

Evaluación espacial y temporal de fragmentación y conectividad para actividades ecoturísticas en un sitio RAMSAR: Los Bañados de Isono (Santa Cruz, Bolivia)

Spatial and temporal assessment of fragmentation and connectivity analysis for ecotourism activities in a RAMSAR site: Bañados de Isono (Santa Cruz, Bolivia)

Luisa R. Arancibia-Arce^{1,4}, Humberto L. Perotto-Baldivieso², José R. Furlán³, Miguel Castillo-García², Liliana Soria³ & Kathia Rivero-Guzmán³

¹Maestría en Ecología y Conservación, Carrera de Biología, Universidad Mayor de San Andrés, C/27 Cota Cota, La Paz, Bolivia

²Department of Environmental Science and Technology, Cranfield University, Cranfield, MK43 0AL, Inglaterra. Autor de correspondencia: h.perotto@cranfield.ac.uk

³Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Avenida Irala 565, CC 2489, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

⁴Carrera de Turismo para el Desarrollo Sostenible, Universidad NUR, Avenida Cristo Redentor 100, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Resumen

El mantenimiento de la biodiversidad en sitios RAMSAR, a través de actividades de conservación como el ecoturismo, puede ser muy útil para conservar funciones ecológicas. En Bolivia existen muy pocos estudios que incorporen principios de ecología del paisaje dentro de una visión estratégica para el ecoturismo en general y más aún que se enfoquen específicamente a humedales. El objetivo de este estudio fue investigar el grado de fragmentación y conectividad estructural del paisaje para entender los procesos antropogénicos que han influido en los últimos 30 años en Bañados de Isono (Santa Cruz, Bolivia). Para ello, se utilizaron los mapas de cambio de uso del suelo de las tierras bajas (1976-2005) y se cuantificaron los cambios en distribución espacial de patrones de vegetación y su conectividad mediante ventanas móviles y muestreos espaciales basados en el tamaño típico de un circuito ecoturístico. Los cambios más significativos ocurrieron después de la década de los 90 con reducciones de más de 40% en ambientes naturales en el noroeste y de 20-30% en el sur. El tamaño promedio de los parches se redujo más del 75% y la densidad de los mismos se incrementó más de 20 veces indicando un alto grado de fragmentación. La conectividad se redujo en un 5% entre 1976 y 2005. Nuestros resultados muestran la utilidad de incorporar principios de ecología del paisaje para evaluar el impacto de las actividades humanas en sitios RAMSAR y como éstas pueden ser utilizadas para incentivar la búsqueda de estrategias como el ecoturismo para promover la conservación del paisaje.

Palabras clave: Bañados de Isono, Ecología del paisaje, Fragmentación, Métricas del paisaje, Sitios RAMSAR.

Abstract

Protecting biodiversity in RAMSAR sites through conservation activities, like ecotourism, can be very useful to maintain ecological function. There are very few studies in Bolivia that incorporate landscape ecology as a strategic vision for ecotourism in general, and even less that focus on wetlands systems. The aim of this research was to assess the degree of fragmentation and structural connectivity in the landscape in order to understand the anthropogenic processes that have influenced Bañados de Isoso (Santa Cruz, Bolivia) in the last 30 years. To achieve this we used land use change coverage for the Bolivian lowlands (1976-2005) and we quantified changes in vegetation patterns and connectivity through moving windows and spatial sampling based on the scale of a typical ecotourism circuit. The most significant changes occurred after the 1990s with more than 40% natural habitat loss in the northwest and 10-20% in the south. Mean patch areas decreased by more than 75% and patch density increased over 20 times during the same period, indicating a high degree of fragmentation. Connectivity decreased by 5% between 1976 and 2005. Our results show the value of using landscape metrics to assess the impact of human activities within RAMSAR sites and how these activities can be used to encourage strategies, such as ecotourism, to promote landscape conservation.

Key words: Bañados de Isoso, Fragmentation, Landscape ecology, Landscape metrics, RAMSAR sites.

Introducción

Los sitios RAMSAR se encuentran entre los ecosistemas más importantes del mundo ya que proveen una gran cantidad de funciones ecológicas y servicios ecosistémicos, como mantenimiento de la biodiversidad y flujos de nutrientes (UICN 2002, Gibbes *et al.* 2009), el secuestro y almacenamiento de carbono, acumulación y purificación del agua, retención de nutrientes, belleza paisajística y valores culturales (Kumar & Kumar 2008, De Groot *et al.* 2009). En África, estudios de valoración económica han demostrado que estos humedales son una fuente importante de agua y nutrientes necesarios para la productividad biológica y la supervivencia de las personas (Troy *et al.* 2007). En Mississippi estudios realizados en restauración de humedales han confirmado los beneficios que otorgan estos ecosistemas, especialmente en la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (Jenkins *et al.* 2009). A nivel del mantenimiento de la biodiversidad se han desarrollado diversos estudios que reportan el valor de los

