

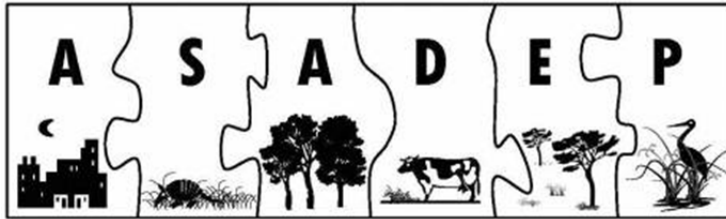
ISSN 1853-8045

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ARGENTINA DE ECOLOGÍA DE PAISAJES



Volumen Especial: “El Paisaje como unidad
natural funcional, dinámica y resiliente”

RASADEP Volumen 6 Número 1



ISSN 1853-8045

Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes

Volumen Especial: “El Paisaje como unidad
natural funcional, dinámica y resiliente”

**RASADEP Volumen 6 (1)
Noviembre 2016**

Editores

María Vanessa Lencinas
Bruno Daniel Lara
Marcelo Luciano Gandini

Trabajos presentados durante las V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes, realizado en Azul (pcia. de Buenos Aires, Argentina), 27-29 de Mayo 2015.

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

Diseño y diagramación de tapa: Bruno Lara y Marcelo Gandini.
Fotos de tapa: Ilda Entraigas, Marcelo Gandini y Bruno Lara.

ISSN 1853-8045
2016 Asociación Argentina de Ecología de Paisajes.

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

ÍNDICE

CONTRIBUCIONES

- Impactos del castor sobre los servicios ecosistémicos de Tierra del Fuego, Patagonia (L. Orellana-Marchant, L.E. Delgado).....1-11*
- Entre el orden y el caos: invasiones con dinámicas no lineales de sauces y álamos en el norte de la Patagonia (L.A. Datri, A.M. Faggi, L.A. Gallo).....12-22*
- Reconhecimento quantitativo da paisagem que envolve o parque nacional da Lagoa do Peixe, RS – Brasil (A.M. Belarmino Mizael, W. Oliveira da Silveira, M. Dutra da Silva).....23-29*
- La metodología ambiental de superposición de mapas de Mc Harg en el diseño urbano (D. Rodríguez Laredo).....30-34*
- Paisajes amenazados por el estímulo económico de las inversiones en actividades de petróleo y gas, en el litoral de Rio Grande do Sul, Brasil (R.M. Pinheiro, M. Dutra da Silva).....35-41*

Impactos del castor sobre los servicios ecosistémicos de Tierra del Fuego, Patagonia.

L. Orellana-Marchant* y L. E. Delgado

Laboratorio de Modelación Ecológica, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Las Palmeras 3425, Ñuñoa, Santiago.
Fundación Centro Transdisciplinario de Estudios FES-Sistémicos. Padre Mariano 391, Oficina 704, Ñuñoa, Santiago, Chile.

* Autor de correspondencia: lesly.orellana@gmail.com

RESUMEN

Castor canadensis (Kuhl) es una especie invasora en Chile y Argentina que ha alcanzado una amplia distribución en el archipiélago de Tierra del Fuego. Se ha estimado a la fecha que alrededor de 10.600 ha de bosque nativo han sido deterioradas, impactando otros subsistemas como turberas, praderas y cursos de agua. El objetivo de este trabajo fue realizar una primera aproximación para determinar espacialmente los subsistemas, procesos y servicios ecosistémicos afectados por los castores en la zona chilena de Tierra del Fuego. Los resultados muestran que los subsistemas más deteriorados son las praderas y los bosques nativos y los servicios ecosistémicos más alterados son aquellos asociados a los procesos de regulación como, drenaje e irrigación natural del suelo, afectando a los cursos de agua dulce. La introducción de especies invasoras son uno de los problemas más importantes que afectan los ecosistemas y sus impactos raramente se estudian a nivel sistémico. Este trabajo utiliza una aproximación ecosistémica, modelos conceptuales y sistemas de información geográfica, lo que genera un análisis integral de los efectos adversos que esta especie invasora está produciendo en Tierra del Fuego.

Palabras clave: *Castor canadensis*, servicios ecosistémicos, Tierra del Fuego, bosques nativos, modelo conceptual.

ABSTRACT

Castor canadensis (Kuhl) is an invader species affecting the south of Chile and Argentina, with an ample distribution in the Tierra del Fuego archipelago. Estimates show that 10600 ha of native forest have been deteriorated, impacting other subsystems such as rivers, prairies and peats. The aim of this work was to conduct a first approach to determine spatially the subsystems, processes and ecosystem services affected by beavers in the Chilean zone of Tierra del Fuego. Results show that prairies and forests are the most affected subsystems; altering regulating services associated with drainage and natural soil irrigation, affecting waterways. Invasive species are one of the most important factors affecting ecosystems. This work uses an ecosystem approach combining conceptual modeling and geographic information systems, leading to a more comprehensive analysis of the adverse effects of this invasive species in Tierra del Fuego.

Keywords: *Castor canadensis*, ecosystem services, Tierra del Fuego, native forests, conceptual model.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas figuran en la actualidad como uno de los principales factores que amenazan la biodiversidad a nivel mundial (Mack et al., 2000). De hecho, se considera que después de la destrucción de hábitat y la fragmentación del paisaje, son el problema que más afecta la integridad de los ecosistemas (Williamson, 1996; Mack et al., 2000; Stohlgren et al., 2001; Sykes, 2001).

Un caso de especie invasora en Chile y Argentina corresponde a *Castor canadensis* Kuhl, roedor originario de Canadá que fue introducido el año 1946 por el Ministerio de Marina de Argentina en Tierra del Fuego (Lizarralde et al., 2008), alcanzando una amplia distribución en el archipiélago y

también en la Península Brunswick, extremo más austral del continente americano.

Diversos autores (e.g. Skewes et al., 2006; Arismendi et al., 2008; Baldini et al., 2008; Lizarralde et al., 2008) mencionan que en Tierra del Fuego e isla Navarino se encontraban entre 50.000 – 61.300 castores en el período 2006-2008; en tanto Lizarralde y Venegas (2001) sugieren una abundancia mayor a 100.000 para el año 2001.

Impactos a nivel ecosistémico y de paisaje: *Castor canadensis* es considerado un ingeniero ecosistémico arquetípico, al ser una especie que controla directa o indirectamente la disponibilidad de recursos para sí. Afecta el estado de los componentes abióticos del ecosistema que habita, siendo a la vez una especie clave (Baker y

Hill, 2003; Wallem et al., 2007) ya que influye considerablemente en la composición de las especies y en la estructura de los ecosistemas (Paine, 1969). Dichos efectos son relevantes debido a su abundancia (Power et al., 1996).

Los impactos provocados por el castor se pueden visualizar en todos los niveles de la jerarquía ecológica, desde aquellos basales, como el genético, hasta niveles superiores como el de paisaje (Silva y Saavedra, 2008). A nivel ecosistémico afecta negativamente varias funciones. Por ejemplo, en ecosistemas de agua dulce se observan transformaciones de sistemas lóticos a lénticos, acumulación de material orgánico que modifica la composición química del agua y el sedimento de los estanques. En el caso de ecosistemas terrestres los efectos se relacionan con inundación del hábitat, erosión de riberas, alteración de la composición del suelo y de las zonas ribereñas adyacentes y modificación del ciclo del carbono (Lizarralde et al., 2008). Silva y Saavedra (2008) señalan además efectos en el ciclo de nutrientes, suelo y sedimentación y flujo de agua.

A nivel de paisaje, los castores pueden alterar grandes áreas o ecosistemas al represar los ríos. En Quebec esta especie influye en un 30-50% de la longitud total de los ríos de 2do y 4to orden. Dentro de un área de 298 km² en la Península de Kabetogame, Minnesota, el área total convertida a estanques y praderas, por los castores, incrementó desde un 1% al 13% del paisaje, al aumentar dicha población (Rosell et al., 2005). Además, transforman bosques en praderas u otros ecosistemas inexistentes previos a su llegada (Mann, 2008), así como también disminuyen la cobertura arbórea de la ribera de los cursos de agua.

Las consecuencias generadas por la población de castores no solamente afectan procesos ecosistémicos esenciales (e.g. producción, regulación y culturales), sino que también se traducen en costos económicos para los sectores público y privado, ya que sus diques deterioran caminos y alcantarillados, y desvían los cursos de agua

afectando actividades productivas tales como la ganadería, agricultura y silvicultura, representando pérdidas considerables para dichos sectores (Parkes et al., 2008).

Servicios ecosistémicos: Los ecosistemas, a través de la interacción de sus componentes y procesos, producen funciones que mantienen la vida en el planeta. Éstas, al ser utilizadas por el ser humano, se transforman en servicios que influyen en su bienestar y subsistencia. (Fig. 1).

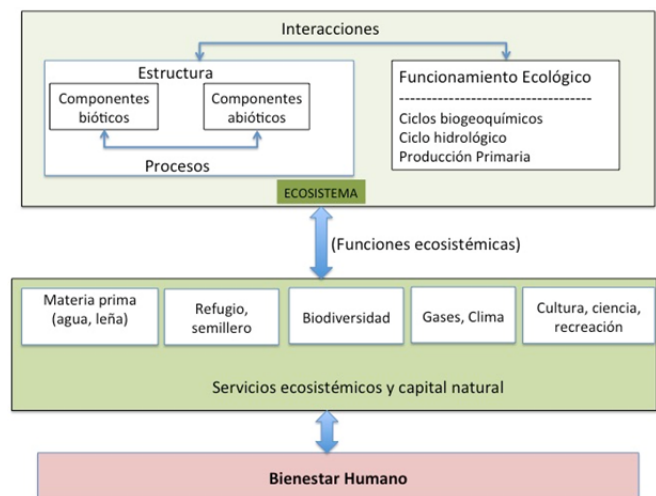


Figura 1. Diagrama conceptual de la generación de funciones y servicios a partir de la interacción entre componentes y procesos ecosistémicos (Modificado de MEA, 2005).

El concepto de servicio ecosistémico, por tanto, hace referencia al vínculo que se establece entre los ecosistemas, sus componentes y procesos, y los beneficios que la sociedad obtiene de ellos (De Groot et al., 2012). Estos autores proponen que estos servicios se pueden clasificar en: servicios de provisión, que incluyen la generación de materias primas esenciales para la sociedad, como alimentos, agua, y plantas medicinales; servicios de regulación, que se relacionan principalmente al mantenimiento del ecosistema; servicios de hábitat, referidos a espacios idóneos para el soporte y mantenimiento de especies y genes que son conservados o que poseen un valor comercial; y servicios culturales, referidos a

los espacios naturales que presentan una estética o historia particular, siendo usados para fines educativos, de reflexión, de recreación y espiritualidad.

Los objetivos de este trabajo fueron: identificar espacialmente los subsistemas y servicios ecosis-

témicos en Tierra del Fuego, así como los procesos ecosistémicos que se han visto alterados por la presencia de castores y representarlos gráficamente a través de un modelo conceptual.

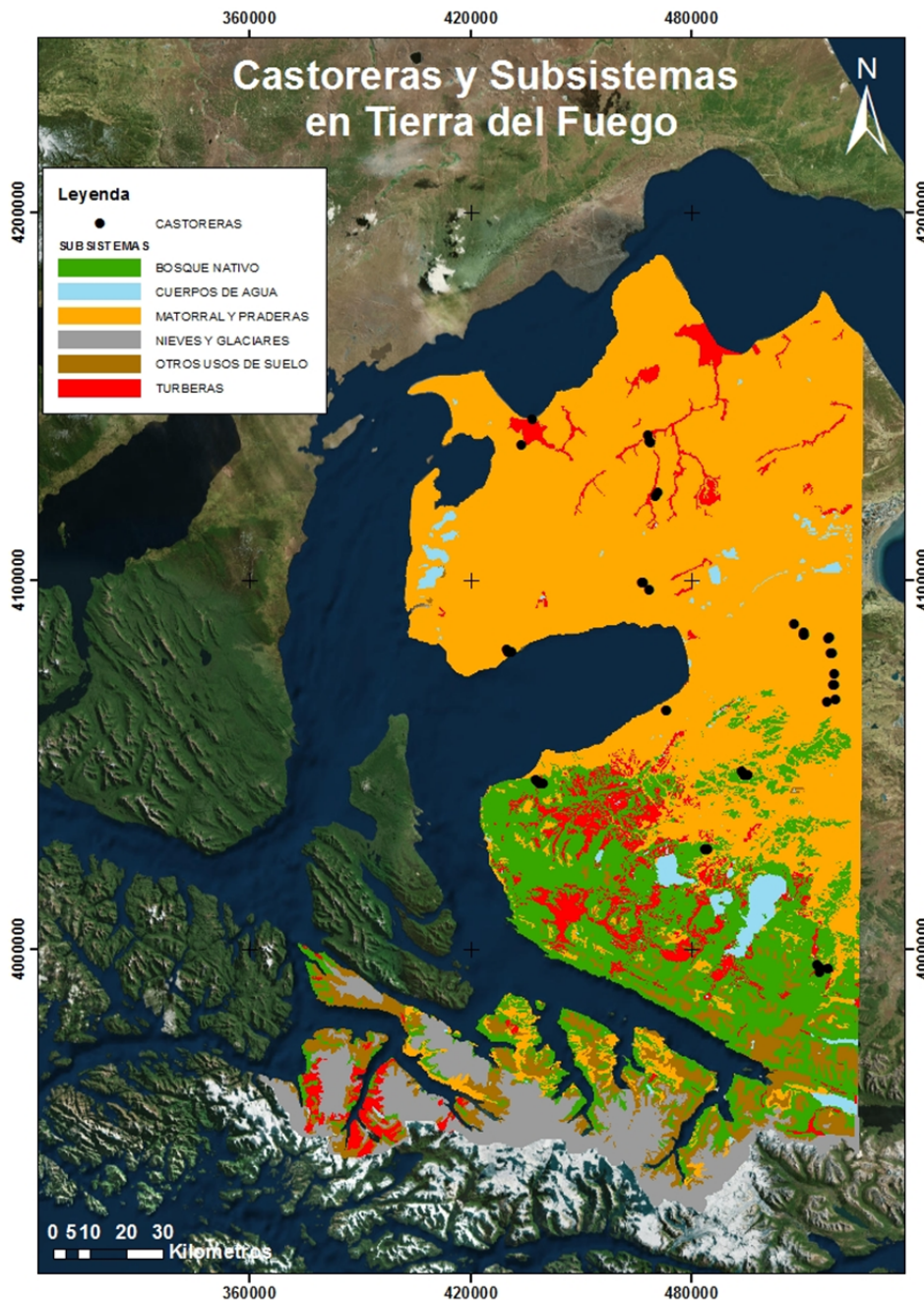


Figura 2. Distribución espacial de los subsistemas ecológicos identificados en la provincia chilena de Tierra del Fuego y ubicación de las castoreras. La extensión y límites geográficos de los subsistemas son aquellos de la base de datos CONAF (2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio: El área de estudio correspondió a la zona chilena de Tierra del Fuego (Provincia de Tierra del Fuego, superficie = 22.121,56 km²) perteneciente a la XII Región administrativa de Magallanes y la Antártica Chilena (Fig. 2). Se escogió esta zona por ser representativa del área de distribución del castor, por disponer de información georreferenciada de castoreras y por abarcar diversos subsistemas, como por ejemplo: bosques dominados por *Nothofagus pumilio*, *N. betuloides* y *N. antarctica*, turberas, zona andina, estepa patagónica, matorral y zona costera.

Identificación de subsistemas: La identificación de los subsistemas relevantes para este estudio se realizó a través de un sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3), por medio del cual se analizó la información georreferenciada disponible. El suministro de los servicios de los ecosistemas depende de las condiciones biofísicas, de los cambios en el espacio y en el tiempo de la cobertura del suelo, así como de los cambios de condiciones climáticas (Burkhard et al., 2012). La cuantificación concreta y el cartografiado de los servicios de los ecosistemas se consideran entre los principales requerimientos para la implementación del concepto de los servicios de los ecosistemas en las instituciones medioambientales y la toma de decisiones (Burkhard et al., 2012). La cartografía de los subsistemas se basó en datos de uso de suelo de CONAF (2006), los que se agruparon en los siguientes subsistemas: Matorral y Praderas; Bosque Nativo; Glaciares y Nieves; Turberas; Cuerpos de agua. Una vez definidos, se identificaron funciones, procesos y servicios ecosistémicos, según lo propuesto por Delgado et al. (2013) y De Groot et al. (2012).

Ubicación espacial de las castoreras: La ubicación espacial de las castoreras se definió sobre la base de dos fuentes de información. La primera correspondió a un muestreo de distintas localidades de Tierra del Fuego, realizado entre el 27 de Febrero de 2010 y el 02 de Marzo de 2011

(Proyecto FONDAP 1501-0001; Corcoran, datos sin publicar). La segunda correspondió a una planilla de registro de caza de castores realizado en el parque Karukinka, durante el mes de abril del 2012 (datos facilitados por Wildlife Conservation Society). Por medio de estas fuentes se logró generar un mapa con la posición geográfica de 53 castoreras. Para cada castorera se determinó una zona buffer circular de impacto con un radio de 4 Km, las que fueron intersectadas con los subsistemas identificados, utilizando herramientas de Arcgis (corte de coberturas y cálculo de superficies), definiendo de esta forma el área impactada por el castor para cada subsistema.

Cartografía del servicio ecosistémico de drenaje e irrigación: El efecto de los castores sobre el ecosistema de Tierra del Fuego se evaluó por medio del análisis del servicio ecosistémico de drenaje e irrigación natural del suelo. Para ello se usó la metodología descrita en el 'Informe Diagnóstico Ambiental Cuenca del Río Aysén' (LME_UCHILE, 2010). Esta consiste en definir teóricamente por medio de bibliografía (aquella disponible respecto de la zona de estudio, así como artículos sobre servicios ecosistémicos tales como De Groot et al., 2010 y 2012) y opinión de expertos (i.e. los autores de este artículo), la importancia, en una escala de valores de 1 a 10, de los distintos subsistemas (e.g. bosques, praderas, glaciares) en relación al servicio ecosistémico analizado. Donde el valor =1 representa baja importancia del subsistema y un valor = 10 representa máxima importancia. La información generada se cartografió utilizando para ello los subsistemas definidos anteriormente.

Modelo conceptual: Un modelo conceptual de un sistema es una representación esquemática de sus componentes y procesos (interacciones y acoplamientos) supeditados a un conjunto de preguntas específicas (Marín et al., 2015). El objetivo principal, desde la perspectiva de una publicación científica, es mostrar en forma gráfica la visión de los autores sobre el ecosistema

estudiado sobre la base de los resultados obtenidos. Para el caso de estudio descrito en este artículo, generamos un modelo de cajas (del inglés "box model") en el cual se visualizan los subsistemas identificados y los procesos ecosistémicos afectados por la presencia del castor.

RESULTADOS

Subsistemas y servicios ecosistémicos: Según el análisis del catastro de uso de suelo, generado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF, 2006), el paisaje de la provincia de Tierra del Fuego incluye un total de 41 categorías. Nosotros reclasificamos esta información para los propósitos de este estudio en 5 subsistemas, calculando su contribución porcentual respecto de la superficie total analizada: Matorral y Praderas (55,9 %), Bosque Nativo (20,4%), Glaciares y Nieves (8,1%), Turberas (7,5 %), Cuerpos de Agua (2,1%). Su distribución geográfica, así como la ubicación de las castoreras se muestran en la Fig. 2. De las 53 castoreras georreferenciadas, 34 se ubican en el subsistema Matorral y Praderas, 18 en el subsistema Bosques y 1 en el subsistema Turberas. Sobre esta base, hemos estimado que 192.613,4 hectáreas de praderas y matorrales son afectadas por la presencia del castor, seguido de 48.551,09 hectáreas de bosque nativo y 15.839,24 hectáreas de turberas. Aun cuando evaluamos espacialmente los efectos del castor respecto del servicio ecosistémico de drenaje e irrigación del suelo (Fig. 3), también hicimos un análisis teórico de sus efectos potenciales en diversos servicios ecosistémicos de regulación, hábitat y producción (Tabla 1). Los resultados obtenidos permiten proponer que los servicios ecosistémicos más afectados serían: a) drenaje e irrigación natural; b) suministro de agua para uso consuntivo (beber, riego, uso industrial); c) prevención de daños de erosión y sedimentación; y d) mantenimiento de suelos sanos y ecosistemas productivos.

