. Os temas identificados, 55 no total, foram agregados conforme as classes (remanescentes florestais e áreas antrópicas) presentes na área de estudo, sendo transformadas em imagem temática. A imagem classificada referente a área de estudo foi convertida em matricial (30 m) e exportada no formato *TIFF* para o aplicativo *Fragstat* (McGarigal e Marks, 1995), onde foram realizadas rotinas de cálculo da paisagem (Quadro 1) em nível de classe de fragmento. Utilizou-se uma distância de 60 m para a largura de borda. Após a obtenção dos valores das métricas da paisagem empregadas para os dois anos de estudo 1984 e 2010 foram realizadas comparações e obtido a mudança da paisagem na região com a ocupação antrópica.

Quadro 1. Índices de Ecologia da Paisagem utilizados para quantificação da estrutura da paisagem dos dois anos de estudo.

Métrica	Categoria	Descrição
CA	Área/densidade/borda	Área de classe é a área (ha) de todos os fragmentos da classe.
PLAND	Área/densidade/borda	Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem.
NP	Área/densidade/borda	Número de fragmentos da classe.
PD	Área/densidade/borda	Densidade de fragmentos é o número de fragmentos da classe em 100 hectares da paisagem.
PROX-MN	Isolamento/proximidade	Índice de proximidade médio é a média aritmética do índice de proximidade dos fragmentos da classe que é obtido pela soma de cada área dos fragmentos de mesma classe divididos pela respectiva distância euclidiana borda-a-borda ao quadrado, considerando somente os fragmentos dentro do raio de busca. Considerou-se 90 metros de raio de busca neste estudo.
COHESION	Conectividade	Coesão é igual a 1 menos a soma do perímetro do fragmento (em termos de números de células da superfície) dividido pela soma do perímetro do fragmento vezes a raiz quadrada de sua área (em termos de número de células) para fragmentos correspondentes a mesma classe, dividido por 1 menos 1 sobre a raiz quadrada da área da paisagem (em termos de número de células), multiplicado por 100 para converter para porcentagem.



Para uma análise complementar e o entendimento da topográfica da bacia, foi gerado mapa de declividade através do programa de sistema de informação geográfica (SIG) ArcGIS 9.2., a partir da interpretação do modelo de elevação digital do terreno (DEM), com resolução espacial de 90 metros, proveniente do projeto Shuttle Radar Topography Mission (SRTM).

## RESULTADOS

Através da separação da área da Bacia do rio Sete de Setembro em duas classes de paisagem, remanescentes florestais e áreas antrópicas, foi possível observar a mudança na paisagem para os anos de 1984 e 2010 (Fig. 2) em relação a cobertura vegetal.

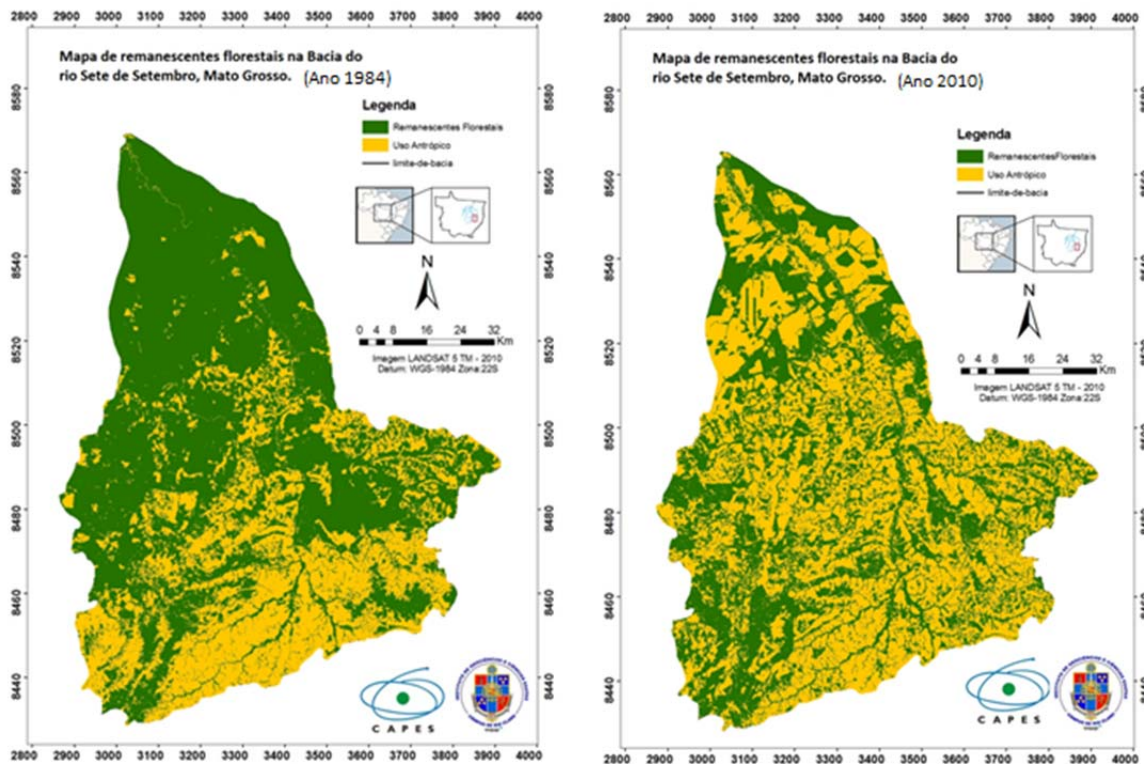


Fig. 2. Imagens LANDSAT-5 TM classificadas em duas classes (uso antrópico e remanescentes florestais) para os anos de 1984 e 2010, respectivamente.

A figura correspondente ao ano de 1984 (Fig. 2) demonstra uma ocupação antrópica já existente na Bacia de estudo na porção sul, tendo a manutenção da classe remanescente florestal nas áreas de entorno das nascentes e leitos dos rios. Para o ano de 2010, a classe Uso Antrópico, que corresponde as atividades agropastoril teve uma expansão, tendo um direcionamento de fluxo da porção sul da Bacia Hidrográfica para a porção norte, mantendo as áreas anteriores pertencentes a essa classe. A tabela 2 apresenta as diferentes métricas da paisagem empre-

gada para as classes de estudo. Observando os valores obtidos através dos cálculos das métricas da paisagem apresentado nas tabelas 2 é possível confirmar a mudança na paisagem com o tempo. Pela métrica CA de 1984 e de 2010 observa-se uma redução nas áreas de vegetação natural transicional de 5.754 km<sup>2</sup> para 3.920 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma redução de 23% da cobertura vegetal na bacia. Já a classe Uso Antrópico aumentou de 2.880 km<sup>2</sup> para 4.714 km<sup>2</sup>, o que corresponde a um aumento de 22%. Ou seja, ocorreu uma conversão de 20%

de vegetação nativa em áreas de uso agropecuário entre os anos de 1984 e 2010. Este resultado mostra um processo de fragmentação de vegetação natural, tendo uma mudança de uma matriz natural, representada por formações savânica de transição para uma matriz antrópica (área de domínio), representada por pastagens e agricultura. Este resultado foi confirmado pelas métricas NP e PD, número e densidade de fragmentos, respectiva-

mente. O número (NP) e a densidade (PD) de fragmentos em 100 ha da paisagem para a classe Remanescentes Florestais aumentou de 1984 para 2010. A classe remanescente florestais apresentava um total de 2.478 fragmentos em 1984 e possui atualmente um total de 3.895, indicativo da fragmentação da vegetação de savana pela implantação da agropecuária nesse período.

Tabela 2. Resultado das métricas de ecologia da paisagem para as duas classes uso antrópico e remanescentes florestais em km<sup>2</sup> para os anos de 1984 e 2010.

1984						
Classes	CA	PLAND	NP	PD	PROX-MN	COHESION
Uso Antrópico	2.880	33	2.616	0,16	16.962	99,75
Remanescentes Florestais	5.754	67	2.478	0,15	30.7748	99,97
2010						
Classes	CA	PLAND	NP	PD	PROX-MN	COHESION
Uso Antrópico	4.714	55	4.219	0,26	25.422	99,76
Remanescentes Florestais	3.920	45	3.895	0,24	203.216	99,94

A métrica PROX-MN que mede o grau de proximidade das manchas da classe ou a COHESION que mede a conectividade física das manchas da classe sofreu uma pequena diminuição para a classe remanescentes florestais e um aumento destes valores para classe Uso Antrópico. Os valores corroboram com o domínio de áreas destinadas as atividades agropastoril para o ano de 2010. A classe fragmentos florestais presentes na porção sul para o ano de 1984 teve uma redução nos valores de conectividade e grau de proximidades para o ano de 2010, mesmo assim, seus valores mantiveram altos, devido a classe ser formada por remanescentes de matas ciliares conectadas e estas ligadas a médios e pequenos fragmentos da região de estudo (COHESSION 90% e PROX-MN de 203.216). Quanto a declividade, a área de estudo é caracterizada por declividades (Fig. 3) baixas na porção centro-norte e áreas elevadas formando planaltos dissecados e retilíneos nas direções sudoeste-nordeste, norte-sul,

sudeste-noroeste e na porção sul da bacia. Na região central é caracterizada por planaltos baixos e planícies atuais extensas. A Paisagem que é condicionada pelos lineamentos estruturais marcantes na porção centro-sul é caracterizada por planaltos altos dispersos gerando feições alongadas entre planaltos médios com variação de taludes mistos, convexos e côncavos. Assim, quando observado as áreas mantidas com a classe remanescentes florestais para o ano de 2010, tem-se a correspondência com as áreas de encosta dissecadas dos planaltos na porção sul de interligação e coalescência de florestas de galeria, devido ao rebaixamento e estreitamento dos interflúvios existentes entre os diversos formadores da drenagem regional.

## DISCUSSÃO

A Bacia do Rio Sete de Setembro encontra-se inserida em uma região que apresenta um histórico de ocupação recente, década de setenta, condicionada

pelos incentivos do período militar, entre 1964 e 1984, ao processo de ocupação da Amazônia. Neste sentido, estima-se que pelo Decreto-lei nº 1.164/71 e pela Lei nº 6.634 a União, através do INCRA, tenha

incorporado ao seu patrimônio, apenas no Estado do Mato Grosso, cerca de 13 milhões de hectares entre os anos de 1971 e 1990 (Silva, 2003).

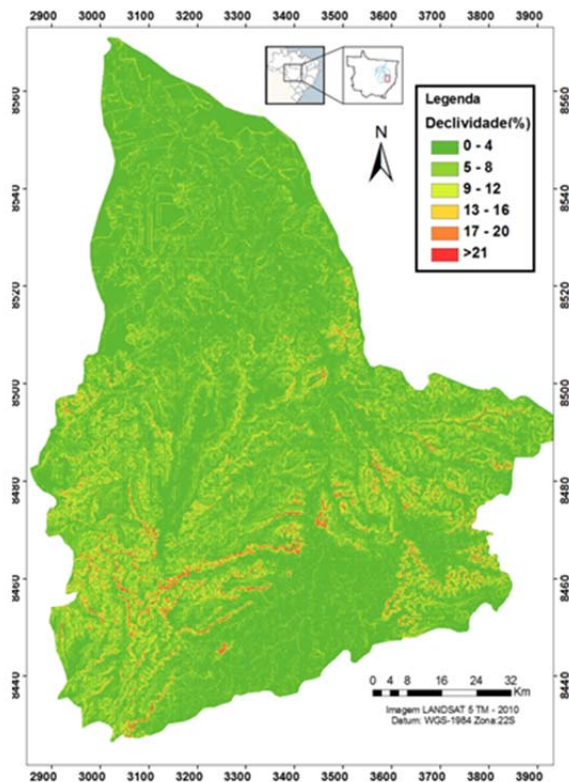


Figura 3: Figura da topografia presente na Bacia do Rio Sete de Setembro, MT.

A ocupação das áreas da bacia em estudo a partir da década de sessenta, ocorreu igualmente as demais área de expansão agrícola no Estado do Mato Grosso, sem planejamento do uso do solo e conhecimento das características de estruturação do meio físico. Assim, geraram-se áreas de desmatamento, implantação de atividade agropecuária e posterior abandono devido ao elevado custo de produção. Como resultado regional desse modelo de ocupação aliado a falta de conhecimento acerca do ecossistema amazônico e transicional de cerrado, de 1975 até 1983 a área desmatada passou de 0,92 para 6 milhões de hectares no Estado (Barretto, 2003). Através do entendimento da topografia presente na região de estudo, a expansão das fronteiras agrícolas e sua manutenção na bacia com direcionamento Sul-Norte, teve como condicionante principal o relevo

dissecado e a presença de solos com retrabalhamentos de lateritas e materiais ferruginizados, que dificulta a implantação de pastagens e não propicia a agricultura, tendo também, baixa disponibilidade de nutrientes e elevada toxidez por alumínio. Tais características são encontradas na maioria dos solos da área de cabeceira da Bacia do Xingu. Segundo Embrapa (1999), tem se na região onde está inserida a bacia os solos: (i) Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico: é o solo predominante na região, ocorre nos relevos planos a suave ondulados das áreas de interflúvio, e (ii) Neossolo Flúvico Tb Distrófico Típico: restrito às áreas florestais sujeitas à inundação periódica. Estudo realizado por Teixeira e Soares-Filho (2009), simulou cenários de desmatamento para a Região do Alto Xingu, sub- Bacia Coluene, entre os anos 2005 até o ano 2030, a qual a bacia do rio Sete de Setembro está inserida, e

obteve uma alta proporção de área ocupada por atividades antrópicas (44%), justificada pelos autores pela proximidade do Cerrado, entendimento da população de que aquela é uma área de transição e sentido da colonização. Tal característica é evidente quando analisado a bacia de estudo, a área de expansão da classe uso antrópico, torna-se área matriz na paisagem, tendo a classe remanescente florestal como manchas completamente cercas por pastagens e atividade agricultura, expostas a vários agentes de degradação, como o uso de agrotóxicos nas lavouras de soja.

## CONCLUSÃO

A fragmentação na área estudada foi intensa e está intrinsecamente relacionada ao processo de uso e ocupação do solo, revelando notável taxa de conversão das fitofisionomias originais em favor de Pastagem/Agricultura. Esta conversão é visível na área, pois boa parte das nascentes e riachos pertencentes as áreas de ocupação antiga, no início da expansão agropecuária, não apresenta mata ciliar e com isso a inexistência de fluxos de água. A mata ciliar encontra-se presente nas áreas cujo uso é dificultado pela presença de solos susceptíveis a inundação frequente nos médios e grande leitos de rios da bacia do rio Sete de setembro.

## BIBLIOGRAFIA

- Barretto, R. 2003. O Xingu na mira da soja. [www.socioambiental.org/esp/soja/1](http://www.socioambiental.org/esp/soja/1).
- Della Justina, E. 2009. Zoneamento geoambiental da zona de amortecimento da reserva biológica do Jaru-RO, como subsidios ao seu plano de manejo. Tese doutorado em Geociências e Meio Ambiente. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brasil.
- EMBRAPA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, Brasil, 412 pp.
- Gomig, E.G. 2011. Estudo do meio físico para o uso da terra na bacia do rio Sete de Setembro, Médio Araguaia-MT. Dissertação mestrado Geociências e Meio Ambiente. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brasil.
- Harris, L.D. 1984. The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago, Chicago, USA. 229 pp.
- Hessburg, P.F., Smith, B.G., Salter, R.B., Ottmar, R.D., Alvarado, E. 2000. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest forest, USA. *Forest Ecology and Management* 136: 53-83.
- Jiménez-Rueda, J.R. 1993. Caracterização das coberturas de alteração intempéricas e suas múltiplas aplicações na região centro oeste do Estado de São Paulo. Relatório Final de projeto auxílio a pesquisa FAPESP (nº89/3495-0). Rio Claro, Brasil.
- Mc Garigal, K., B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, USA. 122 pp.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica* 1(1/2): 1-9.
- Paula, E.A. 2004. O Estado e a reprivatização da natureza na Amazônia Brasileira. In: Congresso Luso-Afro- Brasileiro de Ciências Sociais. Anais Centro de Estudos Sociais, Faculdade de Economia, Universidade de Coimbra, p. 17. Coimbra, Brasil.
- Turner, M.G., R.H. Gardner. 1990. Quantitative methods in landscape ecology: The analysis and interpretation of landscape heterogeneity. Springer Verlag, New York, USA. 536 pp.

- Silva, R. 2003. Requisição de envio de Indicação ao Presidente da República sugerindo a transferência das terras da União para o Estado de Mato Grosso haja vista a revogação do Decreto-lei 1164/71 através do Decreto-lei 2.395, de 24 de novembro de 1987. Câmara dos Deputados, v.INC-688/03. Brasília, Brasil. 7 pp.
- Teixeira, G.G., B.S. Soares-Filho. 2009. Simulação da tendência do desmatamento nas Cabeceiras do Rio Xingu, Mato Gross–Brasil. Presente nos Anais do XIV simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil. Pp. 5483-5490.
- Turner, M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4: 21-30.
- Veloso, H.P., A.L. Rangel Filho, J.C.A. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil. 112 pp.
- Young, R.H., D.R. Green, S. Cousins. 1993. *Landscape ecology and geographic information systems*. Taylor & Francis, New York, USA. 288 pp.

## El aeropolen en la ciudad de Bahía Blanca (Argentina): Aportes para la gestión del arbolado público desde la selección de especies

Graciela M. Benedetti<sup>1\*</sup>, Valeria S. Duval<sup>1,2</sup>, Alicia M. Campo<sup>1,3</sup>, Laura Barrionuevo<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional del Sur (UNS) Bahía Blanca. <sup>2</sup>Comisión de Investigaciones Científicas (CIC). <sup>3</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). <sup>4</sup>Instituto de Alergia e Inmunología del Sur (IAIS). \*Autor de correspondencia: *gbenedet@criba.edu.ar*.

### RESUMEN

La localidad de Bahía Blanca, ubicada en la provincia de Buenos Aires, se halla inserta en un espacio ecotonal entre el monte, la pradera y el espinal. En esta ciudad la mayor parte del arbolado urbano de alineación se encuentra compuesto por especies arbóreas exóticas que generan una influencia positiva en algunos casos y negativa en otros sobre la calidad de vida de la población. Por ello, el estudio del paisaje vegetal urbano contribuye al ordenamiento espacial en cuanto a la toma de decisiones sobre la selección de especies. Según distintos estudios existe una relación estrecha entre la especie arbórea, el clima local y el aeropolen, combinación que puede constituirse en una desventaja en ciertas épocas del año. El objetivo del presente trabajo es reconocer qué especies arbóreas no son recomendables para el arbolado urbano en la ciudad de Bahía Blanca. En principio se identificaron y contabilizaron las especies arbóreas de alineación aplicando el censo de arbolado urbano para definir su patrón de distribución. Además se realizó un recuento de pólenes utilizando el método de tipo volumétrico mediante el muestreador Rotorod desde el año 2006 al 2012. Estos últimos datos fueron recolectados diariamente por el Instituto de Alergia e Inmunología del Sur de Bahía Blanca. También se identificaron y localizaron espacialmente en la cartografía a los pacientes de dicho Instituto que sufren de alergia por el polen de los árboles. A través de la información obtenida se elaboró un mapa de vulnerabilidad. Este estudio busca contribuir al ordenamiento urbano mediante la correcta elección de las especies arbóreas que formarán parte del arbolado de alineación.

**Palabras claves:** paisaje vegetal urbano, ordenamiento urbano, mapa de vulnerabilidad.

### ABSTRACT

Bahia Blanca city, located in Buenos Aires Province, is inserted into an ecotonal area, where the "monte", the grassland, and the "espinal" co-exist. In this city, most urban trees are distributed along the streets and most of them are exotic species. The influence of these types of species on the quality of life of the population is sometimes positive, but in some cases it can also be negative. Therefore, the study of the urban vegetation landscape contributes to land management in terms of decision making for the selection of tree species. According to several studies, there is a close relationship among tree species, local climate, and aeropollen. This combination can result in a disadvantage at certain times of the year. The aim of this paper is to recognize tree species in some areas of the city of Bahia Blanca that can cause health problems to the population (allergies), so that such species are not recommended for sidewalks. The first part of the paper deals with identification, location, and counting of urban trees. A tree census was carried out and the result is statistical data that allow defining typologies and distribution patterns. In addition, pollen was counted using the so-called volumetric method. A Rotorod sampler was used for collecting daily data during the period 2006-2012. The Instituto de Alergia e Inmunología del Sur de Bahía Blanca was responsible for pollen data collection. Patients suffering from tree pollen allergy were selected from the database and located into a map. With the information obtained, a vulnerability map was developed. This study is an attempt to contribute to urban planning issues by selecting appropriate tree species for public spaces.

**Keywords:** urban vegetation landscape, land management, vulnerability map.

### INTRODUCCIÓN

La población de la mayoría de las ciudades está expuesta a la incidencia y a la exposición de aero-alergenos. Estos impactan significativamente en la salud de más del 20 % de la población teniendo en cuenta que este porcentaje corresponde a individuos susceptibles de desarrollar

cuadros alérgicos al interactuar con el ambiente (Benedetti et al., 2009). La consecuencia de ello es la rinitis alérgica, enfermedad que afecta al 15 % de la población mayor a 18 años en nuestro país (AAAeIC, 2009; La Nueva Provincia, 2011). Hay dos causas principales que generan esta patología: los ácaros (micro-organismos) que provocan una rinitis

perenne o permanente y la polinización. La enfermedad alérgica producida por este último se denomina polinosis o rinitis alérgica estacional y se activa generalmente durante la primavera debido al florecimiento de los árboles y plantas que emiten polen a la atmósfera. No cualquier polen produce alergia en las personas sino sólo aquel cuyo tamaño reducido le permite ser transportado por el viento (polen anemófilo) o bien en menor medida por la acción de los insectos (entomófilas) (Rodríguez Mosquera, 2000). Esta patología se caracteriza por la inflamación crónica de la mucosa nasal, sinusal y conjuntival. Algunos de los síntomas manifestados en los pacientes son: hidrorrea, estornudos, picazón de nariz, ojos y paladar, obstrucción nasal, pérdida del olfato y lagrimeo. Suele tener alto impacto en la calidad de vida del paciente afectado y en su familia. Tiene un alto costo económico ya que se asocia con la sinusitis y otitis y provoca bajo rendimiento escolar y laboral, alteraciones del sueño y pobre concentración.

En términos generales, para que una planta sea considerada alergénica debe contener los antígenos capaces de desencadenar un fenómeno anafiláctico en el organismo humano. Se denomina proceso anafiláctico a aquel que se produce ante el aumento de la sensibilidad del organismo respecto de una sustancia determinada. Principalmente sucede en plantas anemófilas aunque, en determinadas condiciones, las entomófilas también producen alergia al encontrarse en forma abundante y alrededor de los hábitats humanos. El polen transportado por el viento debe tener un tamaño de entre 18 y 60  $\mu\text{m}$  aproximadamente para poder desplazarse fácilmente en la atmósfera (Saenz, 1993).

La concentración de polen atmosférico varía en el tiempo debido a los ciclos reproductivos de la vegetación del área. Por lo tanto, los valores del mismo dependen del modo de dispersión, del captador que se utilice y del tipo y distribución de la vegetación. Los estudios

aero-palinológicos tienen como objetivo el análisis de granos de polen y esporas y los factores que inciden en su liberación, dispersión y permanencia en la atmósfera: época de floración, capacidad de dispersión de los granos de polen (factores biológicos), precipitaciones, temperaturas, vientos (factores climáticos y/o meteorológicos) (Benedetti et al., 2009). La lluvia polínica es entendida como aquella generada por la producción y dispersión de granos de polen en la atmósfera procedentes de diferentes tipos de vegetación. En la Argentina la familia de mayor incidencia en la generación de la polinosis es Poáceas debido a su crecimiento espontáneo y su amplia distribución. Otras familias de angiospermas y gimnospermas igualmente representativas son Oleáceas, Platanáceas, Cupresáceas, Pináceas y Fagáceas. Estas últimas se caracterizan por poseer un alto porcentaje de presencia en las ciudades como vegetación exótica formando parte del arbolado urbano de alineación. En este sentido, si bien el arbolado es un elemento natural deseado en las ciudades, no siempre la introducción de ciertas especies arbóreas tiene efectos positivos sobre la salud de la población. Por lo tanto, el objetivo es reconocer qué especies arbóreas no son recomendables para el arbolado urbano en la ciudad de Bahía Blanca. La hipótesis que guía este trabajo es que existe una estrecha relación entre las personas que sufren de rinitis alérgica estacional y la presencia de especies arbóreas que forman parte del arbolado de alineación. La presencia del polen en suspensión, en ciertas épocas del año, constituye un riesgo para la calidad de vida de los habitantes. En consecuencia la elección de las especies más adecuadas para el arbolado urbano es fundamental en la gestión y planificación de las ciudades.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Área de estudio: Se localiza en el macrocentro de la ciudad de Bahía Blanca, la cuál se localiza en el suroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig.



1). Es una localidad intermedia que posee una totalidad de 301.501 habitantes (La Nueva Provincia, 2010). Posee un clima de transición entre el cálido y el húmedo del Este de la provincia de Buenos Aires y el frío y seco de la Patagonia. Los vientos son moderados y predominan desde el sector

Norte-Noroeste. El total anual de precipitaciones es de 613 mm, presentando una alta variación anual con mayor cantidad de lluvias a fines de la primavera y principios del verano. La temperatura media anual es de 15°C (Campo de Ferreras et al., 2004).

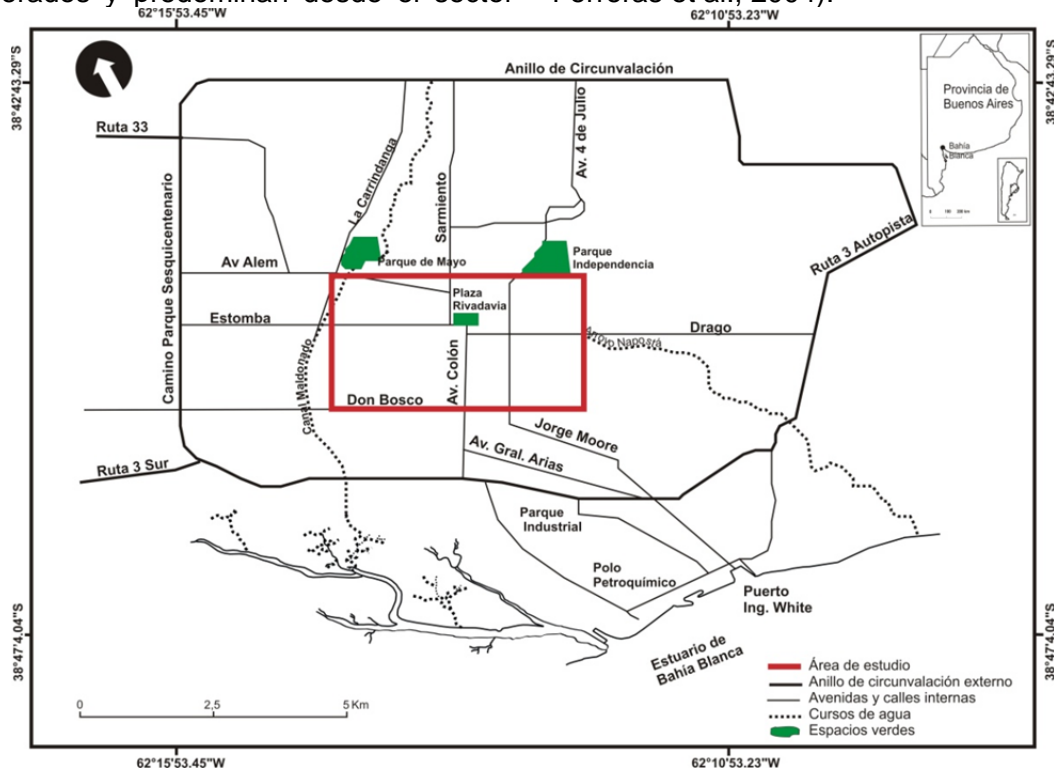


Fig. 1. Localización del macrocentro de la ciudad de Bahía Blanca, Buenos Aires (Duval, 2013).