sitios RAMSAR. Covich (2006) ha reportado la importancia de las relaciones funcionales de invertebrados en humedales de Venezuela. Brander *et al.* (2006) en una evaluación de sitios RAMSAR a partir de su función ecológica y económica, ha determinado que la diversidad de peces impulsa la conservación para su uso potencial en el futuro. Finalmente, en términos de belleza paisajística y valores culturales, la recreación y el turismo se están convirtiendo en actividades dirigidas a mejorar el estado de conservación de los sitios RAMSAR. En Costa Rica, el humedal Terraba Sierpe es conocido por las actividades ecoturísticas que se realizan en favor del mantenimiento de la biodiversidad, mediante tours educativos por manglares (Otoya 2006). En la ciénaga de Zapata en Cuba se ofrecen como actividades principales el buceo y la observación de aves (Nel & Andreu 2004). En tres de los ocho humedales reconocidos en Bolivia - Lago Titicaca, Laguna Colorada y el Pantanal boliviano - se han empezado a desarrollar actividades de ecoturismo y conservación desde hace 20 años, entre las que destacan

caminatas, paseos en lancha y observación de aves (Adámoli 1999, Convención RAMSAR 2001, Ibsch *et al.* 2002). Sin embargo, aún no se han desarrollado proyectos con una visión que implemente estrategias a nivel de paisaje para el ecoturismo como servicio ecosistémico y una herramienta para la conservación.

Nuevos paradigmas para la conservación que incorporan estrategias a nivel de paisaje sugieren tres ejes de acción: 1) Incorporar al hombre en paisajes modificados para la evaluación de la biodiversidad y servicios de los ecosistemas; 2) desarrollar análisis que evalúen cómo las distintas formaciones del paisaje afectan en los servicios de los ecosistemas y 3) evaluar cómo éstos servicios varían según el grado de modificación humana (Chazdon *et al.* 2009). La ecología del paisaje estudia la distribución espacial de los sistemas ecológicos en gradientes naturales, perturbaciones naturales, interacciones biológicas y cómo el hombre influye en esa distribución (Gustafson 1998, Irastorza 2006). De ahí la importancia de incorporar en la planificación y gestión de los recursos naturales los principios emergentes de esta disciplina: estructura y función del paisaje, diversidad biótica, movimiento de especies, redistribución de nutrientes, flujo de energía, cambio del paisaje y estabilidad (Forman & Godron 1986). Los principios de ecología del paisaje sirven para regular las acciones del hombre sobre el aprovechamiento del paisaje, aplicando métodos de planificación y ordenamiento territorial (Irastorza 2006). Wu *et al.* (2000) cuantificaron la estructura espacial de paisajes en Nigeria con el propósito de evaluar el cambio ocurrido en el área a consecuencia de un uso más intensivo de los recursos forestales. Perotto-Baldivieso *et al.* (2011) realizaron estudios temporales para cuantificar la cantidad y configuración espacial de la cubierta de vegetación boscosa a dos escalas espaciales en el Sur de Estados Unidos y sus implicaciones en la conectividad del hábitat de especies aviares.

En Bolivia se han desarrollado diversos estudios a gran escala para evaluar los cambios

de uso de la cobertura en áreas tropicales y algunos de ellos han incorporado principios de ecología del paisaje. Steininger *et al.* (2001) realizaron estudios para analizar niveles de fragmentación debido a actividades antropogénicas en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz. Pacheco & Mertens (2004) y Killeen *et al.* (2007) plantearon un análisis a nivel espacial y temporal para determinar relaciones entre deforestación y áreas naturales y antropogénicas. Otros estudios han utilizado principios y métricas de ecología del paisaje para evaluar patrones de evolución y fragmentación de paisajes tropicales de Bolivia (Bruckner *et al.* 2000, Millington *et al.* 2003, Pinto-Ledezma & Ruíz de Centurión 2010). A pesar de existir estos estudios, aún no se han publicado análisis históricos de los procesos de fragmentación y su posible efecto e impacto sobre la conectividad de los ambientes naturales en sitios RAMSAR específicamente. Por esto, el objetivo de este trabajo fue investigar el grado de fragmentación y conectividad estructural del paisaje utilizando escalas relacionadas a actividades ecoturísticas con el propósito de entender los procesos antropogénicos que han influido en los últimos 30 años en Bañados de Isoso en el departamento de Santa Cruz. Los objetivos específicos de esta investigación fueron 1) desarrollar un análisis histórico y determinar el grado de fragmentación en los bosques de Bañados del Isoso y 2) entender la conectividad estructural del paisaje del sitio RAMSAR en los últimos 30 años.