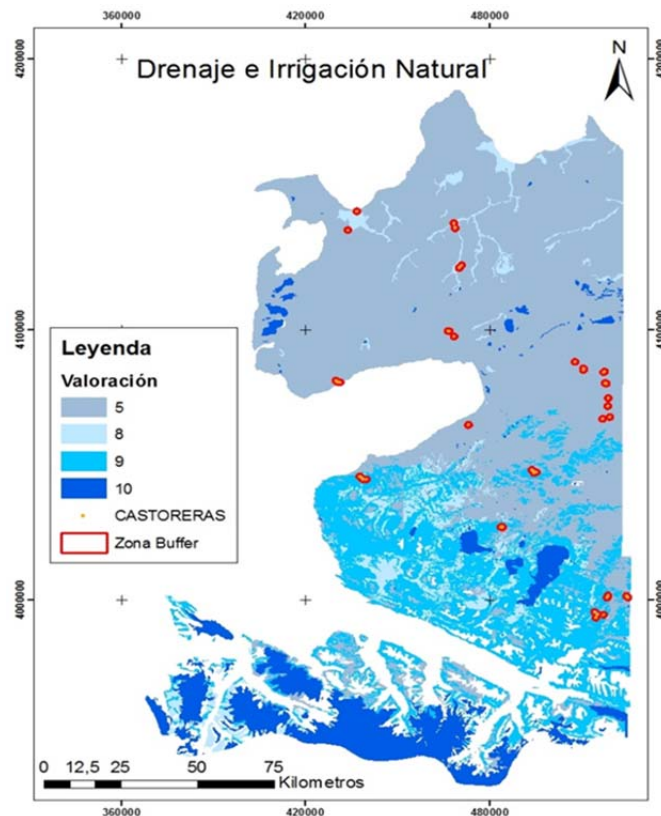


Figura 3. Mapa del proceso ecosistémico: Irrigación y drenaje del agua.

Modelo Conceptual: El modelo conceptual desarrollado permite visualizar de qué manera los cuatro subsistemas identificados (bosque nativo, turberas, matorral-praderas y cuerpos de agua) se ven afectados por la presencia de un agente modificador, el castor, y los principales procesos que intervienen (Fig. 4). Se muestran las interacciones a través de flechas que indican la dirección del cambio y si éste es negativo (-) o positivo (+). En este modelo ejemplificamos la manera en que las actividades para construcción de hábitat (alimentación y refugio) del castor, afectan negativamente el proceso ecosistémico de drenaje e irrigación, disminuyendo la escorrentía y aumentando la sedimentación. Así también, la tala de los bosques y matorrales afectan negativamente la retención del suelo, alterando la estructura del ecosistema (componentes bióticos), y el proceso de germinación de las semillas de especies del

bosque nativo (*N. pumilio*), debido al anegamiento de los suelos, lo cual modifica lentamente la estructura del bosque.

A través del análisis de los procesos ecosistémicos alterados (Fig. 4), hemos identificado que

el proceso más alterado es la sedimentación de sólidos en los cursos de agua, asociado a la pérdida de bosque nativo y a la vegetación ribereña.

Tabla 1. Sistemas identificados, funciones y servicios ecosistémicos. En rojo se destacan las principales funciones ecosistémicas afectadas por el castor.

Funciones Ecosistémicas	Ecosistemas			
	Bosques	Turberas	Matorral y Praderas	Cuerpos de Agua
REGULACIÓN: Mantiene los procesos ecológicos esenciales y sistemas que dan soporte a la vida				
Regulación de Gases	Mantenimiento de la calidad del aire (Disminuyen CO ₂ y liberan O ₂)	Fuente y Sumideros de gases invernadero; influye sobre la temperatura, precipitación y otros elementos climáticos a escala local y regional.	Fotosíntesis (captación de CO ₂ y liberación de O ₂) contribuyen con la mantención de la calidad del aire y la regulación del clima	
Regulación del Clima	Moderación del cambio climático. Regulación de la Temperatura. Aumento de la humedad, reducción de vientos	Moderación del cambio climático, mejorar la calidad del aire		Mantenimiento de la calidad del aire y en la regulación del clima
Prevención de Disturbios	Reducción de riesgos de inundación, erosión y sedimentación.	Prevención de inundaciones y sequías		Prevención de inundaciones
Regulación del Agua	Capacidad de capturar agua y regular su ciclo local (evitar inundaciones y sequías.)	Mantener la calidad del agua ya que funcionan como filtros, Regulación del ciclo hídrico		Regulación del ciclo del agua y su purificación
Suministro de Agua		Agua limpia para consumo humano y regadíos.	Almacenamiento de agua en napas freáticas	Agua limpia para consumo humano y regadíos.
Retención de Suelo	Control de la erosión de los suelos		Control de la erosión de los suelos. Retención del suelo	
Formación de Suelo	Acumulación de Materia Orgánica	Acumulación de Materia Orgánica	Acumulación de Materia Orgánica	
Regulación de Nutrientes	Ciclado de los nutrientes (agua, carbono, nitrógeno, oxígeno y fósforo)	Regulación del ciclo de los nutrientes		Participan en el ciclo de los nutrientes
Tratamiento de Residuos	Rol de la biota en la degradación de xenobióticos	Rol de la biota en la degradación de xenobióticos	Rol de la biota en la degradación de xenobióticos	Rol de la biota en la degradación de xenobióticos
Polinización	Polinización, transporte de gametos.	Transporte de gametos.	Polinización y transporte de gametos.	
Control Biológico	Control de la población a través de relaciones tróficas dinámicas	Control de la población a través de relaciones tróficas dinámicas	Control de la población a través de relaciones tróficas dinámicas	Control de la población a través de relaciones tróficas dinámicas
HÁBITAT: Proporciona hábitats (espacios de vida adecuados) para especies de animales y plantas.				
Refugio	Hábitat para animales, plantas y otros seres vivos	Hábitat para animales, plantas y otros seres vivos	Hábitat para animales, plantas y otros seres vivos	Hábitat para peces y otros seres vivos
Criadero	Hábitat de reproducción para distintas especies	Anidamiento de aves	Hábitat de reproducción para distintas especies	Hábitat de reproducción para distintas especies

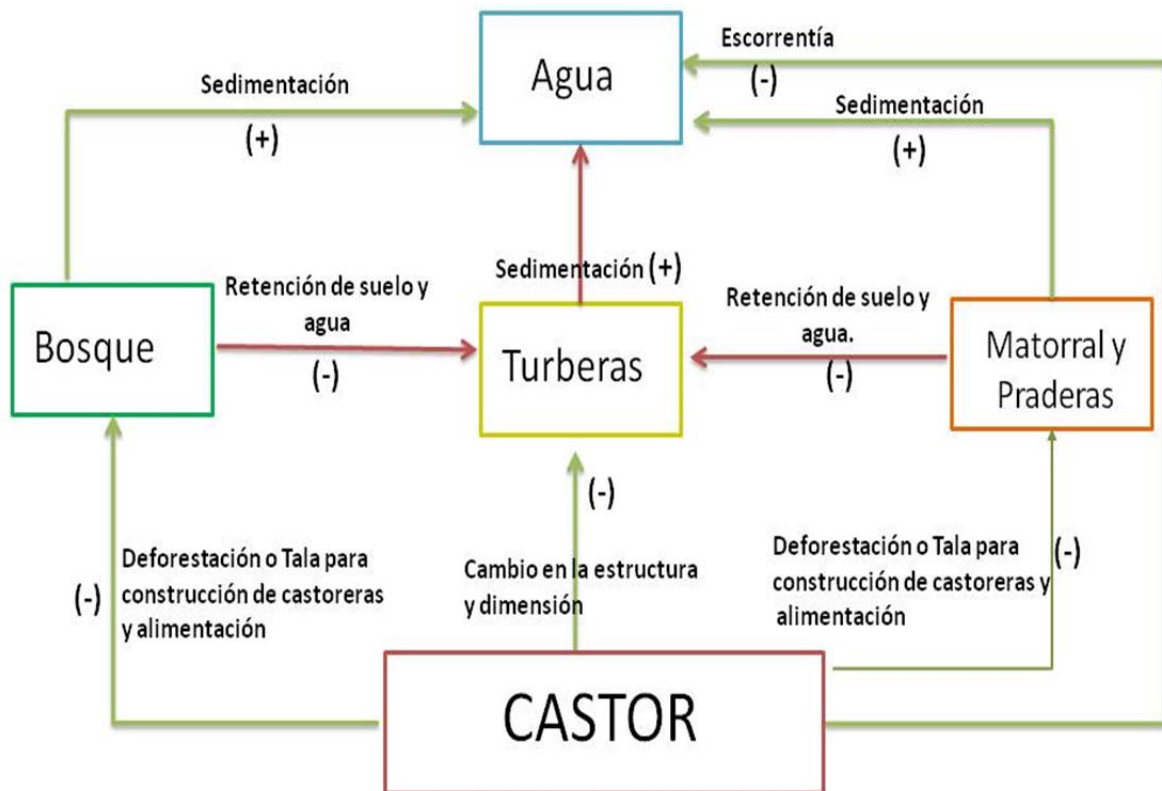


Figura 4. Modelo Conceptual del proceso ecosistémico, drenaje e irrigación natural del agua dulce. Se muestran los subsistemas que interactúan, el castor como agente perturbador y sus efectos

DISCUSIÓN

Subsistemas y servicios ecosistémicos: Martínez Pastur et al. (2006) señalan que los bosques de *Nothofagus* no están adaptados a soportar el impacto del castor en el largo plazo, lo que estaría afectando su estructura ecosistémica debido a su fragilidad y lenta recuperación ante cualquier perturbación (Fesq-Martin et al., 2004). En zonas impactadas de bosques, se observa que los árboles no se regeneran por largos períodos y muchas especies originales del sotobosque se pierden.

Nuestros resultados muestran que el subsistema más afectado por la presencia del castor en la zona de estudio corresponde a Matorrales y Praderas. Si bien, diversos autores mencionan que el castor afecta considerablemente a los bosques (Sielfeld y Venegas, 1980; Mittermeier et al., 2001; Lizarralde et al., 1996; 2004), al no contar con depredadores naturales coloniza nuevos ambientes, lo que podría explicar su distribución actual.

Los matorrales y praderas y el bosque nativo cumplen un rol fundamental en el mantenimiento

de las funciones ecosistémicas. Según Oyarzún et al. (2005) el bosque contribuye al drenaje e irrigación del suelo y a prevenir la erosión; por otro lado, matorrales y praderas contribuyen al almacenamiento de las aguas en napas freáticas y también controlan la erosión y retención de los suelos. El castor afecta principalmente funciones de regulación, como regulación y suministro de agua, retención y formación de suelo y regulación de nutrientes (Tabla 1). Por tanto, los dos subsistemas que más contribuyen al mantenimiento de estos servicios ecosistémicos, son los más afectados por la presencia del castor. La metodología de valoración espacial de los servicios ecosistémicos analizados (Fig. 3) permite su representación gráfica, la que al incorporar la ubicación de las castoreras facilita el análisis de sus efectos potenciales en dicho servicio. Esto representa una herramienta útil para los tomadores de decisiones al momento de definir estrategias para mantener de un proceso ecosistémico determinado en presencia de especies invasoras como el castor.

Modelo conceptual: Los resultados del proceso ecosistémico más alterado, la sedimentación de sólidos en cursos de agua producto de la pérdida de bosque y vegetación ribereña, coinciden con lo propuesto en otros trabajos relacionados a los efectos negativos del castor en ecosistemas naturales (Naiman et al., 1986; Wright et al., 2002; Fesq-Martin et al., 2004). La sedimentación se considera en la actualidad un gatillador (efecto lento) de cambios de estado en ecosistemas de agua dulce, proceso que altera su estructura (Delgado et al., 2014). Para detener el efecto negativo del castor se debe considerar el mantenimiento de bosques en las riberas de ecosistemas de agua dulce, lo que es mundialmente considerado favorable para la "salud" de dichos ecosistemas cumpliendo una importante función ecológica. Según McKergow et al. (2003), la vegetación ribereña puede atrapar nutrientes y sedimentos provenientes de las laderas y reducir la erosión de las riberas fluviales. Dichas comunidades ribereñas, han sido frecuentemente señaladas con un rol de piedra angular en el paisaje, debido a su alta diversidad estructural y composicional (Macdonald et al., 2004). Ello requiere que el problema del castor sea manejado con una perspectiva ecosistémica.

Enfoque ecosistémico para el manejo del castor en Tierra del Fuego: En décadas pasadas el estudio de la conservación de la biodiversidad se centraba en las especies y sus poblaciones (Fontúrbel, 2004); en la actualidad la conservación enfatiza la importancia de los ecosistemas, procesos y funciones para la conservación y el mantenimiento de la calidad de vida de los seres humanos en el planeta tierra (MEA, 2005). Sanguinetti et al. (2014) señala que, a mayor complejidad de manejo, más información se requiere para ejecutarlo exitosamente. Valenzuela (2014) agrega que para generar estrategias de manejo de especies es esencial no solo entender la biología del organismo y sus interacciones con el ecosistema invadido, sino también realizar investigación aplicada. Chile ha optado históricamente por una estrategia de prevención y control en lugar de la erradicación en la gestión de especies invasoras (Jaksic y Yañez, 1983; Saíz y Ojeda, 1988; Skewes et al., 1999), considerando un enfoque de trabajo a nivel de especies y poblaciones. Sin embargo, existen diferentes opciones para el manejo de las

especies exóticas invasoras: prevención, detección temprana, erradicación, control, exclusión e incluso la "no acción" (Parkes et al., 2008).

Nosotros proponemos, para el caso del castor en Tierra del Fuego, adoptar un enfoque ecosistémico, que es crucial para avanzar en escenarios de manejo complejos. En esta aproximación se conjugan el uso de múltiples herramientas, como los sistemas de información geográfica para el análisis espacial, el modelado ecológico para fortalecer el conocimiento de la dinámica poblacional y el modelado conceptual para visualizar iconográficamente los efectos de una especie invasora sobre los ecosistemas naturales. Además, a esto se le suman los mecanismos recientes de identificación de funciones y servicios que brindan los ecosistemas para trabajar en escalas de análisis que sean útiles para la toma de decisiones (De Groot et al., 2012; Cerda, 2011).

Estas herramientas permiten identificar los servicios ecosistémicos que se ven modificados por las decisiones que las sociedades toman acerca de su manejo (Balvanera, 2012). Si bien los ecosistemas son socialmente valiosos, a veces tal condición no es evidente para sus beneficiarios (Delgado et al., 2013). Sin embargo, como afirman De Groot et al. (2010): "La información empírica sobre la relación cuantitativa entre el uso de la tierra y el manejo de los ecosistemas y la provisión de servicios de los ecosistemas a escala local y regional, es todavía escasa..." y pese a que existen autores que mencionan los efectos del castor en los ecosistemas, pocos profundizan el efecto en las funciones y procesos ecosistémicos modificados por esta especie.

En el caso de Chile, el estudio de servicios ecosistémicos ha sido realizado principalmente en base a aquellos provistos por el bosque nativo y cuencas forestadas (e.g. Nahuelhual et al., 2007; Lara et al., 2010; Delgado et al., 2013). También existen en la actualidad algunos centrados en su valoración económica (Figueroa, 2010; De la Barrera et al., 2015). La legislación chilena recientemente incluye el concepto de servicios ecosistémicos en las modificaciones realizadas al Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental (vigente desde el 24/12/2013), donde el Art. 8 referente a Localización y Valor Ambiental del Territorio, indica en su párrafo 6º,

que: "se entenderá que un territorio cuenta con valor ambiental cuando corresponda a un territorio con nula o baja intervención antrópica y provea de servicios ecosistémicos locales relevantes para la población...". No obstante, ésta es la única incorporación explícita de dicho concepto en la legislación vigente. Sin embargo, podría ser de gran ayuda para el aumento de investigación con enfoque ecosistémicos.

Por lo tanto, robustecer los mecanismos para la identificación de servicios que brindan los ecosistemas y trabajar en escalas de análisis que sean útiles para la toma de decisiones (Cerde, 2011) cobra relevancia en Tierra del Fuego, la cual ha sido identificada como una de las 37 ecorregiones más prístinas del mundo, siendo una de las pocas áreas a nivel mundial donde se conservan bosques templados no fragmentados o alterados (Rozzi et al. 2002) y que se ve seriamente afectada por la presencia del castor.

CONCLUSIONES

Los ecosistemas de Tierra del Fuego ofrecen servicios ecosistémicos que se ven seriamente afectados por la presencia de especies invasoras, como es el caso del castor. Sin embargo, no existe conocimiento acerca de los procesos y funciones afectados por especies invasoras en el área de estudio. El significado de los impactos del castor sobre ecosistemas de importancia global y la amenaza que esta invasión representa a la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas patagónicos, han movilizado a los gobiernos de Chile y Argentina a trabajar en la búsqueda de soluciones regionales. Sin embargo, los planes de manejo implementados para las especies invasoras comúnmente se centran en un enfoque a nivel de especies y poblaciones. Nosotros proponemos trabajar el problema con un enfoque ecosistémico con la finalidad de proteger los ecosistemas y los servicios que ellos otorgan.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la entrega de datos por el Proyecto FONDAP 1501-0001 y Wildlife Conservation Society (WCS).

BIBLIOGRAFÍA

Arismendi, I., P. Szejner, A. Lara, M.E. González. 2008. Impacto del castor en la estructura de

Bosques ribereños de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Chile. Bosque 29(2):146-154.

Baker, B.W., E.P. Hill. 2003. Beaver (*Castor canadensis*). En: Feldhamer, G.A., B.C. Thompson, J.A. Chapman (editors) Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA. Pp. 288-310

Baldini, A., J. Oltrmari, M. Ramirez. 2008. Impacto del castor (*Castor canadensis*, Rodentia) en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) de Tierra del Fuego, Chile. Bosque 29(2):162-169.

Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. Ecosistemas 21(1-2):136-147.

Burkhard B, F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand, and budgets. Ecological Indicators 21:17-29.

Cerde, C. 2011. Disposición a Pagar para proteger Servicios Ambientales: Un estudio de Caso con Valores de uso y de no uso en Chile Central. INTERCIENCIA 36(11):796:802.

Corporación Nacional Forestal CONAF. 2006. Catastro de Uso del Suelo y Vegetación. Región de Magallanes y la Antártica chilena.

De Groot, R.S., L. Brander, S. van der Ploeg, R. Constanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L. Rodriguez, P. ten Brink, P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystem Services 1:50-61.

De Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen. 2010 Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity 7:260-272.

De la Barrera, F., P. Bachamann-Vargas, A. Tironi. 2015. La investigación de servicios ecosistémicos en Chile: una revisión sistemática. Investigaciones Geográficas 50:3-18.

Delgado, L.E., M.B. Sepúlveda, V.H. Marín. 2013. Provision of ecosystem services by the Aysén watershed, Chilean Patagonia, to rural households. Ecosystem Services 5:102-109.

Delgado, L.E., A. Tironi, I. Vila, G. Verardi, C. Ibañez, B. Agüero, V.H. Marín. 2014. El Humedal del Río Cruces, Valdivia, Chile: una síntesis ecosistémica. Latin American Journal of Aquatic Research. 42(5):937-949.