La ciudad se halla inserta en la llanura pampeana y es una zona ecotonal entre las provincias fito-geográficas del espinal, del monte y la pampeana (Cabrera, 1976). Bajo estas condiciones naturales no se desarrollan grandes masas de vegetación arbórea. Por ende, la introducción de especies exóticas es una práctica común en las aceras de los barrios de la ciudad (Benedetti y Campo de Ferreras, 2007). Si bien este registro de especies es amplio, no todos los árboles de la localidad presentan interés desde el punto de vista alergológico. El área de estudio es el macrocentro de Bahía Blanca que se extiende por un área de 12 km<sup>2</sup> entre las calles: Av. Alem, Av. 1º de Mayo, Don Bosco y Parera. Es el sector de ciudad de

más alta densidad de población y de concentración de actividades comerciales.

Metodología empleada: Se observó, contabilizó y estudió la lluvia polínica de los géneros *Ligustrum*, *Fraxinus*, *Plátanus*, *Olea* y *Cupressus*, vegetales dominantes del arbolado urbano de Bahía Blanca. La lluvia polínica es entendida como aquella generada por la producción y dispersión de granos de polen en la atmósfera procedentes de diferentes tipos de vegetación. El captador utilizado por el Instituto de Alergia e Inmunología del Sur fue un muestreador volumétrico Rotorod ubicado en el macrocentro de la ciudad. Éste succiona el aire en forma activa permitiendo conocer el volumen de aire muestreado y los granos de polen de la

atmósfera. Se analizaron las muestras obtenidas con microscopía óptica y se procedió a la identificación de los tipos de pólenes. Estos fueron observados en el microscopio y mediante la palinoteca del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur (IAIS) se identificaron. En esos archivos figuran los datos de las características morfológicas de los granos, la especie a la cual pertenecen y fotografías de los mismos. Los datos se recolectaron diariamente para el período 2006-2012 en el Instituto de Alergia e Inmunología del Sur (IAIS) de Bahía Blanca con quien se trabaja en conjunto. El Instituto aporta el muestreador y los datos obtenidos se trabajan e interpretan con el grupo de trabajo de la Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo. Se obtuvieron los datos de los ejemplares arbóreos de las aceras del macrocentro de Bahía Blanca del Departamento de Parques Municipales perteneciente a la Municipalidad de Bahía Blanca. El estudio contempla el registro de especies arbóreas, su distribución y su cantidad. Con los datos del censo del arbolado urbano y el análisis de los granos de polen de los cinco géneros seleccionado se elaboró un mapa de vulnerabilidad que mostró los sitios donde se ubican los habitantes con rinitis alérgica estacional. Por medio de trabajo de campo se identificó la especie arbórea localizada en el domicilio o bien cercano a éste a los habitantes con rinitis alérgica estacional y se verificó que, en la mayoría de los casos, los pacientes poseen plátanos, fresnos, ligustros u olivos en la vereda de su vivienda o bien a pocos metros de ella.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvo una lista con los ejemplares de las especies arbóreas, su cantidad y su distribución en el macrocentro de la localidad de Bahía Blanca (Tabla 1). El total de ejemplares de árboles en calles y avenidas ascendió a 17.063, tanto nativas como introducidas. Sin embargo, no todas las especies que se localizaban en el área de estudio son anemófilas. La mayoría de

las mismas eran entomófilas como por ejemplo *Erythrina crista-galli*, *Manihot flabellifolia*, *Jacarandá mimosifolia*, *Melia azedarach*, *Sophora japónica*. Los géneros arbóreos representativos de las afecciones alérgicas catalogadas según la lista oficial de alérgenos de la Unión Internacional de Sociedades de Inmunología son: *Fraxinus*, *Cupressus*, *Ligustrum*, *Platanus* y *Olea*. En la Tabla 2 se muestra para cada especie arbórea antes nombrada el promedio de lluvia polínica, los días de máximo conteo y el total de granos de polen/m<sup>3</sup> de aire desde el año 2006 hasta el 2012. Estos datos ya se habían considerado hasta el 2009 en un trabajo previo (Benedetti et al., 2009) por lo tanto se actualizaron para los años 2010-2012. Los nuevos conteos los realizó el Instituto de Alergia e Inmunología del Sur a partir del muestreador.

El análisis de los datos indicó que las máximas concentraciones de polen en la atmósfera para los distintos géneros seleccionados se producen desde finales de agosto hasta el mes de diciembre, coincidentes con la floración en su máximo estado. Con respecto al promedio de lluvia polínica se observó que el género *Fraxinus* presentó valores entre 1,59 a 5 granos de polen/m<sup>3</sup> de aire durante los seis años considerados. *Platanus* y *Ligustrum* fueron los que poseen menor variación en la media de los valores, teniendo sus máximos en el año 2006 (1,57 granos de polen/m<sup>3</sup>) y en el año 2010 (0,19 granos de polen/m<sup>3</sup>) respectivamente. El promedio máximo de granos para *Cupressus* fue de 12,37 en el año 2006 y el mínimo de 0,05 en el año 2009. El género *Olea* tuvo la particularidad de no haber registrado granos de polen en la atmósfera durante el año 2009. La NAB (National Allergen Bureau) indica las sensibilidades de las personas alérgicas a los árboles de acuerdo a la concentración de granos de polen en la atmósfera. Esta institución define que entre 15 a 89 granos de polen/m<sup>3</sup> es una concentración moderada y da lugar a la presencia de determinados síntomas en algunos individuos sensibles a estos pólenes. Con valores entre 90 y

1.499, la mayoría de los individuos con diversos tipos de sensibilidad podrán experimentar síntomas. En este caso, los recuentos de los géneros *Fraxinus* y *Cupressus* superaron ampliamente los 90 granos de polen/m<sup>3</sup> lo cual representa una

inconveniencia en la salud de las personas alérgicas. En menor medida ocurre con *Platanus* y *Olea* según los distintos años y en el día de máximo conteo *Ligustrum* fue el único género que no presentó valores superiores a 90 granos de polen/m<sup>3</sup>.

Tabla 1. Cantidad de árboles por especie en el macrocentro de Bahía Blanca (se resaltan las especies que se van a estudiar).

Especies de árboles	Familia	Origen	Cantidad de ejemplares
<i>Fraxinus</i> spp.	Oleácea	Introducida	5.320
<i>Robinia pseudoacacia</i> var <i>umbraculífera</i>	Leguminosa	Introducida	1.482
<i>Jacarandá mimosifolia</i>	Bignoniácea	Nativa	1.154
<i>Lagerstroemia</i> spp.	Litrácea	Introducida	1.069
<i>Melia azedarach</i>	Meliácea	Introducida	1.049
<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleácea	Introducida	1.022
<i>Prunus cerasifera</i> (atropurpúrea)	Rosácea	Introducida	888
<i>Sophora japónica</i>	Leguminosa	Introducida	747
<i>Catalpa bignonioides</i>	Bignoniácea	Introducida	610
<i>Robinia pseudo acacia</i>	Leguminosa	Introducida	541
<i>Casuarina</i> spp.	Casuarinácea	Introducida	519
<i>Ulmus</i> spp.	Ulmácea	Introducida	375
<i>Hibiscus</i> spp.	Malvácea	Introducida	302
<i>Acacia visco</i>	Leguminosa	Introducida	248
<i>Callistemon</i>	Mirtácea	Introducida	209
<i>Cupressus</i> spp.	Cupresácea	Introducida	144
<i>Acer</i> spp.	Acerácea	Introducida	139
<i>Populus</i> spp.	Salicácea	Introducida	132
<i>Tilia</i> spp.	Tiliácea	Introducida	125
<i>Nerium oleander</i>	Apocinácea	Introducida	112
<i>Salix</i> spp.	Salicácea	Introducida	105
<i>Ailanthus altissima</i>	Simarubácea	Introducida	99
<i>Platanus</i> spp.	Platanácea	Introducida	90
<i>Olea europea</i>	Oleácea	Introducida	77
<i>Chorisia speciosa</i>	Malvácea	Nativa	68
<i>Eriobotrya japonica</i>	Rosácea	Introducida	68
<i>Albizia julibrissin</i>	Leguminosa	Introducida	64
<i>Gleditsia tricanthos</i>	Leguminosa	Introducida	46
<i>Erythrina crista-galli</i>	Leguminosa	Nativa	34
<i>Tabebuia</i> spp.	Bignoniácea	Nativa	33
<i>Manihot flabellifolia</i>	Euphorbiácea	Introducida	27
<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgoácea	Introducida	21
<i>Caesalpinia gilliesii</i>	Leguminosa	Nativa	19
<i>Eucalyptus</i> spp.	Mirtácea	Introducida	19
<i>Cercis siliquastrum</i>	Leguminosa	Introducida	15
<i>Brachychiton populneus</i>	Malvácea	Introducida	14
<i>Quercus robur</i>	Fagáceas	Introducida	13
<i>Robinia hispida</i>	Leguminosa	Introducida	13
<i>Bauhinia</i> spp.	Leguminosa	Nativa	12
<i>Bétula alba</i>	Betulácea	Introducida	8
<i>Liquidambar styraciflua</i>	Hamamílácea	Introducida	8
<i>Magnolia grandiflora</i>	Magnoliácea	Introducida	7
<i>Quercus ilex</i>	Fagácea	Introducida	6
<i>Phytolacca dioica</i>	Phytolacácea	Nativa	4
<i>Tamarix gallica</i>	Tamaricácea	Introducida	4
<i>Schinus molle</i> var <i>areira</i>	Anacardiácea	Nativa	2

Fuente: Graciela Benedetti sobre la base de los datos generales del Departamento de Parques Municipales, Municipalidad de Bahía Blanca, 2009.

Tabla 2. Datos polínicos para cuatro géneros del arbolado urbano de la localidad de Bahía Blanca. Período 2006-2012.

Año	Taxa	<i>Fraxinus</i>	<i>Platanus</i>	<i>Ligustrum</i>	<i>Cupressus</i>	<i>Olea</i>
2006	Promedio lluvia polínica	3,78	1,57	0,04	12,37	3,21
	Día de máximo conteo	10/09 136,54	08/09 91,67	21/12 1,2	23/08 677,2	27/10 55,13
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	1.380	575	12,82	4.514	295,44
2007	Promedio lluvia polínica	3,63	0,54	0,01	11,06	1,68
	Día de máximo conteo	10/09 261,22	4/10 28,53	21/09 0,32	30/08 294	31/10 56,73
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	1.323,72	198,08	1,92	2.025	216,67
2008	Promedio lluvia polínica	4,20	0,19	0,03	8,39	0,16
	Día de máximo conteo	25/09 102,56	10/09 7,05	16/12 3,21	23/08 190	24/10 15,38
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	1.531,73	71,15	12,50	3.070	59,94
2009	Promedio lluvia polínica	1,63	0,03	0,01	0,05	0
	Día de máximo conteo	26/09 330,56	30/09 5,12	22/12 1,28	1/09 8,64	0
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	593,92	12,48	1,92	19,20	0
2010	Promedio lluvia polínica	5,00	0,10	0,19	11,19	0,41
	Día de máximo conteo	21/09 352	23/09 5,44	14/12 35,95	29/09 434,24	4/11 20,16
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	1.819,87	38,08	69,20	4.071,69	148,49
2011	Promedio lluvia polínica	2,11	0,05	0,12	3,96	0,24
	Día de máximo conteo	19/09 229,1	20/09 4,8	1/01 9,94	24/08 200,6	30/10 14,1
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	769,55	17,63	44,55	1.443,59	87,50
2012	Promedio lluvia polínica	1,59	0,02	0,09	2,60	0,04
	Día de máximo conteo	14/09 113,28	13/09 1,6	8/12 5,12	22/08 221,76	26/10 y 5/11 3,21
	Total Granos de polen/m <sup>3</sup> de aire	582,08	7,68	32,12	950,02	15,52

Fuente: Valeria S. Duval sobre la base de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur, 2013.

Una de las respuestas al motivo de la variabilidad en el conteo de pólenes se debe buscar en el origen taxonómico de los árboles. Algunos pólenes de especies pertenecientes a la familia *Oleáceas* son consideradas fuertemente alergénicas y responsables de numerosos casos de polinosis. Esta familia botánica es considerada como una de las principales inductoras de enfermedades alérgicas, porque sus flores se polinizan por medio de insectos (entomófilas), así no tienen la necesidad de sintetizar tanto polen y pueden reducir el número de estambres.

Sin embargo, la cantidad de polen que pueden liberar los olivos pese a tener sólo dos estambres es muy grande debido a que es cuantioso el número de flores y parece haberse vuelto, al menos parcialmente, a un tipo de polinización más primitiva en la que interviene el viento. De esta forma, desde el punto de vista clínico es responsable de hasta un 65% de sensibilizaciones solas o bien asociadas a otros pólenes sobre todo al de las gramíneas (Mellido, 1985). La polinización del olivo se realiza por insectos (entomófila) pero existe una importante

polinización secundaria por el viento (anemófila) cuando la producción de polen es abundante (Feo Brito, 2003). Los géneros más importantes de esta familia son *Olea*, *Fraxinus* y *Ligustrum* (Gastaminza et. al., 2005). De acuerdo al censo verde realizado, los tres son representantes del arbolado urbano de Bahía Blanca con un buen número de ejemplares cada especie. En el caso particular del género *Olea*, la variación en los conteos de cantidad de polen por año se explica por los cambios en la

meteorología y el comportamiento de alternancia entre años de elevada producción polínica y años de baja polinización (Feo Brito, 2003). El olivo (*Olea europea*) es una angiosperma y dicotiledónea. En Bahía Blanca la mayor concentración de polen en la atmósfera se produce entre los últimos días de octubre hasta primeros de noviembre, período en el cual se suceden las máximas concentraciones coincidentes con la floración en su máximo estado (Fig. 2).

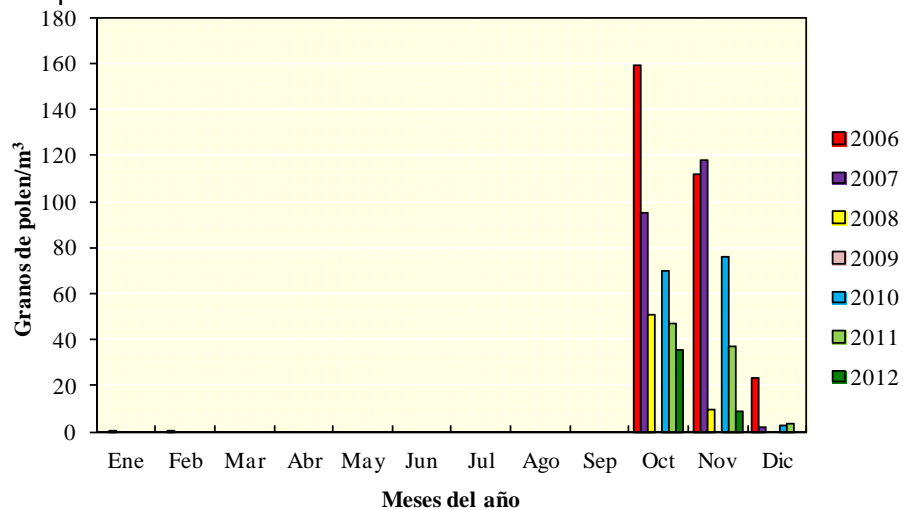


Fig. 2. Distribución mensual de granos de polen/m<sup>3</sup> de *Olea europea* para el período 2006-2009. Fuente: Valeria S. Duval sobre la base de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur, 2013.

El género *Fraxinus*, en particular la especie *Fraxinus excelsior* (fresno), tiene como característica estar compuesto por árboles caducifolios de hojas compuestas. Las flores están en racimos axilares ramificados, sin cáliz ni corola que aparecen antes que las hojas y su fruto es en sámara. El fresno es un árbol de polinización anemófila y es reconocida por su capacidad alérgica y su reactividad cruzada con pólenes de otros árboles. En Bahía Blanca esta especie fue la más numerosa (5.320 ejemplares) y posee una amplia distribución. De esta situación se deriva la importancia de evitar incorporarlos como parte del arbolado urbano y la necesidad de reemplazarlos por otras especies. Presentaron las máximas concentraciones de polen en la atmósfera

durante el mes de septiembre y la segunda semana de octubre. A diferencia de otros, los fresnos tuvieron registros de lluvia polínica en forma esporádica desde finales de junio aumentando hacia los meses de primavera. En la figura 3 se observa la distribución de los valores totales de granos de polen/m<sup>3</sup> para el período analizado (2006-2012). La especie *Ligustrum lucidum* (ligustro) posee hojas simples y ovales, verde-oscuras lustrosas, siempre-verdes. Las flores hermafroditas son blancas, perfumadas y densamente agrupadas en inflorescencias terminales y el fruto es una baya negra. La polinización es entomófila y ocasionalmente anemófila. Es una especie perenne muy utilizada en el arbolado de alineación pero resulta poco recomendada en esta zona debido a los

inviernos rigurosos. Si bien la ciudad presenta un elevado número de dichos ejemplares, los resultados del conteo de polen demuestran que es escasa la lluvia polínica y por lo tanto no es una especie

representativa de la polinosis. Es de destacar que se incrementó la cantidad de polen en la atmósfera en los últimos tres años (2010-2012).

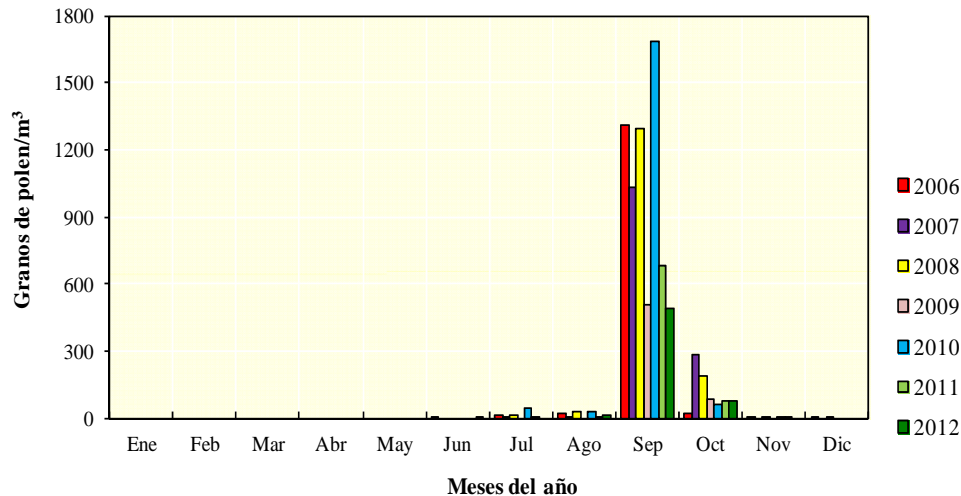


Fig. 3. Distribución mensual de granos de polen/m<sup>3</sup> de *Fraxinus spp.* para el período 2006-2012. Fuente: Valeria S. Duval sobre la base de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur, 2013.

Desde el año 2006 y hasta el 2009, los valores de polen eran inferiores a 12 granos de polen/m<sup>3</sup> mientras que a partir de 2010 se incrementaron superando los 30 granos de polen/m<sup>3</sup>. Una característica particular de *Ligustrum lucidum* es su comportamiento diferencial con respecto a las otras especies analizadas al presentarse durante el mes de enero, febrero y septiembre conteos esporádicos de granos de polen entre valores de 0,64 a 0,32. Los días de máximo conteo para los siete años analizados se registraron durante el mes de diciembre. En la Fig. 4 se muestra la distribución de los granos de polen totales registrados en el período analizado. La familia de las *Cupresáceas* generalmente posee un uso de tipo ornamental para el arbolado de parques y jardines. Son árboles monoicos de hojas persistentes, aciculares o escuamiformes. La polinización es del tipo anemófila. En el conteo se observó que *Cupressus* dispersa una gran cantidad de polen. La cantidad total de polen de este género captado por el muestreador a lo largo del período analizado permite concluir que es el de

mayor aporte polínico anual (entre 4.514 y 2.025 granos de polen por metro cúbico de aire). En la Fig. 5 se muestra la distribución mensual de valores totales de granos de polen entre 2006 y 2012. Se observó el predominio de polen durante los meses de julio, agosto y septiembre. El género *Platanus* comprende árboles que pueden llegar hasta los 30 metros de altura y tienen hojas grandes y divididas en 3 y 5 partes. El plátano posee una corteza amarillenta o verdosa que se desprende en placas periódicamente. Los frutos son pequeños y abundantes, de forma esférica y de 4 centímetros de diámetro aproximadamente. En la ciudad se distribuyen en las grandes avenidas y calles anchas. Estos árboles tienen una floración corta y explosiva, por ello la presencia de polen en el aire dura alrededor de cuarenta días. Las flores son unisexuales agrupadas en cabezuelas globosas muy pedunculadas. Presentó una lluvia polínica corta pero relativamente intensa principalmente en el mes de septiembre y los primeros días del mes de octubre (Fig. 6).

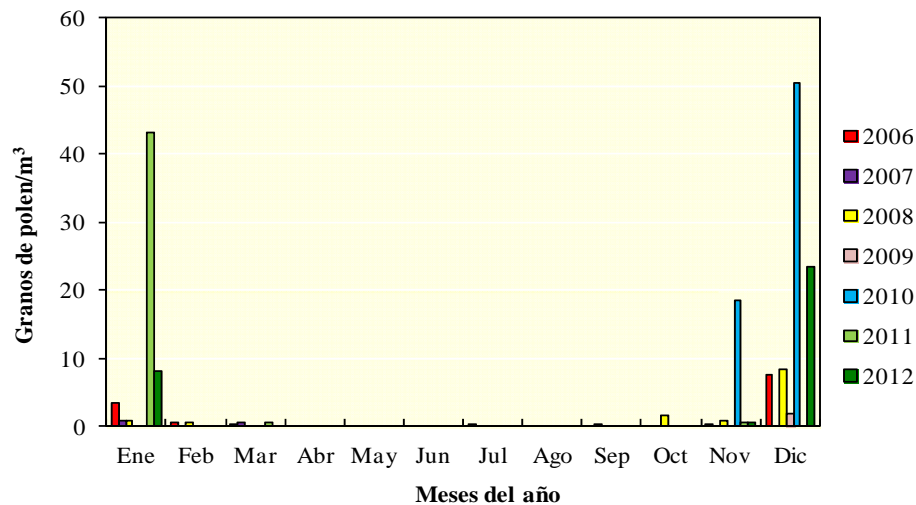


Fig. 4. Distribución mensual de granos de polen/m<sup>3</sup> de *Ligustrum spp.* para el período 2006-2012. Fuente: Valeria S. Duval sobre la base de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur, 2013.

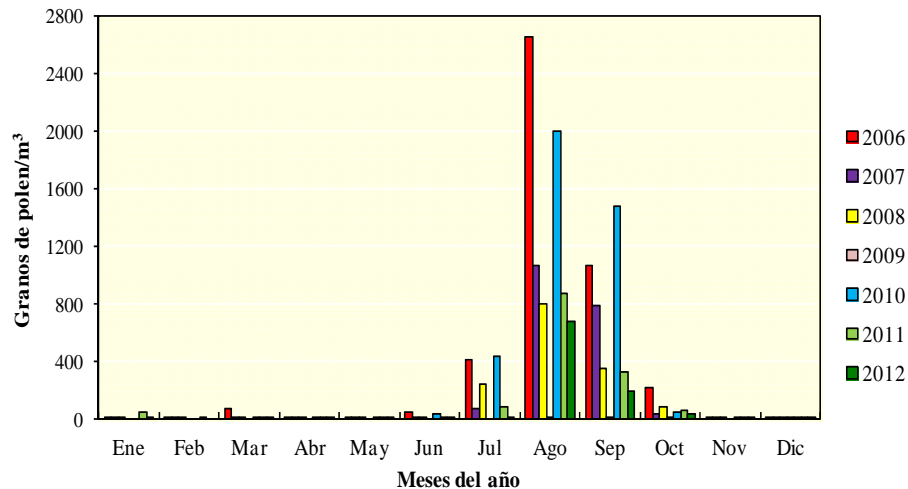


Fig 5. Distribución mensual de granos de polen/m<sup>3</sup> de *Cupressus spp.* para el período 2006-2012. Fuente: Valeria S. Duval sobre la base de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur, 2013.

**Instrumento de gestión empleando el mapa de vulnerabilidad:** A través de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur (IAIS) se comprobó que de un total de 552 pacientes que realizaron consultas sobre problemas de alergias, 213 presentaron alergias vinculadas directamente a los pólenes de los árboles. La cuestión del género no es significativa ya que se registraron 105 mujeres y 108 varones. La mayoría de ellos sufren de una rinitis alérgica estacional (205 pacientes). Por otro lado se identificó en el terreno la especie arbórea que se localiza en su

domicilio o bien cercano a éste. Producto del trabajo de campo se verificó que en la mayoría de los casos, los pacientes poseen plátanos, fresnos, ligustros u olivos en la vereda de su vivienda o bien a pocos metros de ella. Esta situación comprueba la relación entre especie arbórea y pacientes alérgicos registrados con problemas relacionados al polen. La misma fue corroborada en el terreno teniendo en cuenta las direcciones de los pacientes y el arbolado público de alineación que tiene cada uno en su vivienda o cercana a ella.



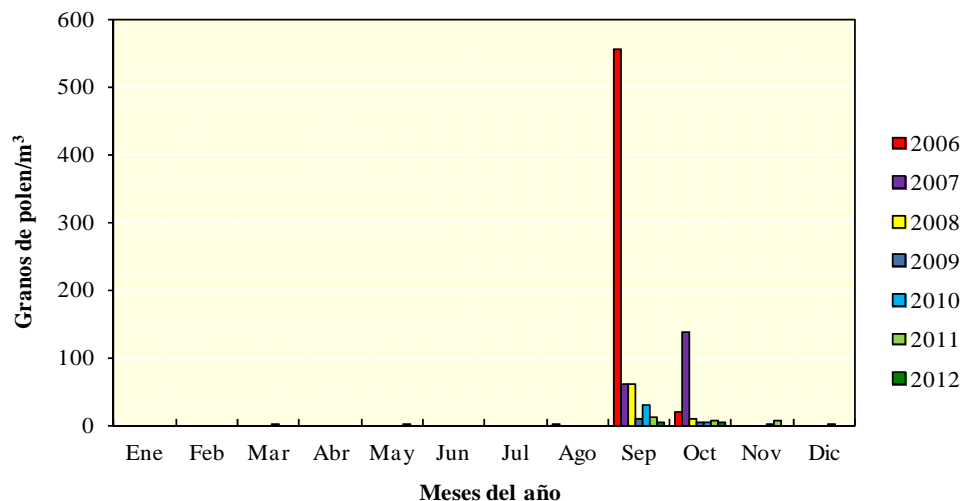


Fig. 6. Distribución mensual de granos de polen/m<sup>3</sup> de *Platanus spp.* para el período 2006-2012. Fuente: Valeria S. Duval sobre la base de los datos del Instituto de Alergia e Inmunología del Sur, 2013.

La Fig. 7 es un mapa de vulnerabilidad que muestra la localización de los pacientes que sufren de rinitis estacional registrada principalmente durante los meses de primavera en coincidencia con el período de mayor contabilización de polen en la atmósfera. En este caso, la vulnerabilidad es concebida como “la presencia de cierto número de características de tipo genético,

ambiental, biológicas, psicosociales, que actuando individualmente o entre sí desencadenan la presencia de un proceso” (Pita Fernández et al., 2002). Este mapa constituye una herramienta que permite visualizar la localización de los pacientes alérgicos al polen y la presencia de los cinco géneros arbóreos en las aceras de sus viviendas.