Métodos

Área de estudio

El trabajo de investigación fue realizado en la región del oriente boliviano, en el departamento de Santa Cruz, específicamente en las provincias Chiquitos y Cordillera. El área de estudio corresponde al sitio RAMSAR Bañados de Isoso, perteneciente a la Capitanía de Alto y Bajo Isoso y al Parque Nacional y Área Natural de Manejo

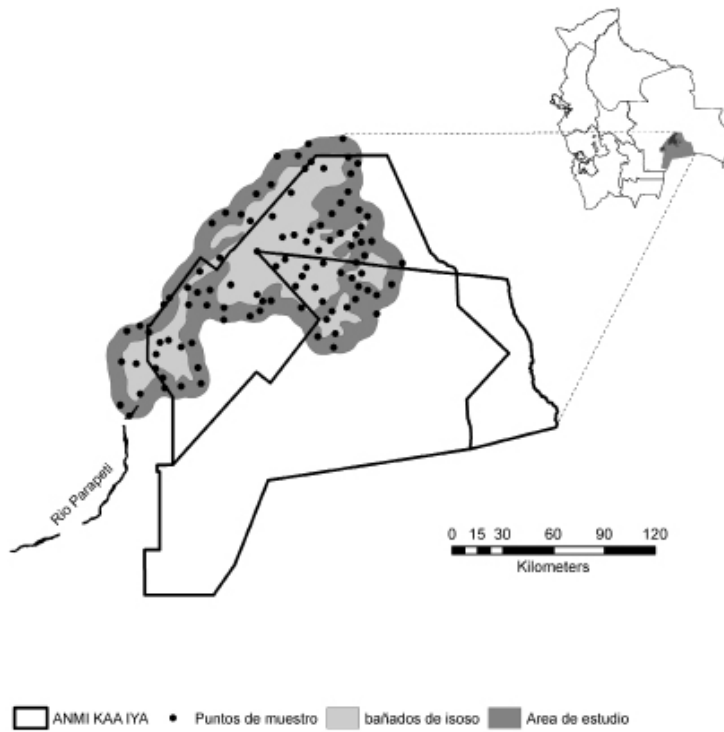


Figura 1. Ubicación geográfica del humedal Baños de Iso y del Area de Manejo Natural Integrado Kaa Iya (AMNI KAA IYA) en el departamento de Santa Cruz.

Integrado Kaa - Iya del Gran Chaco (Fig. 1) (Ibisch & Mérida 2003). Este cuenta con una zonificación aprobada por el Servicio Nacional de Áreas Protegidas (SERNAP 2006) que divide el área en siete categorías: amortiguación externa, uso intensivo extractivo, uso extensivo extractivo, uso extensivo no extractivo, uso especial, recuperación y protección estricta. A la fecha no existen actividades ecoturísticas dentro del área de estudio. Los Baños del Iso ($18^{\circ}27'S$; $61^{\circ}49'W$) presentan una extensión de 1.402.468 ha (Convención RAMSAR 2001) y pertenecen a la ecoregión biogeográfica del Gran Chaco (Ibisch & Mérida 2003, Navarro & Ferreira 2004). El clima se caracteriza por una marcada estacionalidad con una época seca que varía desde seis hasta ocho meses de duración, con una precipitación media anual de 400–1.000

mm y una temperatura media anual de $24\text{--}26^{\circ}\text{C}$ (Killeen *et al.* 1993, Navarro & Maldonado 2002, Ibisch & Mérida 2003). Las unidades de vegetación representativas son bosques chaqueños de bien a medianamente bien drenados, bosques chaqueños edafohigrófilos y vegetación acuática herbácea y subarborescente. Entre las especies más representativas se encuentran palmas (*Copernicia alba*) y especies relacionadas al sector sur del Pantanal boliviano (*Lonchocarpus fluviialis*, *Bergeronia sericea* y *Albizia inundata*) (Convención RAMSAR 2001, Navarro & Ferreira 2004, 2007).

Los Baños del Iso son un sitio de reproducción, crecimiento, alimentación y refugio migratorio para cientos de especies de peces, reptiles, anfibios, aves y mamíferos (Convención RAMSAR 2001, Ibisch *et al.*

2002). La hidrología de la zona está marcada por la terminación del cauce fluvial del Río Parapetí, que al llegar a los Bañados se pierde en la llanura aluvial volviéndose subterráneo. Esta zona es drenada por pequeños arroyos de régimen efímero (Convención RAMSAR 2001). A nivel geológico, presenta un relieve de las formaciones Naranjillos, Petaca, Yecua, Tariquia, Guandacay y Emborozu y se caracteriza por tener una pendiente suave y uniforme, del oeste a este, la cual disminuye desde una altitud de 250-600 m (Cochrane *et al.* 2006). El área de estudio está formada por suelos aluviales del Cuaternario, como los fluvisoles y gleysoles, que se secan superficialmente durante la época seca y no presenta afloramiento de rocas (Argollo 2006).