- Fesq-Martin, M., A. Friedmann, M. Peters, J. Behrmann, R. Killian. 2004. Late-glacial and Holocene vegetation history of the Magellanic rain forest in southwestern Patagonia, Chile. *Vegetation History & Archaeobotany* 13:249-255.
- Figuerola, E. (editor) 2010. Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile. Proyecto GEF-MMA-PNUD "Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional".
- Fontúrbel, F. 2004. Conservación de ecosistemas: un nuevo paradigma en la conservación de biodiversidad. *Ciencia abierta* 23:18.
- Jaksic, F.M., J.L. Yanez. 1983. Rabbit and fox introductions in Tierra del Fuego: history and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. *Biological Conservation* 26:367-374.
- Lara, A., R. Urrutia, C. Little, A. Martínez. 2010. Servicios ecosistémicos y Ley del bosque nativo: no basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47:3-9.
- LME_UCHILE. 2010. Diagnóstico Ambiental Cuenca del río Aysén y Sector Costero Adyacente. Laboratorio de Modelación Ecológica, Depto. De Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 270 pp.
- Lizarralde, M.S., C. Venegas. 2001. El castor: un ingeniero exótico en las tierras más australes del planeta. En: Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, Ciudad de México. Pp. 231-232.
- Lizarralde, M., G. Deferrari, S. Alvarez, J. Escobar. 1996. Effects of beaver (*Castor canadensis*) on the nutrient dynamics of the Southern Beech forest of Tierra del Fuego. *Ecología Austral*. 6:101-105.
- Lizarralde, M., J. Escobar, G. Deferrari. 2004. Invader species in Argentina: A review about the beavers (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia* 29:352-356.
- Lizarralde, M.C., J. Escobar, G. Deferrari, M. Fasanella. 2008. El castor austral. *Investigación y Ciencia* 379:58-64.
- Marín, V.H., L.E. Delgado, A. Tironi. 2015. Capítulo 16: Transdisciplina, sistemas y ecosistemas. En: Montecino, V., J. Orlando (editores) *Ciencias ecológicas 1983-2013: treinta años de investigaciones chilenas*. Editorial Universitaria.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Report of the Conceptual Framework Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington.
- Mittermeier, R., C. Mittermeier, P. Robles-Gil, J. Pilgrim, G. Fonseca, J. Brooks, J. Konstant. 2001. *Wilderness: Earth's last wild places*. Conservation International, Washington DC, US.
- Macdonald, E., C. Burgess, G. Scrimgeour, S. Boutin, S. Reedyk, B. Kotak. 2004. Should riparian buffers be part of forest management based on emulation of natural disturbance? *Forest Ecology and Management* 187:185-196.
- Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, F.A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10:689-710.
- McKergow, L., D. Weaver, I. Prosser, R. Grayson, A. Reed. 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270:253-272.
- Mann, A. 2008. Vertebrados dañinos en Chile: desafíos y perspectivas. Actas del seminario taller. 8 de enero de 2008. Santiago, Chile. Universidad Santo Tomás.
- Martínez Pastur, G., M.V. Lencinas, J. Escobar, P. Quiroga, L. Malmierca, M. Lizarralde. 2006. Understory succession in *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Applied Vegetation Science* 9:143-154.
- Nahuelhual, L., P. Donoso, A. Lara, D. Núñez, C. Oyarzún, E. Neira. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9:481-499.
- Naiman, R.J., J.M. Melillo, J.E. Hobbie. 1986. Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*). *Ecology* 67:1254-1269.
- Oyarzún, C.E., L. Nahuelhual, D. Núñez. 2005. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Revista Ambiente y Desarrollo* 20(3)-21(1):88-95.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103:91-93.
- Parkes, J.P., J. Paulson, C.J. Donlan, K. Campbell. 2008. Control of North American beavers in Tierra del Fuego: Feasibility of eradication and

- alternative options. Informe preparado para el Comité Binacional para la Estrategia de Erradicación de Castores de Patagonia Austral.
- Power, M.E., D. Tilman, J.A. Estes, B.A. Menge, W.J. Bond, L.S. Mills, D. Gretchen, J.C. Castilla, J. Lubchenco, R.T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience*. 46:609-620.
- Rosell, F., O. Bozsér, P. Collen, H. Parker. 2005. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review* 35:1-29.
- Rozzi, R., F. Massardo, C. Anderson. 2002. La Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. Una propuesta de Conservación y Turismo para el Desarrollo Sustentable en el Extremo Austral de América. Edición bilingüe español-inglés. Ediciones Universidad de Magallanes. Punta Arenas. Chile.
- Saíz, F., P. Ojeda. 1988. *Oryctolagus cuniculus* L. en Juan Fernández. Problema y control. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso (Chile)* 19:91-98.
- Sanguinetti, J., L. Buria, L. Malmierca, A.E.J. Valenzuela, C. Núñez, H. Pastore, L. Chauchard, N. Ferreyra, G. Massaccesi, E. Gallo, C. Chehébar. 2014. Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. Sección Especial - Invasiones Biológicas en Patagonia. *Ecología Austral* 24:183-192.
- Sielfeld, W., C. Venegas. 1980. Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl, en Isla Navarino, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 11:247-257.
- Silva, C.A., B. Saavedra. 2008. Knowing for controlling: ecological effects of invasive vertebrates in Tierra del Fuego. *Revista Chilena de Historia Natural* 81:123-136.
- Skewes, O., F. González, L. Rubilar, M. Quezada, R. Olave, V. Vargas, A. Ávila. 1999. Investigación, aprovechamiento y Control del Castor (*Castor canadensis*) en las islas Tierra del Fuego y Navarino. Informe Final. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) XII Regional, Magallanes y Antártica Chilena.
- Skewes, O., F. Gonzalez, R. Olave, A. Ávila, V. Vargas, P. Paulsen, H.E. König. 2006. Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl, 1820), in Tierra del Fuego and Navarino Islands, Chile. *European Journal of Wildland Restoration* 52:292-296.
- Stohlgren, T.J., Y. Otsuki, C.A. Villa, M. Lee, J. Belnap. 2001. Patterns of plant invasions: A case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions* 3(1):37-50.
- Sykes, MT. 2001. Modelling the potential distribution and community dynamics of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) in Scandinavia. *Forest Ecology and Management* 141:69-84.
- Valenzuela, A. 2014. Sección especial: Invasiones Biológicas en la Patagonia. *Ecología Austral* 24:133-134.
- Wallem, P.K., C.G. Jones, P.A. Marquet, F.M. Jaksic. 2007. Identificación de los mecanismos subyacentes a la invasión de *Castor canadensis* (Rodentia) en el archipiélago de Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80:309-325.
- Williamson, M.H. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, London.
- Wright, J.P., C.G. Jones, A.S. Flecker. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* 132:96-101.

Entre el orden y el caos: invasiones con dinámicas no lineales de sauces y álamos en el norte de la Patagonia

L. A. Datri^{1,2*}, A. M. Faggi² y L. A. Gallo³

¹Laboratorio de Investigaciones Ecológicas Norpatagónicas (LIEN – Universidad Nacional del Comahue. Buenos Aires 1400 – 8300 Neuquén Capital). ²Universidad de Flores, Facultad de Ingeniería. Buenos Aires. ³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Bariloche

* Autor de correspondencia: leodatri@gmail.com

RESUMEN

¿Cómo es la dinámica de un paisaje ribereño, cuyos componentes no comparten una historia evolutiva común? Proponemos el estudio de las invasiones de salicáceas exóticas en los valles de los ríos Limay y Azul sobre la base de modelos matemáticos. La hipótesis de partida plantea que el proceso de sucesión vegetal interactúa con pulsos hidrológicos estocásticos que introducen disturbios. Se realizó un muestreo dendrogeomorfológico de árboles con el fin de estimar las tasas de reemplazo de árboles y su posición topográfica. Se modelaron dos sistemas multispecíficos de árboles ribereños, suponiendo que las probabilidades de transición de especies están afectadas por el disturbio (parámetro β). Los parámetros teóricos de los modelos se ajustaron a un conjunto de dominios de comportamientos dinámicos de la ecuación, que determinaron la respuesta no-lineal. De acuerdo al modelo del río Azul, los sauces muestran un crecimiento del tipo logístico con un ajuste asintótico hacia el año 1995, con frecuencias de disturbios relativamente altas. El modelo predice un bosque diverso de *Salix fragilis* colonizando superficies inestables, que facilita a *Nothofagus dombeyi*, *Austrocedrus chilensis* y *Myrceugenia exsucca*. Las trayectorias sucesionales obtenidas por el modelo del río Limay explican que *S. alba* y *Populus nigra* para un rango de disturbios bajos y densidades iniciales equitativas, experimentan crecimientos logísticos. El modelo sauce – álamo, aquí propuesto no plantea diferencias iniciales entre ambas especies, razón por la cual los álamos dominan rápidamente el sistema. Pero con un rango de disturbios elevados ambas densidades se reducen al punto que los bosques declinan prácticamente hasta su extinción en 75 años. Las capacidades de sauces y álamos como especies ingenieras configuraron neoecosistemas ribereños. El futuro de las especies nativas del paisaje ribereño queda abierto al devenir histórico entre orden y cambio.

Palabras clave: modelo no lineal, invasiones, Salicaceae, paisaje ribereños, Patagonia.

ABSTRACT

How are the dynamics of a riparian landscape, whose members do not share a common evolutionary history? We propose to study the invasion of exotic Salicaceae in the valleys of the Limay and Azul Rivers on the basis of mathematical models. The hypothesis suggests that the process of plant succession interacts with stochastic hydrological pulses which introduced disturbances. A sampling to estimate rates of tree replacement and topographical position was performed. Two multispecies systems of riparian trees were modeled assuming that the transition probabilities of species are affected by the disturbance (parameter β) from a logistic function. The theoretical model parameters were adjusted to a set of domains of dynamic behaviors of the equation that determined a non-linear response. According to the model of the Azul River, willows express a typical logistic growth with k adjustment towards the year 1995, with relatively high frequency disturbances. The model predicts a willow forest colonizing unstable substrates, facilitating the colonization of *Nothofagus dombeyi*, *Austrocedrus chilensis* and *Myrceugenia exsucca*. Successional trajectories obtained by the model of the Limay River explain that *S. alba* and *Populus nigra* experience a typical logistic growth for a range of disturbances and equitable low initial densities. The willow - poplar model proposed here poses no basic differences between the two species that is why poplars dominate the system quickly. But with a range of high disturbances both densities are reduced to the point that the structures of forest decline almost to extinction in 75 years. The capabilities of willows and poplars as engineers configured riparian neo-ecosystems. The future of the native species of the riparian landscape is open to historical development between order and change.

Keywords: nonlinear model, Salicaceae, invasions, riverine landscape, Patagonia.

INTRODUCCIÓN

En la Patagonia Argentina se han extendido en las últimas décadas a lo largo de los cursos de agua de montañas y estepas, diversas especies de salicáceas euroasiáticas (Thomas y Leyer, 2014; Thomas et al., 2012). Aprovechando su

capacidad de propagarse sexual y vegetativamente, los sauces podrían competir con plantas nativas de planicies de inundación, como árboles nativos dispersos (*Austrocedrus chilensis*, *Nothofagus dombeyi* y *Luma apiculata*), maitenales (*Maytenus boaria*) y pitrantonos (*Myrceugenia exsucca*). Los álamos, por su parte, compiten con

el sauce criollo (*Salix humboldtiana*), que es la única especie de sauce nativo de las riberas de la Patagonia árida (Thomas et al., 2015; Budde et al., 2011). Al mismo tiempo, son facilitados por la amplia capacidad de colonizar superficies inestables y autoorganizar complejos biogeomorfológicos sobre las planicies inundables (Pasquale et al., 2014; Moggridge y Gurnell, 2009; Francis et al., 2009; Gurnell y Petts, 2006; Gurnell, 2014). Sobre este aspecto, la atención está dirigida a la relación entre la sucesión vegetal y los disturbios, como insumos necesarios para vincular la investigación con la gestión de la restauración (Gurnell, 2014; Perona et al., 2009; Tockner et al., 2003).

El modelado en ecología generalmente se reduce a unas pocas especies en interacción (Momo y Ure, 2009) y sin implicar al espacio. A otras escalas en cambio a partir de la década del 70 se desarrollaron buenas aproximaciones sobre la base de modelos matemáticos, las teorías del caos y la complejidad (Peng et al., 2010; Solé y Bascompte, 2006; Law et al., 2003; Horn, 1975; May, 1976). Los modelos de sucesión en ecosistemas ribereños han adquirido relevancia en los últimos años y cuentan ya con experiencias que han permitido cotejar las evaluaciones teóricas con una abundante cantidad de información empírica de diferentes regiones del mundo (Gurnell, 2014; Ballesteros et al., 2011; Perona et al., 2009; Tabacchi et al., 1996). En Patagonia, la regulación de los caudales del río Limay desde el ingreso en operaciones de la represa de El Chocón (1971), trajo aparejado un cambio en las trayectorias de sucesión vegetal de la planicie inundable. El río Limay cuenta con cinco represas destinadas a la generación

hidroeléctrica, y sus caudales fluctuaron atenuando la recurrencia y la intensidad de los pulsos hidrológicos de los últimos 15 años (Datri et al., 2013). El río Azul en cambio, es un río de régimen natural sin reguladores naturales ni artificiales. De esta manera se evalúan dos sistemas diferenciados de pulsos hidrológicos que introducen disturbios recurrentes y variables sobre la vegetación introducida y sus relaciones interespecíficas.

El objetivo de este estudio es contribuir a una mejor explicación de los factores que regulan la invasión de salicáceas en las planicies de inundación de los ríos del norte de la Patagonia. La investigación de un sistema complejo como el bosque ribereño nos plantea los siguientes interrogantes:

a) ¿Se puede modelar un paisaje ribereño que se autoorganiza, en función de disturbios estocásticos e invasiones que se ajustan a densidades arbóreas?

b) Si sauces y álamos son especies ingenieras, ¿cuáles son los umbrales de densidad y disturbios a partir de los cuales se articulan y configuran parches estables?

La hipótesis de partida plantea que el proceso de sucesión vegetal interactúa con pulsos hidrológicos estocásticos que introducen disturbios. A los fines de explicar estas relaciones, se desarrolló un modelo matemático basado en un sistema multiespecies de árboles con empleo y ajustes de las ecuaciones y parámetros de May (1976) y los estudios de sucesión forestal de Horn (1975), con matrices de transiciones de especies arbóreas (Perona et al., 2009; Sebert-Cuvillier et al., 2007; Corenblit et al., 2007; Tabacchi et al., 1996).

Tabla1. Parámetros del modelo y funciones de las variables seleccionadas.

Módulo	Funciones
Matriz de transiciones	Establece las probabilidades de árboles maduros por especies arbóreas del sotobosque.
Parámetro β	Introduce un factor de disturbio con efecto de disminución de plantas producido por la magnitud y frecuencia de las crecidas.
Parámetro λ	Tasa de crecimiento intrínseco estimado por el propio modelo en función de las probabilidades de reemplazo y el efecto de β
Probabilidad p	Probabilidad de recurrencia de disturbios (cota +1,4 m en Limay; caudal +186 m ³ /s en Azul)
Densidad total de plantas	Factor de estabilización de geoformas ribereñas

MATERIALES Y MÉTODOS

El modelo construido se basa en diversas funciones que lo hacen dinámico mediante el empleo de sucesiones y retrogresiones en respuesta a parámetros físicos. Se divide en cinco módulos definidos por las variables correspondientes a los procesos evaluados: la probabilidad de reemplazo, el efecto de disturbios producidos por las inundaciones, la tasa intrínseca de crecimiento por especie, la densidad total de plantas y la probabilidad de disturbio (Tabla 1).

Se realizó un muestreo dendrocronológico de 105 árboles en el río Limay y 85 en el río Azul. Con la información obtenida se construyó un sistema multiespecies de árboles ribereños, suponiendo que las probabilidades de transición están afectadas por el disturbio en el tiempo. De acuerdo al modelo diseñado, parte de la ecuación:

$$X_{t+1} = F(x_t) \quad (1)$$

(1) explica que la población se reproduce en intervalos discretos de tiempo, que en este caso son n años. En términos ecológicos $F(x)$ representa la densidad dependiente, al tiempo que matemáticamente es la no-linealidad. También tiene la propiedad de que $F(0) = 0$; $F(x)$ incrementa como x en el rango $0 < x < A$; con $F(x)$ alcanza máximo valor en $x = A$ y $F(x)$ decrece, como x incrementa mas allá de $x = A$. Como $F(x)$ contendrá más parámetros con un significado ecológico, en este caso adoptamos la ecuación:

$$X_{t+1} = \lambda * x_t * (1 - x_t) \quad (2)$$

donde λ es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional; x requiere para permanecer en $0 < x < 1$ algunas características como no exceder la unidad para evitar que en sucesivas iteraciones pueda divergir a $-\infty$ que implicaría la extinción de la población. De la misma manera que $1 < \lambda < 4$. A los fines de establecer un modelo representativo del crecimiento oportunista de sauces y álamos sobre superficies afectadas por el disturbio frecuente, a la ecuación (2) se la ajustó a un parámetro (β) que regula el crecimiento de la población inicial, establecido por el régimen hidrológico:

$$X_{t+1} = x_t^\beta * [\lambda * (1 - x_t)] \quad (3)$$

El parámetro β es un factor de disturbio que regula la densidad intergeneracional de especies, establecido por la densidad total (dt) de la

comunidad y la probabilidad de disturbio (p). Se construyó β asumiendo que a mayor densidad, menor es el efecto de disturbio. La expresión algebraica que permitió estimar β intergeneracional es:

$$\beta = 1 / (dt * a - b) + p \quad (4)$$

donde, dt es la densidad total de plantas de la comunidad, a (3,7411) y b (-0,7076) son constantes y p , la probabilidad de disturbios. Densidades bajas (0,3) y altas (0,9), asumidas como constantes en el tiempo, permitieron validar el funcionamiento del parámetro de manera que los efectos de disturbios se reducen a p bajos (si $dt = 1$; $p < 1$; β se mantiene bajo y con $dt < 1$; $p = 1$, β tiende a aumentar) (Fig. 1).

A los fines de establecer las probabilidades de reemplazo (p_r) se diseñó una matriz de transiciones para las especies arbóreas que se asociaron a la función (3).

$$x_{t+1} = \sum x_t \beta * [\lambda * (1 - x_t)] * p_r \quad (5)$$

Los datos de pulsos de crecidas fueron comparados con las evoluciones históricas de árboles con empleo del programa PULSO, a partir de información hidrológica y dendrocronológica (Casco et al., 2005).

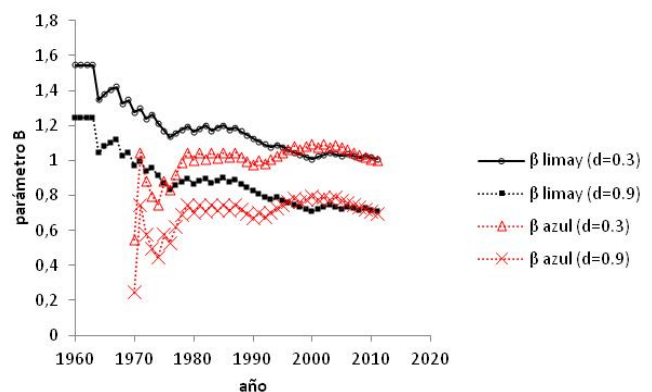


Figura 1. Evolución de los parámetros β , para densidad total de 0,9 y densidad baja de 0,3; sobre probabilidades anuales fluctuantes sobre datos de crecidas (+1,4) del río Limay producidos entre 1960 – 2011 ($a=3,7411$; $b= -0,7076$); y para densidad total de 0,9 y densidad baja de 0,3, sobre probabilidades anuales fluctuantes sobre datos de crecidas del río Azul producidos entre 1970 – 2012 ($a=3,7411$; $b= -0,7076$).

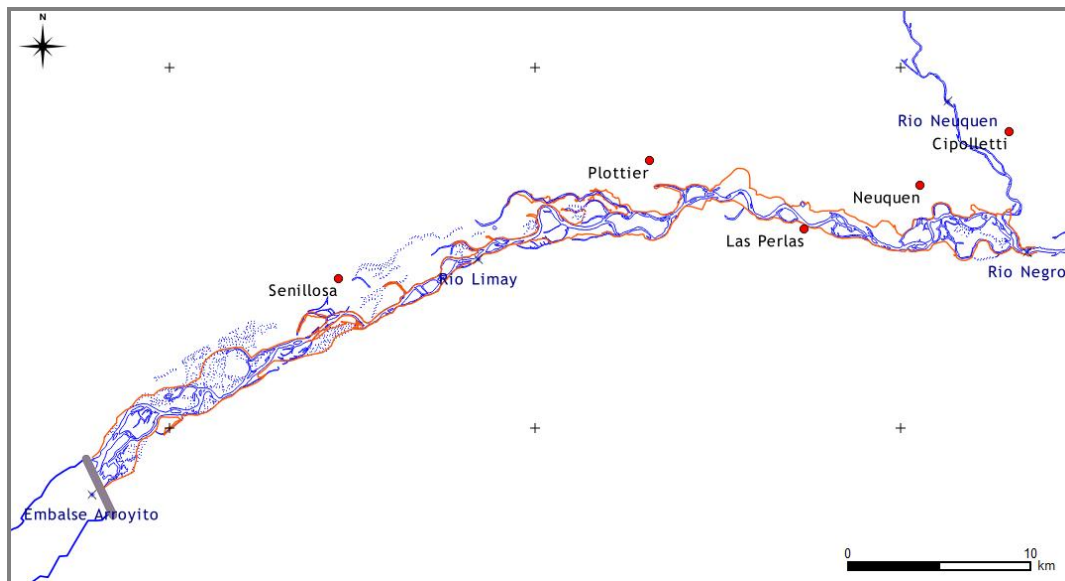


Figura 2. Área de estudio en la planicie de inundación del tramo inferior del río Limay.