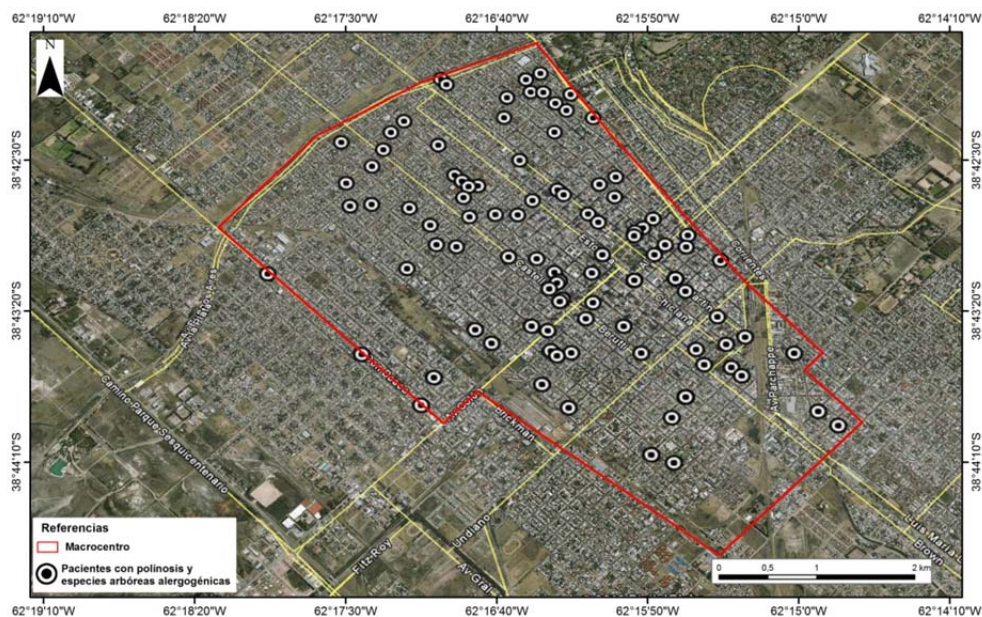


Fig. 7. Mapa de vulnerabilidad: localización de pacientes con polinosis próximos a especies arbóreas alergénicas (Benedetti y Duval, 2012).

El censo del arbolado urbano determinó la cantidad de ejemplares de las especies seleccionadas para el conteo de su polen. *Fraxinus* y *Ligustrum* fueron los géneros con mayor cantidad de árboles registrados en el macrocentro de la ciudad de Bahía Blanca. El conteo y análisis de granos de polen en la atmósfera es de utilidad debido a que contribuye a identificar patologías alérgicas relacionadas con la vegetación.

## CONCLUSIONES

El diseño de una metodología para el estudio del arbolado urbano de alineación es fundamental para poder conocer el stock verde de una ciudad en este caso particular, el referido a las vías de circulación (Benedetti, 1996). Por ello el inventario, la clasificación y el mapeo de cada individuo vegetal forman parte de un estudio dinámico del cual se obtiene información básica para la planificación y gestión del ambiente urbano. En la identificación de los individuos se considera que el atributo tiene valor diagnóstico ya que se parte de la premisa que existe una correlación entre la variable estudiada (árboles) y la calidad de vida de los habitantes (Benedetti y Campo de Ferreras, 2007). De esta forma se comprobó la hipótesis planteada: la relación directa entre el arbolado de aceras y pacientes con problemas de rinitis en cuya vereda de vivienda o en la cercanía inmediata se da la presencia de alguna de las especies arbóreas alergógenas. Ello lleva a cumplimentar el objetivo del trabajo: contribuir a mejorar la planificación y gestión del arbolado urbano en relación con la calidad de vida de los habitantes de la ciudad a partir de la construcción de un mapa de vulnerabilidad. Éste identifica por un lado los pacientes con polinosis y muestra dónde se localizan las especies arbóreas que generan efectos perjudiciales en la salud de los habitantes. El estudio posibilitó reconocer la cantidad total de granos de polen/m<sup>3</sup> para cada especie arbórea seleccionada así como el día de máximo conteo y el promedio anual del mismo. Los datos relevados son de

importancia para saber si los géneros seleccionados contribuyen o no en la generación de síntomas en las personas alérgicas. En este sentido se detectó que *Cupressus* es el género de mayor incidencia y el de menor es *Ligustrum* en la generación de lluvia polínica. La estación de primavera, especialmente el mes de septiembre es la de mayor aporte polínico a la atmósfera. Esta época coincide con el incremento en el número de consultas en los servicios de alergia, otorrinolaringología y oftalmología. La presencia y concentración de polen de los cinco géneros analizados incrementan los síntomas de alergia en los pacientes sensibles a la misma. De aquí la importancia de estudiar cuáles son las propiedades de los pólenes y qué árboles contribuye a la polinosis con la finalidad de saber elegir adecuadamente las especies del arbolado urbano. Una medida de gestión adecuada sería el reemplazo de especies arbóreas generadoras de rinitis alérgica estacional por otras cuyo polen no sea perjudicial a la salud de los habitantes. Finalmente, la información proporcionada por los censos arbóreos y los estudios aerobiológicos ayuda a mejorar la calidad de vida de la población. La fitogeografía cultural aporta al conocimiento de la distribución del arbolado público y a la formulación de recomendaciones relativas a la plantación de árboles que produzcan menor polen alergénico. En combinación con ello, la Ecología del Paisaje busca lograr un equilibrio en la relación sociedad-naturaleza para que el espacio urbano se constituya en un lugar más saludable para quienes lo habitan.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se realizó en el marco del proyecto de investigación: Geografía Física aplicada al estudio de la interacción sociedad-naturaleza. Problemáticas a diferentes escalas témporo-espaciales (24/G067), subsidiado por SGCyT, UNS. (Directora: Dra. Alicia Campo). Las autoras agradecen al Dr. Germán Ramón por el aporte de los datos sobre los pacientes de

que sufren de rinitis alérgica estacional en la ciudad de Bahía Blanca.

## BIBLIOGRAFÍA

- AAAeIC, 2009. Asociación Argentina de Alergia e Inmunología Clínica. Encuesta Nacional.
- Benedetti, G. 1996. Plantas Sustentadoras del Espacio Vital Bahiense. Actas de las Primeras Jornadas Nacionales de Geografía Física. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 24 al 26 de Abril de 1996. UNS. Departamento de Geografía. pp. 159-165.
- Benedetti, G., A. Campo de Ferreras. 2007. Arbolado de alineación: el mapa verde de un barrio en la ciudad de Bahía Blanca, Argentina. Papeles de Geografía 45-46: 27-38.
- Benedetti, G.M, L. Barrionuevo, G. Ramón. 2009. Arbolado urbano e incidencia del aeropolen en la salud de la población de Bahía Blanca, Argentina. EGAL.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: Kugler, W.F. (Ed.). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. ACME, Buenos Aires, Argentina. pp. 18-50.
- Campo de Ferreras, A., A. Capelli de Steffens, P. Diez. 2004. El clima del Suroeste bonaerense. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. pp. 99.
- Feo Brito, F. 2003. Aerobiología y polinosis por Oleáceas. Alergología e Inmunología Clínica 18(3): 19-23.
- Gastaminza, G. 2005. Alergia al polen de las oleáceas en un lugar donde no hay olivos. Servicio de Alergia e Inmunología, Hospital Santiago Apóstol, Vitoria-Gasteiz. BIAL-Arístegui, Bilbao. Allergol and Immunopathol 20: 131-138.
- La Nueva Provincia. 2010. Bahía cuenta con 301.501 habitantes. Día: 3 de noviembre de 2010. URL: <http://www.lanueva.com>.
- La Nueva Provincia. 2011. La rinitis no es sólo un problema de primavera. Día: 29 de agosto de 2011. URL: <http://www.lanueva.com>.
- Mellido, G. 1985. Allergy to *Olea europaea* pollen: relationship between skin prick test, RAST, ELISA and bronchial provocation test. Allergol and Immunopathol 13: 229-234.
- Pita Fernández, S., M.T. Vila Alonso, J. Carpena Montero. 2002. Determinación de factores de riesgo. Unidad de Epidemiología Clínica y Bioestadística. Complejo Hospitalario Juan Canalejo. A Coruña 4: 75-78.
- Rodríguez Mosquera, M. 2000. Rinitis alérgica. Información Terapéutica del Sistema Nacional de Salud 24(1): 1-8.
- Saenz, C. 1993. Polen y esporas. H. Blume, Madrid, España. Pp. 219.

## Delimitación de unidades de paisaje en Patagonia central

Mariana Andrea Buzzi\*, Miguel Ángel Bertolami, Bárbara Lisa Rueter

Cátedra protección de paisaje, flora y fauna. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB), cc 786 (9000) Comodoro Rivadavia, Chubut, Argentina. \*Autor de correspondencia: [mbuzzi@unpata.edu.ar](mailto:mbuzzi@unpata.edu.ar).

### RESUMEN

En Patagonia, la heterogeneidad espacial es una característica de los ecosistemas áridos y semiáridos, que se expresa en la mayoría de los atributos cuantificables del ambiente, lo que denota su complejidad. El objetivo del presente trabajo fue delimitar las unidades de paisaje en el Departamento Escalante, al sureste de la provincia de Chubut, abarcando un área de 14.563 km<sup>2</sup>. Se define a las unidades de paisaje o geosistemas como un sistema geográfico natural que puede aparecer homogéneo, a determinada escala, y estar integrado por un mosaico de geo-complejos igualmente homogéneos que emergen cuando son apreciados a una escala de mayor detalle. Se realizó un análisis de las unidades de paisaje en un ambiente SIG en modo raster y vectorial. Para el procesamiento de la imagen satelital se realizó una composición en falso color y se la corrigió geométrica y atmosféricamente. Las unidades de paisaje fueron digitalizadas en pantalla según las geoformas dominantes. Se realizaron transectas lineales en unidades de muestreo de 2.500 m<sup>2</sup> a fin de poder cuantificar la homogeneidad interna del geosistema y caracterizar la estructura de la vegetación. Se obtuvieron tres unidades de paisaje principales a escala regional (1:250.000): cañadones costeros, pampas y valles occidentales. Los cañadones costeros estuvieron dominados por matorrales abiertos y cerrados en las porciones de mayor altura y estepas arbustivas en las proximidades al mar. Las pampas se caracterizaron por poseer una estepa gramínea con mayor o menor conectividad estructural; y los valles occidentales tuvieron estepas arbustivas distribuidos de manera heterogénea en el espacio. La delimitación de las unidades de paisaje permite contar con una base de datos georeferenciada para poder relacionar las diferentes situaciones ambientales, conocer la respuesta de las mismas al manejo de la ganadería ovina y a los disturbios por la actividad petrolera.

**Palabras claves:** unidades de paisaje, Departamento Escalante, geosistema, SIG, zonas áridas.

### ABSTRACT

In Patagonia, spatial heterogeneity is a characteristic of arid and semiarid ecosystems. It is expressed in most of the quantifiable attributes of the environment, showing its complexity. The aim of this study was to map the landscape units in Escalante Department, south-eastern Chubut Province, covering 14,563 km<sup>2</sup>. The landscape units or geo-systems are defined as natural geographic systems that may appear homogeneous at certain scale, and being integrated by a mosaic of homogeneous geo-complexes that emerge when they are appreciated at a more detailed scale. An analysis of the landscape units was made in raster and vector GIS mode. The satellite images were performed in false colour composition, and geometrically and atmospherically rectified. The landscape units were digitized on screen as the dominant landforms. Linear transects were performed in sampling units of 2,500 m<sup>2</sup> in order to quantify the internal homogeneity of the geo-system and characterize the vegetation structure. Three major landscape units were detected at regional scale (1:250,000): coastal valleys, plateaus and western valleys. The coastal valleys were dominated by close and open scrubs and located in the higher areas, and shrub steppes near the sea. The plateaus were characterized by grassland with varying structural connectivity, and the western valleys presented shrub steppes distributed in space in a heterogeneous way. The mapping of landscape units provides a georeferenced database to relate different environmental situations, know their response to the management of sheep livestock and disturbs originated by the oil activity.

**Key words:** landscape units, Escalante Department, geo-system, GIS, arid zones.

### INTRODUCCIÓN

Las principales actividades económicas de la Patagonia continental son la ganadería ovina extensiva y la explotación petrolera. Estas dos actividades son las que han producido los mayores impactos en el Departamento Escalante, y han generado cambios irreversibles en el suelo y la

vegetación, dinamizando así los procesos de desertificación (Bertolami et al., 2005). Existen numerosas definiciones de desertificación, las cuales hacen hincapié en diferentes aspectos (Bertolami, 1989; Roig, 1989; Dawelbait y Morari, 2012). Para este trabajo se tomó la definición propuesta por Dawelbait y Morari (2012),

quienes consideran a la desertificación como la degradación de las tierras áridas o semiáridas, debido a variaciones en el clima y/o actividades humanas.

Se considera a una unidad de paisaje como la mínima unidad cartografiable que permite representar los componentes estructurales y funcionales de un ecosistema (Naveh y Liberman, 1993). La heterogeneidad espacial es una característica de los ecosistemas áridos y semiáridos, que se expresa en la mayoría de los atributos cuantificables del ambiente, lo que denota su complejidad.

Se define un SIG (sistema de información geográfico) como una herramienta para los procedimientos de disección y síntesis presentes en el abordaje de problemáticas de índole espacial (Cruz, 2008). Es decir, es un conjunto de componentes asociados a un proyecto de gestión y análisis de datos georeferenciados, sustentados en sistemas de recolección y captura de datos y sistemas informáticos que permiten el tratamiento y análisis en forma digital (Bertolami et al., 2008). Un SIG puede trabajar en dos formatos principales: vectorial y raster. El formato vectorial mantiene separada la base de datos alfanumérica de la gráfica y se apoya en la representación de tres entidades cartográficas básicas: puntos, líneas y polígonos. En cambio, el raster apoya la creación de base de datos geográfica en la incorporación de capas temáticas superpuestas. Cada capa constituye una matriz cuadrículada de celdas (píxeles) continuas, de tamaño y área uniforme que contienen un número digital como dato que indica la categoría a la cual pertenece (Cruz, 2008). El objetivo del presente trabajo fue delimitar las unidades de paisaje en Patagonia Central, utilizando la teledetección, los SIG y los relevamientos a campo como herramientas.

## MÉTODOS

**Área de estudio:** El trabajo se desarrolló al sureste de la provincia de Chubut, en el Departamento Escalante, el cual presenta

un área aproximada de 14.563 km<sup>2</sup>. La principal característica climática del área es el bajo valor de precipitación total anual (250 mm.año<sup>-1</sup>) con un régimen mediterráneo. La temperatura media anual es de 12,5°C, aunque en las mesetas basálticas (por encima de los 600 msnm) las temperaturas medias descienden a 9°C. Además se caracteriza por la presencia de fuertes vientos con dirección oeste-este (Beeskow et al., 1987). El Departamento Escalante está ubicado en las antiguas planicies fluvio-glaciares terrazadas. Presenta dos unidades geomorfológicas bien definidas: las mesetas sedimentarias y los cañadones costeros que descienden hacia el mar. Las principales planicies son Pampa Salamanca y Pampa del Castillo (relieve estructural disectado, caracterizado por sedimentos areno-arcillosos poco consolidados) (Fig. 1) (Cesari, 1991).

**Tratamiento digital de la imagen:** La delimitación de las unidades de paisaje en el Departamento Escalante se trabajó en ambiente SIG. Se realizó una composición en falso color (red-green-blue, RGB), a partir de las bandas disponibles del satélite Landsat 5 TM (*Thematic Mapper*). La imagen fue obtenida en el año 2005 y corresponde al Path 229 y Row 092. La resolución espacial es de 30 metros (a excepción de la banda térmica que posee una resolución de 120 m) y la resolución espectral es de siete bandas. Una en el azul (0,45-0,52 µm), verde (0,52-0,60 µm), rojo (0,63-0,69 µm), infrarrojo cercano (0,76-0,90 µm), dos bandas en el infrarrojo medio (1,55-1,75 µm; 2,08-2,35 µm) y una en el infrarrojo termal (10,40-12,50 µm). La frecuencia con que el satélite toma imágenes de una misma área, es decir la resolución temporal, es de 16 días. La imagen fue corregida geométricamente a partir de puntos reconocibles en la misma y en el campo con el empleo de receptores GPS (Marca GARMIN). A partir de los puntos obtenidos, la imagen fue tratada en el programa IDRISI PARA WINDOWS versión 32 (Eastman, 1999) mediante ecuaciones polinomiales cuadráticas

tomando en consideración el vecino más próximo, alcanzando un error aproximado de medio pixel. A fin de evitar errores de lectura debido a las diferentes condiciones atmosféricas de cada fecha de obtención

de las imágenes se realizó la corrección del histograma de cada banda, ajustándolas de acuerdo a la inclinación solar con el programa CORRATM (Racca, 2007).

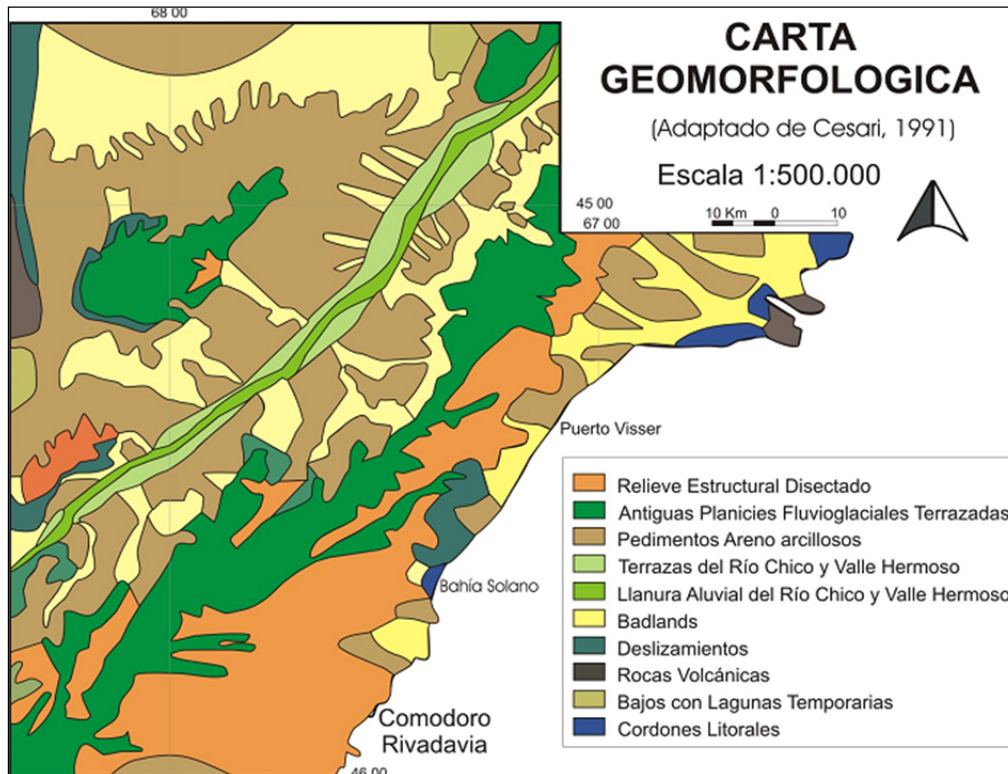


Fig. 1. Carta geomorfológica del Departamento Escalante (Cesari, 1991).

Se digitalizaron en pantalla los límites correspondientes a los distintos geosistemas. La digitalización, en modo vectorial, consiste en la elaboración de máscaras que se caracterizan por presentar cierta homogeneidad, sea por el ambiente que representa o bien por la definición de área de análisis (Bertolami et al., 2008). Una vez que se obtuvo la máscara, se realizó una reclasificación, la cual supone la creación de un nuevo mapa con nuevos valores resultado de determinadas operaciones matemáticas basada en los valores iniciales (Bosque Sendra, 1992). Finalmente, se llevó a cabo la superposición aritmética de multiplicación entre dos capas y, posteriormente, se calculó la superficie correspondiente a cada geosistema. Tanto la reclasificación como la superposición

aritmética de las capas se realizaron trabajando en modo raster.

**Relevamiento florístico:** La caracterización de las unidades de vegetación se realizó utilizando el soporte de las descripciones de vegetación realizadas en Patagonia (Soriano, 1956; Cabrera, 1971; León et al., 1998; Bertolami et al., 2005; Rueter y Bertolami 2009; Rueter y Bertolami 2010) y mapeadas por Bertiller *et al.* (1981) a una escala de 1:250.000. En parcelas de 50 x 50 m (2500 m<sup>2</sup>) se midieron las coberturas mediante el Método de Canfield (1941), también denominado Line Interception Method. Las especies se validaron con el "Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur" (Zuloaga et al., 2009) y la "Flora del Cono Sur" del Instituto de Botánica Darwinion.



## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los trabajos de delimitación de unidades de paisaje en Patagonia Central son escasos. En este aporte se obtuvieron tres geosistemas principales a escala regional (1:250.000): cañadones costeros, pampas y valles occidentales (Fig. 2). Estos

resultados coinciden parcialmente con los obtenidos por Bertolami et al. (2008) quienes mapearon las unidades de paisaje a nivel de geosistemas y geofacies en la Cuenca del Golfo San Jorge (Chubut y Santa Cruz).

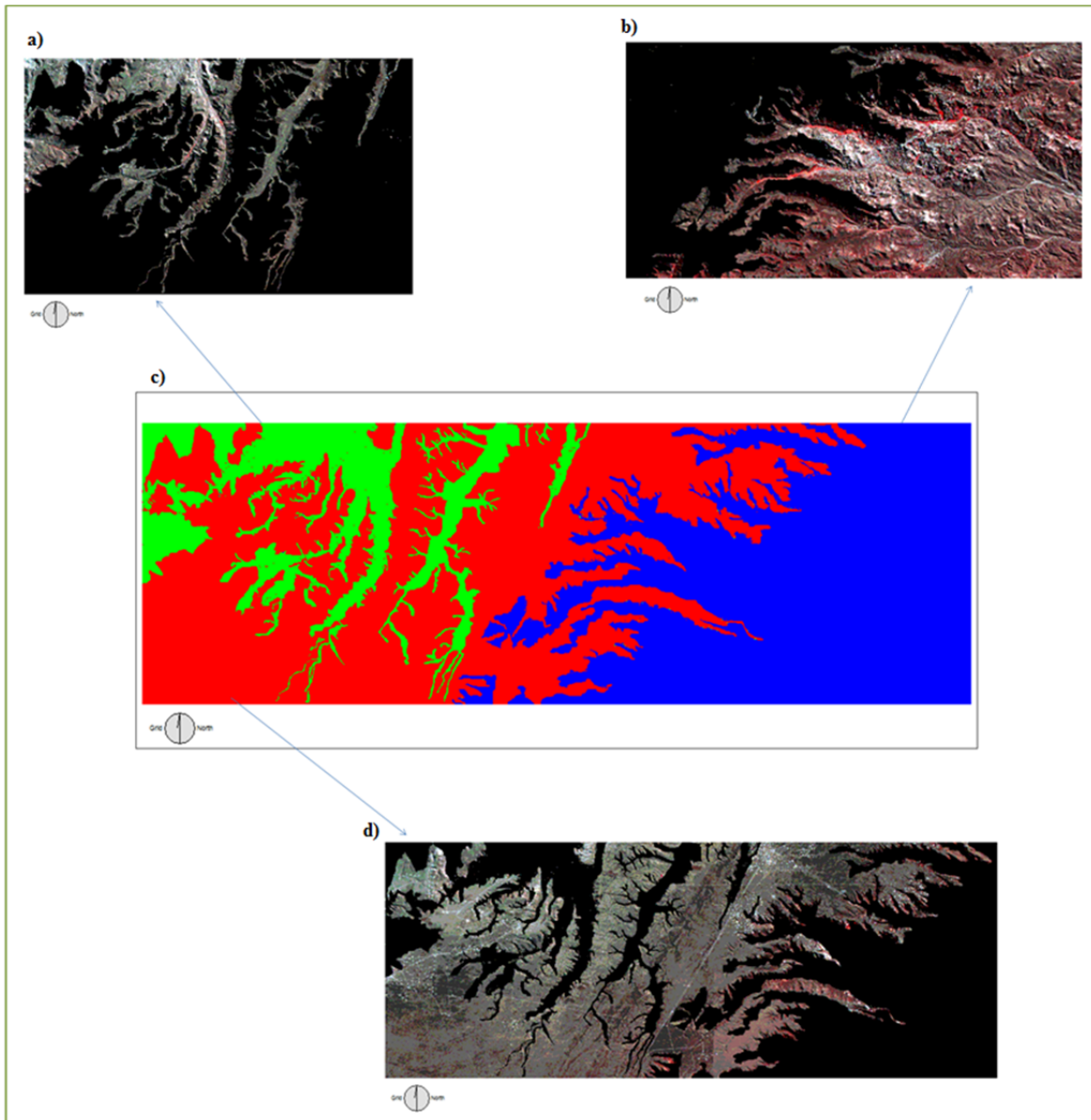


Fig. 2. Unidades de Paisaje del sureste del Departamento de Escalante (Chubut): (a) valles occidentales, (b) cañadones costeros, (c) máscara del área completa de estudio (valles occidentales en verde, pampas en rojo y cañadones costeros en azul), y (d) pampas.



La superficie que ocupa cada geosistema se muestra en la Tabla 1. Se observó que las pampas fue la unidad de mayor superficie, seguida por los cañadones costeros y los valles occidentales. Los geosistemas cañadones costeros y pampas se encontraron en la unidad fitogeográfica denominada Distrito del Golfo San Jorge, que abarca las mesetas que rodean al golfo homónimo, desde Cabo Raso hasta Punta Casamayor (Cabrera, 1971). El distrito se caracteriza fisonómicamente por estepas herbáceas con arbustos, estepas arbustivo-herbáceas,

estepas arbustivas, matorrales cerrados y abiertos (Bertiller et al., 1981; Bertolami, 2004; Bertolami et al., 2005). Incluye dos unidades de vegetación dispuestas en un intrincado diseño espacial (Paruelo et al., 2005). En los cañadones costeros dominaron los matorrales, cerrados en las laderas de exposición sur (umbría) y abiertos en las de solana (Rueter y Bertolami, 2010). En este geosistema se encontró la dominancia de *Colliguaja integerrima* (duraznillo) y *Retanilla patagonica* (malaspina) (Fig. 3).

Tabla 1. Área de las unidades de paisaje del sureste del Departamento de Escalante (Chubut).

Unidad de Paisaje	Superficie (km <sup>2</sup> )
Pampas	575,33
Valles occidentales	161,01
Cañadones costeros	463,65



Fig. 3. Vegetación característica del geosistema denominado cañadones costeros.

En el geosistema de pampas se observó la dominancia de estepas graminosas. Las comunidades más conspicuas fueron arbustos xerófilos, acompañados por pastos duros, como *Pappostipa humilis* (coirón llama), *Poa ligularis* (coirón poa), *Festuca argentina* (huecú) y otros. Los arbustos más frecuentes fueron *Mulinum*

*spinosum* (neneo), *Adesmia volckmannii* (mamuel-choique) y *Anarthrophyllum rigidum* (mata-guanaco). Además, se encontraron especies herbáceas, como *Tropaeolum porrifolium*, *Loasa bergii*, *Mutisia retrorsa* (virreina) y *Phacelia secunda* (té de burro). En las estepas dominaron *F. pallezens* (pasto blanco) y

*F. argentina* (hucú) asociados a *Poa ligularis* (coirón poa), *P. speciosa* (coirón duro) y *P. humilis* (coirón llama) con arbustos dispersos de *A. volckmannii*

(mamuel choique), *Nardophyllum bryoides* (mata torcida) y *Senecio filaginoides* (yuyo moro) (Fig. 4).



Fig. 4. Vegetación característica del geosistema denominado pampas.