Análisis de datos

Para el estudio se utilizó el mapa de cambio de cobertura del suelo de las tierras bajas de Bolivia publicado por Killeen *et al.* (2007) y proporcionado por el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado (MHNK) en Santa Cruz. Este mapa representa los cambios de cobertura del suelo para los años 1976, 1986, 1991, 2001 y 2005. Los detalles de la selección de los años, la resolución espacial, la selección de la plataforma satelital y los otros aspectos técnicos se encuentran publicados en Killeen *et al.* (2007). El mapa fue dividido en diferentes mapas correspondiendo a los años de las imágenes procesadas y estos fueron recombinados en un sistema binario de ambientes naturales (bosques chaqueños, vegetación acuática herbácea y subarborescente) y ambientes antropogénicos (áreas con intervención humana) siguiendo la metodología desarrollada por Zemanova (2010). Debido al tamaño del área de estudio y limitaciones computacionales en el software (FRAGSTATS) se redujo la resolución original de 30 m a 100 m para poder correr análisis de ventanas móviles.

Para determinar los cambios en la estructura del paisaje durante el periodo de estudio,

se desarrollaron dos análisis de paisaje que permitieron localizar y cuantificar los procesos de fragmentación ocurridos en el área de estudio. En primer lugar, se realizó un análisis de ventanas móviles (Kroger *et al.* 2009, Perotto-Baldivieso *et al.* 2011), utilizando FRAGSTATS para evaluar la distribución espacial de los procesos de fragmentación (McGarigal & Marks 1995). Con el propósito de identificar distintas áreas de interés turístico el tamaño de cada ventana móvil representa la superficie generada por áreas buffer de 10 km de diámetro, la cual constituye distancias típicas para senderos ecoturísticos de excursión y paseo (Boullón 2002). En cada ventana móvil se calcularon las siguientes métricas del paisaje para identificar y cuantificar procesos de fragmentación: Porcentaje de vegetación natural (PLAND), densidad de parches (PD), tamaño promedio del parche (MPA) y densidad de borde (ED) (McGarigal & Marks 1995, Perotto-Baldivieso *et al.* 2011). El uso combinado de estas métricas ayuda a cuantificar la disminución de la cobertura de vegetación natural (PLAND), la reducción de los tamaños de parches (MPA) el incremento del número de parches (PD) y la densidad de bordes de vegetación natural (ED) (Perotto-Baldivieso *et al.* 2009, 2011). Para caracterizar la cantidad de cambio ocurrido en una zona particular, cada métrica fue evaluada con respecto a la línea base, establecida en 1976 (año en el que se generó el primer análisis de cobertura de imágenes satelitales para Bolivia). Para cada año analizado (1986-1991-2001-2005) se desarrolló la siguiente relación métrica:

$$\text{Relación métrica} = (\text{métrica [año]}) / \text{métrica 1976}$$

La relación métrica se utilizó para generar mapas que muestran la magnitud del cambio de una métrica del paisaje con respecto a 1976, expresada en base a las categorías descritas en la tabla 1.

El segundo análisis sirvió para cuantificar estadísticamente los cambios ocurridos en la

Tabla 1. Clasificación de cambio de las métricas de paisaje analizadas expresadas como índice de cambio. Leyenda: PLAND = porcentaje del paisaje, PD = densidad de parches, MPA = tamaño promedio del parche y ED = densidad de borde.

| PLAND | PD | MPA | ED |
|-------|----------|-------------|--------|
| < 0.6 | 60 50 | 0 – 0.25 | < 0.01 |
| 0.7 | 40 | 0.25 – 0.50 | 0.01 |
| 0.8 | 30 | 0.50 – 0.75 | 0.1 |
| 0.9 | 20 | 0.75 - 1 | > 1 |
| 1 | <10 | >1 | |

estructura del paisaje. Para esto, se diseñó un muestreo al azar de 100 puntos de donde se extrajeron los valores de las métricas generadas mediante las ventanas móviles. Para cada año se compararon las métricas mediante un análisis de varianza y el test de Duncan con un grado de significancia del 5 %.

Finalmente se realizó un análisis de conectividad para toda el área de Bañados de Isoso. Para ello se utilizó el Índice Integral de Conectividad (IIC) (CONEFOR Sensinode 2.2), que es un índice sensible a todos los cambios negativos que puedan afectar diferentes mosaicos de hábitats detectando los cambios más críticos (Pascual-Hortal & Saura 2007, Saura & Pascual-Hortal 2007). El propósito de este análisis fue evaluar la utilidad de esta métrica para el diseño de un circuito turístico potencial. El radio de conectividad utilizado fue de 5 km, ya que el área asociada constituye un área típica para senderos ecoturísticos de excursión y paseo (Boullón 2002). La variación temporal de IIC fue representada en una curva.