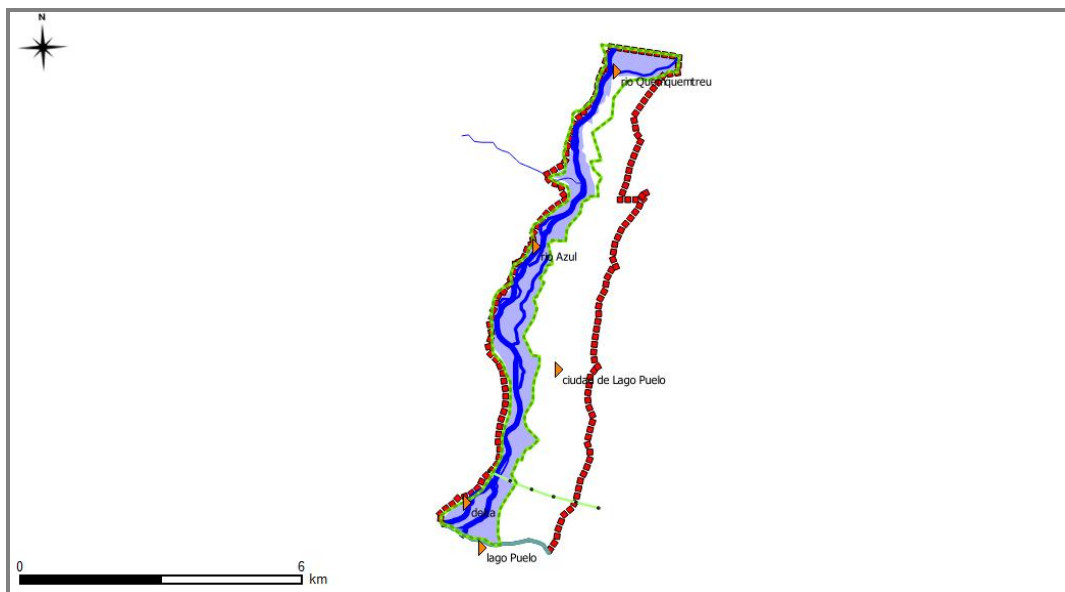


Figura 3. Área de estudio en la planicie de inundación del tramo inferior del río Azul.

Áreas de estudio: Las áreas de estudio comprenden las planicies de inundación de los ríos Limay y Azul. El río Limay está regulado en las nacientes por 16 lagos glaciares y aguas abajo por un sistema de cinco represas hidroeléctricas (Fig. 2). El área corresponde a 50 km del tramo inferior de estepa arbustiva. El río Azul, de régimen natural, posee un ciclo estacional pluvionival de descarga de fusión de

hielo directamente al cauce. En su tramo inferior se ubica en el bosque andino patagónico (Fig. 3).

RESULTADOS

El crecimiento de *S. fragilis* sobre la planicie de inundación del río Azul se asocia a períodos de alta frecuencia de inundación. Sobre el final del período las frecuencias se mantienen altas, por encima de 186 m³/s y períodos más extensos de

inundación (Fig. 4). Se obtuvieron curvas teóricas empíricas con $p=0,60$.
 de crecimiento con un buen ajuste a las curvas

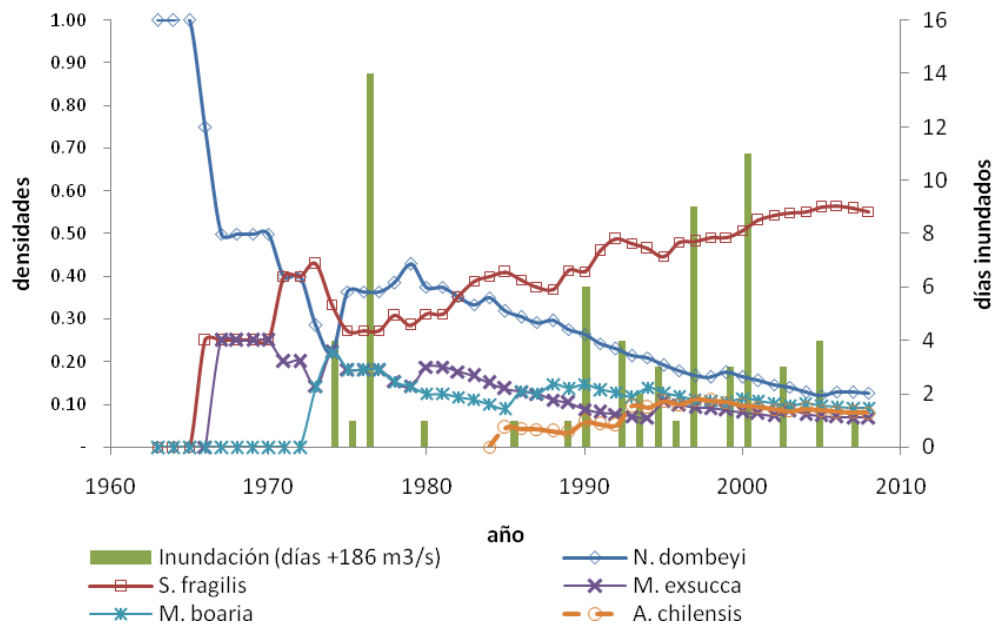


Figura 4. Evolución de las especies de árboles del bosque ribereño del río Azul (1966 – 2008) y su relación con pulsos de crecidas superiores a 186 m³/s.

Las densidades de árboles nativos totales se incrementan junto a *S. fragilis*. *M. boaria* y *A. chilensis* experimentan un incremento de las densidades en el tiempo. *Nothofagus dombeyi* y *M. exsucca* se reducen al ritmo del crecimiento de

saucos pero se estabilizan en menos de un siglo (Fig. 5A). En el espacio de fases en el que se produce la sucesión vegetal de plantas nativas y saucos, las densidades se estabilizan (saucos: 0,42; nativos: 0,48) (Fig. 5B).

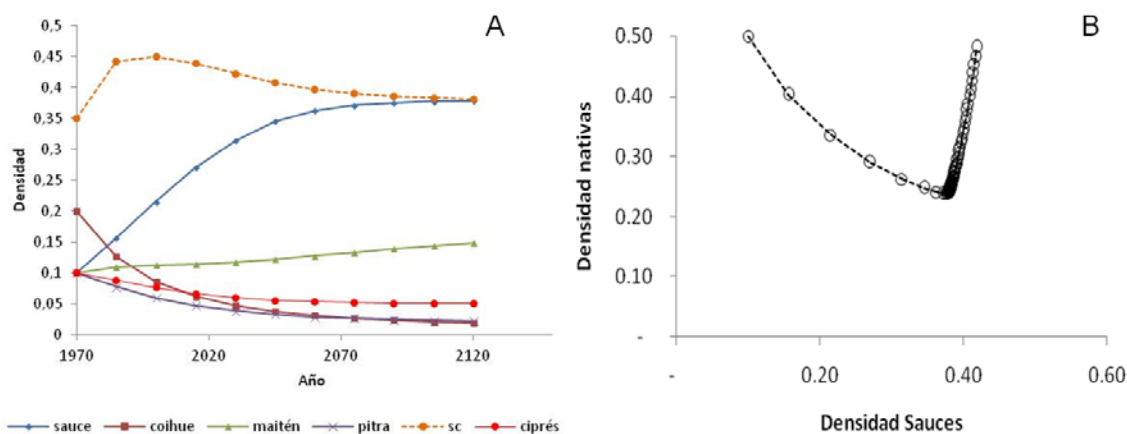


Figura 5. (A) Modelo de crecimiento de árboles del bosque ribereño del río Azul (densidades iniciales de saucos: 0,20 – $\lambda=1,1449$; coihue: 0,1 – $\lambda=3,57$; pitra: 0,1 – $\lambda=3,57$; maitén: 0,1 – $\lambda=1,02$; ciprés: 0,1 – $\lambda=1,1$ ($p=0,60$); sc: sin cobertura). (B) Espacio de fases en el que se produce un atractor (0,42-0,48) donde densidades de saucos y árboles nativos se equilibran a largo plazo en el río Azul.

Los registros hidrológicos del Limay muestran dos regímenes de pulsos superiores a 1290 m³/s

(altura=1,4 m). El primero de alta recurrencia entre los inicios de operaciones de El Chocón

(1971) y Arroyito (1980). El segundo, menos frecuente sobre el final del período, con menos días de inundación. Asociado al segundo período se observan incrementos de las densidades de árboles de la especie *Populus nigra* que van de densidades de 0,1 a 0,29. En un período de tres

años de amplitud entre pulsos, la densidad de *P. nigra* a partir de 2006 supera a las densidades de *S. alba*. A partir de la reducción de la frecuencia de pulsos que se inicia en 1988 se producen descensos graduales de las densidades de *S. alba*, *S. humboldtiana* y *P. deltoides* (Fig. 6).

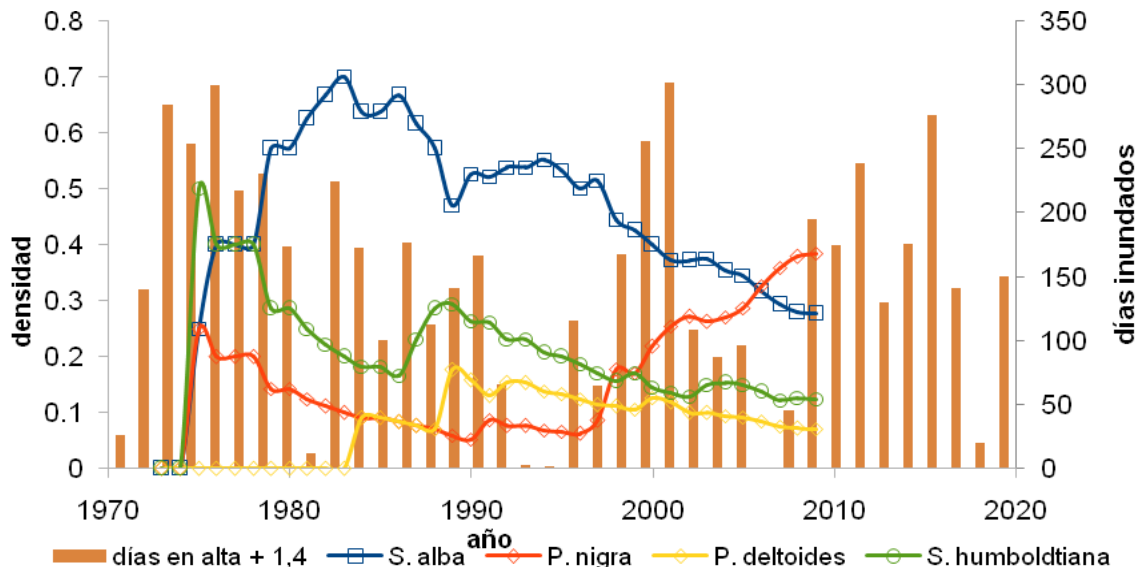


Figura 6. Evolución de las especies de árboles del bosque ribereño del río Limay (1970 – 2009) y su relación con pulsos de crecidas superiores a 1290 m³/s (altura = 1,4 m).

Los modelos del Limay se diseñaron para probabilidades de disturbio altas obtenidas de inundaciones producidas entre 1960 a 1980 ($p=0,84$) y bajas del período regulado por las represas ($p=0,49$). El modelo de probabilidad baja muestra un crecimiento exponencial de *P. nigra* y una oscilación de *S. alba*. *P. nigra* es rápidamente la especie dominante y *S. humboldtiana* se reduce sin alcanzar la extinción local (Fig. 7A).

En el espacio de fases en que se relacionan sauces y álamos, las densidades se compensan en el largo plazo (sauces: 0,40; álamos: 0,56) (Fig. 7B).

En el modelo de probabilidad alta de disturbios, las especies se extinguen localmente en un período de 75 años (densidades iniciales de *S. alba*: 0,35 – $\lambda=1,55$; *P. nigra*: 0,125 – $\lambda=1,12$; *S. humboldtiana*: 0,125 – $\lambda=1,2$; *P. deltoides*: 0,125 – $\lambda=1,20$; $p=0,84$).

DISCUSIÓN

Las dinámicas de los paisajes ribereños son favorables a las invasiones biológicas y la

distribución de especies a través de corredores fluviales. Las interfaces entre los ecosistemas acuáticos y terrestres configuran el hábitat propicio a muchas especies advenedizas, dependiendo de las fluctuaciones y la regularidad de los extremos húmedos y secos del régimen hidrológico. Si bien los atributos espaciales determinan buena parte del proceso invasivo, existe una interrelación a partir de la cual el régimen hidrológico y las características ecofisiológicas de plantas nativas de toda la región, liberan espacios y en consecuencia nichos ecológicos para especies oportunistas. Sauces y álamos introducidos desde fines del siglo XIX, colonizan principalmente espacios abiertos, donde los ríos inundan recurrentemente. Y estas especies a su vez avanzan, promoviendo nuevas estructuras y relaciones bióticas en donde no existían estructuras boscosas (Datri et al., 2013). Los modelos espaciales hasta aquí explican parcialmente el proceso de distribución y el cambio en la matriz. Pero hacen falta modelos que puedan representar las transiciones en

función de atributos del paisaje conferidos por las densidades de árboles y el efecto del disturbio a

distintas frecuencias e intensidades.

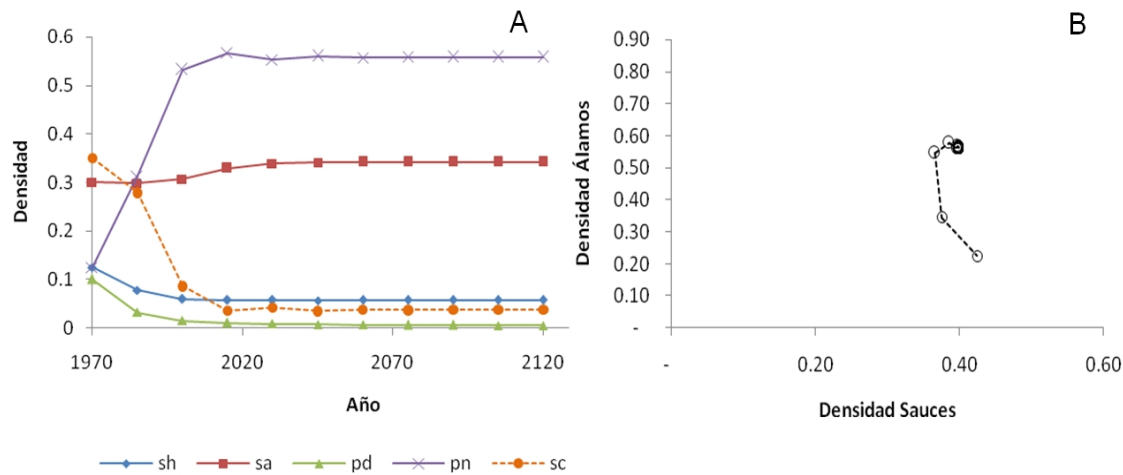


Figura 7. (A) Modelo de crecimiento de árboles del bosque ribereño del río Limay (densidades iniciales de *S. alba*: 0,35 – $\lambda=1,55$; *P. nigra*: 0,125 – $\lambda=1,12$; *S. humboldtiana*: 0,125 – $\lambda=1,2$; *P. deltoides*: 0,125 – $\lambda=1,20$ ($p=0,49$). (B) Espacio de fases en el que se produce un atractor (0,40-0,56) donde densidades de sauces y álamos se equilibran a largo plazo en el río Limay.

El mecanismo por el cual *S. fragilis* se propaga inicialmente en el lecho del río Azul, es por acumulación de ramas en pliegues de la superficie del suelo (Gurnell, 2014), entre arbustos y árboles nativos dispersos, que favorecen su acumulación y reproducción vegetativa. Una vez instaladas avanzan sobre superficies activas de inundación para las cuales no existen plantas nativas capaces de colonizar sustratos emergentes e inestables. Luego estabiliza bordes inestables y libera superficies del disturbio frecuente sobre la planicie inundable. Los cambios no lineales en salicáceas afectadas por el disturbio, favorecen o afectan al crecimiento de otros árboles, estableciendo así las reglas de cooperación o competencia.

En cambio sobre el río Limay se estructura un mosaico heterogéneo de parches de bosques ribereños con incremento de *P. nigra*. La dispersión de sauces primero y álamos después se asocia a eventos de sequía más que a inundaciones prolongadas (Moggridge y Gurnell, 2009; Gurnell, 2014). Cada bajante liberó superficies que fueron colonizadas por álamos sobre el mismo lecho del río. La configuración de una estructura variada de salicáceas exóticas y *S. humboldtiana*, se consolidó en la medida que la frecuencia de disturbios fue atenuada por el ingreso en operaciones de las represas hidroeléctricas. Una recurrencia de disturbios mayor a sie-

te años, promueve nuevas especies (álamos) e incrementa la riqueza específica de plantas leñosas.

La dinámica de un río establecida a partir de pulsos estocásticos de crecidas o de regulación de caudales, promueve cambios en distintos órdenes y escalas. Existen diversas hipótesis que vinculan las invasiones de plantas leñosas a la regulación de inundaciones (Mortenson y Weisberg, 2010; Stokes y Cunningham, 2006; Greet et al., 2013) y a fluctuaciones estocásticas de caudales (Caruso et al., 2013). Todas ellas coinciden en afirmar que el proceso de sucesión vegetal como las invasiones, quedan definidas por las dinámicas que obedecen a las variaciones de caudal con independencia del origen de los cambios. Por otro lado, tanto la regulación como los impactos humanos, definen las trayectorias de la sucesión sobre las planicies de inundación (Gurnell, 2014; Tockner et al., 2003). En todos los casos, las variaciones del régimen hidrológico implican directa o indirectamente una trayectoria sucesional, con una composición de vegetación y de árboles específica (Corenblit et al., 2007).

La sucesión dirigida por distintas especies de salicáceas está relacionada a la adaptabilidad de las especies al régimen fluvial, la doble vía de reproducción sexual y asexual y el rápido crecimiento (Gurnell, 2014; Karrenberg et al., 2002). Los estudios en el río Tagliamento expli-

can que los sauces tienen alta capacidad clonal en relación a los álamos (Moggridge y Gurnell, 2009; Gurnell, 2014; Karrenberg et al., 2002) con propiedades ingenieriles de estructuración de ecosistemas (Francis et al., 2009; Gurnell y Petts, 2006). Esto facilita el asentamiento inicial de ramas de sauces y formación de atascos en topografías sobreelevadas, que estructuran los primeros parches de vegetación arbustiva (Karrenberg et al., 2003b; Gurnell et al., 2000). El desarrollo de dosel facilita a especies de diversos grupos funcionales y consolida superficies en islas y planicies inundables (Francis et al., 2009; Gurnell y Petts, 2006). El mismo proceso facilita el asentamiento de semillas y la reproducción sexual de álamos en etapas posteriores (Moggridge y Gurnell, 2009). En Patagonia, el proceso sigue las etapas de sucesión propias de ríos de donde son originarias las especies invasoras. Pero el régimen hidrológico del Limay, en el contexto árido del tramo medio e inferior, y la presencia de una especie de sauce nativo (*S. humboldtiana*) requiere una explicación más local. La integración de distintos modelos es el resultado de una aproximación a escenarios de sucesión que contempló las variables biológicas e hidrológicas del sistema que estudiamos. Perona et al. (2009) propone modelos ecohidrológicos que analizan la sucesión en el río Maggia (Suiza) desde la perspectiva de complejidad que implican los procesos estocásticos que dirigen la evolución de la vegetación ribereña. En este sentido nuestro modelo, al igual que Perona et al. (2009) y Sebert-Cuvillier (2007) para otro tipo de bosques, buscan una representación de escenarios en los que se pueda vislumbrar las trayectorias sucesionales dirigidas por las especies de Salicáceas más abundantes, relacionadas con el proceso histórico y las dinámicas biomorfo-genéticas establecidas por el régimen hidrológico. En este sentido los parámetros diseñados como β y λ , presentan los atributos propios del sistema abordado y se ajustan a sus dinámicas condicionados por características hidrológicas y biológicas del bosque ribereño del Limay.