El geosistema valles occidentales se encuentra en la unidad fitogeográfica denominada Distrito Central, Subdistrito Chubutense (Soriano, 1956), siendo la unidad más extendida de Patagonia Central. Está dominada por arbustos enanos, entre los cuales se destacan *Nassauvia glomerulosa* (colapiche), *N. ulicina* (manca perro) y *Chuquiraga aurea* (uña de gato) (Fig. 5). Estas comunidades, tienen una altura inferior a los 30 cm y una cobertura menor al 30%. Se localizan, generalmente, sobre suelos arcillosos con un balance hídrico desfavorable. Se encontraron estepas arbustivas dominadas por *Chuquiraga avellanadae* (quilimbay) que puebla las mesetas planas del noreste del distrito, *C. integerrima* (duraznillo) ubicada sobre las lomadas basálticas del noroeste, *Nardophyllum bryoides* (mata torcida) que se encuentra en las serranías del centro-oeste y *Mulguraea tridens* (mata negra) que se desarrolla en las mesetas del sur del distrito. Las comunidades edáficas más conspicuas fueron estepas de *Atriplex lampa* y *A. sagittifolia* (zampas)

en suelos salobres y mallines de *Juncus balticus* spp. *mexicanus* (junquillo). En los cañadones suelen aparecer arbustos más altos como *Anarthrophyllum rigidum* (mata-guanaco), *Berberis microphylla* (calafate), *S. filaginoides* (mata mora) y *Lycium chilense* var. *chilense* (yaoyín). Los valles occidentales se caracterizaron por poseer estepas arbustivas de *Nassauvia glomerulosa* (cola de piche) y *Chuquiraga aurea* (uña de gato) con *Distichlis scoparia* (pelo de chancho) distribuidas de manera heterogéneas.

El manejo de los recursos naturales es uno de los principales problemas que afrontan actualmente muchos de los países en vías de desarrollo (Chuvieco et al., 2002). Los ecosistemas secos del mundo, y en especial los de la Patagonia Extra-andina, enfrentan procesos de degradación de la tierra muy preocupantes. Es ampliamente reconocido, que para controlar o mitigar estos procesos es necesario tener adecuada información en tiempo y forma (del Valle, 2003). Por otra parte, la delimitación de las unidades de paisaje

permite contar con una base de datos georeferenciada para poder relacionar las diferentes situaciones ambientales, conocer la respuesta de las mismas al

manejo de la ganadería ovina y a los disturbios producidos por la actividad petrolera.



Fig. 5. Vegetación característica del geosistema denominado valles occidentales.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la colaboración de CONAE (Comisión Nacional de Actividades Espaciales) quienes, en convenio con la UNPSJB, proveen las imágenes satelitales y de los revisores anónimos que mejoraron el resumen presentado.

### BIBLIOGRAFÍA

- Beeskow, A.M., H. del Valle, C.M., Rostagno. 1987. Los Sistemas Fisiográficos de la región Árida y Semiárida de la provincia de Chubut, Argentina. SECyT, San Carlos de Bariloche, Argentina.
- Bertiller, M.B., A. Beeskow, P. Irisarri. 1981. 1: Sierra de San Bernardo. Caracteres fisonómicos y florísticos de la vegetación del Chubut. Contribución N°40, Centro Nacional Patagónico, CONICET, Puerto Madryn, Argentina.
- Bertolami, M.A. 1989. Dendrocronología. Leyendo en los árboles y arbustos. Patagonia Agropecuaria 18: 58-60.
- Bertolami, M.A. 2004. Structures paysageres, production et degradation des steppes de Patagonie Argentine (Departamento d'Escalante, Province de Chubut). Tesis Universidad de Toulouse II, Toulouse, Francia.
- Bertolami, M., M. Stronati, A. Gratti, S. Fernández, M. Feijoo, S. González, M. Arce, J. Escobar, N. Elissalde. 2005. Delimitación de sitios de pastoreo del departamento Escalante (provincia del Chubut) Naturalia Patagónica 2(1): 1-14.
- Bertolami, M.A., M.G. Mendos, L.V. González. 2008. Degradación de unidades de paisaje en el área del Golfo San Jorge. Naturalia Patagónica 4: 26-44.

- Bosque Sendra, J. 1992. Sistemas de información geográfica. Ediciones Rialp, Madrid, España.
- Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 14: 1-2.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. Editorial Acme S.A.C.I., Buenos Aires, Argentina.
- Candfield, M.H. 1941. Application of the line interception method in sampling of range vegetation. Journal of Arid Environments 39: 388-394.
- Cesari, O. 1991. Carta Geomorfológica del Departamento Escalante, Chubut. Inédito, UNPSJB. Comodoro Rivadavia, Argentina.
- Chuvieco, E. 2010. Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Ariel Ciencia, Barcelona, España.
- Cruz, M.R. 2008. Los Sistemas de Información Geográfica como herramienta de disección y síntesis desde la perspectiva lógico-metodológica del proceso de investigación. Anuario de la División Geografía. Pp. 299-309.
- Dawelbait, M., F. Morari. 2012. Monitoring desertification in a Savannah region in Sudan using Landsat images and spectral mixture analysis. Journal of Arid Environments 80: 45-55.
- Del Valle, H. 2003. Degradación de la tierra en la Patagonia Extrandina: Estrategias de percepción remota. En: Abraham, E., D. Tomasini, P. Maccagno (Eds.). Indicadores y puntos de referencia en América Latina y El Caribe. Zeta Ed., Mendoza, Argentina. Pp. 131-144.
- Eastman, R. 1999. Idrisi for Windows 32. Worcester, Massachusetts, USA.
- León, R.J.C., D. Bran, M. Collantes, J.M. Paruelo, A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. Ecología Austral 8: 125-144.
- Naveh, Z., A. Lieberman. 1993. Landscape ecology, theory and applications. Springer Verlag, Nueva York, USA.
- Paruelo, J.M., R.A. Golluscio, E.G. Jobbágy, M. Canevari, M. Aguiar. 2005. La situación ambiental en la Estepa Patagónica. En: Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (Eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina. Pp. 303-320.
- Racca, J.M.G. 2007. CORRATM. Universidad de Rosario. Rosario, Argentina.
- Roig, F.A. 1989. Detección y control de la desertificación. Conferencias, trabajos y resultados del Curso Latinoamericano. CRICYT-ME, Mendoza, Argentina.
- Rueter, B.L., M.A. Bertolami. 2009. Análisis fitosociológico de las comunidades vegetales de los cañadones costeros del Distrito del Golfo San Jorge. Naturalia Patagónica 4(2): 69-80.
- Rueter, B.L., M.A. Bertolami. 2010. Comunidades vegetales y factores ambientales en los cañadones costeros de Patagonia. Ecología austral 20(1): 19-32.
- Soriano, A. 1956. Los distritos florísticos de la provincia patagónica. Revista de Investigaciones Agropecuarias del INTA 10: 349-372.



## Redes Neurais no estudo da paisagem: O estudo da paisagem do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Brasil) utilizando classificação de imagens de satélite por redes neurais

Lucas Terres de Lima<sup>12\*</sup>, Carlos Vinicius da Cruz Weiss<sup>12</sup>, Marcelo Dutra da Silva<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro. <sup>2</sup>Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Av. Itália, Km 8, Rio Grande, RS, Brasil. \*Autor correspondente: *lucasterres@gmail.com*.

### RESUMO

Nas últimas décadas, a ecologia de paisagem vem sendo usada como ferramenta para gestão ambiental e as suas aplicações vão se potencializando a medida que geotecnologias vão surgindo. Esta dinâmica abre um leque de possibilidades e por isso surge a necessidade de realizar estudos práticos para o entendimento de suas aplicações e potencialidades, portanto este trabalho tem como objetivo estudar a paisagem do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PARNA-LP) e seu entorno. Localizada na costa do Rio Grande do Sul (Brasil), o parque é internacionalmente considerado um dos lugares mais importantes da América do Sul para as aves migratórias, porque esta região tem condições favoráveis para alimentação e descanso. O estudo foi realizado utilizando imagens de satélite Landsat TM 5 e ferramentas para classificação de imagens, tais como Self-Organizing Map (SOM) e Segmentação e o uso do software Patch Analyst para a realização de cálculos e métricas para quantificação e interpretação da paisagem. Os resultados obtidos com as técnicas identificaram as principais características e elementos da paisagem que compõem o PARNA-LP e o seu entorno, além de destacar as pressões da atividade humana e as principais deficiências que a paisagem apresenta. Essas análises permitem a compreensão da dinâmica dos ecossistemas e da paisagem e pode ajudar como uma ferramenta de gestão para mitigação de impactos e aumentar a consciência da paisagem que é inserido o PARNA-LP, a compreensão da dinâmica destes ambientes de alta fragilidade ambiental e alto grau de importância para a biodiversidade.

**Palavras-chave:** Redes neurais, PARNA-LP, segmentação, Patch Analyst, Landsat 5.

### ABSTRACT

In recent decades, the landscape ecology has been used as a tool for environmental management and their applications increasingly is growing while geotechnology are emerging. This dynamic opens a range of possibilities, and hence there is a need to conduct empirical studies for the understanding of its applications and potential, so this work aims to study the landscape of the National Park of Lagoa do Peixe (PARNA-LP) and its surroundings. Located on the coast of Rio Grande do Sul (Brazil), the park is internationally considered one of the most important places in South America for migratory birds, because this region has favourable conditions for feeding and resting. The study was conducted using satellite images Landsat 5 TM and tools for image classification, such as Self-Organizing Map (SOM) and segmentation and using Patch Analyst software to conduct calculations, and metrics for quantifying and interpreting the landscape. The results obtained with the techniques identified the main features and landscape elements that make up the PARNA-LP and its surroundings, as well as highlight the pressures of human activity and major deficiencies of landscape have. These analyses allow to understand the dynamics of ecosystems and landscapes and can help as a management tool to mitigate impacts and increase awareness of the landscape that is inserted the PARNA-LP, understanding the dynamics of these areas of high environmental fragility and high degree of importance for biodiversity.

**Key words:** Neural networks, PARNA-LP, segmentation, Patch Analyst, Landsat 5.

### INTRODUÇÃO

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PARNA-LP) foi criado em 1986 com a finalidade de proteger um dos sítios mais importantes da América do Sul para as aves migratórias. Trata-se de uma área com 34.400 ha na planície costeira do Rio Grande do Sul, composta por ambientes lagunares, matas, banhados, marismas,

campos úmidos, praias e a Lagoa do Peixe, principal corpo hídrico do parque, cujas características peculiares permitem o desenvolvimento da grande biomassa utilizada como alimento por diversas espécies de aves e para biodiversidade local.

A Lagoa do Peixe tem a sua importância para o ecossistema e por consequência

originou o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, com o âmbito de proteger as diversas espécies que encontram nesta região condições propícias para sua alimentação e repouso. As grandes questões do PARNA-LP envolvem o manejo da Unidade, a conservação da lagoa e a abertura da barra. Mas também devem ser considerados os cultivos florestais, a presença do gado, a caça ilegal, a pressão pela pesca predatória e a falta de uma política de regularização fundiária, que agravam as relações socioambientais e com frequência promovem conflitos.

O cultivo do pinus (*Pinus elliotti*) é um problema importante, pois representa uma barreira física aos fluxos naturais dos processos e a sua dispersão, sem controle, vem contaminando os ambientes, colocando em risco a finalidade maior do Parque, que é proteger as áreas úmidas e as espécies da fauna e da flora associadas a estes ambientes (Portz, 2011). Estudos voltados à preservação destes ambientes são essenciais para proteção do parque e a biodiversidade presente. A ecologia espacial ou o estudo da paisagem compreende o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas, compostas por ecossistemas interativos (Forman e Godron, 1986). Estudos de ecologia de paisagem servem como instrumentos capazes de abordar o contexto e tem como objetivo entender as modificações estruturais e funcionais causadas pelo homem em seu espaço de atuação, revelando a complexidade de suas relações com o ambiente e seus componentes, tanto naturais quanto culturais. Os estudos em ecologia de paisagem utilizam medidas quantitativas de composição da paisagem, conhecidos como métricas e ajudam a descrever padrões espaciais a partir de dados sobre o uso e ocupação do solo. Portanto, o objetivo do trabalho é estudar os principais elementos da paisagem da Lagoa do Peixe e seu entorno, entendendo como é o funcionamento da paisagem, reconhe-

cendo as pressões e impactos negativos e identificando elementos fundamentais para o equilíbrio do PARNA-LP.

## MÉTODOS

Área de estudo: O PARNA-LP fica localizado nos municípios de Mostardas e Tavares no estado do Rio Grande do Sul (Brasil), entre as coordenadas 31°00'S e 31°29'S e 50°54'W e 51°11'W, (Fig. 1). Para representar melhor a paisagem que compreende o PARNA-LP e o seu entorno, foi gerada uma área de abrangência (buffer) de 5 km sobre o limite do parque, portanto a área do estudo é delimitada entre o limite legal do PARNA-LP e a área de abrangência de 5 km.

Métodos de análises: A imagem de satélite escolhida para a realização do estudo foi a Landsat 5 sensor TM devido a sua disponibilidade, características espectrais e resolução espacial, adquirida pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) do ano de 2011. O processo de classificação do uso e cobertura do solo foi realizado no software Idrisi versão Selva 17.00 (Clark Labs, 2012) com a ferramenta denominada Mapa Auto-organizável de Kohonen (SOM - Self-Organizing Map), que consiste em um tipo de rede neural artificial baseada em aprendizado competitivo e não supervisionado (Kohonen, 1997).

O Método SOM foi escolhido, pois apresenta uma série de vantagens e potencialidades que o colocam como uma alternativa bastante diferenciada para a classificação de imagens, como a incorporação de contexto e textura, a possibilidade de descobrir agrupamentos de dados que possuem geometria complexa e variada e a classificação de maneira diferenciada de pixels situados em regiões de transição entre classes (Gonçalves, 2008). Após o resultado da classificação pelo método SOM, a imagem passa por um processo chamado segmentação que é um procedimento pelo qual os pixels são agrupados por compartilharem uma similaridade espectral homogênea e o resultado final da

segmentação consiste em uma imagem que representa melhor os limites dos territórios. Após o método de classificação SOM e a segmentação ser realizada, o resultado é importado para o software ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010) e transformado em polígonos no formato shapefile. Este procedimento faz com que cada polígono que representa uma determinada classe seja associado um valor em uma tabela possibilitando uma correção da classe de maneira rápida e simples, apenas alterando o valor de cada polígono manualmente, este procedimento possi-

ibilitou a correção e validação de todos os componentes do parque e o seu entorno. A parte final da metodologia é a fase de realização de métricas de Ecologia de Paisagem com o software Patch Analyst, que consiste em um programa informático desenvolvido por Elkie et al. (1999). Nesse software, com o auxílio da ferramenta Spatial Statistics, é possível analisar a estrutura do mosaico permitindo identificar, por meio de métricas específicas, os diferentes componentes da paisagem em estudo.



Fig. 1. Localização da área de estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado da análise apresentou características das nove classes indicadas na paisagem (Tabela 1), como o número,

tamanho médio e área total das manchas (Fig. 2), em que grandes números representam riqueza estrutural para elementos naturais, como matas nativas e



banhados e degradação para elementos de origem antrópica, como pastagem cultivada e solo exposto associado à agricultura e pecuária. A métrica Índice Médio da Forma questiona quão compactas são as manchas em comparação com uma circunferência de área igual, em que o

valor um, significa que formas circulares e valores elevados podem ser vantajosos quando forem privilegiadas formas irregulares. Logo manchas com valores maiores desempenham um papel dominante na função na paisagem (Blaschke e Lang, 2009).

Tabela 1. Resultado das análises com a ferramenta Spatial Statistics do Patch Analyst.

Classes	Número de Manchas	Área da classe (ha)	Tamanho médio das manchas (ha)	Índice médio da Forma	Densidade das bordas (%)
Lagunas e Lagos	45	7507,72	166,83	1,71	2,55
Reflorestamento	76	7586,15	99,81	1,84	3,80
Mata Nativa	90	5021,03	55,78	1,64	3,21
Areia	75	22233,76	296,45	1,50	3,52
Solo exposto associado à agricultura	133	15430,47	116,01	1,68	7,64
Banhados e campos úmidos	169	8745,52	51,74	1,51	5,0
Campos associados à agricultura e pecuária	143	10686,11	74,72	1,75	6,31
Centros Urbanos	2	272,23	136,11	2,08	0,13

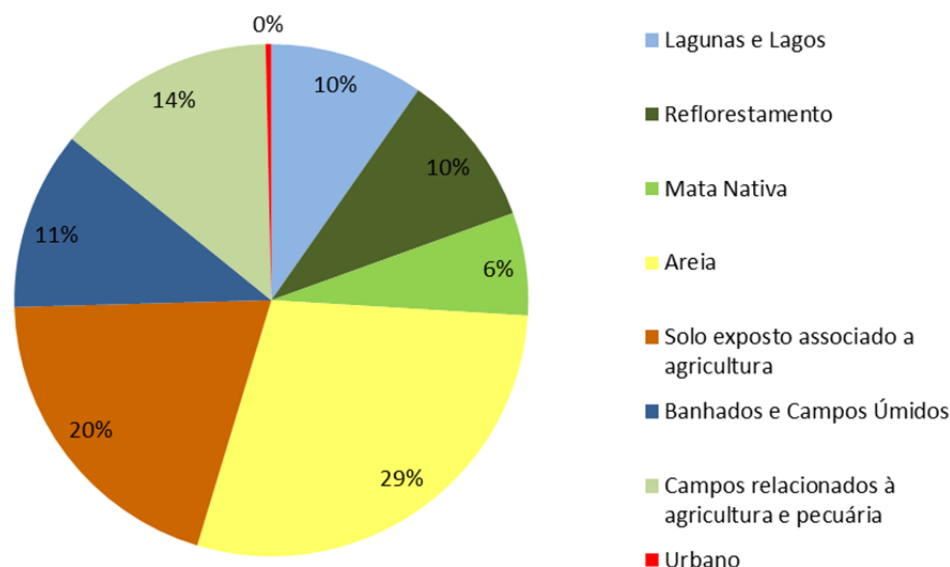


Fig. 2. Área total das classes do representadas no estudo.

Utilizando a métrica de Densidade das Bordas é possível equiparar a riqueza da estrutura, em que valores altos podem significar riqueza estrutural em elementos

naturais e pressão em casos de elementos de origem antrópica, visualmente representada no gráfico na Fig. 3. A análise visual da paisagem (Fig. 4) identificou

elementos importantes para a dinâmica e estrutura da paisagem que merecem atenção, como uma mancha de mata nativa em forma de corredor que exerce a função no fluxo gênico, abrigo de espécies e corredor ecológico além de proteção as diversas pressões exercidas sobre o PARNA-LP. Uma observação importante e negativa é a presença de uma mancha de reflorestamento de *Pinus* (*Pinus elliotti*). Com aproximadamente 275 ha dentro do PARNA-LP. O cultivo de pinus no litoral do RS teve início nos anos 70 e foi

amplamente apoiado por incentivos fiscais, até meados dos anos 80. Políticas públicas favoráveis, ociosidade produtiva e a baixa renda nos campos arenosos da região costeira, geraram as condições necessárias à implantação dos projetos de silvicultura, permitindo a instalação dos empreendimentos em áreas de risco e/ou prioritárias à conservação da biodiversidade, sem prever os possíveis prejuízos que essa prática poderia trazer ao equilíbrio e dinâmica da paisagem.

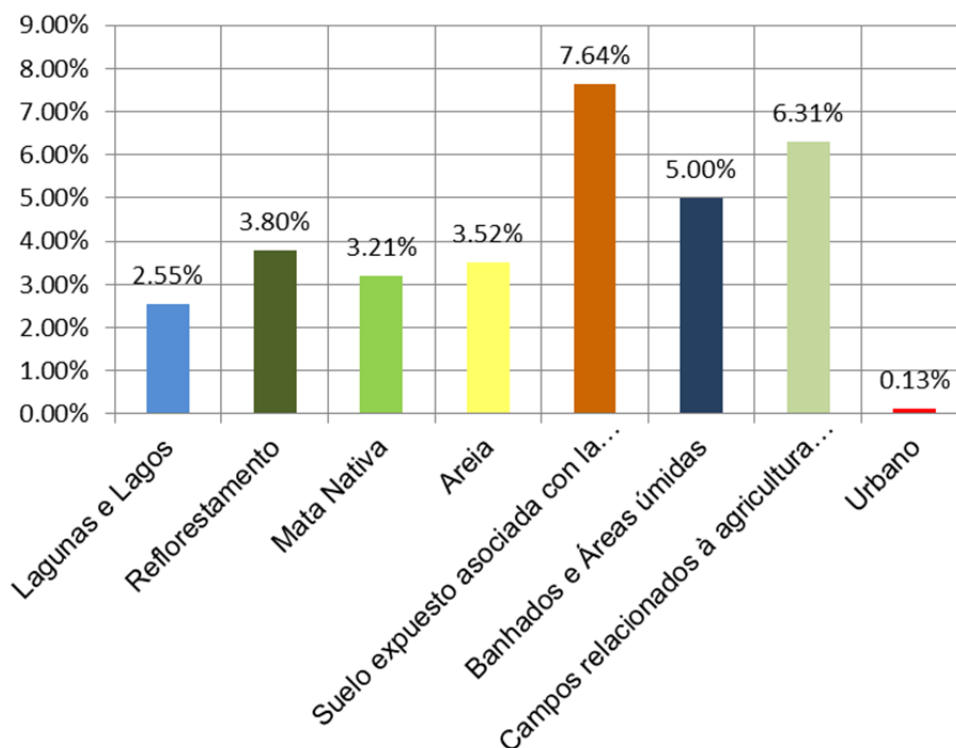


Fig. 3. Percentual de densidade das bordas das classes.

No estudo de Portz (2011) utilizando uma imagem Landsat 5 TM de 2009 a área de reflorestamento possuía 252 ha o que sugere um pequeno aumento desta mancha entre 2009 e 2011, provavelmente causado pela dispersão natural do *Pinus* (*Pinus elliotti*). Esta mancha provavelmente seja prejudicial para a dinâmica das dunas costeiras e de acordo com Portz (2011) a retirada é aconselhada a fim de preservar as espécies nativas da região,

bem como a diversidade biológica a ela associada. O problema principal da dispersão natural de *Pinus* (*Pinus elliotti*) é encontrado na margem da lagoa principal do Parque. Esta lagoa é margeada por banhados e por *Pinus* (*Pinus elliotti*) cuja dispersão espontânea está competindo com o crescimento da vegetação natural e alterando o cenário típico da região (Portz, 2011).

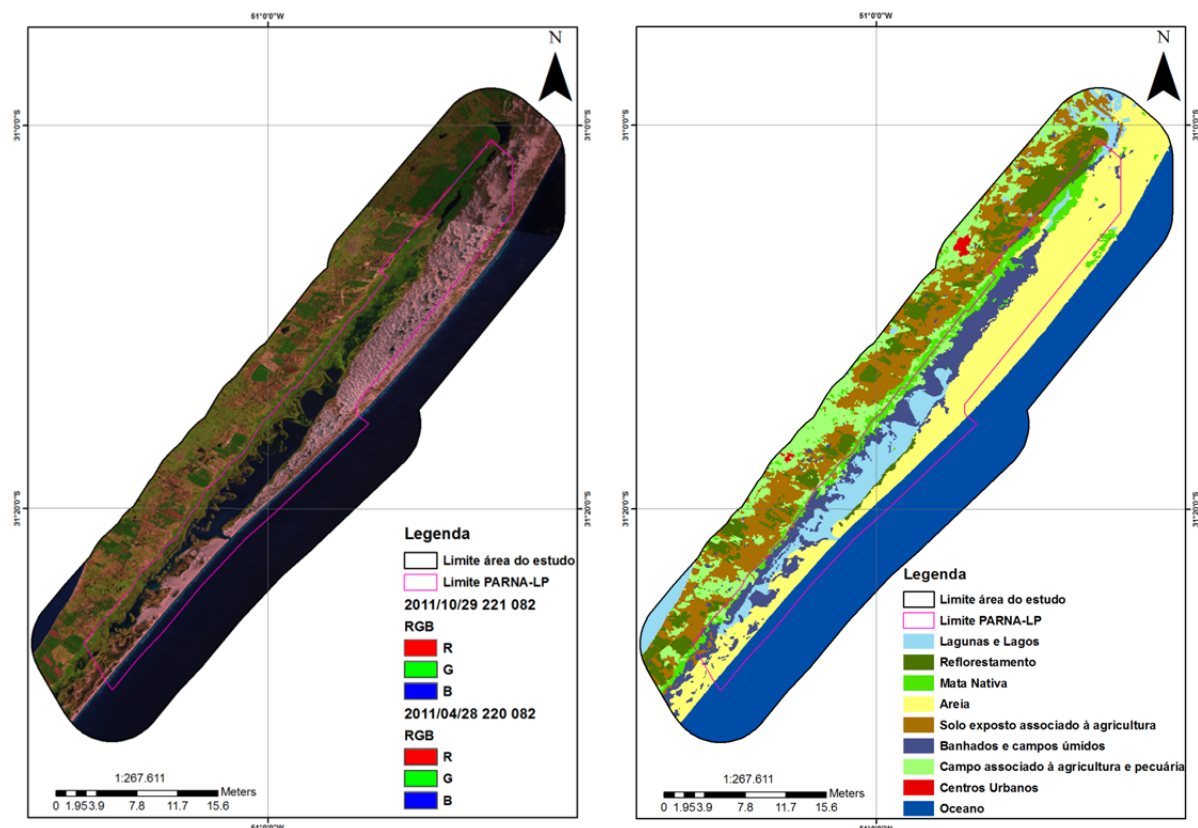


Fig. 4. Resultado da classificação a direita e imagem Landsat 5/TM não classificada a esquerda.

## CONCLUSÃO

A paisagem estudada apresenta uma matriz de manchas de uso antrópico que exerce uma influencia negativa frente aos ambientes naturais e ao PARNA-LP. Esta informação indica que banhados, campos úmidos e matas nativas são remanescentes da paisagem. As manchas de solo exposto e campos associados à agricultura e pecuária possuem os maiores valores no cálculo de densidade de bordas, ou seja, são os elementos com mais influência na dinâmica da paisagem e que exercem grande impacto às manchas vizinhas de caráter natural, onde o ideal seria a situação contrária. Outro impacto observado são as manchas de reflorestamento, onde é indiscutível que a silvicultura, principalmente o plantio de *Pinus* (*Pinus elliotti*), alterou a fisionomia da região de Mostardas/Tavares em relação à paisagem original, tão grande é sua presença que se

faz presente até mesmo dentro dos limites do PARNA-LP. Por fim, os resultados apresentados descreveram a paisagem de uma maneira simples porém pratica e sem a necessidade de ir a campo, este entendimento simplificado pode servir para entender previamente a situação de uma paisagem antes de tomar qualquer decisão. Além disso, o trabalho foi importante para avaliar a aplicação das ferramentas utilizadas, mostrando um ótimo potencial de esta metodologia ser aplicada para outros trabalhos e estudos futuros.

## REFERÊNCIAS

- Blaschke, T; Lang, S. 2009. Análise da paisagem com SIG; tradução Hermann Kux, Oficina de Textos, São Paulo, Brasil.
- Duarte, L. 2010. Avaliação dos efeitos de escala e contexto em métricas de

- paisagem. Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Núcleo da Mitra, Évora. Caderno de Geografia - Coimbra, Portugal v26/27 – 2007/08. 269-286 pp.
- Elkie, P., R. Rempel, A. Carr. 1999. Patch Analyst User's Manual. Ont. Min. Natur. Resour. Northwest sci. & Technol. Thunder Bay, Ontario, EUA, TM-002. 16 pp \_ Append.
- Forman, R., M. Godron. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons. New York, USA. 620 pp.
- Gonçalves, M.L., M.L. Netto, J. Zullo Jr., J.A.F. Costa. 2008. Classificação não-supervisionada de imagens de sensores remotos utilizando redes neurais auto-organizáveis e Métodos de agrupamentos hierárquicos, Revista Brasileira de Cartografia, Campinas, n. XX/YY, p. 1-13.
- Kohonen, T. 1987. Self-Organizing maps. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- Portz, L., R. Manzolli, D. Saldanha, I. Correa. 2011. Dispersão de espécie exótica no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e seu entorno. Revista Brasileira de Geografia Física 1: 33-44.
- IDRISI. 2012. Versão 17.00. Clark Labs, Clark University. 950 Main Street, Worcester MA 01610-1477, USA.
- ESRI ArcMap. 2010. Versão 10.0. 380 New York Street Redlands, CA 92373-8100 909-793-2853, USA.
- Patch Analyst and Patch Grid 2008. Versão 5.1. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.

## El valor ecológico, ornamental y de uso tradicional de especies nativas de la ciudad de La Paz

Daisy Rodríguez Laredo

Facultad de Arquitectura, Artes y Diseño, Universidad Mayor de San Andrés. (FAADU – UMSA), La Paz, Bolivia. E-mail: [flacaday@hotmail.com](mailto:flacaday@hotmail.com).