Resultados

El porcentaje de hábitat natural en Bañados de Isoso no sufrió grandes cambios entre los años 1976 y 2005 (Fig. 2). Los mayores cambios ocurrieron en el noroeste, próximos a la colonia menonita Tinto del Este, donde se experimentaron tasas de reducción de

ambientes naturales en 2001 y 2005 mayores al 40% con relación a 1976 (relación métrica menor a 0.6). En la comunidad de Kuarirenda también se registró una disminución de la cubierta vegetal natural, pero ésta fue más pequeña que en el caso anterior (relación métrica entre 0.8-0.9 con relación a 1976) (Fig. 2). Los cambios más relevantes en PD tuvieron lugar durante los años 2001 y 2005 en el área próxima a la colonia menonita Tinto del Este, donde se observaron incrementos de hasta 40 veces los valores originales de densidad de parches. En la zona sur, en la comunidad isoseña Kuarirenda, la densidad de parches incrementó hasta 20 veces en comparación con la estimación correspondiente a 1976 (Fig. 3). Los tamaños promedio de parche (MPA) sufrieron reducciones de más de 75% (relación métrica menor a 0.25 con relación a 1976) en la parte noroeste, junto a la colonia menonita Tinto del Este y en el sur del territorio, en la comunidad Kuarirenda (Fig. 4). Los cambios en densidad de borde (ED) fueron más marcados en las mismas áreas donde se vieron los cambios de las otras métricas a partir del año 2001, principalmente en la parte central y en las aledañas a las comunidades menonitas e isoseñas (Fig. 5).

A pesar de que los cambios a nivel de cobertura no parecen grandes, las diferencias estructurales de los paisajes antes y después de 1991 son importantes. Hasta 1991, los valores de las métricas PLAND y MPA fueron

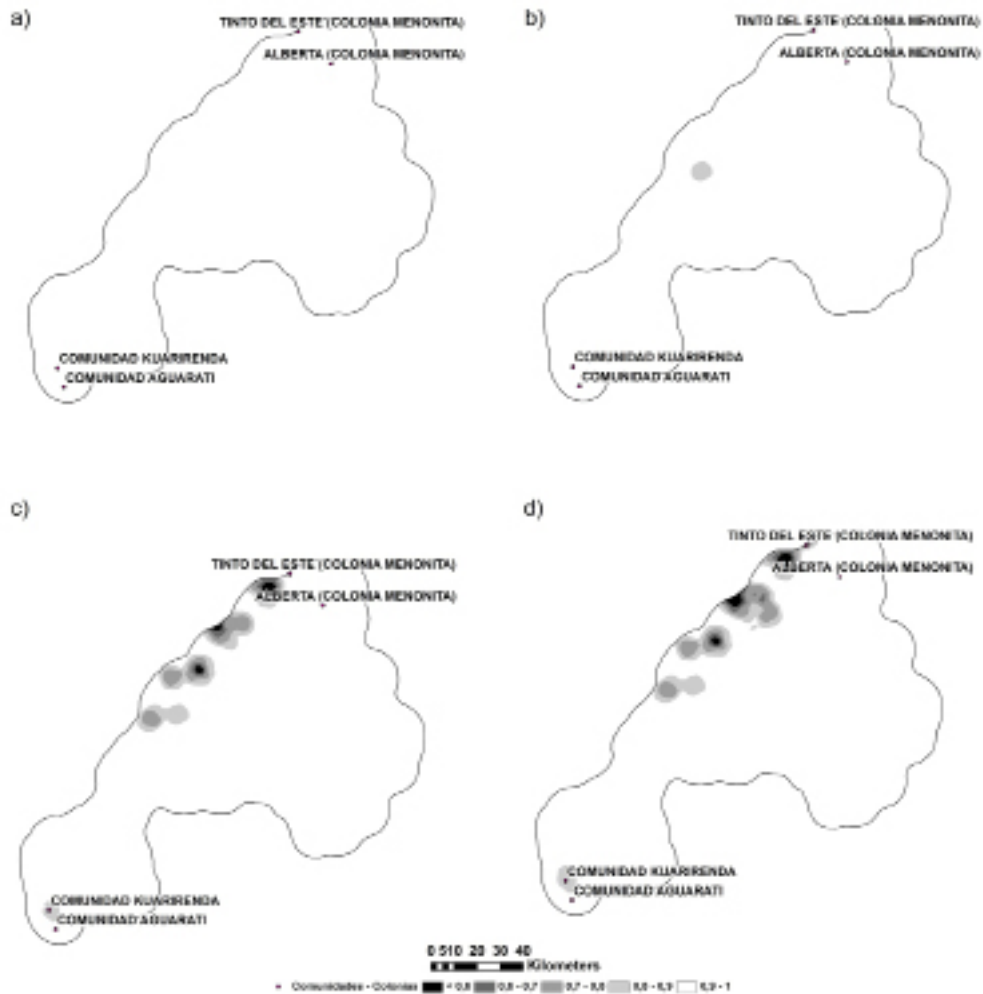


Figura 2. Relación métrica para el porcentaje del paisaje (PLAND) en Bañados de Iso para los años 1986 (a), 1991 (b), 2001 (c) y 2005 (d).

significativamente mayores que a partir del 2001, mientras que los valores de ED y PD fueron significativamente menores en el periodo comprendido entre 1976 y 1991 (Fig. 6). El índice integral de conectividad se redujo en un 5% entre 1976 y 2005 con un cambio pronunciado después de 1991 (Fig. 7).