Las trayectorias sucesionales obtenidas por nuestro modelo explican la dinámica de cambios esperables en el sistema, sobre la base de la historia ecohidrológica del Limay y su comunidad ribereña. Las trayectorias seguidas por *S. alba* y *P. nigra* para un rango de β bajos (estimado con

$p=0,49$) y densidades iniciales equitativas (0,20), experimentan crecimientos logísticos típicos. Si bien el crecimiento de *P. nigra* en el mismo modelo sobrepasa inicialmente el desarrollo de *S. alba* en las cuatro primeras generaciones, ésta se estabiliza por debajo de los sauces. El modelo sauce – álamo, aquí propuesto no plantea diferencias iniciales entre ambas especies, razón por la cual los álamos dominan rápidamente el sistema. Pero con un rango de β elevado (definido por $p=0,84$) ambas densidades se reducen al punto que con semejante nivel de disturbio, el sistema ribereño declina prácticamente hasta su extinción en 75 años. Para observar un proceso de facilitación de sauces hacia los álamos como indica la literatura (Moggridge y Gurnell, 2009), el modelo con parámetros β fluctuantes y tasas de crecimiento intrínsecos (λ) relativamente altos, presenta oscilaciones a lo largo de varias generaciones.

El modelo teórico sauce – álamo con un rango de β altos y λ relativamente elevados, expresa trayectorias cercanas a las empíricas hasta la tercera generación. Las tasas intrínsecas de crecimiento biológico presentan una divergencia sustancial con las transiciones establecidas con información de campo. El hecho se relaciona a que los árboles jóvenes del sotobosque están sujetos más allá del disturbio hidrológico, a otras condiciones impuestas por el propio parche de vegetación. A nivel del sotobosque operan agentes endógenos como competencia, fototropismo, microclima y depredación. Debido a estas condiciones las transiciones son insuficientes como modelo explicativo de reemplazo, aunque brinda información fundamental para saber cuáles son las especies con mayores posibilidades de reemplazar a los individuos maduros. En este sentido, nuestro parámetro λ opera como un factor de compensación y sobre todo como una unidad de información sobre el potencial adaptativo, funcional a la capacidad de competir (transiciones) y de compensar las pérdidas por ingreso de disturbio. Futuras investigaciones sobre dinámicas a nivel de parches de vegetación ribereña (estados, transiciones, enraizamiento, reproducción) podrán aportar mayor información en cuanto a las variables que definen las probabilidades de establecimiento y crecimiento por especies. En este estudio fueron necesarios parámetros λ más altos para *S. humboldtiana* y *P. deltoides*, para

mantener densidades aproximadas a las empíricas. Mientras que *P. nigra* quedó mejor representada por las transiciones obtenidas de la matriz y tasas de crecimiento muy bajas ($\lambda=1,07$). En este sentido, nuestro modelo aporta información fundamental para establecer un pronóstico orientativo del futuro de ambas especies y el riesgo de extinción local. Constituye una herramienta con implicancias en la gestión de restauración, monitoreo y conservación de la naturaleza.

De acuerdo al modelo de crecimiento de árboles del bosque ribereño del río Azul (densidades iniciales de sauces: $0,20-\lambda=1,1449$; coihue: $0,1-\lambda=3,57$; pitra: $0,1-\lambda=3,57$; maitén: $0,1-\lambda=1,02$; ciprés: $0,1-\lambda=1,1$ ($p=0,60$); los sauces se incrementan al ritmo que descienden las superficies desprovistas de vegetación. *M. boaria* inclusive muestra un incremento de densidad. Si bien las densidades del resto de las especies de árboles decrecen, lo hacen en función de un incremento de las frecuencias absolutas de individuos, pero más baja en relación a sauces. Debido a la estructura comunitaria más compleja de este bosque ribereño, un sistema de funciones de crecimiento de nativas del tipo;

Para poblaciones de coihues pioneros:

$$Pt+1 = Pt \times [1 + r \times (1 - A/f \times N - P/N)]$$

Para pitras y maitenes:

$$At+1 = At \times [1 + s \times (1 - A/f \times N - P/N)]$$

asociadas a la función logística en *S. fragilis* explica en forma más ajustada las relaciones establecidas en los crecimientos. En el espacio de fases de este modelo (Datri et al., 2015) sauces y nativas se compensan en densidades relativamente altas para bosques ribereños (Fig. 10).

Por esta razón una evaluación comunitaria configurada por árboles de madera blanda (sauces) y duras (coihues, cipreses y maitén), es mejor explicada por un ajuste de la función logística de estas últimas al desarrollo de sauces, en superficies inestables. Esta versión tomada de modelos de coevolución entre polinizadores de distintas tallas y plantas, permitió no solo un buen ajuste de los datos teóricos y empíricos, sino también de la dinámica comunitaria regulada por el disturbio (Momo y Ure, 2009; Datri et al., 2015). El patrón de dispersión de especies sobre la planicie de inundación de un río comprende una medida de la escala de los procesos espaciales y temporales. La relación entre la sucesión vegetal

y los disturbios introducidos por el régimen fluvial explican la dinámica de estos procesos. Los cambios morfodinámicos en relación a las interacciones entre el río y su vegetación ribereña (Francis et al., 2009; Corenblit et al., 2007) definen la complejidad y la magnitud de los procesos sobre la planicie inundable. En consecuencia, el abordaje experimental es dificultoso en el mediano y largo plazo, debido a las fluctuaciones a escalas mayores que operan a lo largo del tiempo (Perona et al., 2009). Por esta razón el modelado de los procesos sobre planicies inundables es una herramienta esencial para la comprensión de los procesos morfo-dinámicos y sucesionales y un insumo necesario para vincular la investigación con la gestión de la restauración (Sebert-Cuvillier et al., 2007; Tock-ner et al., 2003).

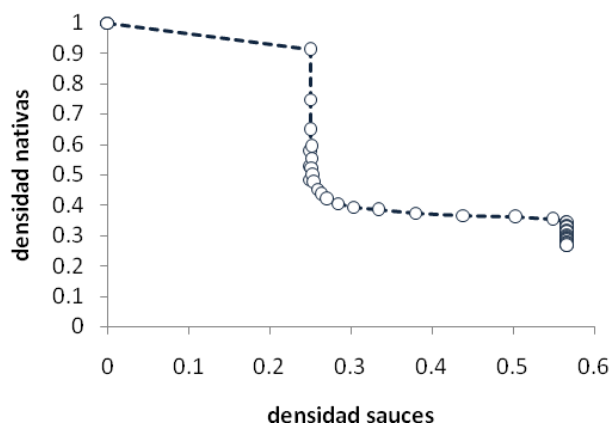


Figura 10. Espacio de fases en el que se produce un atractor (0,57-0,30) donde densidades de sauces y árboles nativos se equilibran en el largo plazo en el río Azul (Datri et al., 2015).

El modelado de procesos de sucesión forestal en base a transiciones de clases etarias de árboles del bosque, permite estimar y monitorear posteriormente tareas de restauración (Horn, 1975). Sin embargo los modelos de Horn (1975) excluyen la historia que transita el árbol maduro y su potencial reemplazante. En nuestro caso el proceso de reemplazo está condicionado por el régimen de disturbios hidrológicos y las posibilidades de anclaje de las raíces (Karrenberg et al., 2003a). También desde la perspectiva de diseño de ecuaciones logísticas de May (1976) y el tratamiento individual de Law et al. (2003) como el propio May considera, es limitado y sus aplicaciones conllevan en el futuro tratamientos más

específicos de los datos ecológicos. Los modelos, entonces, establecen sistemas de referencia que pueden retrolimentarse con la experiencia de restauración y la experimentación (Peng et al., 2010; Perona et al., 2009). La posibilidad de formar escenarios de sucesión es el camino seguido en este trabajo, por lo que promovemos el análisis de los caminos divergentes de procesos y la formulación de distintas opciones de manejo.

CONCLUSIONES

El bosque ribereño opera como sensor de los cambios a nivel de la cuenca. Las probabilidades de cambio en las trayectorias sucesionales del bosque ribereño quedan condicionadas por la fluctuación y principalmente por la atenuación de los disturbios producidos por la regulación de caudales. Pero si sincrónicamente se producen cambios en la vegetación a escala del valle que introducen nuevas especies exóticas, los cambios de trayectorias introducen caos en el sistema. El hecho conlleva a un reordenamiento de las relaciones interespecíficas que en principio son equilibradas por el disturbio hidrológico, pero de acuerdo a la capacidad de la especie invasora, reestructuran también todo el sistema.

Los modelos basados en funciones matemáticas no lineales demostraron ser viables como recurso de análisis y predicción de la dinámica del paisaje ribereño. La información nos permite inferir que la persistencia de bosques nativos ribereños depende más del régimen de disturbios que de la invasión de distintas especies de salicáceas. Las habilidades bioingenieriles de *Salix* sp., han facilitado la dispersión de *N. dombeyi*, *M. boaria* y *A. chilensis* y mantienen sus densidades en el tiempo por estabilización de riberas del río Azul. En el Limay *S. humboldtiana* queda comprendido en el mismo proceso en el que *P. nigra* compite con éxito favorecido por la regulación de pulsos hidrológicos. En estos últimos casos la dinámica del bosque de salicáceas exóticas, queda regulado en el rango de fluctuaciones de pulsos estocásticos de baja frecuencia y gran magnitud y caudales atenuados más regulares.

AGRADECIMIENTOS

Al ingeniero Mariano Amadío de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Comahue, por la revisión del modelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ballesteros, J.A., J.M. Bodoque, A. Díez-Herrero, M. Sanchez-Silva, M. Stoffel. 2011. Calibration of floodplain roughness and estimation of flood discharge based on tree-ring evidence and hydraulic modeling. *Journal of Hydrology* 403: 103–115.
- Budde, K.B., L.A. Gallo, P. Marchelli, E. Mosner, S. Liepelt, B. Ziegenhagen, I. Leyer. 2011. Wide spread invasion without sexual reproduction? A case study on European willows in Patagonia, Argentina. *Biological Invasions*. 13:45–54.
- Caruso, B., L. Edmondson, C. Pithie. 2013. Braided river flow and invasive vegetation dynamics in the Southern Alps, New Zealand. *Environmental Management*. 52:1–18.
- Casco, S., M. Neiff, J. Neiff. 2005. Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. Utilidad del software PULSO. *INSUGEO, Miscelánea* 14:105-120.
- Corenblit, D., E. Tabacchi, J. Steiger, A. Gurnell. 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews* 84: 56–86.
- Datri, L.A., R. Maddio, A.M. Faggi, L.A. Gallo. 2013. Bosques ribereños y su relación con regímenes hidrológicos en el norte patagónico. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 4(2):245-259.
- Datri, L.A., A.M. Faggi, L.A. Gallo. 2015. Modelo de invasión no lineal y funciones bioingenieras de sauce fragilis en Patagonia (Argentina). *European Scientific Journals* 1:265-272.
- Francis, R., D. Corenblit, P. Edwards. 2009. Perspectives on biogeomorphology, ecosystem engineering and self-organisation in island-braided fluvial ecosystems. *Aquatic Sciences* 71:290–304.
- Greet, J., R. Cousens, J. Webb. 2013. More exotic and fewer native plant species: riverine vegetation patterns associated with altered seasonal flow patterns. *River Research and Applications*. 29:686–706.
- Gurnell, A. 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surface Processes and Landforms*. 39:4–25.
- Gurnell, A., G. Petts. 2006. Trees as riparian engineers: The Tagliamento River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 31:1558–1574.
- Gurnell, A., G. Petts, D. Hannah, B. Smith, P. Edwards, J. Kollmann, J. Ward, K. Tockner. 2000. Wood storage within the active zone of a

- large European gravel-bed river. *Geomorphology* 34:55–72.
- Horn, H. 1975. Forest succession. *Scientific American*. 232:90-98.
- Karrenberg, S., P.J. Edwards, J. Kollmann. 2002. The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47:733–748.
- Karrenberg, S., S. Blaser, J. Kollmann, T. Speck, P. Edwards. 2003a. Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment. *Functional Ecology* 17:170–177.
- Karrenberg, S., J. Kollmann, P.J. Edwards, A.M. Gurnell, G.E. Petts. 2003b. Patterns in woody vegetation along the active zone of a near - natural Alpine river. *Basic Applied Ecology* 4:157–166.
- Law, R., D. Murrell, U. Dieckmann. 2003. Population growth in space and time: spatial logistic equations. *Ecology* 84(1):252–262.
- May, R. 1976. Modelos matemáticos simples con dinámicas complicadas. Cambridge CB2 IST; Departamento de Biología, Universidad de Princeton, Princeton
- Moggridge, H.L., A.M. Gurnell. 2009. Controls on the sexual and asexual regeneration of Salicaceae along a highly dynamic, braided river system. *Aquatic Sciences* 71:305–317.
- Momo F., J. Ure. 2009. Stability and fluctuation in a three species system: a plant with two very different pollinators. *Applied Ecology and Environmental Research* 7(4):287-296.
- Mortenson, S., P. Weisberg. 2010. Does river regulation increase the dominance of invasive woody species in riparian landscapes? *Global Ecology and Biogeography*. 19:562–574.
- Pasquale, N., P. Perona, R. Francis, P. Burlando. 2014. Above-ground and below-ground *Salix* dynamics in response to river processes. *Hydrological Processes* 28:5189-5203.
- Perona, P., C. Camporeale, E. Perucca, M. Savina, P. Molnar, P. Burlando, L. Ridolfi. 2009. Modelling river and riparian vegetation interactions and related importance for sustainable ecosystem management. *Aquatic Science* 71:266–278.
- Sebert-Cuvillier, E., F. Paccautb, O. Chabrierie, P. Endelsa, O. Goubetb, G. Decocqa. 2007. Local population dynamics of an invasive tree species with a complex life-history cycle: A stochastic matrix model. *Ecological Modelling* 201:127–143.
- Peng, S.L., Y.P. Hou, B.M. Chen. 2010. Establishment of Markov successional model and its application for forest restoration reference in Southern China. *Ecological Modelling* 221:1317–1324
- Solé, R., J. Bascompte. 2006. Self-Organization in Complex Ecosystems. Princeton University Press 1:1-15.
- Stokes, K., S. Cunningham. 2006. Predictors of recruitment for willows invading riparian environments in south-east Australia: implications for weed management. *Journal of Applied Ecology*. 43:909–921.
- Tabacchi, E., A.M. Planty-Tabacchi, J. Salinas, H. Decamps. 1996. Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research & Management*. 12:367-390.
- Thomas, L., I. Leyer. 2014. Age structure, growth performance and composition of native and invasive Salicaceae in Patagonia. *Plant Ecology* 215(9):1047-1056.
- Thomas, L., L. Tölle, B. Ziegenhagen, I. Leyer. 2012. Are vegetative reproduction capacities the cause of widespread invasion of Eurasian Salicaceae in Patagonian river landscapes? *PLoS ONE* 7(12): e50652.
- Thomas, L., E. Mosner, I. Leyer. 2015. River dynamics and invasion: distribution patterns of native and invasive woody vegetation at the Río Negro, Argentina. *Riparian Ecology and Conservation* 2(1):45-57.
- Tockner, K., J.V. Ward, D.B. Arscott, P.J. Edwards, J. Kollmann, A.M. Gurnell, G.E. Petts, B. Maiolini. 2003. The Tagliamento river: a model ecosystem of European importance. *Aquatic Sciences* 65:239–253.

Reconhecimento quantitativo da paisagem que envolve o parque nacional da Lagoa do Peixe, RS – Brasil.

A. M. Belarmino Mizael*, W. Oliveira da Silveira, e M. Dutra da Silva

Universidade Federal do Rio Grande (FURG); Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro (PPGC); Laboratório de Ecologia da Paisagem Costeira (LEPCost) - Av. Itália, Km 8, Rio Grande, RS, Brasil.

* Autor correspondente: anamariabelarmino@yahoo.com.br

RESUMO

O presente trabalho visa analisar o contexto espacial do entorno da unidade de conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe pela perspectiva da Ecologia de Paisagem. Devido à restrição de usos da unidade, o local torna-se palco de conflitos entre a população e órgão gestor do parque. Para revelar o cenário de forma quantitativa que envolve o parque utilizou-se uma base de dados de uso e cobertura do solo, no qual realizou um buffer de 5 km a partir do limite da unidade. Na área de abrangência do buffer aplicou-se a ferramenta Spatial Analyst do plugin Patch Analyst para extrair as métricas de paisagem. As métricas utilizadas foram número de manchas, área da classe, densidade de borda e índice médio de forma. Os resultados revelaram que as classes antrópico rural e cultivos florestais estão dominando a paisagem do entorno, comprometendo na perda da qualidade ambiental do parque, enquanto que as classes referentes às áreas naturais encontram-se em menor quantidade, e isto deveria ser o contrário. Os resultados obtidos tornam-se importantes elementos para subsidiar ações necessárias para serem aplicadas na conservação e preservação das amostras da biodiversidade da paisagem costeira do Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: unidade de conservação; análise espacial; ecologia da paisagem.

ABSTRACT

This study aims to analyze the spatial context surrounding the Lagoa do Peixe National Park, conservation unit, from the Landscape Ecology perspective. Due to constraint uses in the conservation unit, it has become a site for conflicts between the population and park managers. In order to recognize the current scenario, the Patch Analyst plugin Spatial Analyst extracted the landscape metrics from a 5 km buffer applied to a land use/land cover database starting from the unit limit. The metrics used were number of patches, class area, edge density and average index form. The results revealed that rural anthropic classes and forest crops are dominating the surrounding landscape, which compromises the loss of environmental quality in the park, while natural patches are found in smaller quantities, when it should be otherwise. The results offer important elements to support actions necessary to conserve and preserve biodiversity samples of the Rio Grande do Sul coastal landscape.

Keywords: Conservation Unit; Landscape Ecology; Spatial Analysis.

INTRODUÇÃO

A criação de áreas protegidas é uma importante estratégia de controle do território, pois, estabelece limites e dinâmicas de uso e ocupação específicos. De acordo com a International Union for Conservation of Nature (IUCN), as áreas protegidas são definidas como “uma área terrestre e/ou marinha especialmente dedicada à proteção e manutenção da diversidade biológica e dos recursos naturais e culturais associados, manejados por meio de instrumentos legais ou outros instrumentos efetivos” (IUCN, 1994). No Brasil, com a criação da lei 9.685/2000 que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabeleceu um sistema único que

definiu critérios mais objetivos para a criação e gestão de algumas tipologias e categorias de áreas protegidas, que antes se encontravam dispersas em diferentes instrumentos legais (Medeiros, 2006).

A categoria de parque integra a tipologia de unidade de proteção integral, onde os usos do meio estão totalmente restringidos a exploração ou o aproveitamento dos recursos naturais, admitindo-se, apenas, o aproveitamento indireto dos seus benefícios. Desta forma, a implantação de áreas protegidas, principalmente a categoria de parque nacional é, desde sua criação, um constante desafio a todos os envolvidos no processo de gestão e proteção dos recursos

naturais, tendo em vista os inúmeros conflitos gerados e vivenciados entre gestores e populações residentes no seu interior e entorno (Diegues, 2008).

O SNUC também tipifica que as unidades de conservação devem dispor de um plano de manejo. Este deve abranger na área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos (Brasil, 2000). Assim, o plano de manejo possibilita que o gestor da unidade esteja apoiado em um instrumento de planejamento.

As zonas de amortecimento, que também são denominadas zonas de transição (transitional zones) ou zonas tampão (buffer zones) devem funcionar como filtros, impedindo que atividades antrópicas externas coloquem em risco os ecossistemas naturais dentro das áreas protegidas. Todavia, a integridade dessas áreas e a sua efetividade em cumprir as funções delas esperadas têm sido colocadas em risco pelas atividades econômicas e pelo uso inadequado dos recursos naturais. A transformação antrópica da paisagem resulta na fragmentação e esta é uma das principais ameaças imposta pelo homem à biodiversidade.

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP) foi criado por meio do decreto nº 93.546/1986, com objetivo particular, dentre outros, de proteger amostra das espécies de aves migratórias que dela dependem para seu ciclo vital (Brasil, 1986). Por sua fundamental importância no ciclo de vida planetária, a partir de 1991 o parque passou a fazer parte da Rede Hemisférica das Aves Limnícolas, em 1992 da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (título concedido pela UNESCO) e no ano de 1993 passou a compor o Tratado de Ramsar (Knak, 1999).

Após a criação do SNUC uma série de conflitos foi desencadeada em virtude da restrição dos usos antrópicos da área delimitada para o parque e seu entorno. Atividades econômicas como silvicultura das espécies de *Pinus* sp., pesca do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) na

Lagoa do Peixe, pecuária e agricultura da cebola e do arroz foram cessadas ou passaram a ser executado de forma irregular, o que refletiu na economia local, pois, a base produtiva dos municípios, onde se insere o parque, é exclusivamente sustentado pela produção do setor primário (Knak, 1999).

Diante disto, a criação de unidades de conservação nem sempre é determinada por critérios técnicos e/ou socioambientais, comprometendo, assim, sua efetividade na proteção da biodiversidade local.