### RESUMEN

La época actual que vive nuestro planeta tierra del calentamiento global amerita una atención especial a la vegetación nativa que surge espontáneamente y no tiene requerimientos especiales. Sin embargo este tipo de vegetación es perturbada constantemente por el crecimiento urbano, la actividad humana y la preferencia por las plantas introducidas, ocasionando una pérdida importante de la cobertura natural en las ciudades. El presente estudio se realizó en la ciudad de La Paz, Bolivia la que tiene una variación altitudinal de 3942 a 3281 msnm, correspondientes a los pisos ecológicos de Puna y Prepuna. El objetivo de la presente investigación es brindar información accesible, pictórica sobre el valor de las especies nativas con una visión integral a fin de incentivar al conocimiento, y la utilización de estas especies en espacios privados y públicos. La metodología consistió en una colecta en época seca y húmeda, en remanentes naturales, de quebradas, y de laderas de mediana y alta pendiente. Las muestras fueron identificadas comparándolas con las del Herbario Nacional de la ciudad de La Paz, se realizó una investigación profunda sobre las características de las especies encontradas clasificándolas según el valor ecológico, ornamental y el uso tradicional, y se elaboraron criterios paisajísticos para el diseño con la vegetación nativa basados en la relación con la naturaleza y en sus características estéticas. El diseño paisajístico se plantea por la secuencia espacial de los espacios exteriores, proponiendo los siguientes recursos: (i) en el acceso, especies jerarquizantes o columnares, (ii) en la configuración de los recorridos, senderos interpretativos, (iii) en áreas nodales o puntos focales, islas de biodiversidad, (iv) en todo el espacio exterior, efectos sensoriales a partir del uso de las especies aromáticas o con diversos tipos de cerramientos verdes, para brindar espacios armónicos con vegetación nativa a la población urbana.

**Palabras claves:** vegetación nativa, paisaje, ecología urbana, conservación, Bolivia.

### ABSTRACT

In the late years, our universe has experiment the effects of the global warming, that's why we have to encourage the investigation about native vegetation. However, this type of vegetation is constantly disturbed by human expansion, and the preference for foreign vegetation, which is the main cause of an important loss of wooded areas. Actually, there has been an important study developed in La Paz, Bolivia, at 3942 to 3921 msnm at the Puna and Prepuna ecologic soils. The following investigation is about taking account the value of native vegetation, and how can this species be used, in private or public places. The methodology consisted in a collection of vegetation in wet and dry season, of natural remnants, gullies. And hillsides of medium and high slope. The samples were identified, based in a comparison with the samples that belonged to the National herbarium of La Paz. A deep investigation was taken in place about the characteristics of the found species. Classifying them according to them value: ecological, ornamental and the traditional use, and landscape criteria was elaborated for the native vegetation design based on the relationship between human and nature and their aesthetic characteristics. The landscape design it's based on the spatial, proposing the following resources: (i) the access to colonnades species, (ii) in the configuration of the tours interpretative paths, (iii) in nodal areas or focal points, biodiversity islands, (iv) in the whole exterior space sensorial effects from the use of aromatic species or with diverse types of green closings, to offer harmonic places with native vegetation to the urban population.

**Key words:** native vegetation, landscape, urban ecology, conservation, Bolivia.

### INTRODUCCIÓN

La cobertura vegetal de la ciudad de La Paz, ha sido modificada por el crecimiento urbano, por la intervención y actividad humana. La preferencia de las plantas introducidas han ido desplazando y reemplazando a muchas especies nativas, generando una pérdida importante de la

diversidad, además la vegetación nativa es desconocida por la población quienes a veces las confunden con hierbas malas, por su crecimiento espontáneo. Matteuci y Colma (1982) mencionan que la vegetación es la resultante de la acción de los factores ambientales sobre el conjunto interactuante de las especies que cohabitan en un

espacio continuo. Refleja el clima, la naturaleza del suelo, la disponibilidad de agua y de nutrientes, así como los factores antrópicos y bióticos. La vegetación y el ambiente, evolucionan paralelamente a lo largo del tiempo, evidenciando cambios rápidos en las primeras etapas de desarrollo y más lentos a medida que alcanzan el estado estable (Matteucci y Colma, 1982). Según Nilsson y Randrup (1998), entre sus acciones positivas pueden mencionarse la intercepción de partículas y absorción de contaminantes gaseosos como los dióxidos de azufre y nitrógeno; la influencia moderadora en las temperaturas elevadas; y la acción positiva que su visión ejerce en la disminución de los niveles de estrés y en la recuperación de la salud. La vegetación a menudo se la considera solo con sus elementos ornamentales y se olvida de un componente muy importante que es su función biológica y ecológica, al mismo tiempo el crecimiento urbano genera una gran cantidad de contaminación que ejerce una acción y reacción en la vegetación que aun no ha sido estudiada. El presente estudio se realizó en la ciudad de La Paz, Bolivia la que tiene una variación altitudinal de 3942 a 3281 msnm, correspondientes a los pisos ecológicos de Puna y Prepuna. El objetivo de la presente investigación es brindar información accesible, pictórica sobre el valor de las especies nativas con una visión integral a fin de incentivar al conocimiento, y la utilización de estas especies en espacios privados y públicos.

## MÉTODOS

La metodología consistió en realizar un inventario florístico, realizando colectas de ejemplares en época seca y húmeda, en remanentes naturales de vegetación de quebradas y laderas de mediana y alta pendiente. Las muestras fueron identificadas en el Herbario Nacional de la ciudad de La Paz. Posteriormente, se realizó una investigación profunda sobre las características de las especies encontradas, tanto en la bibliografía como mediante la observación de su

comportamiento en sus condiciones naturales de desarrollo, clasificándolas según su valor ecológico, ornamental o uso tradicional. El cuadro 1 es la síntesis de la investigación. Además, se brindan consideraciones paisajísticas para el diseño con la vegetación nativa con criterios basados en las cualidades naturales y estéticas.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados se obtuvieron de la sistematización de la vegetación de acuerdo al valor indicador de las especies nativas, catalogadas en el valor ecológico, valor ornamental y el uso tradicional.

Valor ecológico: En este siglo, en el que el calentamiento global ha prosperado enormemente y se producen islas de calor urbano, la presencia de la vegetación en las ciudades ha cobrado mucha vigencia, especialmente las especies nativas porque usualmente requieren poco mantenimiento, suelen presentar bajos requerimientos hídricos. El valor ecológico está definido por los servicios ambientales que brindan las especies nativas. Álvarez (2004) indica que la vegetación regula las temperaturas extremas de las ciudades, modificando la radiación solar por medio de la absorción, menciona que un conjunto de árboles refleja solo el 5% de radiación solar y absorbe casi toda la energía calórica a través de la fotosíntesis, refrescando la temperatura ambiental y atrapando grandes cantidades de polvo en suspensión y otros contaminantes. Para dimensionar el valor ecológico de las especies nativas, se las clasificó como antierosivas, bioindicadoras, filtros ambientales y cercos vivos. De las 49 especies registradas, se ejemplifica solo con tres especies en cada categoría, aunque todas están detalladas en el Anexo 1.

(i) Especies antierosivas: Son especies que protegen el suelo de la erosión. Pueden ser arbustos frondosos, con raíz principal gruesa, leñosa, tortuosa y raíces secundarias ramificadas, son las mejores fijadoras del suelo (Valenzuela, 1993), o hierbas rastreras, que cubren el suelo como un manto protector, y además tienen

flores muy vistosas. Ejemplos de arbustos frondosos: *Baccharis papillosa* (T'anta thola), que crece en laderas frías; *Baccharis pentlandii* (Mayu chilca); y *Viguiera australis* (Suncho). Ejemplos de hierbas rastreras: *Muehlenbeckia volcanica* (Machi machi), que crece en lugares pedregosos y húmedos; *Dalea boliviana* (Cuaresma), que crece en lugares pedregosos, y tiene flores azul a fucsia, logrando macizos consistentes; y *Spergularia pazensis* que es perenne, de hojas pequeñas lineales y carnosas verde plumizas, con flores blancas solitarias muy vistosas, que crece en las laderas y florece en la época de lluvia, y además solo se encuentra en Bolivia.

(ii) Especies bio-indicadoras: Las plantas se adaptan a las condiciones ambientales de su lugar de vida de acuerdo con su patrón genético, en algunas plantas la adaptación a los requerimientos ambientales puede ser específica y la sensibilidad a ellos marcada, lo que permite utilizarlas como indicadoras de características particulares del biotipo (Steubing et al. 2002). Ejemplos: *Juncus imbricatus* (Pokko), hierba que crece en ambientes contaminados por aguas servidas con alto contenido de nitrógeno y fósforo, liberando al agua de estos compuestos químicos y purificándola; *Cortaderia jubata* (Sehuenca), planta que forma matas grandes con cañas floríferas como plumas grandes de color blanco a rosadas, de hojas cortantes, indica suelos húmedos o con disponibilidad de agua, que no son aptos para construir, también controla riberas de ríos y protege suelos inestables; y *Bidens pilosa* (Ppirka), hierba anual de tallos rojizos, flores tubulosas amarillas, con flor marginal blanca, que crece en lugares fértiles, e indica lugares aptos para áreas verdes.

(iii) Cercos vivos: Son vallas naturales formadas por arbustos espinosos o cactus. El uso de estas plantas es importante en laderas con mucha pendiente e inestables, en quebradas o áreas frágiles, ya que permiten protegerlas de las personas que transitan por esos lugares. Ejemplos: *Berberis boliviana*, arbusto frondoso cuyas

ramas poseen espinas grandes agrupadas y hojas verdes brillosas con flores amarillas en ramilletes; *Dunalia brachyacantha* (Tankara), arbusto caduco espinoso, con flores tubulares violeta púrpura agrupadas y colgantes, que atraen a picaflores; y *Corryocactus melanotrichus* (Kusa kusa), cactus erguido ramificado en la base con numerosos tallos, con espinas blancas y flores rosadas a rojas, que alcanza una altura de 2,0 m.

(iv) Filtros ambientales: Todas las plantas en sí actúan como filtros ambientales porque absorben los contaminantes y brindan oxígeno, pero se consideró que las especies frondosas y de hojas anchas son más efectivas porque tienen mayor superficie foliar y más estomas, por tanto su capacidad de absorción es mayor. Ejemplos: *Pluchea fastigiata* (T'uyu t'uyu), arbusto perenne frondoso de hojas pubescentes verde plumizo en ambas caras, las cuales retienen el polvo, que posee flores pequeñas en racimo, rosadas, que atrae a mariposas, y alcanza los 2,0 m de alto.

Valor ornamental: El uso ornamental de la vegetación se constituye en el marco estético de cualquier obra arquitectónica, a nivel urbano es el amalgama que une los espacios llenos y vacíos. A diferencia de la vegetación introducida, cuya disposición suele ser más geométrica, la vegetación nativa surge natural y espontáneamente en forma más aleatoria. Sobre un total de 67 especies, se realizó una clasificación según su valor ornamental considerando las siguientes categorías: cortinas naturales de color, configuración de recorridos, y puntos referenciales o ejemplares aislados.

(i) Cortinas naturales de color: Son vallas arbustivas vistosas ya sea por la textura de sus hojas y/o por sus flores. Los arbustos altos de más de 2,0 m son los más efectivos porque generan privacidad y espacios envolventes. Las cortinas naturales con accesibilidad visual se logran con arbustos menores de 0,80 m de altura. Las pantallas y abrigos naturales contra el viento son efectivas utilizando árboles de alto, mediano y bajo porte perennes,



asociando con arbustos y matas de herbáceas, las cuales se tienen que colocar en sentido transversal a la dirección de los vientos predominantes. Ejemplos: *Buddleja aromática* (Kolli), arbusto aromático perenne, frondoso, verde plumizo y con hojas pubescentes, que alcanza los 2,50 m de altura; *Tecoma arequipensis*, arbusto semicaduco extendido y semitransparente con flores acampanadas de color anaranjado en racimos que atraen picaflores, y cuya altura también alcanza a 2,50 m; *Dodonea viscosa* (Chacatea), arbusto frondoso con frutos rojizos alados, de menor altura (entre 1,00 m a 1,50 m).

(ii) Configuración de recorridos: En esta categoría se incluyeron arbustos pequeños, subarbustos y/o hierbas que delimita los espacios de circulación y evitan de manera natural que las personas ingresen a los espacios ornamentales. Para esta función se utilizan usualmente ligustros y rejas, sin embargo existen especies nativas muy vistosas, coloridas que marcan un recorrido alegre y tienen un rápido crecimiento. Se pueden realizar orlas o cenefas de una o más hileras combinando colores y especies. Ejemplos: *Agalinis lanceolata* (Sojo sojo), hierba ramificada con tallos rectos color café rojizos y flores de color fucsia acampanadas, que atraen picaflores; *Lupinus altimontanus* (Kkela), subarbusto de rápido crecimiento, con hojas pubescentes palmadas de color plumizo y flores azul moradas, muy vistosas, que cubre naturalmente las laderas de la ciudad de La Paz; *Baccharis pflanzii* (Thola) arbusto perenne frondoso con flores pequeñas numerosas amarillentas, muy parecida a los ligustros.

(iii) Puntos referenciales o ejemplar aislado: Los árboles que se consideraron en esta categoría son aquellos morfológicamente y fisonómicamente decorativos y llamativos. Ejemplos: *Buddleja coriacea* (Kiswara), de follaje frondoso, verde oscuro brillante en el haz y plumizo en el envés, y flores naranjas pequeñas en espiga, que atrae a las mariposas; *Polylepis besseri* (Queñua), perenne, frondoso, de copa extendida,

tronco café naranja tortuoso con la corteza exfoliada en láminas que lo hace más llamativo, de flores pequeñas en racimo color naranja, y que alcanza hasta 10,00 m de altura; y *Schinus molle* (Molle), aromático, frondoso, perenne y pendular, con flores pequeñas blanco amarillentas reunidas en racimo, frutos esféricos color rosado-fucsia, olorosos, muy efectivo para generar sombra en lugares de reunión y/o descanso.

Uso tradicional: La vegetación ha sido y es el eje protagónico en las diferentes manifestaciones culturales especialmente en las tradiciones espirituales ancestrales, las cuales interpretaban como mensajes enviados por la Pachamama a las diferentes manifestaciones de las plantas. Además, muchas especies nativas fueron utilizadas como medicinales. Para esta clasificación, se utilizaron los estudios de Zalles y De Lucca (1993), Sagaceta (1996), Pestalozzi y Torrez (1998), Del Vito y Petenatti (2002), Vandebroek y Thomas (2003), y DINAMED (2004).

Según el uso tradicional, las especies se clasificaron en: medicinales, indicadoras productivas, indicadoras climáticas, y vinculadas a tradiciones.

(i) Medicinales: *Achyrocline alata* (Huiru huiru), hierba perenne con tallos y hojas aterciopeladas, flores amarillentas brillantes, que se utiliza en infusión como antibiótico, para la tos, ronquera y bronquitis; *Cestrum parqui* (Andrés huaylla), arbusto perenne con numerosas flores tubulares color amarillo claro que terminan en forma de estrellas, que se conoce también como “la hierba santa” por su efectividad y uso, utilizándose en infusión para infecciones intestinales, inflamación del hígado, o diarrea, mientras que los baños con el cocimiento de hojas se utilizan para todo tipo de erupciones de la piel, herpes, alergias, y las hojas, como parche, para curar heridas infectadas, picaduras de insectos y abscesos; *Mutisia acuminata* (Chinchircoma), arbusto semifrondoso de flores anaranjadas que se utiliza en mate para catarro, afecciones de pulmón, agotamiento físico, desmayos, para

fortalecer el corazón y el cerebro, y es un calmante para los nervios.

(ii) Indicadoras productivas: Pestalozzi y Torrez (1998), mencionan que cuando *Senecio clivicolus* florece abundante y uniformemente en septiembre indica buen año, mientras que si florece de manera escasa e irregular, indica mal año para la producción agrícola.

(iii) Indicadoras climáticas: *Baccharis incarum* (Thola), arbusto con follaje denso, con flores de color crema a blanco, cuya floración abundante en septiembre predice un buen año, y cuando las semillas vuelan entre las 4 y 5 de la tarde, indica que va a solear el próximo día.

(iv) Vinculadas a tradiciones: Existen muchas tradiciones y estudios sobre *Trichocereus pachanoi*, sintetizadas en Guzmán (2002), quien entre otras, menciona que es el más poderoso de los *Trichocereus* por su poderoso espíritu protector contra envidias y hechicerías.

Consideraciones paisajísticas para el diseño con vegetación nativa: La vegetación nativa proporciona facetas muy interesantes, ya sea por sus flores, semillas o frutos, y todas ellas pueden ser aprovechadas en el diseño paisajístico. Para el diseño paisajístico con la vegetación nativa se consideran dos criterios importantes: la relación del ser humano con la naturaleza y los aspectos estéticos de las especies.

Criterios basados en la relación con la naturaleza: Se debe realizar un registro visual, para descubrir la esencia del lugar, los sonidos de la naturaleza, el canto de los pájaros, de los grillos, etc. Identificar las potencialidades del paisaje, los recursos perceptivos, visuales y la presencia innata de la vegetación nativa, que se constituyen en elementos estructurantes de diseño. Los criterios basados en la relación del ser humano con la naturaleza son: la sensación y la presencia del color en la vegetación, la sensación de claridad, la sensación de lejanía y serenidad, los macizos florales y la cobertura blanda de color, y asociaciones naturales.

(i) La sensación y la presencia del color en la vegetación: La vegetación tiene una influencia en la sensación de apreciación de la distancia por la presencia del color en las flores. Aloma (1983) menciona que el color constituye fundamentalmente el lenguaje del sentimiento y de la emoción, que es la manifestación culminante de los fenómenos de la vida afectiva. El rojo representa, alegría, pasión, estimula a las personas a la actividad, el naranja, vivacidad, el amarillo, claridad, luz, el verde, reposo, frescura y bienestar, el azul, lejanía, distancia, serenidad, el violeta, majestuosidad, severidad, elegancia, propicia la espiritualidad. La presencia del color en la vegetación influye en la percepción ambiental del sitio, si se va a diseñar en un clima frío es aconsejable utilizar especies con flores de colores cálidos, como el amarillo, naranja, rojo, porque estos colores perceptivamente influyen en el organismo y dan una sensación de calor. En este caso, las especies recomendables son: *Tecoma arequipensis* y *Salvia haenkei* (Chunqa chungqa). Al contrario, si se va intervenir en un espacio de clima cálido, se puede utilizar especies con flores de colores fríos: azul, verde, violeta, rosado, lila, fucsia, para lograr una sensación de frescura. Por ejemplo: *Dalea elegans*, subarbustos caduco con flores azul a fucsia; *Tarasa hornschuchiana*, arbusto perenne de forma oval, con hojas verde plumizas y flores de color lila claro, que es una especie endémica.

(ii) Sensación de claridad: si el espacio exterior a diseñar es grande y sombreado es aconsejable utilizar plantas con colores cálidos, porque evocan claridad y tienen mayor peso visual y por tanto disminuye la sensación de distancia. La vegetación con flores de color amarillo, naranja y rojo son las que logran que la sensación de distancia se acorte y brindan un espacio con mayor claridad. Para lograr un buen efecto es importante utilizar subarbustos o hierbas, que no pasen de 0,90 m de altura. Las especies recomendadas son *Calceolaria parvifolia* (Amayzapatu),

subarbusto con flores amarillas en forma de zapatito; y *Oenothera elongata*, hierba anual con tallo rojizo y flores solitarias amarillas.

(iii) Sensación de lejanía y serenidad: Si el espacio exterior a diseñar es pequeño es aconsejable utilizar plantas con colores fríos, porque tienen menor peso visual y dan sensación de lejanía, por tanto aumentan la sensación de distancia. Los colores fríos son, los azules, verdes, morados con predominio de azul. Las plantas con flores blancas también dan sensación de lejanía. Ejemplos: *Verbesina mandonii*, subarbusto con hojas lanceoladas de flores blancas ramificadas; y *Lycianthes lycopoides* (Ckpo-ckpo), arbusto grácil, llamativo por su transparencia, con ramas delgadas pendulares y flores solitarias de color violeta claro.

(iv) Macizos florales y cobertura blanda de color: son zonas blandas que refrescan el ambiente, y constituyen superficies permeables. Para lograr un buen macizo

floral se debe utilizar hierbas rastreras; las gramíneas también juegan ese rol con mayor altura, pero son especies tapizantes que llegan a cubrir extensas áreas. Para lograr un buen efecto se tiene que realizar una combinación de colores que puede ser contraste, o monocromía o sinfonía de color blanco en una combinación con piedras, arena, cascajo de diferentes colores, etc. Entre estas especies se encuentran *Quimchamalium chilense* (Quimchimali), hierba rastrera perenne con tallo y hojas carnosas color verde pálido a rojizo, y flores pequeñas muy vistosas amarillas y naranjas; *Linaria canadensis* (especie encontrada por primera vez en la ciudad de La Paz), pequeña hierba rastrera delicada con flores de color rosado a fucsia; *Briza minor* (Pastito de Dios), gramínea muy ornamental con espiguillas triangulares oscilantes pequeñas de color verde claro, de 0,20 m de altura (Fig. 1); y *Oenothera tetraptera*.



Figura 1. Macizo floral.

(v) Asociaciones naturales: Son conjuntos de plantas que se agrupan de manera natural y armónica, logrando efectos visuales muy llamativos y al mismo tiempo se benefician o complementan con los diferentes servicios ambientales que brindan. En la ciudad de La Paz existen varias asociaciones naturales en diferentes zonas, por ejemplo: en las laderas de alta y mediana pendiente en el avenida Kantutani y la avenida Libertador se observa una asociación de *Ephedra americana*, *Puya meziana* y *Corryocactus melanotrichus*; en las laderas de la avenida Periférica existe una asociación de *Senecio clivicolus* y *Solanum nitidum*; en la zona de Koani se da una asociación de *Schinus andinus* con

*Tristerix penduliflorus*; mientras que en la zona de Mallasa existe una asociación de *Corryocactus melanotrichus* con acacia aroma.

Criterios basados en los aspectos estéticos de las especies: Para dimensionar estos criterios, se incluyeron en el Anexo 1 los elementos característicos, más sobresalientes de cada planta, como el color del follaje, la flor o la fragancia. En los factores dimensionales se especifica la altura y ancho de la planta, basados especialmente en la observación a campo y específicos al área de estudio. Estos datos sirven para la ubicación en el espacio exterior, sea privado o público, y también están relacionados con la consideración del área

vulnerable para un mejor crecimiento de la planta. También se consideraron la forma y la silueta de las plantas. La forma está relacionada con la apariencia externa, su morfología o arquitectura y como referencia se tomó el planteo de Bernal (1982). Estos datos son útiles para la elección de las plantas, con fines ornamentales. La silueta está definida por el follaje de la vegetación, la presencia de ramas, y la textura de las

hojas. De acuerdo a estas consideraciones se distinguieron tres categorías de silueta: (a) silueta transparente, con ramaje ralo que deja pasar el sol y permite ver el exterior, (b) silueta semitransparente, con follaje intermedio, cuyo ramaje permite filtrar el sol moderadamente, (c) silueta frondosa, con follaje denso de muchas ramas y hojas, que proporciona sombra (Fig 2).

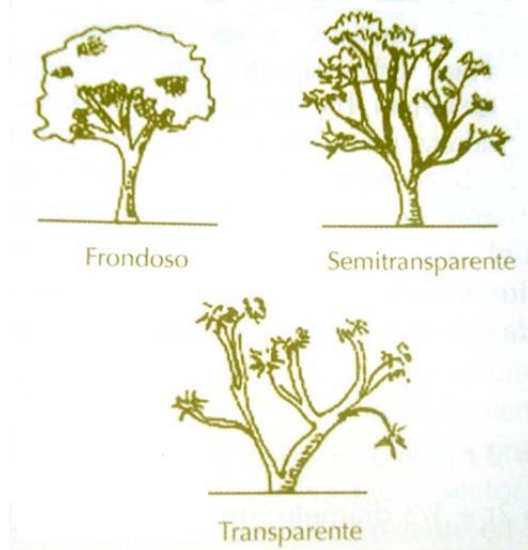


Figura 2. Tipos de silueta.

Un elemento de composición muy importante es la proporción, que es la relación armoniosa entre la vegetación alta, media, baja, arbustos, hierbas, los elementos construidos, y el espacio con que se cuenta. Si el espacio es pequeño, no se deben utilizar especies altas, ni medias, ni frondosas, más bien se utilizará vegetación baja, semitransparente, transparente y especialmente carpetas y macizos florales. En espacios amplios se podrán combinar especies altas, medianas, bajas, arbustos y flores, con diferentes texturas y siluetas. El jardín vertical es un elemento estético y ornamental que surge como una alternativa en lugares donde no se dispone de espacio horizontal para un jardín. En la Facultad de Arquitectura, Artes, Diseño y Urbanismo de la Universidad Mayor de San Andrés se desarrolló un jardín vertical Nebulosa denominada así por la coloración de las

tillandsias verde plumizo. El jardín vertical se realizó en base a tillandsias de diferentes variedades, como *Tillandsia cardenasii* de flores violeta, *Tillandsia duratii* de flores lila, y *Tillandsia sphaerocephala* de flores rosado. Las tillandsias son plantas epifitas que solo necesitan un sustrato para la fijación de sus raíces, puede ser tronco o roca, y tienen hermosas flores en espiga.

La vegetación nativa en el diseño del paisaje: El primer elemento de diseño paisajístico de los diferentes espacios públicos y privados es el acceso, por esta razón se deben utilizar especies de forma columnar, para dar jerarquía y direccionar el espacio, por ejemplo con *Salix humboldtiana* (Fig. 3). Las especies que se elijan deben ser agradables no solo en su fisonomía sino también en la fragancia. A partir de esto, se deberá planificar el recorrido.



Figura 3. Jerarquización con sauces.



Figura 4. Senderos interpretativos.

En la configuración de los recorridos se plantean senderos interpretativos, que son sendas con plantas nativas agrupadas por familias o de acuerdo al valor ecológico, ornamental o de uso tradicional, o pueden realizarse composiciones por el color de su follaje y sus flores, en contraste o sinfonía de color, ejemplo, plantas con flores de color amarillo con lila, o solo plantas con flores blancas o rojas, etc. Estos senderos interpretativos generalmente son conectores con flujo permanente de personas, lo cual es más efectivo y es un aporte a la educación ambiental interactiva en el conocimiento de las especies nativas. Evidentemente todos los senderos interpretativos deben estar perfectamente identificados con carteles explicativos. Las plantas que se recomiendan en los senderos interpretativos son herbáceas y algunas gramíneas, estableciendo líneas y contornos, en lo posible no direccionales sino mas libres y de forma natural, sinuosa, respetando la morfología del terreno y siguiendo las curvas de nivel. Ejemplo: *Lupinus altimontanus* y *Agalinis lanceolata* (Fig. 4).