Discusión

El uso combinado de mapas y análisis estadísticos para cuantificar y localizar las áreas de mayor impacto ha permitido entender mejor los procesos de cambio ocurridos en el sitio RAMSAR Bañados de Iso. Los resultados

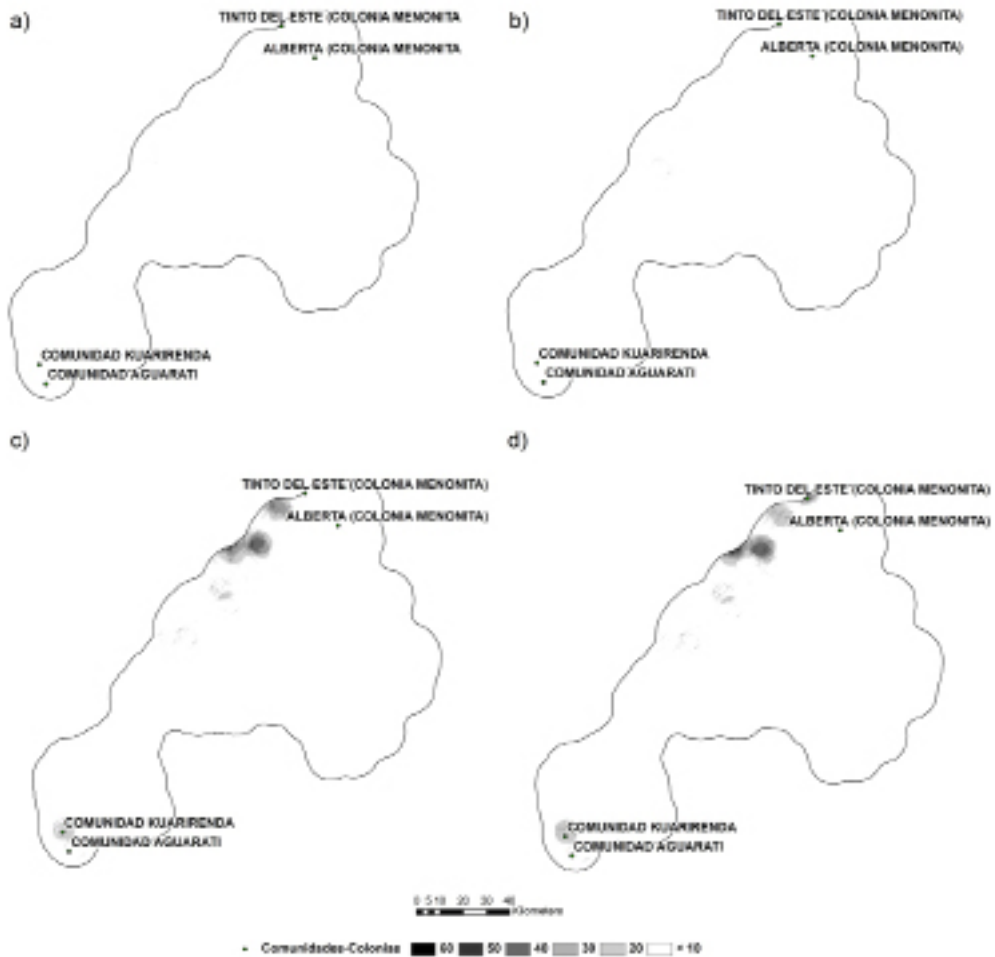


Figura 3. Relación métrica para la densidad de parche (PD) en Baños de Isoso para los años 1986 (a), 1991 (b), 2001 (c) y 2005 (d).

presentados en este estudio han demostrado que el uso combinado de métricas del paisaje pueden incorporarse de manera efectiva para entender los procesos de fragmentación y conectividad ocurridos en sitios RAMSAR debido a dinámicas antropogénicas, pero también podrían ser aplicados a cambios en la estructura del paisaje debido a otros procesos de perturbación tales como incendios,

inundaciones y/o derrumbes (Gustafson 1998, Perotto-Baldivieso *et al.* 2004). Estos estudios complementan los resultados de investigaciones a gran escala reportados a nivel nacional (Killen *et al.* 2007) y regional (Aide *et al.* 2013). De acuerdo a Killen *et al.* (2007), Bolivia ha experimentado incrementos continuos de cambios de cobertura durante las últimas tres décadas. Hasta 1976, la principal forma