Com base na teoria da ecologia de paisagem, este trabalho busca encontrar subsídios na tomada de decisão que envolve a unidade, a partir de critérios técnicos que levem em consideração os parâmetros ambientais. A ecologia de paisagem, numa abordagem "geográfica", vem sendo considerada uma ecologia espacial, interessada em analisar a influência do arranjo espacial de suas unidades com o contexto social em que essas áreas estão inseridas (Metzger, 2001). A descrição quantitativa da heterogeneidade espacial é um pré-requisito nos estudos da ecologia de paisagem, que têm desenvolvido métricas ou índices específicos para compreender e elucidar as relações entre o padrão espacial e os processos ecológicos (Leitão e Ahern, 2002; Turner, 2005). Visto isto, as métricas de paisagem são medidas para quantificar os padrões espaciais da paisagem que, quando analisados em função de seu significado ecológico, podem traduzir informações úteis ao planejamento, à conservação e à preservação de áreas naturais (Giordano, 2004).

O presente trabalho consiste em compreender a distribuição espacial das atividades econômicas executadas na zona do entorno da área delimitada do parque, por meio das métricas de paisagem, para que passe a ser alvo de reordenação territorial caso se deseje intervir mediante adoção de políticas de planejamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo: o PNLP compreende uma área de 36.721,71 hectares (ICMBIO, 2016) inseridos no contexto da paisagem costeira do Rio Grande do Sul.

O PNLP apesar de dispor de um plano de manejo, não apresenta zona de amortecimento estabelecida. O plano de manejo baseou-se na

normativa que estipulava raio de 10 km como zona de amortecimento, apenas, para fins de licenciamento ambiental (CONAMA, 1990). Atualmente, a norma estabelece limite de 3 km (CONAMA, 2010). Desta forma, o presente trabalho estabelece como área de estudo o espaço que compreende o intervalo entre o limite do parque e a borda externa de um buffer de 5 km (Fig. 1).

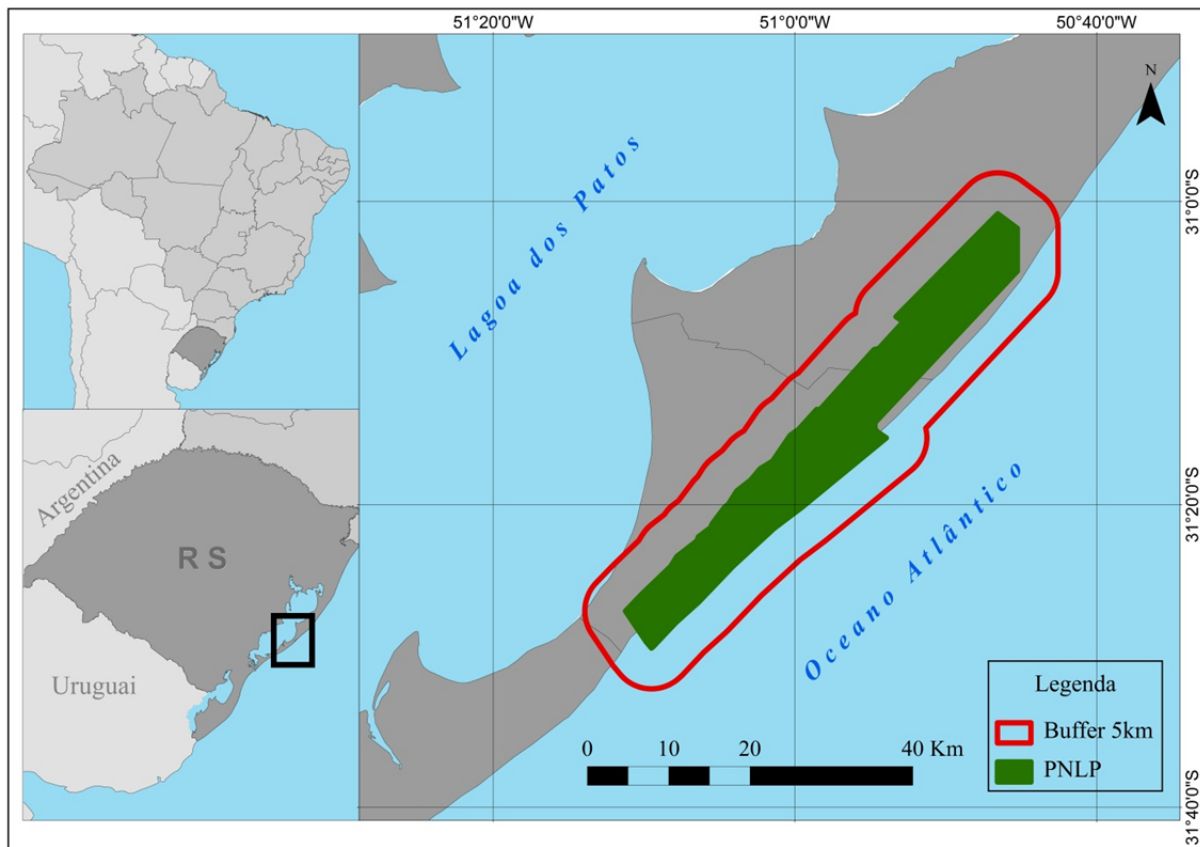


Figura 1. Área de estudo (PNLP- Parque Nacional da Lagoa do Peixe).

Base cartográfica: utilizou-se a base de dados de uso e cobertura do solo, confeccionada por Lima (2014) a partir de imagens Landsat 5 sensor TM, do ano de 2011. As imagens possuem 30 metros de resolução espacial disponíveis em 7 bandas espectrais. O autor (*op. cit.*) classificou as imagens de satélite no software Idrisi 17.0 versão Selva para obtenção do mapa temático de uso e cobertura do solo da paisagem costeira do Rio

Grande do Sul. A definição das classes presentes no mapa temático encontra-se no Tabela 1.

Extração das métricas de paisagem: na região selecionada da área de estudo foi aplicado o buffer de 5 km, a partir do limite do PNLP, para que possam ser calculadas as métricas de paisagem. O mapa temático gerado, composto por 10 classes de paisagem foi recortado com base na região da área de estudo (Fig. 2).

Tabela 1. Classes de uso e cobertura do solo e suas definições.

ID	Nome	Constituição	Caráter
1	Antrópico Rural	Pequenas e grandes propriedades de terra com qualquer tipo de atividade rural.	Antrópico
2	Antrópico Urbano	Cidades, vilarejos e demais ocupações urbanas.	Antrópico
3	Areias e Dunas	Dunas móveis e fixas sem vegetação, áreas expressivas de areia, como em deltas, meandros de rios e paleodunas expostas.	Natural
4	Campos Remanescentes	Campos naturais, com pouca ou sem presença de atividade pecuária.	Natural
5	Recursos Hídricos	Todos os tipos de corpos d'água: rios, córregos, lagos, lagoas, canais de irrigação, etc.	Natural
6	Cultivos Florestais	Plantações de Eucaliptos, Acácias, Pinus ou qualquer outro cultivo florestal identificado.	Antrópico
7	Dunas Vegetadas	Dunas fixadas por vegetação natural gramínea ou arbórea.	Natural
8	Estradas	Rodovias federais, estaduais e municipais, pavimentadas ou não.	Antrópico
9	Matas Nativas	Matas ripárias, de restinga e remanescentes florestais de mata atlântica.	Natural
10	Áreas Úmidas	Banhados, marismas, campos úmidos e encharcados.	Natural

Fonte: Lima (2014).

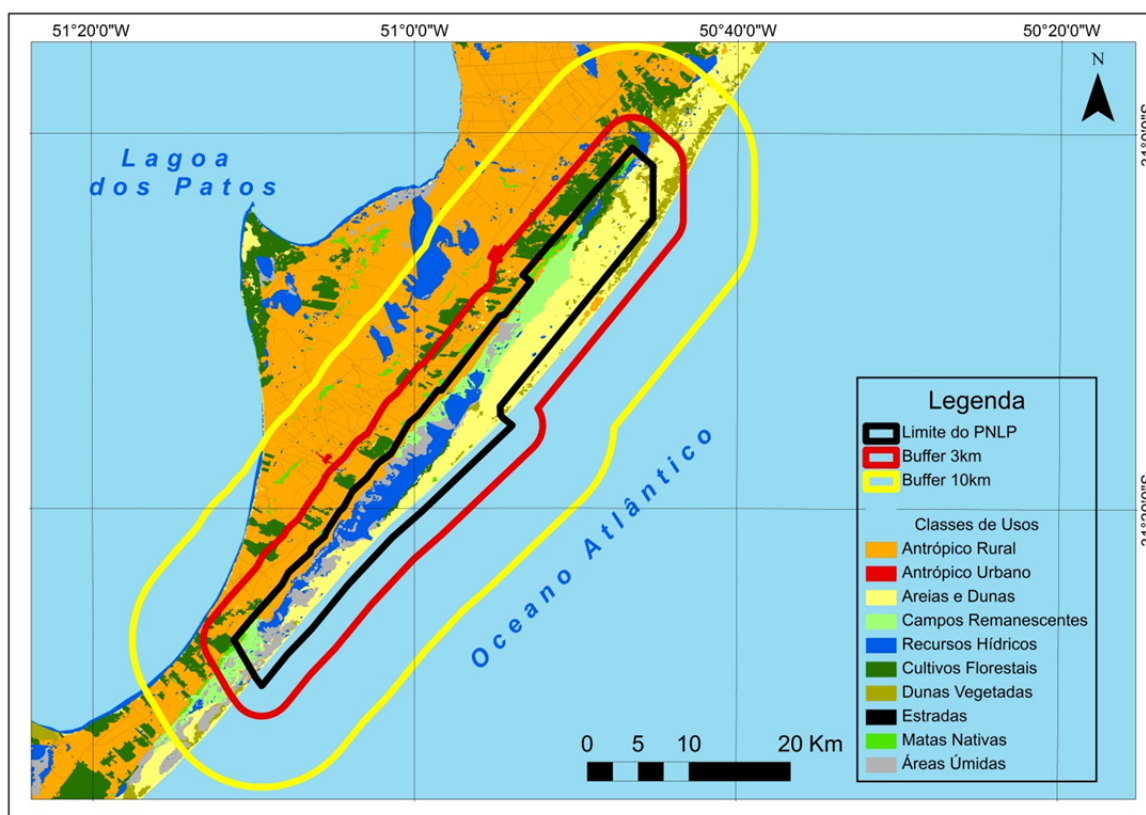


Figura 2. Mapa de uso e cobertura do solo do buffer de 5 Km (PNLP- Parque Nacional da Lagoa do Peixe).

As métricas de ecologia da paisagem foram calculadas no software Arcgis 10.1, utilizando a ferramenta Spatial Statistic do plugin Patch Analyst (Elkie et al., 1999). Os tipos de análise métrica realizadas foram: número, área, borda e

forma. Para cada análise foram utilizadas métricas específicas que se encontram conforme Tabela 2. As análises foram realizadas no plano de classe, que expressam valores referentes a cada classe que compõe a paisagem.

Tabela 2. Métricas de ecologia da paisagem utilizadas nas análises.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação
Número	NumP	Número de mancha	Adimensional	Número total de manchas na paisagem/classe.
Área	CA	Área da classe	Hectare (ha)	Somatório das áreas de todas as manchas ou de fragmentos florestais presentes na área.
Borda	ED	Densidade de bordas	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem.
Forma	MSI	Índice médio de forma	Adimensional	É igual a um quando todas as manchas forem circulares e aumenta com a crescente irregularidade da forma da mancha.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados descrevem a composição estrutural na forma quantitativa das classes que constituem a paisagem que envolve o PNLP (Tabela 3). A classe antrópico rural, constituída por qualquer tipo de atividade rural em pequenas e grandes propriedades de terra, revelou ser o elemento matriz da paisagem, pois, corresponde a 55,31% da área total do buffer. As classes de caráter natural (areias e dunas, campos remanescentes, recursos hídricos, dunas vegetadas, matas nativas e áreas úmidas), apesar de possuírem em conjunto um maior número de manchas, ocupam área reduzida na paisagem, que corresponde a 25,10%. A classe cultivos florestais caracteriza-se pelo plantio das espécies exóticas de *Pinus* sp., que são utilizadas para obtenção de madeira e extração da resina. O resultado das métricas de área revelou que a classe ocupa 18,45% da paisagem do entorno ao parque.

Na análise de borda, a métrica densidade de borda (ED) representa a quantidade de bordas relativa à área da classe. O valor elevado da ED representa um fator positivo para elementos naturais da paisagem, revelando riqueza estrutural e diversidade de hábitats do

ecossistema. Entretanto, em elementos não naturais, a intensidade de bordas acarreta na fragmentação ou retalhamento do ambiente. Para Valente e Vettorazzi (2002), a borda é a região do fragmento sob maior influência da matriz e, por consequência, das ações antrópicas que contribuem para o processo de fragmentação.

A análise de borda apontou os maiores valores para a classe antrópico rural, cultivos florestais e estradas, o que compromete bastante a paisagem em virtude da fragmentação dos ambientes naturais. Dentre os elementos naturais, a classe areias e dunas e recursos hídricos apresentaram os maiores valores de extensão de borda, o que indica ambientes de maior diversidade de hábitats no entorno do PNLP. Por outro lado, a classe campos remanescentes e áreas úmidas apresentaram os menores valores, caracterizando ambientes de baixa riqueza estrutural, o que torna válido um direcionamento nas ações de planejamento e manejo desses ecossistemas.

O índice de forma (MSI) indica o quanto o fragmento está vulnerável a influência externa, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda (Lima, 2010). De acordo com Pirovani (2010), o MSI tem como objetivo comparar a

razão perímetro/área com a forma padrão, indicando a regularidade da forma. Desta maneira, o índice de forma é igual a 1 (um) quando todas as manchas ou fragmentos forem circulares e aumenta com irregularidade de forma de mancha crescente. De acordo com Valente (2001), fragmentos com forma irregular estão mais susceptíveis a apresentar maior efeito de borda, principalmente aqueles de menor área, em função da sua maior interação com a matriz. Com o aumento do efeito de borda tem-se, proporcionalmente, a diminuição da área nuclear desses fragmentos, o que em curto, médio ou longo espaço de tempo irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas.

Por tudo isto, o índice só tem significado específico, quando associa seu valor com

determinados processos ecológicos. Desta forma, dentre as classes de caráter natural, as classes areias e dunas, áreas úmidas matas nativas e dunas vegetadas apresentaram os valores mais próximos ao numeral 1 (um), revelando manchas com maior probabilidade de abrigar habitats viáveis manutenção das espécies. Por outro lado, as classes campos remanescentes e recursos hídricos apresentaram valores elevados, significando manchas estreitas, que funcionam como pontes ou barreiras. É válido salientar que a classe recursos hídricos está relacionado com canais de irrigação para as lavouras de arroz, em virtude da forma retangular que são os canais de drenagens.

Tabela 3. Resultado do cálculo das análises métricas geradas por meio do Patch Analyst.

Classe de Uso e Cobertura do Solo	NumP	CA (m²)	ED (m/m²)	MSI
Antrópico Rural	277	244615045,29	0,0025	1,58
Antrópico Urbano	2	3196593,52	0,0000	1,73
Areias e Dunas	129	46905782,99	0,0007	1,44
Campos Remanescentes	1	8708636,13	0,0001	5,49
Recursos hídricos	188	17281098,13	0,0006	3,31
Cultivos Florestais	130	81616532,02	0,0010	1,60
Dunas Vegetadas	36	20905923,50	0,0004	1,69
Estradas	14	1796034,74	0,0008	11,21
Matas Nativas	64	11788456,73	0,0003	1,57
Áreas Úmidas	37	5427993,79	0,0002	1,46

NumP- Número de Manchas, CA- Área da Classe, ED- Densidade de Borda e MSI- Índice Médio de Forma.

O ambiente antropizado domina a paisagem do entorno imediato ao parque, sendo a classe antrópico rural associados com a classe cultivos florestais reproduzem a maior coleção em área ocupada. No entanto, as classes naturais estão limitadas a uma coleção menor, logo, abrangendo uma área reduzida da paisagem, o que significa perda da qualidade ambiental e riscos à integridade da mancha de conservação, definida pela unidade.

O PNLP, uma vez cercada por usos extensos, estes, quando não controlados, reproduzem

intensos efeitos sobre a borda da reserva, o que afeta sua integridade interior.

CONCLUSÕES

A análise da paisagem, por meio de métricas espaciais, permite quantificar os ambientes que envolvem o PNLP e colocar em evidência as atividades que atualmente estão colocando em risco a sua função efetiva, de proteger os ambientes, os remanescentes da paisagem e a biodiversidade local.

As atividades econômicas que cercam a unidade, como pecuária e agricultura, além dos cultivos

florestais, são dominantes na paisagem, o que está comprometendo a qualidade ambiental do parque. O cenário revelado fornece informações para que o gestor do PNLPA adote medidas para mudanças nas políticas de negociação e aproximação da comunidade, visando melhorar as condições ambientais do entorno para que os impactos não avancem ao interior do parque.

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Oceanografia da FURG e o apoio financeiro do Programa de Pós-graduação em Gerenciamento Costeiro – PPGC.

BIBLIOGRAFIA

- Brasil. 1986. Decreto nº 93.546, que cria o parque nacional da Lagoa do Peixe. URL: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1986/dec_93546_1986_parquenacional lagoapeixe_rs.pdf. (02 fevereiro 2015)
- Brasil. 2000. Lei nº 9985, que institui o sistema nacional de unidades de conservação da natureza. URL: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322> (01 março 2015)
- CONAMA. 1990. Resolução nº 13, que considera a necessidade de estabelecer, com urgência, normas referentes ao entorno das unidades de conservação visando à proteção dos ecossistemas ali existentes. URL: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res1390.html> (05 maio 2016)
- CONAMA. 2010. Resolução nº 428, que dispõe no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da unidade de conservação, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências. URL: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=641> (05 mai 2016)
- Diegues, A.C.S. 2008. O mito moderno da natureza intocada. Hucitec, São Paulo, Brasil.
- Elkie, P., R. Rempel, A. Carr. 1999. Patch analyst user's manual. Ontario Ministry of Natural Resources Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Giordano, L.C. 2004. Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (greenways) ao longo de cursos fluviais. Universidade Federal de São Carlos, Rio Claro.
- ICMBIO. 2016. Parna da Lagoa do Peixe. URL: <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdunidadesdeco/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2259>.
- Knak, R.B. 1999.. Plano de manejo do parque nacional da Lagoa do Peixe: fase 2. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- Leitão, A.B., J. Ahern. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* (59):65-93.
- Lima, R.N.S. 2010. Técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicadas no mapeamento e análise de fragmentos florestais no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. Curso de Especialização – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- Lima, L.T.A. 2014. paisagem costeira do Rio Grande do Sul: leitura e interpretação das propriedades fisionômicas do espaço como estratégia de planejamento e gestão do território. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- Medeiros, R. 2006. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. *Ambiente & Sociedade* 9(1):41-64.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1(1/2):1-9.
- Pirovani, D.B. 2010. Fragmentação florestal, dinâmica e ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES. Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro.
- Turner, M.G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolutional and Systematics* 36:319-344.
- UICN. 1994. Guidelines protected Area Management Categories. Gland, Switzerland and Cambridge: UICN.
- Valente, R.O.A. 2001. Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Valente, R.O.A., C.A. Vettorazzi. 2002. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. *Scientia Florestalis* 62:114-119.

La metodología ambiental de superposición de mapas de Mc Harg en el diseño urbano

D. Rodríguez Laredo

Facultad de Arquitectura, Artes, Diseño y Urbanismo – Universidad Mayor de San Andrés (FAADU – UMSA) – La Paz, Bolivia
Autor de correspondencia: flacaday@hotmail.com

RESUMEN

Esta investigación se basa en la aplicación de la metodología ambiental Superposición de Mapas de Ian Mc Harg, en la materia de Taller de Proyectos de 4to año. Este método analiza distintos componentes del paisaje para elegir la localización ambientalmente más adecuada, para la implementación del proyecto urbano, causando el menor impacto ambiental posible. El objetivo fue adecuar esta metodología, en la etapa de análisis y elección del sitio para la implementación del proyecto "Modelo de turismo sustentable en Luribay (La Paz, Bolivia)", a fin de que los estudiantes desarrollen una visión urbana ambiental, en el marco de la Ecología de Paisajes. Los pasos metodológicos fueron: elaboración de la línea base, verificación de datos (viaje), elaboración de mapas y evaluación. Los resultados fueron ocho mapas temáticos transparentes, de: unidades de paisaje, atractivos naturales y culturales, topografía y factores climáticos, geoformas, cobertura vegetal, visuales, facilidades, accesibilidad, hidrología, áreas vulnerables y riesgos. Se elaboró una lámina y maqueta de conclusiones. Esta metodología es muy práctica y genera en el estudiante una concepción más integral en el diseño urbano.