En áreas nodales o puntos focales se propone construir islas de biodiversidad arbustivas, herbazales y/o matorrales, como espacios circulares que pueden ser centrales o secundarios, que agrupan masas o estructuras verdes, considerando la manera más natural en la composición y ubicación de las especies dentro de una sociabilidad natural entre ellas. Las islas de biodiversidad pueden tener diferentes tamaños, dependiendo del carácter del

área a diseñar. Es recomendable elevar estas islas para facilitar su observación y la lectura de la información. En la construcción de las islas es recomendable utilizar materiales ecológicamente limpios, como piedras, rollizos, bambú, cañas, etc., y deben estar identificadas con carteles ecológicos. Si se tomara en cuenta esta propuesta en espacios públicos, como plazas, parques, distribuidores vehiculares, etc. se realizaría una gran campaña educativa para que la población conozca y valore las especies nativas de nuestra ciudad y además se ahorraría una gran cantidad de agua, en el riego de las especies y también dinero, porque no es necesario reemplazarlas periódicamente como a las especies introducidas (Fig. 5). Los rincones sensoriales pueden ser de sonidos, táctiles, o aromáticos. Para el diseño de un rincón sensorial de sonido, se debe plantear propuestas con una interacción con agua, pueden ser rocallas con piedras y especies que atraen a los pájaros para escuchar también su. Por ejemplo, la mayoría de las especies de la familia *Compositae* atrae a los pájaros, *Viguiera australis* (Suncho) atrae a jilgueros (Fig. 6), todas las plantas con flores tubulares atraen a los picaflores *Nicotiana glauca*, *Dunalia Tancara*, *Salvia henkei*, etc.). Para los rincones sensoriales táctiles se debe elegir plantas con textura y follaje contrastante, o también con semillas de diferente forma y textura, como *Kageneckia lanceolata* (K'opi). Los rincones aromáticos son espacios de jardines o áreas verdes públicas con especies aromáticas. Se



pueden diseñar recorridos con arbustos aromáticos, espacios envolventes en áreas de contemplación, lecturas o descanso, también en islas de biodiversidad, o puntos focales aromáticos. Existen especies que desprenden aromas solo al roce, al paso, por efecto del viento o la humedad, entre ellas se encuentran: *Achyrocline alata* (Huira huira), *Ambrosia artemisioides* (Altamisa), *Achyrocline alata* (Huira huira), *Cantua buxifolia* (Kantuta), *Cantua tricolor* (Kantuta), *Gnaphalium gaudichaudianum* (Huira huira), *Gnaphalium cheiranthifolium* (Huira huira), *Clinopodium bolivianum*

(Muña), *Minthostachys acutifolia* (Sacha muña), *Ribes pentlandii* (Sipiñicu), *Salvia haenkei* (Salvia), *Baccharis incarum* (Tola). El aroma de las siguientes especies se siente al estrujar las hojas, entre las cuales se encuentran: *Buddleja aromática* (Kolli), *Buddleja coriacea* (Kishuara), *Cestrum parqui* (Andrés huaylla), *Chenopodium ambrosioides* (Paico), *Schinus andinus* (Wisco, wislulu). Existen también especies con flores fragantes, entre las cuales se encuentran: *Tripodanthus acutifolius* (Llave) y *Trichocereus briggsii* (Achuma).



Figura 5. Islas de biodiversidad.



Figura 6. Rincón sensorial.

Existe otro aspecto sensorial visual y se logra con especies que atraen a las mariposas por ejemplo: *Stevia tarijensis* (Maricucha), *Pluchea fastigiata* (T'uyu t'uyu), y acacia aroma. Es importante que a partir de la valoración de las especies nativas en el área urbana, se consolide y norme la protección natural que existe actualmente en los diferentes remanentes naturales todavía presentes en la ciudad. También es necesario lograr la concientización de la población y los personeros municipales. Porque la presencia de la cobertura nativa densa en la ciudad permite mantener el balance energético, la absorción de la radiación solar, y que se cumpla el ciclo hidrológico por medio de la interceptación del agua de lluvia, y al mismo tiempo son un ornamento natural de gran magnitud en lugares muchas veces inaccesibles. Nuestra vegetación nativa esta conformada por bellas especies inigualables que debemos

valorar y defender porque son un patrimonio natural de todos los que vivimos en esta ciudad.

## BIBLIOGRAFIA

- Aloma, O. 1979. Diseño y proyecto de jardines. La Habana, Cuba.
- Alvarez, A. 2004. Los microclimas urbanos y la contaminación acústica en ciudades del centro de Cuba. Santa Clara, Cuba.
- Bentley, J., J. Valencia. 2003. Aprendiendo sobre árboles un una comunidad andina de habla quechua. Cochabamba, Bolivia.
- Bernal, F. 1982. Fitotectura. Revista Escala. Bogota, Colombia.
- Del Vito, E.M., A. Petanatti. 2002. Recursos arbolarios de San Luis, plantas nativas. Universidad San Luis, Argentina.
- De Broek I., T. Evert. 2003. Plantas Medicinales para la Atención

- Primaria de la Salud. AMETRAC.  
Cochabamba, Bolivia.
- DINAMED. Dirección Nacional de  
Medicamentos y Tecnologías de  
Salud. Ministerio de Salud y  
Deportes. 2004. Normas para  
productos, naturales, tradicionales,  
homeopáticos. Anexo 1. Lista de  
recursos naturales aceptados. La  
Paz, Bolivia.
- Guzmán, A. 2002. El uso de la Wacha en la  
Medicina Tradicional. Comunidad  
Tawantinsuyo ONG. Lima, Perú.
- Matteuci, S., Colma, A. 1982. Metodología  
para el estudio de la vegetación.  
Monografía N° 22. Secretaria  
General de la Organización de los  
Estados Americanos. Washington,  
USA.
- Nilsson, K., T.B. Randrup. 1998.  
Silvicultura urbana. Actas del XI  
Congreso Forestal Mundial. Antalya,  
Turquía.
- Pestalozzi, H.U., M.A. Torrez. 1998. Flora  
ilustrada Altoandina. La relación  
entre hombre, planta y medio  
ambiente en el Ayllu Majasaya Mujlli  
(Prov. Tapacari) Cochabamba,  
Bolivia.
- Sagaceta, J.L. 1996. La medicina esta en  
nuestras manos. Cochabamba,  
Bolivia.
- Vandebroek, I., E. Thomas. 2003. Plantas  
medicinales, para la atención  
primaria de la salud. AMETRAC.  
Cochabamba, Bolivia.
- Valenzuela, E. 1993. Plantas en suelos  
erosionados de la ciudad de La Paz.  
Tesis de Licenciatura de la Carrera  
de Biología. La Paz, Bolivia.
- Zalles, J., M. De Lucca. 1993. Descripción  
y uso de 100 plantas medicinales  
del Altiplano Boliviano. La Paz,  
Bolivia.



Anexo 1. Síntesis del valor ecológico, ornamental y de uso tradicional de especies nativas de la ciudad de La Paz.

	Familia	Nombre científico	Nombre común	Forma de vida	Elemento característico	Usos	Factores dimensionales		Factores estéticos	
							altura (m)	ancho (m)	forma	silueta
I	AMARYLLIDACEAE									
1		<i>Zephyranthes viridis-lutea</i>	Jarap'ia.	hierba	flor amarilla solitaria, sin hojas	ornamental	0,1	n,a	n.a	n.a
II	ANACARDIACEAE									
2		<i>Schinus andinus</i>	Wisko	arbusto	hojas simples, flores pequeñas cremas	ornamental	2	1,5	oval	SF
3		<i>Schinus molle</i>	Molle	árbol	frutos rojizos, latex blanco, hojas con olor a pimienta	medicinal	10	4,5	pendular	F
III	BERBERIDACEAE									
4		<i>Berberis boliviana</i>	Churisiki	arbusto	tallos con espinas grandes, flores amarillas	ecológico	1,5	1,3	oval	F
IV	BIGNONIACEAE									
5		<i>Tecoma arequipensis</i>		arbusto	flor anaranjada como campanitas	ornamental	2,50	0,57	expandido	S.T.
V	BROMELIACEAE									
6		<i>Tillandsia duratii</i>		roceta	flor lila, hojas plumizas	ornamental	0,5	n,a	roseta	n.a
7		<i>Tillandsia sphaerocephala</i>		roseta	flor rojiza, hojas plumizas	ornamental	0,35	n,a	roseta	n.a
8		<i>Puya ferruginea</i>		roseta	hojas verde plumizas	ecológico	0,6	n,a	roseta	n.a
9		<i>Puya meziana</i>	Kara	roseta	hojas verdes brillosas con jaspes rojos	ecológico	0,6	n,a	roseta	n.a
VI	CACTÁCEAE									
10		<i>Opuntia boliviana</i>	cacto rastrero	cacto	flores amarillas-anaranjadas	ecológico	0,15	n,a	n.a	n.a
11		<i>Opuntia exaltata</i>	tuna	cacto	flores amarillo-cremoso	ecológico	0,5	n,a	n.a	n.a
12		<i>Opuntia schaferi</i>	tuna	cacto	penkas pequeñas espinosas	ecológico	0,2	n,a	n.a	n.a

13	<i>Borzicactus fossulatus</i>	cacto	cacto	tallo peludo	ecológico	1,75	n,a	n.a	n.a
14	<i>Corryocactus melanotrichus</i>	cacto	cacto	cacto ramificado, flores rojas	ornamental	1,85	n,a	n.a	n.a
15	<i>Trichocereus pachanoi</i>	Achuma	cacto	flores blancas	protección	2	n,a	n.a	n.a
16	<i>Trichocereus sp.</i>	Pasana	cacto	flores blancas	ornamental	1,65	n,a	n.a	n.a
17	<i>Trichocereus bridgesii</i>		cacto	flores blancas	protección	1,90	n,a	n.a	n.a
VII CAMPANULACEAE									
18	<i>Shycampylus tapaeformis</i>		hierba	Flores anaranjadas en racimo	ornamental	0,5	n,a	n.a	n.a
VIII CARYOPHYLLACEAE									
19	<i>Spergularia pazensis</i>		hierba	flores blancas solitarias	ecológico	0,4	n,a	n.a	n.a
IX CHENOPODIACEAE									
20	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Payqo	hierba	aromatica, flores en panojas terminales	med-ornam	0,4	n,a	n.a	n.a
X COMPOSITAE									
21	<i>Achyrocline alata</i>	Huira huira	hierba	inflorescencia con flores cremas brillosas	tradicional, medicinal	0,4	n,a	n.a.	n.a
22	<i>Ageratina azangavoensis</i>	Marmaquima	hierba	hojas pequeñas acorazonadas, flores blancas	Ecológico	0,6	n,a	n.a.	n.a
23	<i>Ambrosia artemisioides</i>	Altamisa	arbusto	hojas irregulares, verde plumizas olorosas	Tradicnal medicinal	1,2	1,5	piramidal	F
24	<i>Baccharis boliviensis</i>	Thola suppa	s.a	Flollaje verde brillante, flores blancas pequeñas	Ecológico	0,35	n,a	n.a.	n.a
25	<i>Baccharis incarum</i>	Thola	arbusto	inflorescencia con flores blanquecinas-cremosas	tradicional, medicinal	0,7	0,9	piramidal	F
26	<i>Baccharis papillosa</i>	T'anta t'ola	arbusto	hojas carnosas obovadas, verde oscuro, flores cremosas	ecológico	0,8	0,9	extendida	F
27	<i>Baccharis pflanzii</i>	Thola	arbusto	Hojas pequeñas verde claro, flores	ecológico, ornamental	0,7	0,8	extendida	F

				densas cremosas					
28	<i>Baccharis pentlandii</i>	Mayu chilca	arbusto	inflorescencia con flores blancas	tradicional	1,65	2,25	globosa	F
29	<i>Baccharis densiflora</i>	Yurak chilca	arbusto	inflorescencia con flores blanquecinas	medicinal	1,75	1,9	globosa	F
30	<i>Bidens pilosa</i>	Muni - muni	hierba	flores amarillas, con pétalos blancos	tradicional, ecológico	0,3	n,a	n.a	n.a
31	<i>Bidens andicola</i>	Muni	hierba	flor grande amarilla solitaria	ornamental	0,2	n,a	n.a.	n.a.
32	<i>Conyza artemisiaefolia</i>		hierba	ramas arrossetadas, flores de color amarillo claro	ecológico	0,05-0,2	n,a	n.a.	n.a
33	<i>Conyza bonariensis</i>		hierba	follaje verde grisáceo – flores blancas	tradicional, medicinal	0,5	n,a	n.a	n.a
34	<i>Conyza sophiaefolia</i>		hierba	follaje verde grisáceo – flores blancas pequeñas	ecológico	0,3	n,a	n.a	n.a
35	<i>Dasyphyllum ferox</i>	Llauri	arbusto	espinas grandes en tallos	ecológico	1,55	0,9	piramidal	SF
36	<i>Gamochaeta spicata</i>	Huira huira	hierba	flores blancas	medicinal	0,35	n,a	n.a.	n.a
37	<i>Gamochaeta spp.</i>	Huira huira	hierba	flores amarillas pubescentes	orn - med	0,3	n,a	n.a.	n.a
38	<i>Gnaphalium gaudichaudianum</i>	Huira huira	hierba	flores blancas-cremosas	medicinal	0,4	n,a	n.a.	n.a
39	<i>Gnaphalium cheiranthifolium</i>	Huira huira	hierba	flores blancas cremosas, hojas pubescentes	medicinal	0,45	n,a	n.a.	n.a
40	<i>Mutisia orbignyana</i>		arbusto	inflorescencia naranja pequeña	ornamental	0,6	0,5	irregular	SF
41	<i>Mutisia acuminata</i>	Chirchincoma	arbusto	inflorescencia flores naranjadas	med - ornam	1,2	1,1	globosa	SF
41b	<i>Rarastrepia lepidophylla</i>	Tara Tola	Arbusto	flores amarillas pálidas	tradicional	0,6	0,5	piramidal	SF
42	<i>Pluchea fastigiata</i>	T'uyu t'uyu	arbusto	flores rosadas- lilas pequeñas	ecológico	2	2,3	globosa	F
43	<i>Proustia pungens</i>	Huajla waja	arbusto	flores blancas hojas con espinas	ecológico	1,1	0,5	Irregular	F
44	<i>Proustia cuneifolia</i>	Huajla waja	arbusto	flores blancas con líneas rojizas, espinoso	ecológico	0,8	0,4	irregular	F

45	<i>Rhyssolepis australis</i>	Suncho	arbusto	inflorescencia con flores amarillas	ecológico	1,2	1,3	globosa	SF
46	<i>Rhyssolepis helianthoides</i>	Sunchillo	arbusto	inflorescencia con flores amarillas	ornamental	1,2	1,3	globosa	SF
47	<i>Senecio clivicolus</i>	Huaycha	s.a	flores amarillas	ornamental	0,7	n,a	n.a.	n.a
48	<i>Senecio candollii</i>	Kea kea	s.a	flores amarillas con jaspe morados	medicinal	0,6	n,a	n.a.	n.a
49	<i>Senecio serratifolius</i>	Kea kea	Hierba	flor amarilla, inclinada	ecológico	0,2	n,a	n.a.	n.a
50	<i>Stevia tarijensis</i>	Maricucha	s.a	flores pequeñas blancas	ornamental	0,3	n,a	n.a	n.a
51	<i>Verbesina mandonii</i>		hierba	flores blancas	ecológico	0,45	n,a	n.a.	n.a.
52	<i>Tagetes multiflora</i>	Chijchipa	hierba	flores amarillas	med - ornam	0,4	n,a	n.a.	n.a.
XI CONVULVACEAE									
53	<i>Convolvus arvensis</i>		rastrera	flor blanca, hojas espatuladas	ecol - ornam	0,1	n,a	n.a	n.a
XII CRUCIFERAE									
54	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	Hanukara	hierba	flores con margen blanco	ecológico	0,1	n,a	n.a	n.a
XIII EPHEDRACEAE									
55	<i>Ephedra rupestris</i>	Pinku pinku	cojin	flor amarilla pequeña	ecol- med	0,2	n,a	n.a	n.a
56	<i>Ephedra americana</i>	Pinku pinku	arbusto	flores pequeñas amarillo pálido	ecol-medic.	0,6	0,4	globosa	F
XIV GRAMINEAE									
57	<i>Briza minor</i>	pastito de Dios	planta	espigas triangulares verdosas	ornamental	0,23	n,a	n.a	n.a.
58	<i>Bothriochloa sp</i>		planta	espigas moradas	ornamental	0,5	n,a	n.a	n.a.
59	<i>Chondrosum simplex</i>	Llapa	planta	espiguillas pequeñas enroscadas	ecológico	0,25	n,a	n.a	n.a.
60	<i>Bromus catharticus</i>	cebadilla criolla	planta	espiguillas verde claro brillante	ornamental	0,3	n,a	n.a	n.a.
61	<i>Cordaderia jubata</i>	Sehuenca	planta	espigas grandes, muy vistosas	ornamental	1,5	n,a	n.a	n.a.
62	<i>Calamagrostis trychophylla</i>	Qachu paqu	planta	espiguillas rojizas	ornamental	0,5	n,a	n.a	n.a.
63	<i>Festuca dolichophylla</i>	Chilliwa	planta	espiguillas con varias flores	ecológico	0,3 - 0,7	n,a	n.a	n.a.

64	<i>Festuca orthophylla</i>	Paja brava	planta	hojas muy duras	ecológico	0,3-0,5	n,a	n.a	n.a.
65	<i>Muehlenbergia ligularis</i>		planta	espigas con lemma morada	ornamental	0,2	n,a	n.a	n.a
66	<i>Pennisetum chilense</i>	Cola de zorro	planta	flores plumosas blanquesinas	ecológico	0,15-0,8	n,a	n.a	n.a.
67	<i>Poa asperiflora</i>	Parwayu	planta	espiguillas con flores	Ecológico	0,4	n,a	n.a	n.a.
68	<i>Polypogon interruptus</i>		planta	espigas apicales crema café	Ecológico	0,15-0,5	n,a	n.a	n.a
69	<i>Stipa incospicua</i>	Paqu	planta	espiga plumosa beis	Ecológico	0,4 - 0,9	n,a	n.a	n.a
70	<i>Stipa ichu</i>	Ichu	planta	espiga plumosa blanquesina	Ecológico	0,6 - 1,2	n,a	n.a	n.a
XV GROSSULARIACEAE									
71	<i>Ribes pentlandii</i>	Sipiñicu	arbusto	Follaje verde brillante, aromático, flores rosa cremosa pequeñas	ornamental	1,2	1,7	globoso	F
XVI JUNCACEAE									
72	<i>Juncus imbricatus</i>	Pokko	hierba	flores terminales	ecológico	0,3	n,a	n.a	n.a.
XVII KRAMERIACEAE									
73	<i>Krameria lappacea</i>		arbusto	flores rosado - rojizas, semillas espinosas	ecológico	0,85	0,65	irregular	n.a
XVIII LABIATAE									
74	<i>Clinopodium bolivianum</i>	Muña	arbusto	flores blancas pequeñas, arbusto oloroso	med - ornam	0,65	0,55	globoso	F
75	<i>Hedeoma medium</i>		hierba	flores rosadas labiadas pequeñas	Medicinal	0,15 - 0,2	n,a	n.a	n.a
76	<i>Lepechinia sp</i>	Salvia	hierba	flores blancas pequeñas en racimo	ornamental	0,3	n,a	n.a	n.a
77	<i>Minthotachys acutifolia</i>	Sacha muni	hierba	flores blancas pequeñas, olor a menta	ornamental	0,4	n,a	n.a	n.a
78	<i>Salvia haenkei</i>	Salvia	s.a	flores rojas, hojas plomizas	med – ornam	0,9	0,6	n.a	n.a
79	<i>Satureja boliviana</i>	Koa	arbusto	flores blancas pequeñas olorosas	Medicinal	0,9	0,62	oval	F

XIX LEGUMINOSAE										
80	<i>Adesmia miraflorensis</i>	Ayacauli	arbusto	flores amarillas con tonos rojizos, arbusto espinoso	Ecológico	1,5	0,9	irregular	ST	
81	<i>Acacia aroma</i>	Churqui	arbolito	flores redondas amarillas con ramas espinosas	Ornamental - ecologico	4	5	extendida	SF	
82	<i>Caesalpinia bagii</i>	Takarkaya	arbusto	flores amarillas	Ornamental	2	1,5	globoso	SF	
83	<i>Caesalpinia spinosa</i>	Tara	arbolito	flores amarillas espinas en hojas y ramas	Ecológico	3,2	2,7	irregular	SF	
84	<i>Dalea boliviana</i>	Cuaresma	hierba	rastrera flores azules - fucsias	ecol – ornam.	0,2	n,a	n.a	n.a	
85	<i>Dalea elegans</i>		subarbusto	ramas esparcidas con flores azul – fucsias llamativas	Ornamental	1,2	1	irregular	ST	
86	<i>Lupinus altimontanus</i>	Kkela	s.a	flores lilas	ecol- ornam	0,6	n,a	n.a	n.a	
87	<i>Prosopis laevigata</i>	Takjo	árbol	flores amarillas espinas en tallos	Ecológico	3,5	4,8	extendida	ST	
88	<i>Prosopis flexuosa</i>	Takjo	árbol	flores amarillas globosas	Ecológico	2,8	4,5	extendida	ST	
89	<i>Psoralea pubescens</i>	Wilia	s.a	flores lilas	Ornamental	0,5	n,a	n.a	n.a	
90	<i>Senna multiglandulosa</i>		arbusto	flores amarillas	Ornamental	2	1,5	globoso	F	
91	<i>Senna aymara</i>	Takarkaya	arbusto	flores amarillas, bayas rojas	Ornamental	2	1,8	extendida	ST	
92	<i>Trifolium amabile</i>	Layu	hierba	flores rosadas	Medicinal	0,05	n,a	n.a	n.a	
93	<i>Vicia graminea</i>		hierba	flores celestes pequeñas	Ornamental	0,6	n,a	n.a	n.a	
XX LOASACEAE										
94	<i>Cajophora contorta</i>	Pucasisa	enredadera	flores anaranjadas, urticante	ecológico	n,a	n,a	n.a	n.a.	
XXI LOGANIACEAE										
95	<i>Buddleja coriacea</i>	Kishuara	árbol, arbusto	flores rojizas en la base que amarilla en el extremo	medicinal ornamental	2,5	2,1	extendida	F	
96	<i>Buddleja aromática</i>	Kolli	arbusto	flores blancas hojas	ornamental	1,5	1,2	globoso	F	

plomizas fruto tricapsular										
XXII	LORANTHACEAE									
97	<i>Tripodantus acutifolius</i>	Llave	hemeparásita enredadera	follaje verde brillante – flores blancas muy fraganciosas	ornamental	n,a	n,a	n.a	n.a	
98	<i>Tristerix penduliflorus</i>	Jamillo	parásito leñoso	flores anaranjadas tubulares	ornamental	1,40	n,a	n.a	n.a.	
XXIII	MALVACEAE									
99	<i>Malva parviflora</i>	orkko ruppu	hierba	Rastrera	medicinal	0,15	n,a	irregular	ST	
100	<i>Tarasa hornschurchiana</i>	Malva	arbusto	flores blanquesinas –lilas	ornamental	1,1	0,8	oval	SF	
101	<i>Wissadula andina</i>		arbusto	flores blancas, hojas acorazonadas plomizas	ornamental	1,2	1	oval	SF	
XXIV	ONAGRACEAE									
102	<i>Oenothera elongata</i>		hierba	flor amarilla, tallos rojizos	ornamental	0,60	n,a	n.a	n.a.	
103	<i>Oenothera rosea</i>	Jawar chunka	hierba	flores rosadas pequeñas	ornamental	0,2	n,a	n.a	n.a	
104	<i>Oenothera tetraptera</i>		hierba	hierba postrada, flor blanca, y rosada fruto capsular	ornamental	0,15	n,a	n.a	n.a.	
XXV	OXALIDACEAE									
105	<i>Oxalis brifacta</i>		hierba	hierba rastrera, hojas trifoliadas con flores amarillas	ornamental	n,a	n,a	n.a	n.a	
XXVI	PLANTAGINACEAE									
106	<i>Plantago tomentosa</i>	llanten	hierba	inflorescencia única pequeña con flores blancas	ecológica	0,4	n,a	n.a	n.a.	
XXVII	POLEMONIACEAE									
107	<i>Cantua buxifolia</i>	Kantuta	arbusto	flores tubulares rojizas - amarillas	ornamental	3	1,4	irregular	ST	
108	<i>Cantua tricolor</i>	Kantuta	arbusto	Flores tubulares tricolor	ornamental	2	1,2	irregular	ST	
XXVIII	POLYGONACEAE									



109	<i>Muehlenbeckia fruticulosa</i>		arbusto	flores blancas pequeñas	ornamental	1,1	1	expandida	F
110	<i>Muehlenbeckia vulcanica</i>	Machi machi	hierba	hierba rastrera, hojas brillantes, flores pequeñas blanquecinas	ecológica	n,a	n,a	n.a	n.a
XXIX	ROSACEAE								
111	<i>Kageneckia lanceolata</i>	K'opi	arbusto	flores cremas blanquecinas semillas en forma de estrella	ornamental	1,4	1,1	oval	SF
112	<i>Polylepis besseri</i>	Queñua	árbol	flores blancas pequeñas, corteza exfoliante, café naranja	ornamental	2,5	3	extendido	F
113	<i>Polylepis racemosa</i>	Queñua	árbol	flores blancas pequeñas, corteza exfoliante café, naranja	ornamental	5	3	extendido	F
XXX	SAPINDACEAE								
114	<i>Dodonaea viscosa</i>	Chacatea	arbusto	flores verde-amarillentas pequeñas, frutos alados rojos	orn-med.	1,5	1,3	irregular	F
XXXI	SALICACEAE								
115	<i>Salix humboldtiana</i>	Sauce	árbol	porte vertical, hojas verde claras brillosas	ornamental	6	2,2	columnar	F
XXXII	SANTALACEAE								
116	<i>Quinchamalium chilense</i>	Quimchimali	hierba	Flores amarillo – naranjas	ornamental	0,3	n,a	n.a	n.a
XXXIII	SCROPHULARIACEAE								
117	<i>Agalinis lanceolata</i>	Sojo sojo	hierba	flores fucsias campanuladas	ornamental	0,45	n,a	n.a	n.a.
118	<i>Calceolaria buchtieniana</i>	Zapatito	hierba	flores amarillas, como zapatitos	ornamental	0,35	n,a	n.a	n.a.
119	<i>Calceolaria parvifolia</i>	Amayzapatu	s.a	flores amarillas, como zapatitos	ornamental	0,5	n,a	n.a	n.a.
XXXIV	SOLANACEAE								
120	<i>Cestrum parqui</i>	Andrés huaylla	arbusto	flores amarillas	medicinal	1,5	1,9	irregular	ST

				terminadas en estrellas					
121	<i>Dunalia brachyacantha</i>	Tankara	arbusto	flores lilas tubulares, con espinas en los tallos	ecologico	2,1	1,9	irregular	F
122	<i>Lycianthes lycioides</i>	Ckapo-ckapo	arbusto	flores color violeta claro	oramental	0,9	0,65	irregular	T
123	<i>Nicotiana glauca</i>	Karalawa	arbusto	flores amarillas tubulares	ornamental	3	2,5	oval	ST
124	<i>Solanum nitidum</i>	Nuñumaya	s.a	flores violetas, bayas rojas	ecol - ornam	1,2	n,a	irregular	ST
125	<i>Solanum atricoeruleum</i>	Chinchi chinchi	hierba	flores lila claro	ecológico	0,80	n,a	n.a	n.a
126	<i>Solanum radicans</i>	Puchunkora	hierba	flores celestes, violetas	medicinal	0,54	n,a	n.a	n.a

Nota. n.a. no aplica; s.a: subarbusto; F: frondoso; T: transparente; ST: semitransparente.

## Bosques ribereños y su relación con regímenes hidrológicos en el norte patagónico

Leonardo Ariel Datri<sup>1</sup>, Rafael Maddio<sup>1</sup>, Ana María Faggi<sup>2</sup>, Leonardo Ariel Gallo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Investigaciones Ecológicas Norpatagónicas (LIEN), Universidad Nacional del Comahue).

<sup>2</sup>Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia – CONICET. <sup>3</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). \*Autor de correspondencia: [leodatri@gmail.com](mailto:leodatri@gmail.com).