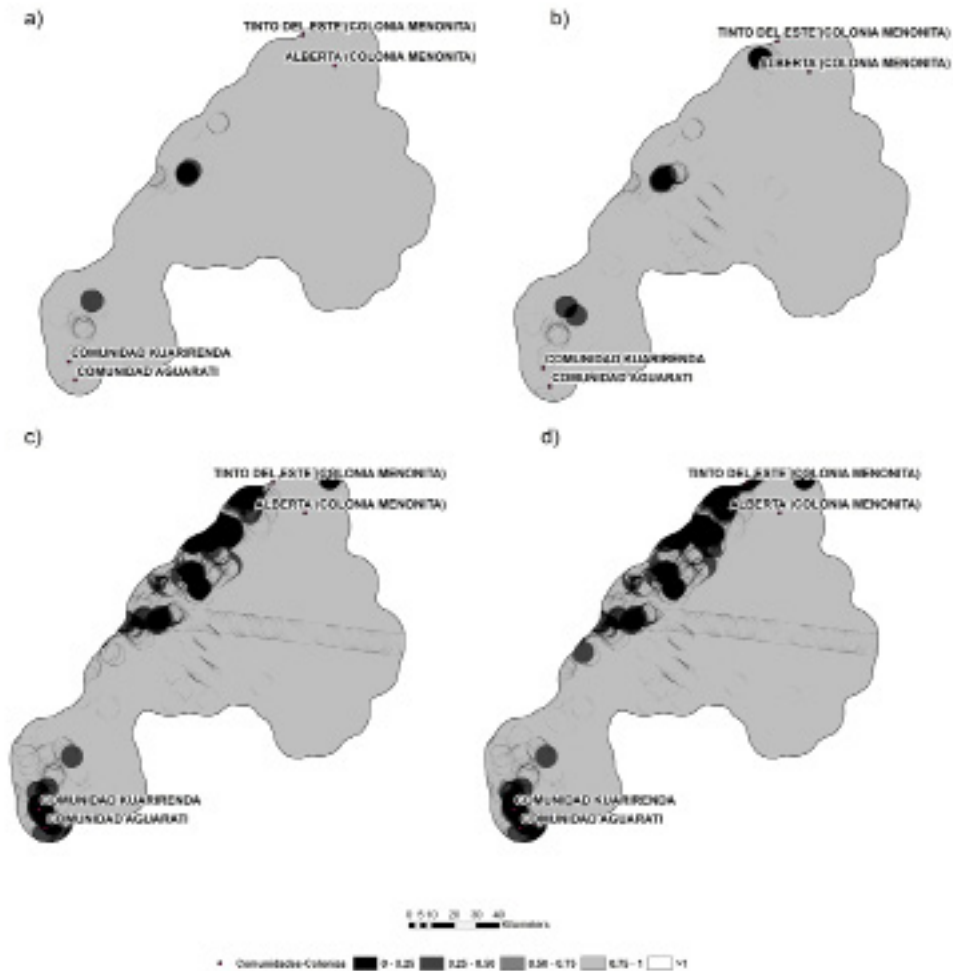


Figura 4. Relación métrica para el tamaño promedio del parche (MPA) en Bañados de Isoso para los años 1986 (a), 1991 (b), 2001 (c) y 2005 (d).

de cambio de cobertura fue la deforestación generada por agricultura de subsistencia. Sin embargo, en el periodo 1976–2004 otras formas de cambio de cobertura se han hecho más prevalentes, incluyendo conversión de sabana y vegetación arbustiva a pastura cultivada en el Gran Chaco y los biomas del cerrado; de humedales a agricultura mecanizada por modificación natural de patrones de drenaje;

de humedales a campos agrícolas de arroz; y de humedales inundados a pastura. El 75% del total del cambio de cobertura ha ocurrido en el departamento de Santa Cruz, donde la tasa de cambio ha incrementado dramáticamente en los últimos 20 años (Steininger *et al.* 2001, Killeen *et al.* 2008).