Palabras clave: Superposición de mapas, Metodología Mc Harg, Urbanismo.

ABSTRACT

This research is based on the application of environmental methodology Overlay Maps Ian Mc Harg, in the field of Project study 4th year. This method analyzes various components of the landscape to choose the environmentally most appropriate location for the implementation of the urban project without causing environmental impact. The objective was to adapt this methodology at the stage of analysis and site selection for the implementation of sustainable tourism project model in Luribay (La Paz, Bolivia), so that students develop an urban environmental perspective, in the context of landscape ecology. The methodological steps were: development of the baseline data verification (travel), mapping and evaluation. The results were clear eight thematic maps of: units of landscape, natural and cultural attractions, topography and climatic factors, landforms, vegetation cover, visual, facilities, accessibility, hydrology, vulnerable areas and risks. A film was produced and model conclusions. This methodology is useful and generates in the student in urban design.

Keywords: Overlay Maps, Methodology Mc Harg, Urbanism.

INTRODUCCIÓN

La presente investigación se basa en la aplicación de la metodología ambiental "Superposición de mapas" de Ian Mc Harg, que fue precursor de la planificación ecológica, autor del importante y clásico libro "Proyectar con la naturaleza". Este método ha sido un referente en la década de los 60, se utiliza en la elección del emplazamiento ambientalmente más adecuado para la implementación de un proyecto urbano o arquitectónico, con el menor impacto ambiental posible.

La metodología parte de la descomposición del paisaje en distintas variables que luego son valoradas según su grado de afectación o la presencia de restricciones ambientales. Los mapas temáticos resultantes son superpuestos en distintas combinaciones para identificar y evaluar la aptitud para los diferentes usos del suelo, la compatibilidad de las acciones del proyecto y su

factibilidad (Misle, 1986). El objetivo fue adecuar esta metodología en la etapa de análisis y elección del sitio para la implementación del proyecto "Modelo de turismo sustentable" en el taller de proyectos de 4to año, a fin de que los estudiantes desarrollen una visión urbana ambiental e integral, en el marco de la Ecología de Paisajes.

Actualmente el método de superposición de mapas cobra vigencia, porque es muy práctico para realizar prospecciones especialmente en el área rural, ya que la carpeta de los mapas es muy manejable y no existe ningún problema si se cae o se moja. Además, la representación de todos los mapas se realizó de manera manual en transparencias y con marcadores permanentes, para que los estudiantes puedan desarrollar sus habilidades manuales en una época donde predomina el uso de la tecnología. El área de

estudio fue Luribay, ubicada en la primera sección de la provincia Loayza del departamento de La Paz, Bolivia. Se encuentra a 2569 m.s.n.m, y es un valle muy productivo, capital del durazno, de la uva, el vino y el singani (bebida alcohólica de uva moscatel). Cuenta además con un gran patrimonio natural y arquitectónico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Elaboración de la línea base: Se realizó una lectura de la imagen satelital del Google Earth de Luribay, en el Centro de computación de la facultad de Arquitectura, para familiarizar al estudiante con el área de estudio. En la imagen satelital se identificaron y marcaron, en primera instancia los límites naturales o barreras naturales (como quebradas, cerros, ríos, montañas, cañadones, etc.) con líneas y/o texturas de diferentes colores. Estas operaciones se realizaron con los programas Paint, Power point, etc.

Posteriormente se identificaron las características homogéneas en el entramado rural-urbano y natural, para definir Unidades de paisaje. Gallopín (1986) indica que las áreas homogéneas se definen considerando y enfatizando la homogeneidad con respecto a un cierto conjunto de propiedades, entre lugares o elementos espaciales propios, por ejemplo núcleo poblado, áreas de cultivo, áreas boscosas, áreas arbustivas, etc., las cuales van a permitir establecer las diferentes Unidades de paisaje. En la imagen satelital se delimitaron las unidades de paisaje, reconociendo sus rasgos dominantes, y las dinámicas que han afectado o afectan su transformación. Estas unidades de paisaje son ámbitos del territorio que tienen un carácter parecido, partiendo del estudio de los elementos naturales (abióticos y bióticos) y culturales (provocados por la intervención humana) que configuran el paisaje. Entendiendo al paisaje como el contexto en el cual transcurre la vida de nuestras sociedades y que es el resultado de fuerzas naturales, de fuerzas sociales y de las interacciones entre ambas (Mautteucci, 2010).

Se conformaron grupos de 4 universitarios para realizar los mapas temáticos, previos al viaje de estudio. El tema de los mapas fue definido por la temática del taller Turismo sustentable, estos se elaboraron en el centro de computación y fueron:

mapa de unidades de paisaje, mapa de hidrología, mapa de cobertura vegetal y de mapa de geoformas.

Este trabajo previo con la foto aérea que realizaron los grupos, sirvió para establecer un diálogo e intercambio de sus percepciones, lo que les motivó a investigar más sobre Luribay antes del viaje y de esta manera tener un acercamiento al área de estudio, que ninguno conocía.

Trabajo de campo, viaje al área de estudio: En Luribay se realizaron caminatas perimetrales por la ribera del río (límite natural), y por el borde del cerro (otro límite natural). Cada grupo de universitarios tenía su carpeta de mapas que iba actualizando y también elaborando los mapas, que no pudieron realizarse en el Centro de computación, porque se necesitaba de vivencia e interacción con el área de estudio. Estos mapas se realizaron en transparencias y con marcadores permanentes.

Sistematización de datos y elaboración de mapas en el taller: Al retorno a la ciudad de La Paz, se realizó el trabajo en el taller, sistematizando toda la información recabada. Se definieron símbolos, colores, líneas y texturas para la elaboración de los diferentes mapas temáticos.

Evaluación, mediante la superposición de mapas: Una vez realizados todos los mapas temáticos se procedió a la evaluación mediante la superposición de los mapas, identificando las potencialidades que se constituyen en los elementos singulares y representativos del lugar (Rodríguez Laredo, 2002). Los elementos estructurantes fueron elementos naturales y/o culturales que configuran y estructuran el paisaje y no se pueden modificar (Rodríguez Laredo, 2002).

La evaluación de los mapas se realizó en función del mapa rector de los atractivos naturales y culturales (por el tema del taller).

Elaboración de la lámina síntesis: En el taller se elaboró la lámina síntesis, basada en las tres variables que amerita un proyecto turístico que son: los atractivos naturales y culturales, las facilidades y la accesibilidad.

Elaboración de la maqueta de síntesis: Se materializó en formato tridimensional, en una maqueta (Fig. 1), en la que se marcaron los atractivos naturales y culturales, las vías vehiculares importantes, los ríos, las visuales más importantes, los elementos estructurantes y los

elementos cualificantes, así como también áreas de riesgo y áreas vulnerables.



Figura 1. Maqueta síntesis

RESULTADOS

Se obtuvieron 8 mapas temáticos que son los siguientes:

1. Unidades de paisaje
2. Atractivos naturales - Atractivos culturales
3. Topografía y factores climáticos
4. Geoformas
5. Hidrología
6. Cobertura vegetal
7. Condiciones perceptuales y facilidades
8. Áreas vulnerables, riesgos

Mapa de Unidades paisajísticas: Las unidades de paisaje que se identificaron en Luribay fueron (Fig. 2): núcleo poblado, vivienda y cultivo, cultivo con vegetación de alto porte, agreste con vegetación cactácea, lecho de río con cultivo, y montañosa.

Mapa de atractivos naturales y culturales: Los atractivos naturales son aquellos elementos naturales del paisaje que tienen una belleza natural, creados por la naturaleza, sin

intervención humana y que llama la atención del turista. Se identificaron en Luribay los siguientes: El paisaje natural muy hermoso y singular de manera integral; las montañas con sus diversos colores; el cerro colorado; el peñasco de color lila; los farallones rojos; los ríos; el curichal con su flora típica y única en el lugar, las mataras (*Typha latifolia*); los árboles frutales y otros árboles de alto porte; flora típica del lugar; tunares; avifauna compuesta por una diversidad de loros.

Los atractivos culturales son aquellos elementos, obras, que han sido realizados por la mano del hombre y también son valorados por los turistas, se encontraron en Luribay los siguientes: senderos con diferentes visuales y entornos; cultivos de uva; gran variedad de árboles de durazno; la feria; dos iglesias, una colonial y la otra republicana; la casa del ex Presidente Manuel Pando; hacienda con arquitectura colonial; puentes colgantes; ruinas; destilería de singani.



Figura 2. Mapa transparente de unidades de paisaje.

Mapa de los Factores climáticos y topografía:

Entre los factores climáticos se encuentran: el clima, la humedad, el viento, el asoleamiento, los conos de sombra. El levantamiento de los factores climáticos se realizó en una interacción con las curvas de nivel y mediante una observación directa en el lugar, en diferentes horarios para marcar en el mapa los conos de sombra y el asoleamiento existente y vientos moderados y dominantes.

Mapa de Geoformas: El mapa de las geformas está definida por las diferentes características morfológicas del paisaje y se identificaron diferentes plataformas y geoformas existentes: planicie; montañas; farallones y plataformas naturales – mesetas.

Mapa de hidrología: Este mapa está constituido por los diferentes cuerpos de agua existentes en el lugar de estudio se encontraron los siguientes: dos ríos permanentes; ríos estacionales; acequias; dos zonas húmedas – curichales (depresiones de antiguos meandros, con agua durante el año).

Todos estos cuerpos de agua se marcaron con una simbología especial y característica del tema.

Mapa de Cobertura vegetal: Este mapa está constituido por las diferentes formas de vida vegetal. En Luribay se encontraron las siguientes formas de vida: árboles de alto porte – AAP; árboles de mediano porte AMP; árboles de bajo porte – AMP; arbustos; herbáceas; cactáceas; y vegetación espinosa, característica de estos valles.

Mapa de Condiciones Perceptuales: Las condiciones perceptuales están definidas por las diferentes visuales existentes en el área de estudio. Las visuales que se registraron en Luribay fueron las siguientes: visuales abiertas; visuales panorámicas; direccionada con interés paisajístico; direccionadas sin interés paisajístico. Se utilizó una simbología convencional, que se utiliza en paisajismo.

En este mismo mapa se marcaron y relevaron las facilidades existentes en el área de estudio (toda la infraestructura existente que beneficia y sirve a los turistas). Las facilidades que se encontraron en Luribay son: tiendas de abarrotes ubicadas

especialmente en la plaza principal; restaurantes ubicados alrededor de la plaza, un pequeño hostel residencial; un albergue ecológico recién inaugurado, ubicado en el mismo lugar de la destilería artesana de singani y vino; una posta y farmacia; etén policial; un colegio; un centro de reuniones para la población; el Instituto de Desarrollo Regional – IDR, dependiente de la Universidad Mayor de San Andrés - UMSA

Mapa de Amenazas, riesgos y vulnerabilidad:

Este mapa está definido por las diferentes áreas de riesgo existentes en el sector, entre los cuales se identificaron las siguientes áreas de riesgo y áreas vulnerables: áreas de deslizamientos, ubicadas en el borde del camino; área inundable, en todo el borde del río; área húmeda, en la parte baja del pueblo, el curichal, las áreas vulnerables a la inundación por los desbordes de los ríos, especialmente en la época de lluvias

Mapa de evaluación o síntesis, y maqueta

síntesis: Este mapa es sumamente importante porque es la síntesis de todos los mapas mediante la superposición, interpretación y la interacción de los mapas. Esta evaluación se realizó con el mapa rector que era el mapa de atractivos naturales y culturales. Cada atractivo se constituyó en las potencialidades del área de estudio, además definió el emplazamiento y el tema de los proyectos del Taller, que eran los Circuitos turísticos. Entonces cada atractivo, tenía las características de la unidad de paisaje, factores climáticos, cobertura vegetal, hidrología, geomorfología, sus condiciones perceptuales, etc. Esto permitió a los estudiantes tener una visión integral de su área de estudio, definir claramente el proyecto urbano y de esta manera consolidar el Modelo de turismo sustentable en Luribay.

La representación tridimensional de todo este análisis se realizó en una maqueta y así se pudieron apreciar mejor los elementos estructurantes, los atractivos naturales y culturales, las áreas de riesgos, las áreas vulnerables y las potencialidades.

Se invitó a las autoridades municipales y representantes de la población, para mostrarles el resultado obtenido en la etapa de relevamiento. Las mismas autoridades nos recibieron en la alcaldía del pueblo. Apreciaron los proyectos y se consolidó un acuerdo interinstitucional para ejecutar las diferentes propuestas de los estudiantes.

CONCLUSIONES

En el presente trabajo se ha aplicado el método de Ian Mc Harg (2000) de superposición de mapas, mediante el cual se pudieron identificar y cartografiar las áreas con mayores atractivos culturales y naturales, los paisajes más bellos, los cuales dieron origen a los siguientes circuitos turísticos: circuito educativo natural (curichal), circuito natural (tunares), circuito de montaña (Cerro Colorado), circuito de paisaje en la agricultura, circuito morfología urbana, circuito agroturismo, circuito de aventura, circuito ecoturismo geológico, entre otros. Todos estos circuitos conforman el proyecto del Modelo de turismo sustentable en Luribay, el cual fue presentado a las autoridades de la comunidad. Actualmente se están realizando, uno a uno, los diferentes circuitos.

La elaboración de la línea base fue muy importante para los estudiantes, ya que en todo el recorrido del pueblo ellos habían adquirido familiaridad.

Esta metodología de estudio se puede aplicar a cualquier tipo de proyecto. Se puede hacer énfasis en las variables características de cada proyecto y superponer los mapas correspondientes a las variables del proyecto, eligiendo el mapa rector para realizar la evaluación mediante la superposición de los mapas.

Es importante que en la formación de los estudiantes, especialmente de arquitectura, se incorpore el tema ambiental en todos los proyectos que se realizan en la facultad con esa visión integral que proporciona la Ecología de Paisajes.

BIBLIOGRAFÍA

- Gallopín, G. 1986. Una metodología multivariable para la regionalización ambiental. Grupo de Análisis de Sistemas Ecológicos. Fundación Bariloche.
- Mc Harg, I. 2000. *Proyectando con la naturaleza*. Barcelona, España.
- Misle, P. 1986. *Conceptos básicos para el curso de Planificación y Medio Ambiente*. CIDIAT. Mérida, Venezuela.
- Rodríguez Laredo, D. 2002. *La valoración del paisaje como un componente importante de la calidad ambiental en áreas de interfase rural urbano*. Tesis maestría en Ecología y Conservación. La Paz, Bolivia.

Paisajes amenazados por el estímulo económico de las inversiones en actividades de petróleo y gas, en el litoral de Río Grande do Sul, Brasil

R. M. Pinheiro* y M. Dutra da Silva

Laboratorio de Ecología Del Paisaje Costero; Programa de Pos-Graduación en Gestión Costera (PPGC); Instituto de Oceanografía de La Universidad Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande do Sul, Rio Grande, Brasil. Campus Carreiros: Av. Italia km 8 Barrio Carreiros.

* Autor de correspondencia: gohafa@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es describir y analizar el paisaje de São José do Norte, municipio del estado de Rio Grande do Sul, en relación a la influencia del crecimiento económico estimulado por las actividades relacionadas con petróleo y gas. Para esto, se utiliza una base de uso y cobertura del suelo generada a partir de imágenes orbitales LandSat 5 TM7/INPE, del año 2011. Para el análisis métrico del paisaje se utilizó el software Quantum GIS (QGIS) 2.4 y su complemento LECOS (Landscape Ecology Statistic). Se distribuyeron ventanas de atención, que permitieron determinar la composición del mosaico, a partir de descriptores métricos. Los sitios estudiados presentan escenarios heterogéneos, con la presencia de remanentes naturales, sin embargo bastante amenazados por el avance de los parches de cultivos forestales. Estos resultados pretenden aportar conocimiento sobre los paisajes y los ambientes asociados, los cuales necesitan de atención debido a su importancia ecológica y las posibles modificaciones a las que están sometidas.

Palabras clave: paisajes, análisis métrico, petróleo y gas, São José do Norte, Brasil

ABSTRACT

The objective of the present study was to describe and analyze the landscape of São José do Norte, a town located in Rio Grande do Sul state which is under economic growth stimulated by oil and gas related activities. To achieve this goal, we used land use and cover maps obtained from orbital images 2011 LandSat 5 TM7/INPE. For landscape metric analysis Quantum GIS (QGIS) 2.4 software was used, together with its LECOS (Landscape Ecology Estatistic) complement. Attention windows were distributed, which allowed determining the mosaic composition from metric descriptors. The studied areas had heterogeneous scenarios, with the presence of natural remnants, but very threatened by the advance of cultivation sites. These results provide knowledge about landscape and its associated environments, which need attention due to its ecological importance and possible changes they are subjected to.

Keywords: landscape, metric analysis, oil and gas, São José do Norte, Brazil.

INTRODUCCIÓN

La planicie costera del Rio Grande do Sul (RS) presenta una fisonomía uniforme y plana cuando es comparada con el litoral de otros Estados brasileños, y se caracteriza por la presencia de marismas y restingas del complejo lagunar Patos-Mirim-Manguera (Tagliani, 2011). La Laguna de los Patos es considerada la mayor laguna de tipo estrangulada del mundo con una superficie de 10.227 km², y se encuentra conectada con el océano Atlántico, desde donde recibe las aguas de una bahía de drenaje de 201.626 km² (Seeliger et al., 1998). Los procesos de ocupación moderna de la planicie costera de RS fueron intensificados en el siglo XVII, con las

disputas entre portugueses y españoles, por el dominio de los recursos de los estuarios de la Laguna de los Patos y del Río de la Plata. Posteriormente a la consolidación de los poblados de Río Grande y de São José do Norte, cuyo territorio abarca también las actuales localidades de Estreito, Bojuru, Mostardas, Tavares y São Simão, la región adyacente al estuario de la Laguna de los Patos se convirtió en un foco para la colonización portuguesa. Sin embargo, las disputas territoriales con los españoles contribuirán a la formación de comunidades aisladas en aquella región (Tagliani et al., 2000). De esta forma, esas comunidades, aunque actualmente sean municipios

independientes, tienen sus dinámicas socioeconómicas ligadas y dependientes del contexto socioeconómico de las ciudades de São José do Norte y Río Grande, las cuales pasan por procesos de transformaciones sociales, ambientales y culturales (Cabreira, 2013).

En el margen oriental del estuario de la Laguna de los Patos, en la región denominada Restinga de la Laguna de los Patos (porción de tierra formada en el período geológico del Cuaternario y que aísla una laguna costera del océano) se encuentra el municipio de São José do Norte (Fig. 1). La región en la que está ubicado el municipio se caracteriza por la presencia de bañados, campos de actividad agropecuaria y de silvicultura, con poca presencia de cordones de dunas. El municipio desarrolla su economía en base a la pesca, la actividad pecuaria y la agricultura, en especial el cultivo de cebolla. Sin embargo la región aún sigue sufriendo las consecuencias de un aislamiento económico, social y cultural ocasionado principalmente por una negligencia histórico-política (Tagliani, 2011). La implantación del Astillero Brasil – EBR, influenciada por las actividades del Polo Naval de Río Grande, y las posibles operaciones de perforación marítima en la Cuenca de Pelotas, abrieron una nueva perspectiva de desarrollo para la región sur de Río Grande do Sul, mayormente para São José do Norte.

La minería es otra de las actividades que se pueden desarrollar en el municipio. La empresa de capital nacional con operaciones en América Latina, Río Grande Mineração S.A., tiene plan para la instalación de unidades para la producción de minerales pesados, especialmente ilmenita, rutilo y circón. El área donde se desarrollarán las actividades de extracción y separación de mineral es una franja de aproximadamente 4.900 ha. Empieza en el norte de la zona urbana a la dirección este hasta cruzar la BR-101, cuando se lleva hacia la costa, terminando cerca del bañado de lo Estreito.