### RESUMEN

Las planicies de inundación de los ríos norpatagónicos, experimentan procesos de cambio y configuración de neo-ecosistemas riparios con bosques de salicáceas exóticas. El objetivo de este trabajo es relacionar parches de vegetación con procesos geomorfológicos asociados a los regímenes hidrológicos de los tramos inferiores de los ríos Limay y Azul. El desarrollo de parches de bosques riparios fue analizado con series temporales de fotografías aéreas. En campo se caracterizó la geomorfología, el suelo superficial y la vegetación. La edad de cada parche fue estimada mediante el uso de técnicas de dendro-geomorfología y curvas de crecimiento de especies riparias leñosas. Se estimaron las variaciones interanuales de los ríos y la recurrencia de eventos de disturbios intensos. Una vez sincronizados los eventos hidrológicos con los parches de vegetación riparia, se analizaron las diferencias en la distribución de la vegetación de ribera considerando los períodos de crecidas y sequías. En el río Limay fue identificada una sucesión boscosa, compuesta por *Salix alba* en una etapa inicial y por *S. alba*, *Populus nigra* y *P. deltoides*, en una posterior, asociada a un período seco coincidente con el ingreso en operaciones del conjunto de represas del complejo hidroeléctrico. En el río Azul fueron identificadas cuatro series sucesionales boscosas. Una inicial compuesta por bosquetes aislados de plantas no riparias de *Nothofagus dombeyi* y *Maytenus boaria*; riparias de ambientes lénticos de *Myrceugenia exsucca* y una posterior dirigida por *S. fragilis* sobre el lecho fluvial con dos secuencias paralelas de *S. fragilis* asociadas a vegetación nativa de albardones y planicies u otra cerrada de *S. fragilis* y *Rubus ulmifolia* de ambientes inestables. Como la composición de las especies en la zona activa es afectada por la zonación y la sucesión, dependiendo de las fluctuaciones del régimen hídrico y las plantas invasoras, se recomienda el manejo de parches de salicáceas exóticas y el mantenimiento del régimen de disturbios introducidos por crecidas en ríos regulados, como mecanismo de control.

**Palabras clave:** Bosques riparios, salicáceas, planicie de inundación, río Limay, río Azul, sucesión vegetal, dendro-geomorfología, Patagonia.

### ABSTRACT

The flood plains of North Patagonian rivers, experience change and configuration processes of neo-ecosystems with forest riparian exotic Salicaceae. The objective of this work is to link vegetation patches to geomorphic processes related to hydrological regimes in the lower reaches of the rivers Limay and Azul. The development of riparian forest patches was analysed with time series of aerial photographs. In field geomorphology, soil surface and vegetation was characterized. The age of each patch was estimated using dendro-geomorphology techniques and growth curves of the riparian woody species. Inter-annual variations were estimated from rivers and recurrence of intense disturbance events. Once the hydrological events were synchronized with the riparian vegetation patches, the differences in the distribution of riparian vegetation considering the flood and drought periods were analysed. In the Limay river we identified a number of forest succession, composed of *Salix alba* at an early stage and by *S. alba*, *Populus nigra* and *P. deltoides*, in a subsequent dry period. This was associated with the start of the hydroelectric dam activities. In the Azul river four forest successional stages were identified: (1) not native riparian plants *Nothofagus dombeyi* and *Maytenus boaria*, (2) native riparian plants lentic environments *Myrceugenia exsucca*, (3) *S. fragilis* associated with native vegetation, and (4) plains of *S. fragilis* and *Rubus ulmifolia* in unstable environments. As the composition of species in the active zone is affected by the zonation and succession, depending on fluctuations in hydrological regime and invasive plants, it is recommended patch management and maintenance exotic Salicaceae the disturbance regime introduced by floods in regulated rivers, as a control mechanism.

**Key words:** Riparian forests, Salicaceae, floodplain, Limay river, Azul river, plant succession, dendro-geomorphology, Patagonia.

### INTRODUCCIÓN

El análisis de las fluctuaciones de los regímenes hidrológicos como la frecuencia de eventos extremos de crecidas puede realizarse combinando una serie de métodos geológicos, geomorfológicos,

históricos e hidrológicos (Díez-Herrero et al., 2008). La aplicación de técnicas dendro-geomorfológicas en las cuencas de tipos torrenciales, montañas y de llanuras, permite inferir datos de frecuencia y magnitud de crecidas (Díez-Herrero et al., 2007), en forma complementaria al registro sistemático, facilitando el análisis estadístico y el modelado de procesos de sucesión vegetal. Los bosques riparios permiten la aplicación de estas técnicas al estudiar la respuesta en el patrón de crecimiento y las señales dejadas en los árboles, con el objetivo de datar y evaluar eventos ocurridos en el pasado (Bodoque et al., 2011; Ruiz Villanueva et al., 2010). La estimación de la edad de parches de vegetación leñosa permite sincronizar los registros hidrológicos con cada comunidad seral emergente, asociada a un evento en particular. Las crecidas y el estiaje implican perturbaciones y factores de cambio en la sucesión vegetal de bosques riparios. La correlación entre el origen y la posición geomorfológica de los árboles, expresa información acerca del estado del sistema dentro de la transición de fases establecidas por el ciclo de perturbación y auto-organización.

La complejidad espacio temporal del mosaico es dinámica de acuerdo a la frecuencia e intensidad de cada inundación, según ésta restringe o construye hábitats físicos para distintas comunidades bióticas. Cada comunidad a su vez afecta al curso de agua y define nuevas condiciones para el flujo superficial del río, de acuerdo al estado del proceso. Los árboles expresan el nivel de mayor complejidad del proceso de sucesión vegetal y la estructura del ecosistema queda definida por sus coberturas (Webb y Leake, 2006).

El diseño de modelos de inundación y sus efectos en los ambientes ribereños son relevantes para la gestión del riesgo en áreas urbanas. El desarrollo del modelo Fiume Tagliamento, comprende un sistema de referencia de río en estado natural, para la gestión de los ambientes ribereños de toda Europa. Casi toda la experiencia y el

conocimiento en planicies inundables proviene de este río centroeuropeo, a partir del cual se conocen distintos aspectos del ciclo de vida de salicáceas, ecología de bosques ribereños y sucesión vegetal, en relación al régimen hidrológico. Junto con los estudios dendro-geomorfológicos, comprenden herramientas que permiten integrar información de sistemas bióticos y abióticos, extendidas en el análisis de ríos y cuencas aluvionales de toda Europa (especialmente España y Suiza) para la gestión del riesgo ambiental y la planificación urbana (Karrenberg, 2003; Ballesteros et al., 2011). El objetivo de este trabajo es relacionar la colonización de las planicies de inundación y lechos fluviales por distintas especies de plantas leñosas y sus implicancias en la estructura comunitaria con la frecuencia de disturbios y bajantes del río.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología empleada en este trabajo reconoce dos escalas: (i) a nivel del régimen hidrológico, y (ii) a nivel de comunidades. El régimen hidrológico se determinó con datos del río Limay tomados de los registros de erogaciones diarias de la represa de Arroyito desde 1980 hasta 2012 (datos obtenidos de la autoridad interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro) y del tramo inferior del Azul obtenidos de las estaciones de aforo del propio río y de su principal tributario, el río Quemquemtreu desde 1975 hasta 2012 (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). Se estimaron las frecuencias de caudales y junto con las magnitudes, se linealizaron los datos por medio de gráficos log-log. A nivel de comunidades, se analiza la distribución de especies, coberturas, edades de parches y ubicación en el relieve. Se realizó un muestreo estratificado en 46 parches de vegetación riparia del río Limay y 43 parches del río Azul, asociados a unidades geomorfológicas específicas según Ward (2002). En forma paralela se barrenaron 105 árboles sobre el Limay y 75 sobre el Azul distribuidos en

distintas posiciones topográficas de las planicies de inundación y lechos fluviales, con barreno de Pressler. Con el objeto de reconocer el gradiente de estabilidad e inestabilidad del suelo, se evaluaron las relaciones establecidas entre la edad de los parches, la altura sobre el nivel de agua del cauce principal en época de estiaje y la distancia al mismo. Los gradientes de inestabilidad - estabilidad entre unidades edafo-geomorfológicas se establecieron, por medio de análisis de conglomerados con empleo de Infostat. A cada conglomerado fue asignado un valor en orden creciente de agrupamiento de las variables de manera de construir una variable independiente para un modelo de asociación de presencia y ausencia de coberturas vegetales. Los registros de

presencia-ausencia de especies del sotobosque se analizaron por medio de regresión logística con el gradiente de estabilidad, buscando niveles de asociación a geo-formas más estables. Este modelo de regresión logística permite investigar qué variables están relacionadas con la asignación de un individuo a una clase determinada con una distribución de probabilidades en forma binaria, a partir de una variable explicativa continua. Se estimó el desvío estándar de las muestras, con el fin de reconocer outliers y asignar un nivel de presencia - ausencia en función de la frecuencia de individuos de cada especie. Como la variable respuesta es binomial (0-1) se utilizó la función de enlace canónica logit.

1972



2010



Fig. 1. Área de estudio río Azul. Longitud: 55 kilómetros. Superficie de la cuenca: 1200 km<sup>2</sup>. Pendiente: 9%. Qmax = 72 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Qmin = 2 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Crecida máxima (media): 600 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (año 2004), con recurrencia estimada de evento extremo en 100 años de 1.200 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Eco-región: bosque andino patagónico.

Área de estudio y régimen hídrico: Las aguas del Limay llegan al tramo estudiado reguladas por las represas hidroeléctricas de El Chocón (1971); Arroyito (1980); Alicurá (1984), Piedra del Aguila (1990) y Pichi Picún Leufú (1995). Las presas

incorporan una variable de control en el régimen hidrológico en los períodos comprendidos desde el inicio de actividades de los emprendimientos hasta el presente, a partir del agua embalsada que produce un factor de retardo en fases

de acumulación generadas en sucesivos saltos desde la confluencia del Limay con el Traful, hasta Arroyito. Todo el valle fluvial del Limay desde Arroyito a la Confluencia comprende la región biogeográfica del Monte (Morello, 1995) y representa el extremo de un gradiente de diversidad establecido por un incremento del régimen pluvial hacia los Andes. El río Limay nace del lago Nahuel Huapi y la mayoría de sus tributarios desaguan a distintos lagos cordilleranos. A diferencia del río Azul que recibe las aguas del deshielo directamente a su cauce, al Limay tributan las aguas de una red de veintinueve lagos de origen glaciar, que son depositarios en primera instancia de la bajada de aguas de deshielo (datos obtenidos de la autoridad inter-jurisdiccional de la cuenca del Río Negro - AIC). Por esta razón, los ciclos de crecidas del Limay en la Confluencia, están amortiguados por dos fases de retardo: una natural establecida por los lagos naturales de la cuenca, previamente al ingreso al

cauce principal y otra artificial sobre el propio cauce (Fig. 1). El río Azul tiene 55 kilómetros de longitud y drena una cuenca de aproximadamente 1200 km<sup>2</sup>, con una pendiente media del 9%. Existen registros recientes de crecidas súbitas que incrementaron su caudal hasta los 600 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> en el año 2004 y se estima que para un evento extremo, con tiempo de recurrencia de 100 años, el caudal podría alcanzar los 1.200 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> aproximadamente (dato obtenido del Instituto Nacional del Agua - INA, 2006 y de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). La cuenca posee un régimen de descarga directa pluvionival y fusión de hielo al cauce, que se corresponde íntegramente dentro de los límites del bosque andino patagónico. El extremo de la desembocadura del Azul en el Lago Puelo se encuentra en la jurisdicción del Parque Nacional homónimo y da origen a una formación típicamente deltaica (Fig. 2).

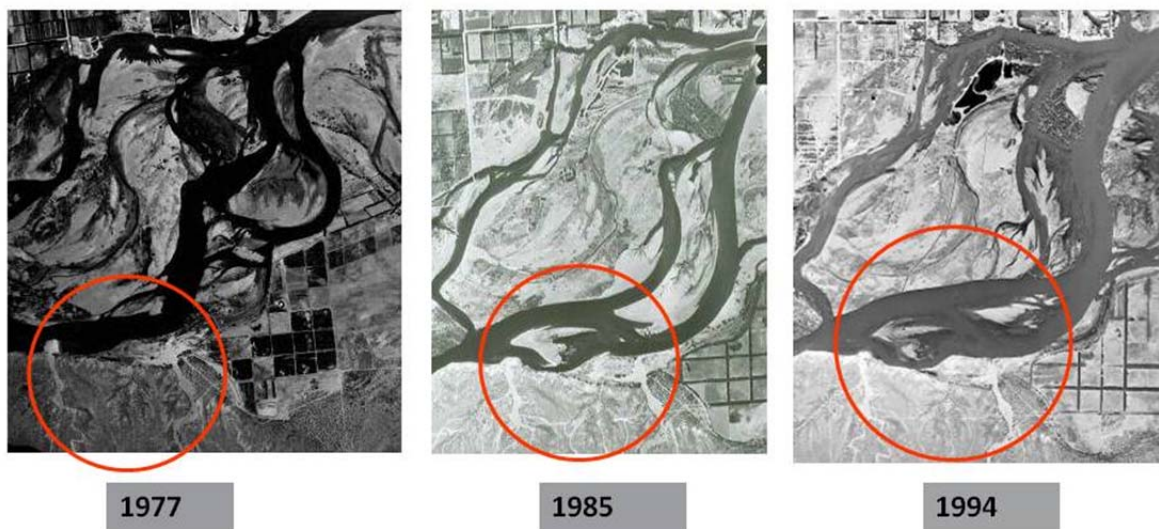


Fig. 2. Área de estudio río Limay.  $Q_{max} = 2628 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .  $Q_{min} = 72 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Módulo medio:  $650 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .  $Q_{max}$  con recurrencia estimada del evento extremo de 100 años:  $9600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Lagos artificiales sobre su lecho: 5. Lagos naturales que desagua: 29.

## RESULTADOS

**Régimen hidrológico:** Del análisis de la frecuencia y la magnitud de los caudales diarios se desprende que el río Limay posee una frecuencia de eventos extremos de crecidas muy baja en relación a los caudales próximos a la media. Pero

también existe una oscilación de dos caudales de alta frecuencia entre 400 y 900 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. La linealización de las frecuencias de magnitudes de caudales por medio de un gráfico log-log ( $r=0,82$ ) expresa una brecha de caudales extremos muy amplia y una gran variedad de caudales muy



frecuentes próximos a una media de  $560 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Las variaciones interanuales reflejan una sola onda de crecidas de invierno y estiaje de verano. Se reconocen tres períodos bien diferenciados de oscilaciones interanuales comprendidos por las medias mensuales en intervalos que van desde 1980, a partir del inicio de operaciones de la represa de Arroyito, a 1987; desde 1988 a 1999 y del año 2000 a 2011. La primera etapa comprende medias superiores a las medias totales del río (módulo medio de  $560 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). El segundo período expresa niveles muy inferiores a la media y próximos al nivel de mínimos caudales históricos de verano. El último período expresa niveles coincidentes con la media,

con un incremento en todos los meses en relación al período anterior. Las variaciones de los períodos inter-anales se ajustan a las fluctuaciones de nivel relacionadas al ingreso en operaciones de distintas represas, al tiempo que expresan oscilaciones más frecuentes que las existentes antes del ingreso en operaciones de El Chocón. Las crecientes estacionales de la última década del Limay reconocen dos extremos de crecidas bien marcados entre invierno y primavera. El fenómeno está asociado a la demanda estacional de energía eléctrica que incrementa las erogaciones de caudales turbinados en las represas en invierno en la última década (Fig. 3).

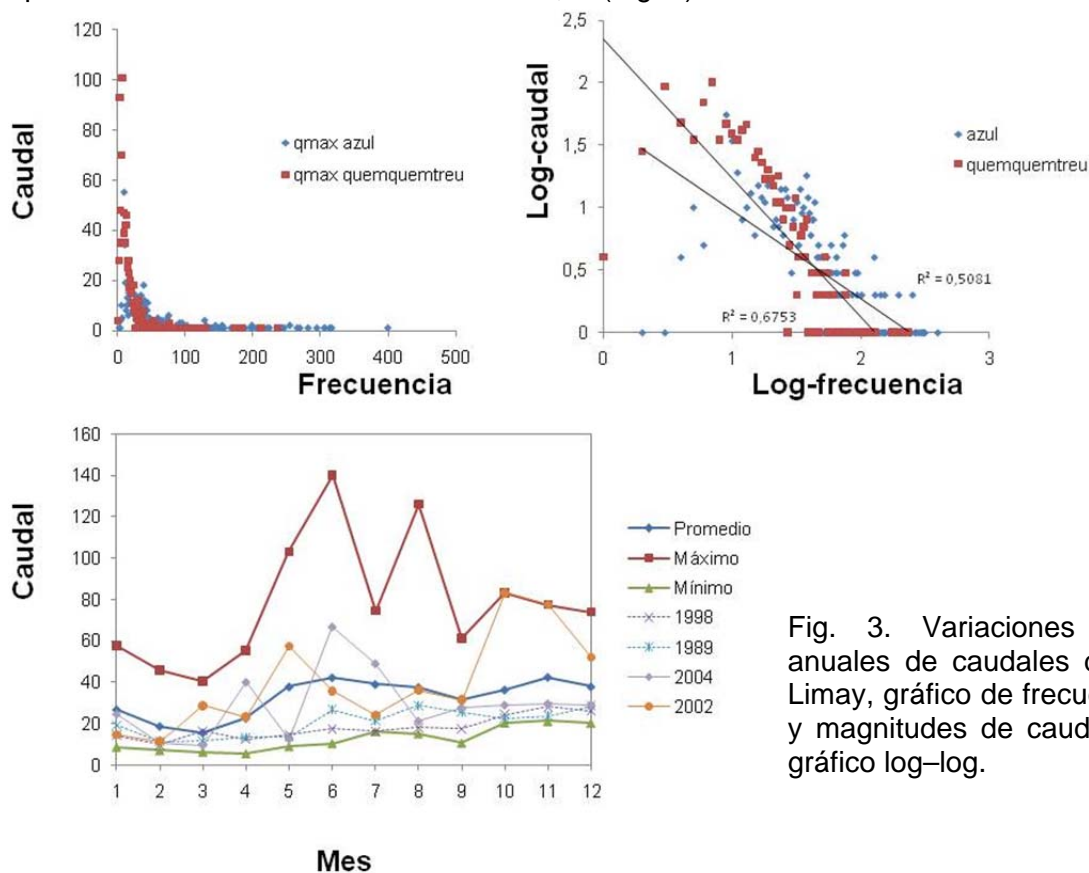


Fig. 3. Variaciones inter-anales de caudales del río Limay, gráfico de frecuencias y magnitudes de caudales y gráfico log-log.

El río Azul presenta oscilaciones más amplias entre eventos de crecidas y bajantes anuales producidas por la descarga directa de las aguas de deshielo y precipitaciones de la cuenca al cauce y una doble onda de crecidas anuales en invierno y primavera. A diferencia del río

Limay los pulsos de crecidas interanuales son menos regulares debido a las características de su régimen y a la cuenca. El Azul posee un régimen caótico característico con eventos poco frecuentes de crecidas de gran magnitud de más de  $140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  y crecidas más frecuentes que



oscilan alrededor del promedio de caudales máximos de  $72 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . La pendiente de curva de tendencia ( $r=0,5$ ) del gráfico log-log expresa las características de un régimen de crecidas extremas poco frecuentes frente a caudales próximos a

una media de  $28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Por esta razón, los registros siguen leyes potenciales típicas de sistemas caóticos. No se distinguen variaciones significativas entre los regímenes de los ríos Azul y su principal tributarios, el río Quemquemtrey (Fig. 4).

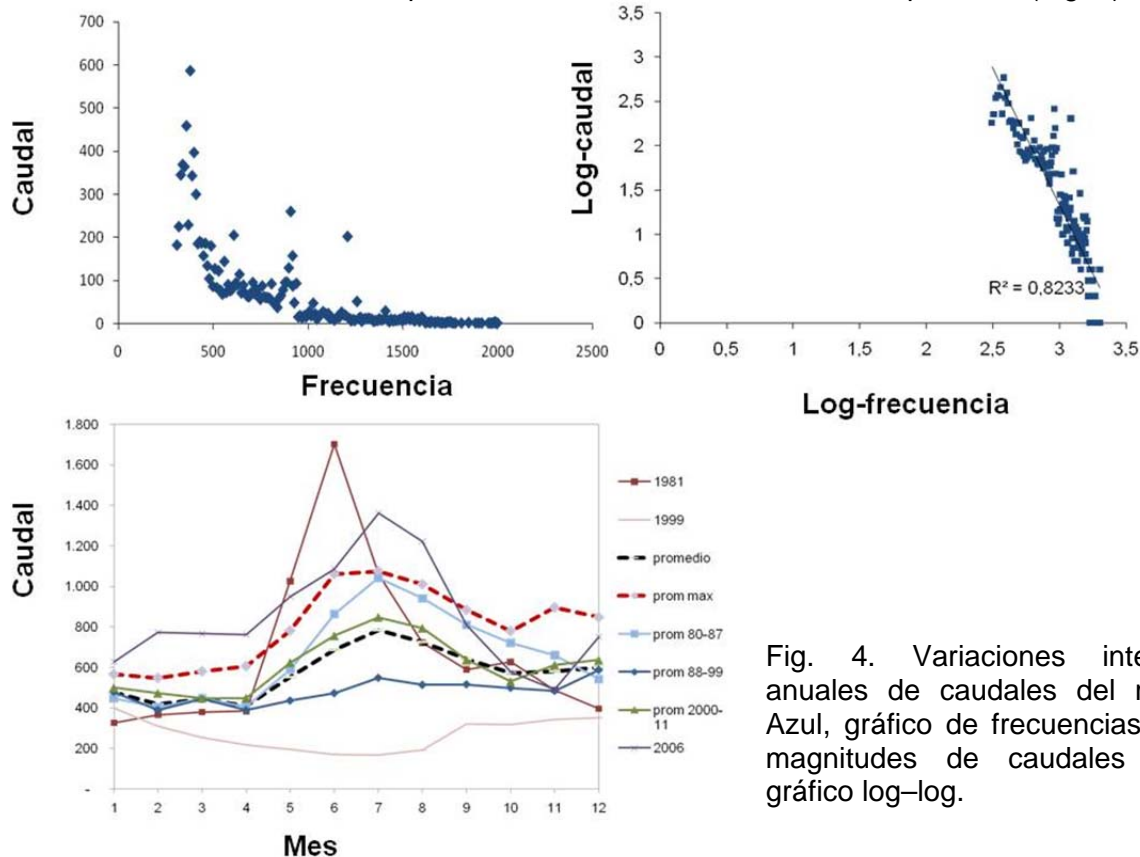


Fig. 4. Variaciones interanuales de caudales del río Azul, gráfico de frecuencias y magnitudes de caudales y gráfico log-log.

Análisis de la vegetación: El muestreo de testigos cilíndricos extraídos con barreno permitió estimar la edad de parches de vegetación riparia arbórea. Luego de una primera etapa de colonización iniciada hacia fines de los años 70 por *Salix alba*, le sigue la colonización de *Populus nigra*. Ambas especies de salicáceas comprenden las especies arbóreas dominantes del humedal ribereño del río Limay. El resto de las plantas colonizadoras, comprenden distintas especies de salicáceas, árboles de maderas más duras exóticos y el sauce nativo *S. humboldtiana*, que se incorporan, en los últimos 15 años. Con menos de 10 años se registraron individuos de especies exóticas ornamentales como *Fraxinus americana* y *Ulmus pumila*. Sobre el río

Azul la vegetación ribereña describe dos secuencias temporales de parches asociados cada una a vegetación nativa y exótica. Predominan ejemplares de *Nothofagus dombeyi*, *Maytenus boaria* y *Myrceugenia exsucca* de más de 32 años. En el período más reciente, existe un predominio de parches de la especie invasora *S. fragilis*, con presencia de especies nativas. Al igual que en el río Limay se observa una mayor diversificación de especies en los procesos de colonizaciones recientes. El Azul en esta última etapa se caracteriza por la presencia de *Austrocedrus chilensis*, *Aristotelia chilensis* y especies riparias nativas de ambientes lénticos como *Luma apiculata* y *M. exsucca* (Fig. 5).

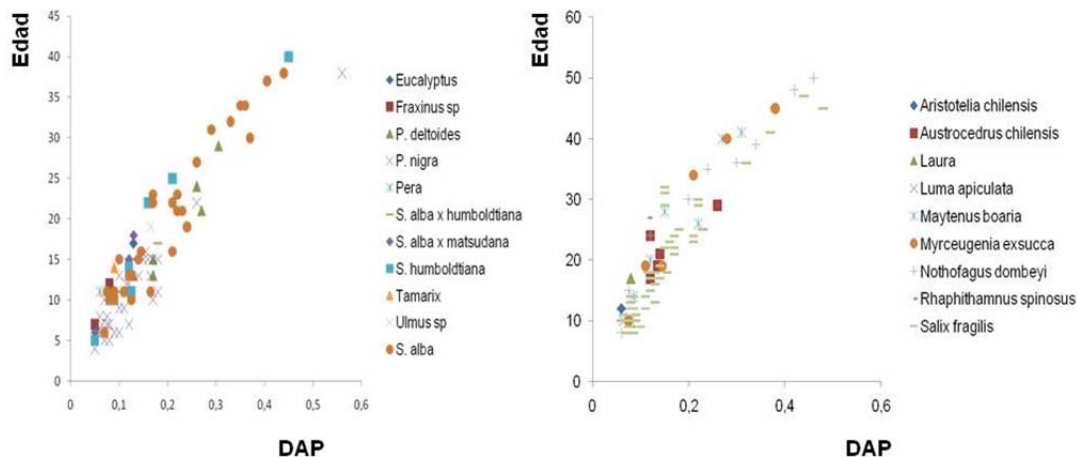


Fig. 5. Estructura etaria de parches del río Azul, con dos clases diferenciadas de *Nothofagus dombeyi* (pioneros) y poblaciones recientes de *Salix fragilis* (25 años) y estructura etaria de parches del río Limay, con dos clases diferenciadas de *S. alba* (pioneros) y poblaciones recientes de *Populus nigra* (23 años).

Las colonizaciones de diversas especies de salicáceas sobre la planicie de inundación del río Limay se asocian a períodos de bajantes extraordinarios. El primer período se establece a partir de una bajante extraordinaria en 1987 y dos años consecutivos secos con bajantes históricas y crecidas muy bajas entre 1988 y 1989. El segundo corresponde a un período seco extendido a lo largo de toda la década de los noventa, pero con dos años de bajantes extraordinarias entre 1999 y 2000. En relación a estos períodos, se inicia un proceso de bajantes históricas y crecidas débiles, asociado a un marcado incremento

de los individuos de *S. alba*. Tras este período seco se produce un incremento de todas las poblaciones del bosque ripario con un reemplazo de la dominancia de *P. nigra* sobre *S. alba* y un incremento de la riqueza de especies en general y de especies de maderas duras en particular (*Fraxinus americana* y *Ulmus pumilia*). En todos los casos, las poblaciones de *S. humboldtiana* se mantienen estables con un leve incremento hacia el final del período estudiado. El período comprendido por los últimos trece años se corresponde con un leve incremento de las crecidas estacionales (Fig. 6).

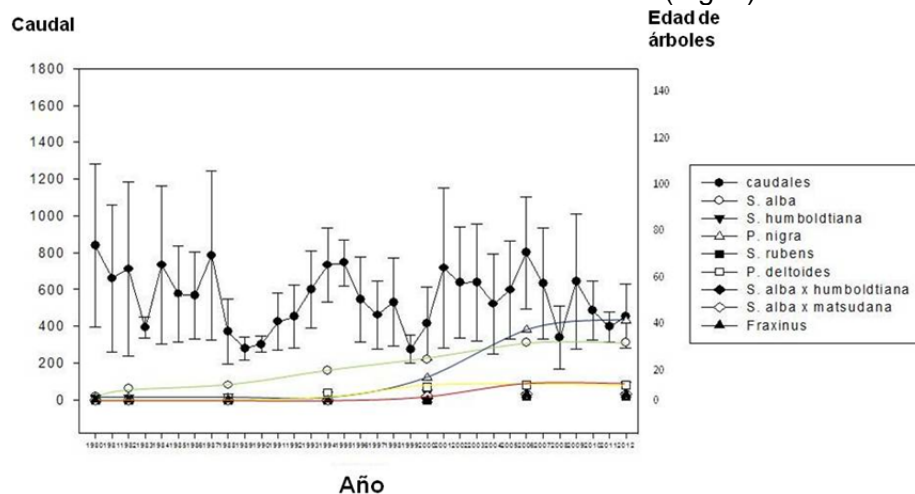


Fig. 6. Sincronización del desarrollo de bosques riparios y el régimen hidrológico del río Limay.

Sobre la planicie de inundación del Azul, la vegetación principal de la cuenca pre-existente a la invasión de salicáceas eran bosques riparios de pitras y de especies andino patagónicas no riparias. Se registraron dos grupos etarios bien diferenciados de parches de *Salix fragilis* que se asocian a dos períodos con bajantes extraordinarias a partir de 1988 y del año 2000, con caudales muy bajos en forma general. En tanto que los parches de

vegetación nativa aparecen a lo largo de toda la serie temporal con variaciones en la diversidad. Los cambios en la composición se corresponden con el mismo período de expansión de *S. fragilis* y sin registro de cambios significativos en la frecuencia e intensidad de los eventos de crecidas y bajantes del río a excepción del año 2000 con bajantes extraordinarias pero crecidas importantes (Fig. 7).

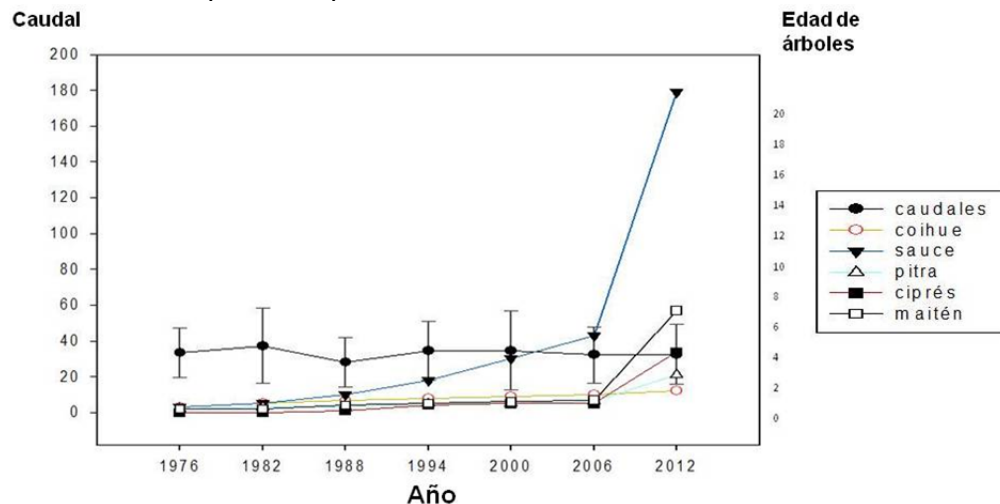


Fig. 7. Sincronización del desarrollo de bosques riparios y el régimen hidrológico del río Azul.

Del análisis de conglomerados de variables edafogeomorfológicas y etarias de parches del Limay se desprende la presencia de un gradiente de disturbios introducidos por el régimen de crecidas. Las unidades de muestreo a baja altura, próximas al río y con árboles jóvenes más inestable, se corresponden con barras laterales y redes de canales temporarios. Las unidades elevadas, lejanas y con parches longevos más estables, en términos hidrológicos, se corresponden principalmente con planicies y albardones. Se extrajeron cinco conglomerados para cada río, obtenidos de los respectivos dendrogramas con correlaciones cofenéticas de 0,704 y 0,667 (Fig. 8). Del análisis del modelo de regresión logística para el Limay se asocian unidades geomorfológicas estables con *Lonicera japónica*, renovales de *Fraxinus americana* y *Rosa canina*. Negativamente a la variable lo hacen

poblaciones renovales de *Populus nigra*, *Scirpus sp* y *Lippia turbinata*. Varias especies se asocian de diferente manera con alguno de los extremos del gradiente. Los renovales de *F. americana* y *Baccharis salicifolia* se asocian positivamente con unidades geomorfológicas estables (Tabla 1). Sobre las unidades más estables de la planicie del río Azul se asocian coberturas de *Nothofagus dombeyi*, especialmente del grupo etario de esta especie de mas de 32 años. En el extremo opuesto del gradiente se asocian distintas coberturas de *Salix fragilis*. Se destacan asociadas al extremo estable del gradiente las especies nativas como la enredadera *Boquila trifoliata*, renovales de *Aristotelia chilensis*, *Luma apiculata* y de *Maytenus boaria*; indicadores de complejidad estructural de la vegetación. También se asocia en ese sentido del gradiente la especie exótica *Rubus ulmifolia* (Tabla 2). Los niveles de

cobertura de las distintas especies de salicáceas en ambos ríos abarcan casi todas las superficies del gradiente, encontrándose presente en el 86 % de las muestras del Limay y el 75 % de las muestras del Azul.

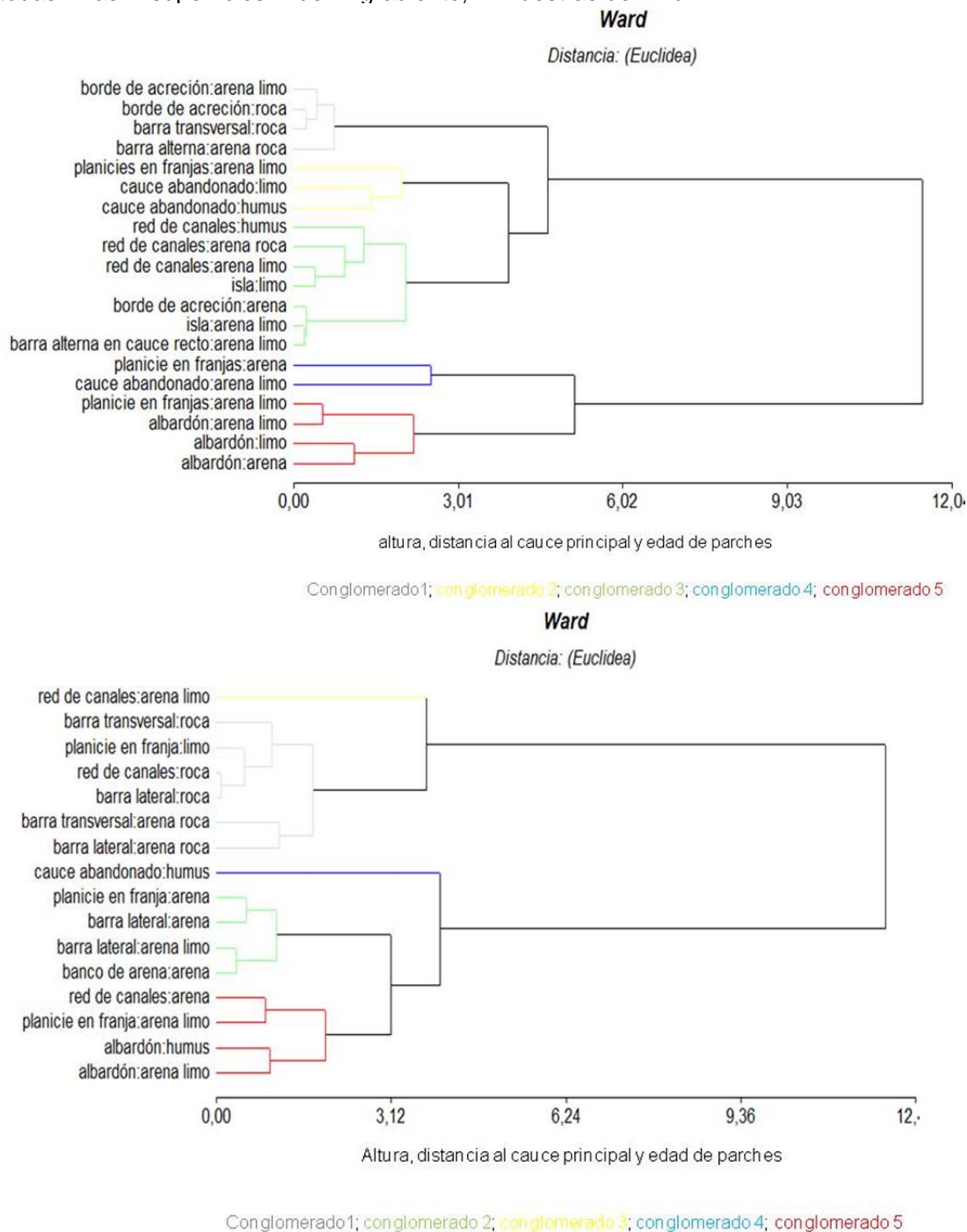


Fig. 8. Análisis de conglomerados de variables dendro-geomorfológicas de los ríos Limay y Azul.

Tabla 1. Frecuencia de especies y coeficientes de regresión según gradiente de estabilidad - inestabilidad geomorfológica del río Limay

Especies	Nombre vulgar	origen	Frecuencia*	Variable geomorfológica		Significancia del modelo (estable)
				Coeficiente de regresión	Nivel de significancia	
<b>Positivamente asociado</b>						
<i>Rosa canina</i>	rosa mosqueta	exótica	0,19	1,85	0,018	0,017
<i>Lonicera japónica</i>	madreselva	exótica	0,13	1,52	0,037	0,021
<i>Fraxinus americana</i> (renoval)	fresno	exótica	0,20	0,60	0,013	0,001
<b>Negativamente asociado</b>						
<i>Populus nigra</i> (renovales)	álamo	exótica	0,59	-0,88	0,0009	0,0003
<i>Lippia turbinata</i>	poleo	nativa	0,55	-0,83	0,0015	0,0008
<i>Scirpus sp</i>	junco	nativa	0,63	-0,56	0,014	0,012
<b>Salicáceas</b>	saucos y álamos		0,86			

\*Frecuencia de especies por grupo funcional.

Tabla 2. Frecuencia de especies y coeficientes de regresión según gradiente de estabilidad - inestabilidad geomorfológica del río Azul.

Especies	Nombre vulgar	origen	Frecuencia*	Variable geomorfológica		Significancia del modelo (estable)
				Coeficiente de regresión	Nivel de significancia	
Positivamente asociado						
<i>Nothofagus dombeyi</i>	coihue	nativa	0,20	0,53	0,029	0,001
<i>Nothofagus dombeyi</i> (+32)	coihue	nativa	0,18**	0,89	0,027	0,004
<i>Boquila trifoliata</i>	boquila	nativa	0,98	0,76	0,012	0,001
<i>Rubus ulmifolia</i>	murra	exótica	0,28	1,16	0,001	0,001
<i>Maytenus boaria</i> (renoval)	maitén	nativa	0,09	0,77	0,001	0,0004
<i>Luma apiculata</i> (renoval)	arrayán	nativa	0,09	0,49	0,051	0,001
<i>Aristotelia chilensis</i> (renoval)	maqui	nativa	0,15	0,82	0,001	0,0009
Negativamente asociado						
<i>Salix fragilis</i> (renoval)	sauce	exótica	0,31	-0,58	0,008	0,004
Salicáceas	saucos y álamos		0,75			

\*Frecuencia de especies por grupo funcional. \*\*Frecuencia del grupo etario por especie.

## DISCUSION

El régimen fluvial a través de bajantes y crecidas, genera un ciclo de disturbios y auto-organización, en donde cada evento

extraordinario de grandes avenidas o recurrentes crecidas estacionales, genera sitios que son colonizados por *P. nigra*, *Scirpus sp* y *L. turbinata*, en meandros,

barras laterales y transversales, del río Limay y por *S. fragilis* en barras laterales del Azul. La edad de parches estimada para bosques ribereños del río Limay sugiere una primera etapa de colonización de *S. alba*, a partir del ingreso en operaciones de El Chocón, seguida por una etapa sucesional de *P. nigra*, iniciada en los años 90, coincidente con una disminución generalizada de los caudales de agua. En el río Azul, unos pocos individuos arbóreos de *N. dombeyi* y *M. boaria* colonizaban geo-formas estables, hasta que se inicia una etapa de colonización masiva de *S. fragilis* en unidades inestables en la década del 80, coincidente con bajantes extraordinarias. Los cambios introducidos en el régimen hidrológico por la regulación de represas, favorecen la colonización de salicáceas sobre superficies estabilizadas a partir de la disminución de la frecuencia e intensidad de crecidas (Webb y Leake, 2006; Ward et al., 2002).

Las bajantes extremas de los caudales de agua actúan en forma análoga al abandono de tareas agrícolas en un campo de cultivo. Una vez que las condiciones generadas por la energía que ingresa disturbios al sistema cesan, se origina una nueva condición favorable a la colonización de especies oportunistas. En el ambiente ripario pocas especies de salicáceas como *P. nigra*, persisten en condiciones de disturbios introducidos por crecidas posteriores a su establecimiento, y favorecen al establecimiento de otras especies. En este punto, en el que sauces y álamos se establecen sobre los sustratos emergentes, se produce una inflexión entre el proceso exógeno dirigido por el disturbio y el proceso endógeno que da origen a la comunidad riparia y a una nueva configuración del cauce del Limay y la vegetación asociada.

Cada etapa seral caracterizada por distintas especies de salicáceas establece un estado de equilibrio relativo asociado a los procesos de cambio. Previo al período de regulación del río Limay en las décadas de los 70 y 80, el registro dendro-

cronológico evidencia que los procesos de colonización estaban dirigidos por *Salix alba* principalmente. Los registros de aparición de *Populus nigra* se corresponden con el período seco, lo que permite relacionar el hecho con las condiciones hidrológicas, ya que la especie fue introducida masivamente desde principios del siglo veinte. Algunos aspectos de la colonización de salicáceas sobre la planicie de inundación del río Limay se asemejan a las condiciones de incremento de las coberturas de vegetación riparia en el sudeste de los Estados Unidos (Webb y Leake, 2006).

La evaluación de la distancia, la altura y la edad de los parches, permitió definir el gradiente de estabilidad sobre el que se encuentran las distintas unidades geomorfológicas relevadas. Junto con el incremento de la riqueza de especies de árboles, los procesos de sucesión vegetal de ambientes riparios en el norte de la Patagonia se caracterizan por un incremento gradual las coberturas y la complejidad estructural de unidades discretas de vegetación asociadas a procesos de estabilización. A esta condición, sobre el Limay, se asocian otras especies invasoras, en algunos casos, indicadora de estabilidad y regeneración edáfica como *Lonicera japonica* y *Rosa canina*, ampliamente difundida en la alta cuenca, sobre el bosque andino patagónico donde la invasión abarca amplias superficies (Fig. 9). En el Azul, pocas especies crecen en superficies recurrentemente alcanzadas por las crecidas estacionales, produciéndose pedreros y bancos de arena desprovistos de vegetación o con arbustales de *S. fragilis*. Si bien en este río no operan condiciones de control como en el río Limay, las variaciones naturales del régimen de crecidas favorecieron en años secos la colonización de sauces. De esta manera se fue configurando una estructura de bosque ripario zonificado de acuerdo a un gradiente de estabilidad e inestabilidad bien definido. Si bien la colonización dominante de *S. fragilis* restringe la



diversidad de comunidades, estos bosques están acotados a zonas inestables, para las cuales no existen especies del acervo nativo con adaptaciones a condiciones riparias inestables. El pitral que se encuentra próximo al delta del Azul, es una formación de bosques pantanosos, propia de aguas lentas o de bajo escurrimiento. No existe en la ecorregión del bosque

andino patagónico, vegetación original adaptada a aguas rápidas. Por eso, *Salix fragilis* invade superficies inestables como pedreras y bancos de arena. Los ambientes riparios históricamente más estables en el frente de avance del delta sobre el lago, son ocupados por *M. exsucca* y *L. apiculata*, sin presencias significativas de *S. fragilis*.

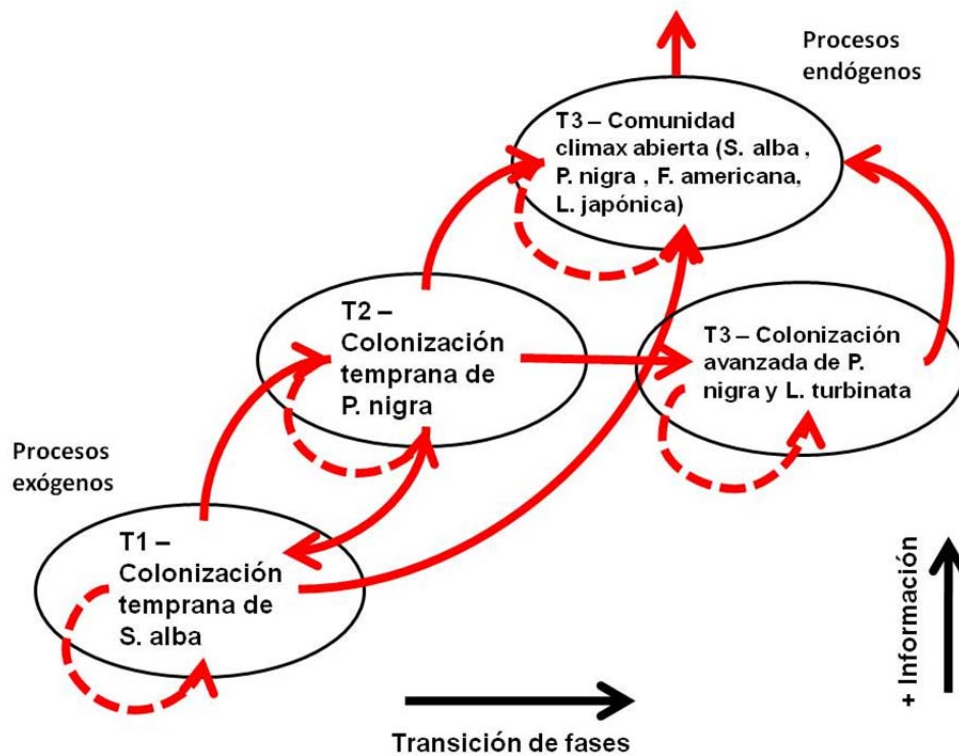


Fig. 9. Modelo de sucesión vegetal de planicies de inundación del río Limay.

El régimen del río Azul es típicamente caótico con eventos de disturbios de alta energía poco frecuentes en relación al resto de caudales registrados. Aún cuando existen bajantes históricas y niveles de crecidas muy bajos correspondientes a un período de seis años (1982 – 1988), los caudales en baja son similares a la media ( $28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), mientras que las crecidas extraordinarias se ubican muy por encima de la media de máximas más frecuentes de los  $72 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , llegando a superar los  $140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Las especies identificadas dentro del período comprendido por el registro de caudales entre 1975 y 2012, permiten reconocer dos etapas bien definidas. Una de colonización de especies nativas y otra

de salicáceas exóticas. Ambas comunidades se diferencian por las características eco-fisiológicas de las especies que las integran y por las edades. Mientras *S. fragilis* es una especie típicamente riparia con tolerancia a largos períodos de anegamiento y flexibilidad de los tallos que le confieren resistencia a la escorrentía del agua, la vegetación nativa del bosque andino patagónico presente en el ambiente fluvial se divide en dos grupos definidos en parte por estas condiciones. Entre distintas especies de fagáceas que colonizan las superficies estables desde la cuenca alta a través de la dispersión de semillas por los ríos, arroyos tributarios y principalmente el viento y las especies riparias de aguas



lentas o estancas del perilago y el delta, tolerantes al anegamiento.

Los bosques riparios de *Salix fragilis* colonizan la superficie del lecho fluvial masivamente hacia fines de los años 70, en coincidencia con el cambio de uso del suelo de ganadero a cultivos y el desarrollo de nuevas formas de agricultura en la comarca andina del paralelo 42. Sin embargo, la explosión invasiva de *S. fragilis*, no impidió el desarrollo de otras especies de maderas duras nativas como *Nothofagus dombeyi*, *Maytenus boaria* y *Austrocedrus chilensis* en planicies y albardones protegidos en los laterales por *S. fragilis*. Dentro de esta fase inestable aún se reconocen dos tendencias dada por coberturas asociadas a *N. dombeyi*, *M. boaria*, y otra por grupos renovales de *L. apiculata*, *A. chilensis* y *M. exsucca*; en bosques abiertos de *S. fragilis* y otra en bosques con coberturas elevadas de *Rubus ulmifolia* en posible etapa de estabilización (Fig. 10). La afectación de la diversidad que podría implicar la invasión de *S. fragilis*, queda acotada a las zonas de

muy baja diversidad y ocupación vegetal. Aunque existe evidencia de que la altura y la distancia al río comprenden factores relacionados a la riqueza de especies leñosas principalmente (Karrenberg et al, 2003), esto entra en contradicción con otros estudios. En este caso, a diferencia de los ríos del centro de Europa (Karrenberg et al., 2003; Ward, 2002) y del sudeste de California (Webb y Leake, 2006) regulados por represas o pendientes variables, podría plantearse que no existe afectación sobre la diversidad vegetal del sistema. Los sauzales por facilitación favorecen colonización de estratos bajos sobre superficies emergentes, la estabilización de bordes y la consiguiente diversificación de zonas estables. Futuros estudios podrían respaldar la idea de que los sauces facilitan en el proceso de sucesión vegetal de ambientes riparios, el desarrollo de parches de *Nothofagus* en planicies inundables, en tanto el régimen de crecidas de gran magnitud de baja frecuencia mantiene raleado el bosque y libera espacio para nuevas colonizaciones.

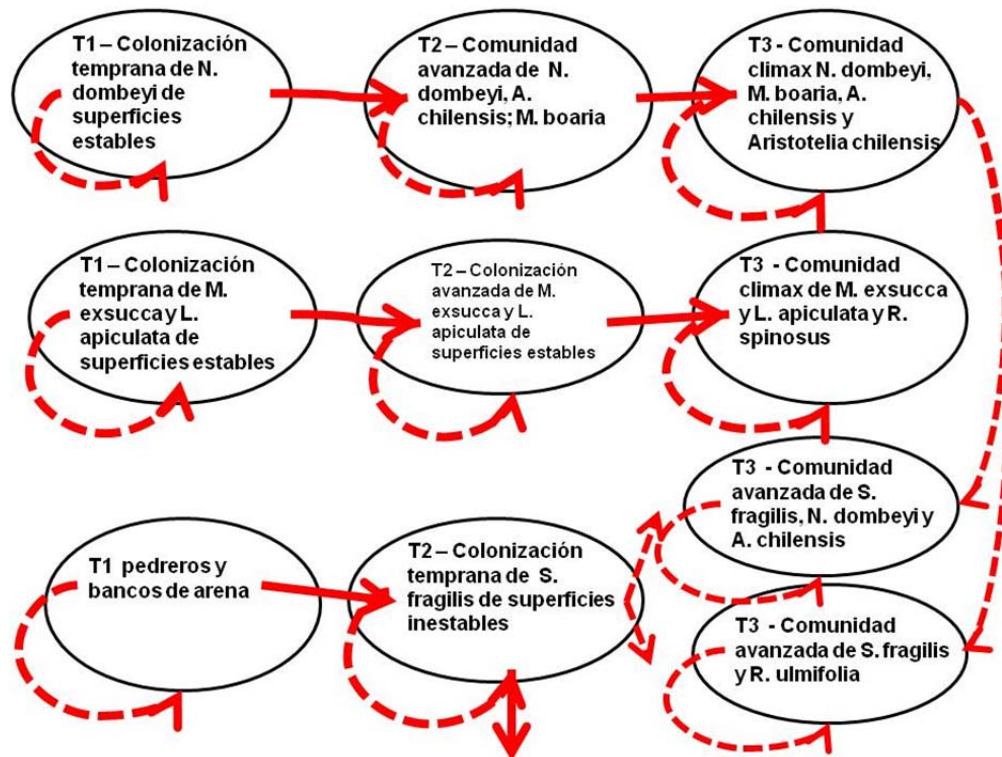


Fig. 10. Modelo de sucesión vegetal de planicies de inundación del río Azul.

Los gradientes de elevación sobre el nivel del agua y la distancia influyen en procesos sucesionales en el río Azul, al igual que en el río Tagliamento (Karrenberg et al., 2003). Los resultados del presente estudio respaldan la idea de que la composición de las especies en la zona activa puede verse afectada tanto por la zonación y la sucesión, dependiendo del contexto geomorfológico y la especie, tal como se produce en las regiones de donde son originarias las especies exóticas de salicáceas.

La configuración de bosques riparios de salicáceas exóticas en los ríos Limay y Azul, introdujo nuevas variables de control de procesos y de dinámicas de flujos, de los caudales de agua de ambos ríos. La colonización de zonas relativamente estables en períodos de sequía o bajantes, trae aparejado el problema de la estabilidad futura de la geo-forma colonizada. La frecuencia más reducida de crecidas de gran magnitud mantiene las poblaciones riparias bajas sobre el lecho y permite evacuar fácilmente las aguas. Pero la colonización de parches seniles constituye un obstáculo para las crecidas poco recurrentes e incrementan el riesgo de avulsión de costas por desenraizamiento de árboles maduros. Por eso se recomienda, tanto para la gestión de la operación de presas como de líneas de ribera, el mantenimiento de ciertas condiciones de disturbios introducidas por crecidas superiores a las medias de las máximas de ambos ríos, que mantienen los procesos de sucesión vegetal acotados a superficies más estables. Al mismo tiempo se propone la conservación de parches de bosques, en relación a unidades geomorfológicas estables y especialmente sobre-elevadas con el fin de delimitar y fijar los cauces. En el caso particular del río Azul las planicies de inundación comprenden las áreas de mayor diversidad y dispersión de especies nativas, asociadas a bordes estabilizados por *S. fragilis* que en este caso funcionan como facilitadores del proceso de sucesión más avanzado del bosque. No se recomienda la remoción con fines de

restauración o manejo de sauces de bordes ribereños, en cambio se propone el raleo de parches de tamaños mayores, de esta especie.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo forma parte del proyecto de tesis doctoral de L. Datri. Para el desarrollo del trabajo de campo en el río Limay se contó con el aporte de los instructores de canotaje del Club Italiano Fernando Milla y Cecilia Komaceck. En el Azul, el trabajo contó con el apoyo del Parque Nacional Lago Puelo y en particular del Guardaparque Nacional Mauricio Berardi. También se destaca el apoyo del Laboratorio de Investigaciones Ecológicas del Norte de la Patagonia, de la Universidad Nacional del Comahue. La primera etapa de las campañas de relevamiento de campo realizadas entre 2011 y 2012, se realizó con aportes de una beca de investigación de la Universidad de Flores y la particular labor de la directora de investigación de la sede Comahue, la Dra. Cristina García Vazquez.

## BIBLIOGRAFIA

- Bodoque, J.M., A. Lucía, J.A. Ballesteros, J.F. Martín-Duque, J.M. Rubiales, M. Genova. 2011. Measuring medium-term sheet erosion in gullies from trees: A case study using dendrogeomorphological analysis of exposed pine roots in central Iberia. *Geomorphology* 134: 417-425.
- Datri, L., R. Maddio. 2010. Geometría fluviales en la definición del paisaje de la Colonia Valentina Sur (Neuquén) y Balsa Las Perlas (Río negro). *Calidad de Vida UFLO - Universidad de Flores Año II*, 5(1): 141-157.
- Díez-Herrero, A., J.A. Ballesteros, J.M. Bodoque, M.A. Eguibar, J.A. Fernández, M. Génova, L. Laín, M. Llorente, J.M. Rubiales, M. Stoffel. 2007. Mejoras en la estimación de la frecuencia y magnitud de avenidas torrenciales mediante

- técnicas dendrogeomorfológicas. Boletín Geológico y Minero 118(4): 789-802.
- Díez-Herrero, A., L. Lain-Huerta, M. Llorente-Isidro. 2008. Mapas de peligrosidad por avenidas e inundaciones. Guía metodológica para su elaboración. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie Riesgos Geológicos/Geotecnia nº1, 190 pp.
- Karrenberg, S., J. Kollman, P. Edwards, A. Gurnell, G. Petts. 2003. Patterns in woody vegetation along the active zone of a near-natural Alpine river. Basic Appl. Ecol. 4: 157-166.
- Karrenberg, S., S. Blaser, J. Kollmann, T. Speck, P. Edwards. 2003. Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment. Functional Ecology 17: 170-177.
- Morello, J. 1995. Grandes ecosistemas de Sudamerica. En: Gallopin, G. (Ed.). El futuro ecológico de un continente. Fondo de Cultura Económica. Buenos Aires, Argentina. pp 101-163.
- Ruiz-Villanueva, V., A. Díez-Herrero, M. Stoffel, M. Bollschweiler, J. Bodoque, J. Ballesteros. 2010. Dendrogeomorphic analysis of flash floods in a small ungauged mountain catchment (Central Spain). Geomorphology 42: 383-392.
- Webb, R.H., S.A. Leake. 2006. Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the south western United States. Journal of Hydrology 320: 302-323.