Además, en mayo de 2014 se realizó una audiencia pública en el palacio legislativo de Río Grande do Sul con el fin de abordar el estudio de viabilidad de conexión por puente o túnel entre Río Grande y São José do Norte. Este desarrollo va a cambiar significativamente la trayectoria de transporte en la región que en la actualidad se lleva a cabo por el agua, y puede ser un catalizador adicional para el cambio en el paisaje. Todavía hay pocos estudios regionales desde la perspectiva del paisaje con el foco en el medio ambiente costero del RS. Sin embargo, algunos estudios con ecología espacial se llevaron a cabo en la región de la Restinga de la Laguna de los Patos (Tagliani, 1995; 2000; Gautério, 1997; Gianuca, 2009; Schäfer, 2009; Tagliani et al., 2011; Lima, 2014). Otros estudios se deben seguir desarrollando, no sólo para mitigar los impactos futuros, sino también para servir como base para el desarrollo y la aplicación de la gestión apropiada de la región. Por lo tanto, se espera para evitar situaciones de ejemplo de lo que ocurrió en la ciudad de Macaé, en el norte de Río de Janeiro - Brasil, que sufre de problemas ambientales debido a la ocupación industrial sin planificación (Piquet y Serra, 2007).

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue desarrollar nuevos conocimientos sobre un área poco estudiada. Se analizó muestras del paisaje del municipio de São José do Norte y se identificó, principalmente aquellas que están conservadas y que tienen potencial de sufrir modificaciones a consecuencia del crecimiento económico desencadenado por las actividades de la industria naval.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en base a la escuela geográfica de la Ecología de Paisajes. Se utilizó el mapa de uso y cobertura del suelo del municipio de São José do Norte, disponible en la base de datos del Laboratorio de Ecología del Paisaje Costero (LEPCost), generada a partir de imágenes orbitales LandSat 5 TM7/INPE, del año

2011. Las 10 clases de paisaje son: antrópico-rural; antrópico urbano; arenas y dunas; campos remanentes; recursos hídricos; cultivos forestales; dunas con vegetación; carreteras; matas nativas; áreas húmedas (Tabla 1). Para el análisis métrico del paisaje se utilizó el software QGIS 2.4 y su complemento plugin LECOS (Landscape Ecology Statistic). Se distribuyeron, aleatoriamente seis ventanas de aproximadamente 20 km² cada una (Fig. 1 y 2). La orientación de las ventanas también fue aleatoria. Para determinar la composición del mosaico se utilizaron los siguientes descriptores métricos: número de parches; superficie del parche mayor; superficie de clases y riqueza.

Tabla 1. Nombre, constitución y tipo de clases.

Nombre	Constitución	Clases
Antrópico Rural	Propiedades rurales.	A
Antrópico Urbano	Ocupaciones urbanas.	A
Arenas y Dunas	Dunas sin vegetación.	N
Campos Remanentes	Pastizales naturales.	N
Recursos Hídricos	Cuerpos de agua, naturales o artificiales.	N
Cultivos Forestales de Exóticas	Plantaciones de Eucaliptos y <i>Pinus</i> .	A
Dunas con Vegetación	Dunas fijas por vegetación natural.	N
Carreteras	Pavimentadas con banquetas o no pavimentadas.	A
Matas Nativas	Restingas, remanentes de matas.	N
Áreas Húmedas	Bañados, marismas, campos húmedos.	N

A: clases antrópicas; N: clases naturales.

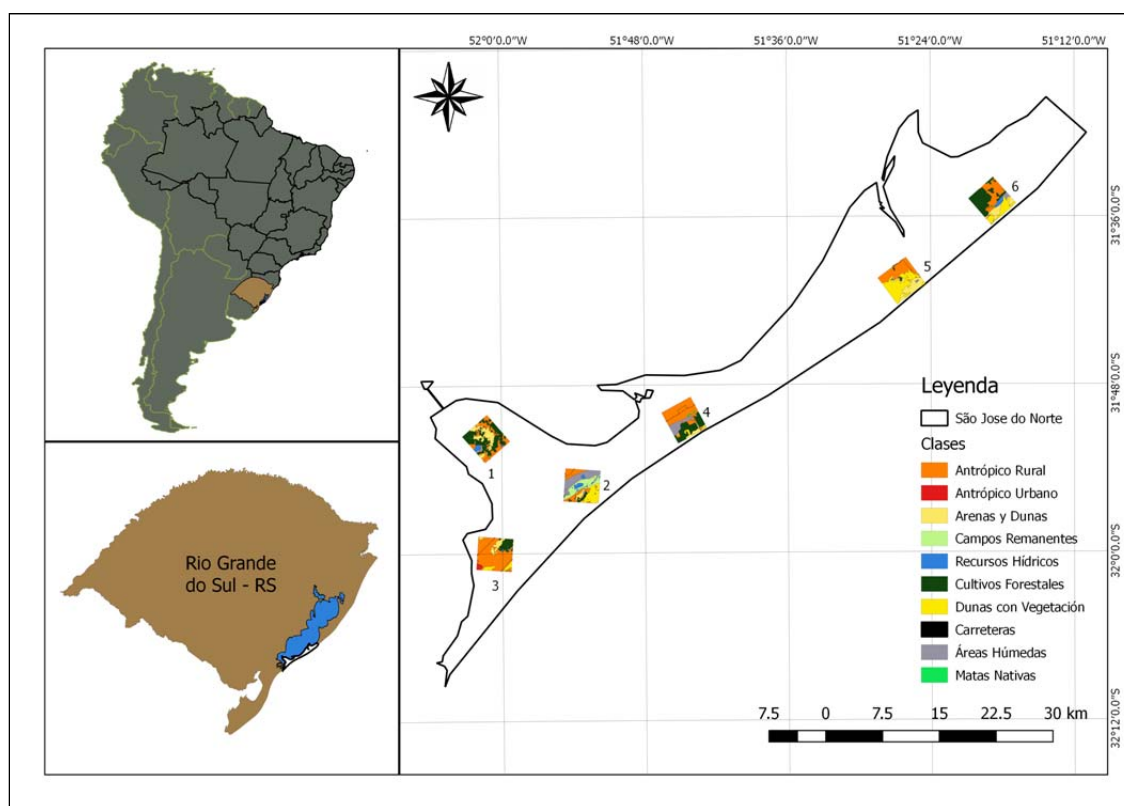


Figura 1. Mapa de América del Sur, mapa de Rio Grande do Sul y mapa del municipio de São José do Norte destacando las seis ventanas.

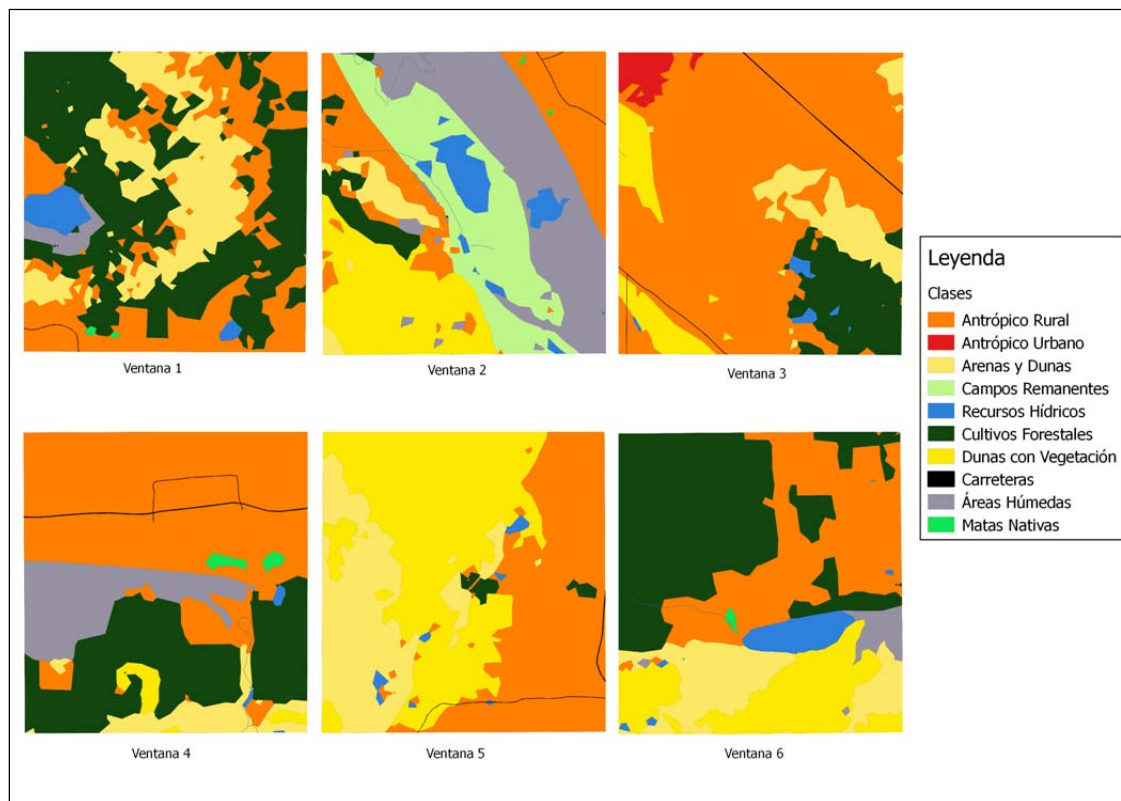


Figura 2. Detalle de las ventanas analizadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La ventana n° 1 se encuentra próxima a las localidades Areías Gordas y Vila das Capivaras. Las clases naturales son: áreas de dunas, recursos hídricos, matas nativas y áreas húmedas, y ocupan el 26,45% de la superficie total de la ventana. El resto, un 73,55%, está ocupado por 54 parches antrópico-rural; cultivo de especies exóticas y carreteras. Los cultivos forestales, particularmente *Pinus* sp., es la clase predominante, presentando además el parche de mayor tamaño, de 7,64 km². Se constatan dos pequeños parches de mata nativa adyacentes al cultivo de pinos, que posiblemente ya hayan sido suprimidas por la dispersión de éstos. La baja incidencia de matas nativas puede explicarse por el hecho de que la Restinga de Laguna de los Patos es de reciente formación geológica, no teniendo en general los suelos que soportan el establecimiento de las plantas en mayor extensión y densidad. Sin embargo, estos bosques se producen en pequeños parches y la presión de la expansión de la agricultura es

también un factor asociado a la fragmentación y la supresión de estos ambientes.

La ventana n° 2 está localizada próxima a la localidad de Retovado. Representa una superficie natural del 75,48% y posee una riqueza de clases (9 tipos) elevada cuando es comparada con las otras ventanas. Las clases de campos remanentes, dunas con vegetación y áreas húmedas poseen una extensión de 13,36 km², más allá de presentar los parches de mayores extensiones, con superficies de 4,35 km²; 3,56 km² y 5,19 km², respectivamente. Por lo tanto, la ventana se encuentra poco fragmentada porque presenta parches grandes y uniformes de clases naturales, a pesar de poseer 19 parches de clase antrópico-rural con una extensión total de 4,13 km². En Rio Grande do Sul, las dunas son áreas de preservación permanente (APP), debido al papel que desempeñan en los procesos morfo-dinámicos costeros y por ser refugio de biodiversidad. Por lo tanto, para llevar a cabo cualquier actividad son necesarios permisos de las agencias ambientales. Sin embargo, la

propagación de *Pinus* sp. es una amenaza potencial para la integridad de estos ecosistemas. La ventana nº 3 es la única que presenta la clase antrópico-urbano, puesto que está localizada próxima a la aglomeración urbana del municipio de José do Norte. En tanto que la clase antrópico-rural presenta una mayor superficie de la ventana, con aproximadamente 14 km² y también el parche de mayor tamaño, con 11 km². De acuerdo con el criterio de área (Forman y Godron, 1986), esta clase es la matriz una vez que representa más del 50% de la extensión de la ventana. La ventana presenta el menor porcentaje de áreas naturales, 15,48%, cuando es comparada con las otras analizadas. Por lo tanto, los 20 parches de las clases naturales arenas y dunas, recursos hídricos y dunas con vegetación necesitan atención, pues sufren el riesgo de ser impactadas debido a la expansión de las actividades económicas incentivadas principalmente por el Astillero EBR, localizado cerca de esta ventana.

La ventana nº 4 está cerca de la localidad de Estreito, la cual se caracteriza por un sistema de lagunas, bañados, y dunas. Sin embargo, esta ventana presenta apenas 22% de superficie natural. Se destaca la presencia de un único parche de áreas húmedas con aproximadamente 2,6 km² y dos parches de mata nativa inmersos en una matriz de la clase antrópico-rural. Se aprecia la clase carreteras, representada por un sólo parche de la BR 101, única carretera de comunicación por tierra entre São José do Norte y la capital del Estado, Porto Alegre. La BR-101, una estructura linear antrópica, conocida localmente como "Autopista del infierno" debido a su mal estado, principalmente antes de ser pavimentada. Es una carretera relativamente estrecha, ya que tiene sólo dos calles de rodaje, una en cada dirección, y con poco tráfico en comparación con otras carreteras costeras de Rio Grande do Sul. Sin embargo, los estudios muestran que varias ecosistemas se ven afectadas por la presencia de una carretera (Forman, 2000).

La ventana nº 5 se encuentra en el Distrito do Bojuru. Las clases arenas y dunas, y dunas con vegetación poseen 12,5 km²; esto es, 62,5% del paisaje (Tabla 2). El parche de mayor tamaño corresponde a la clase dunas con vegetación, con 7,78 km². La clase antrópico-rural presenta 17

parches con una superficie total de 7,00 km², siendo el parche de mayor tamaño de esta clase de 5,55 km². La clase cultivos forestales presenta una superficie total de 0,22 km². Esta es la menor área de esta clase cuando es comparada con las otras analizadas, sin embargo es necesario el manejo adecuado de esta zona, evitando la dispersión de pinos hacia las áreas naturales.

La ventana nº 6 es la más próxima al municipio de Tavares, el cual limita al norte con São José do Norte. En esta ventana paisaje se encuentra el Área de Preservación Permanente (APP) bañado del João Dias, sin embargo en las márgenes de un cuerpo de agua aparece un parche de cultivos forestales. El total de área antropizada es del 65% y la clase cultivos forestales ocupa un 37% del área total de la ventana. Entre las áreas naturales, la clase dunas con vegetación es la que posee la mayor área con 3,17 km², seguida por la clase arenas y dunas con 2,5 km².

Tabla 2. Relación entre los parches naturales y antrópicos

Ventana	Cantidad de Parches		Superficie (%)	
	Antrópicos	Naturales	Antrópica	Natural
1	54	20	73,55	26,45
2	28	44	24,52	75,48
3	19	20	84,52	15,48
4	16	17	78,00	23,00
5	24	21	36,51	63,49
6	13	22	65,16	34,84

São José do Norte es el mayor productor de cebolla de Rio Grande do Sul y se verificó la presencia de su cultivo en todos los paisajes analizados. Según los datos del IBGE - Instituto Brasileiro de Geografía y Estadística (2013), en 1991 el municipio utilizaba una superficie de 4.000 ha, mientras que en el año 2013, esa superficie se redujo a 1.800 ha. Durante la década del 2003 al 2013, la superficie plantada no superó las 2.300 ha por año. Comparando con los años de 1991 y 2013, se observa un decrecimiento del 55% de la superficie destinada al cultivo de cebolla. Dentro de este escenario negativo, la silvicultura fue una de las alternativas encontradas para ofrecer empleo a los trabajadores rurales, en tanto que el cultivo de pino presenta problemas ambientales y sociales y no es capaz solventar los problemas económicos de la región

El desarrollo económico trae cambios importantes, y el hecho de que la composición del paisaje de São José do Norte sea vulnerable aumenta la necesidad de estudios, principalmente para subvencionar la gestión regional integrada. La minería y las actividades de petróleo y gas son las actividades que afectan el medio ambiente y deben planificarse de acuerdo con estudios eficaces para mitigar el daño a la naturaleza.

Estudios sobre la Cuenca Sedimentaria de Pelotas se hacen desde los años '50. Mientras tanto, los esfuerzos de exploración por sector son pequeños, debido a la falta de evidencias para justificar el potencial económico de la cuenca. Estudios sísmicos indican la ocurrencia de hidratos de gas en la región del Cono de Rio Grande, en la parte sur de la Cuenca de Pelotas. Actividades de perforación de pozos exploratorios en esta cuenca han sido planeadas en el pasado y no sucedieron debido a la crisis económica y política. Sin embargo, la posibilidad de una actividad exploratoria en el futuro debería considerarse de manera que los impactos en la región sean lo mínimo posible.

Por lo tanto, la zonificación ecológico-económica de la región es una herramienta necesaria para las acciones destinadas a la protección de los recursos naturales.

Teniendo en cuenta el crecimiento económico y la falta de planificación territorial como factores de amenaza para la conservación de los espacios naturales, el uso de las métricas y los fundamentos de la ecología de paisajes puede ser útil para la propuesta de crear áreas protegidas.

CONCLUSIONES

El contexto espacial de São José do Norte se modificó principalmente por las clases antrópica rural y cultivos forestales. Sin importar el tamaño de los parches, la simplificación del espacio causó la reproducción de ventanas con poca extensión natural.

Además, la industria del petróleo y el gas no acarreará solo cambios de tipo directo en el paisaje, que de producirse, se derivarían de las actividades de instalación y operación. Los cambios indirectos, debido a los efectos del crecimiento económico podrían manifestarse en la multiplicación y aumento de la intensidad de las formas de uso del suelo. La ocupación

desordenada, la silvicultura y la posible explotación minera y perforación marítima para la extracción de petróleo amenazan a las zonas naturales.

A partir de la multiplicación de las actividades se eleva la presión sobre el espacio reduciendo los remanentes naturales, comprometiendo la biodiversidad y los servicios prestados por la naturaleza.

Así, se deben continuar los estudios ambientales en el área, a fin de, no solamente mitigar los impactos futuros, sino también servir como base para un mejor manejo de las actividades actuales y de otras actividades que puedan surgir y/o intensificarse.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Federal de Rio Grande, al Programa de Recursos Humanos de la Agência Nacional de Petróleo, Gas e Biocombustíveis de la (PRH 27 da ANP), a Petrobras y al Laboratorio de Ecología de Paisaje Costero (LEPCost).

BIBLIOGRAFÍA

- Cabreira, M.N. 2013. Potenciais impactos na ocupação da área portuária organizada no município de São José do Norte- RS. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Gerenciamento Costeiro da Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, BR. URL: <http://ppgc.furg.br/images/Disserta%C3%A7%C3%B5es/019-Michelle-Neto-Cabreira.pdf>, 2 de agosto 2016.
- Forman, R.T.T., M. Godron. 1986. Landscape Ecology. Editora Wiley, New York, USA.
- Forman, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. Conservation Biology 14(1):31-35.
- Gautério, C.R. 1997. Áreas com restrição de uso legal em São José do Norte, RS. Monografia de Graduação do Curso de Geografia Bacharelado da Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, BR.
- Gianuca, K.S. 2009. Aspectos socioeconômicos e ambientais da exploração de Pinus sp. no município de São José do Norte e análise das alterações na paisagem em áreas adjacentes aos plantios na região do Estreito entre os anos de 1964 e 2007. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, BR.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2013. Dados da fundação de economia de

- estatística Siegfried Emanuel Heuser. URL: <http://feedados.fee.tche.br/feedados/>, 15 de febrero de 2013.
- Lima, L.T. 2014. A paisagem costeira do Rio Grande do Sul: leitura e interpretação das propriedades fisionômicas do espaço como estratégia de planejamento e gestão do território. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Gerenciamento Costeiro da Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, BR. URL: <http://ppgc.furg.br/images/Disserta%C3%A7%C3%B5es/027-Lucas-Terres-de-Lima.pdf>
- Schäfer, A. (editor) 2009. Atlas socioambiental: municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. Editora Educ, Caxias do Sul, BR.
- Seeliger, U., C. Odebrecht, J.P. Castello (editores) 1998. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Editora Ecoscientia, Rio Grande, BR.
- Tagliani, P.R. 1995. Estratégia de planificação ambiental para o sistema ecológico da Restinga da Lagoa dos Patos-planície costeira do Rio Grande do Sul. São Carlos, SP. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, BR.
- Tagliani, P.R.A. (editor) 2011. Ecologia da paisagem da Restinga da Lagoa dos Patos: uma contribuição para o manejo e conservação da reserva da biosfera. Editora da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, BR.
- Tagliani, P.R.A., P.A. Ribeiro, L.H. Torres, F.N. Alves. 2000. Arqueologia, história e socioeconomia da Restinga da Lagoa dos Patos: uma contribuição para o conhecimento e manejo da reserva da biosfera. Editora da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Rio Grande do Sul, BR.
- Piquet, R., R. Serra. 2007. Petróleo e região no Brasil: o desafio da abundância. Editora Garamond, Rio de Janeiro, BR.