El cambio de cobertura en la región oriental de las tierras bajas de Bolivia fue

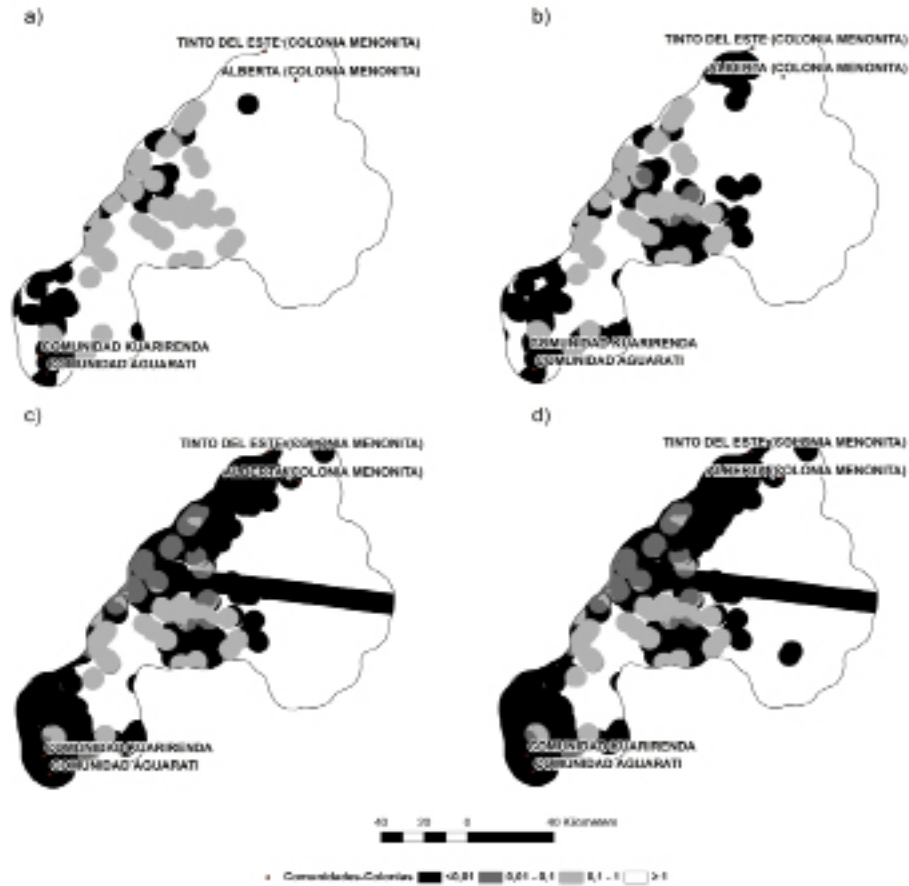


Figura 5. Relación métrica para la densidad de borde (ED) en Baños de Iiso para los años 1986 (a), 1991 (b), 2001 (c) y 2005 (d).

causado por la implementación de distintos modelos económicos de producción por varios grupos sociales (Pacheco & Mertens 2004, Pacheco 2006). La tasa de deforestación se ha incrementado a lo largo del tiempo y la contribución relativa de varios grupos sociales para su deforestación ha variado de acuerdo al mercado y las políticas públicas. Grupos no indígenas tienden a expandir sus actividades mientras que las tasas de cambio asociados con grupos indígenas están decreciendo. En áreas

agrícolas a pequeña escala, especialmente a lo largo de las carreteras al norte y este de la ciudad de Santa Cruz de la Sierra, la deforestación se ha expandido en pequeños parches adyacentes a predios de subsistencia. Si bien es cierto que estas áreas de cultivo se encuentran a lo largo de comunidades indígenas y aledañas a ríos y cuerpos de agua, estos cambios no son significativos. Igualmente la contribución de la deforestación por los grupos indígenas en el interior del bosque es relativamente baja.

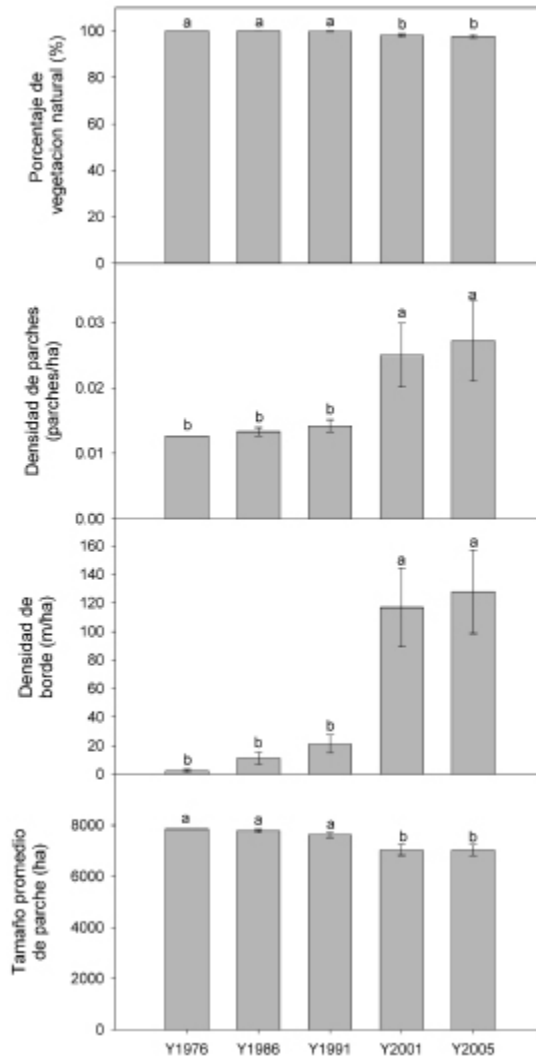


Figura 6. Análisis de varianza y test de Duncan en Baños de Isoso para los años 1986, 1991, 2001 y 2005. El error estándar y las letras (a y b) indican la diferencia estadística con un nivel de significancia de 5%.

Por otro lado, el mercado tiende a estimular la deforestación por el incremento de la demanda de azúcar, algodón y soya o por la migración de campesinos y por otro lado se están perdiendo los sistemas de producción alternativa como la

goma y la castaña (Pacheco & Mertens 2004, Killeen *et al.* 2008). En las tierras bajas al este de Santa Cruz ha ocurrido más de la mitad de la deforestación nacional. Esta área fue el centro de proyectos de desarrollo del Banco Mundial

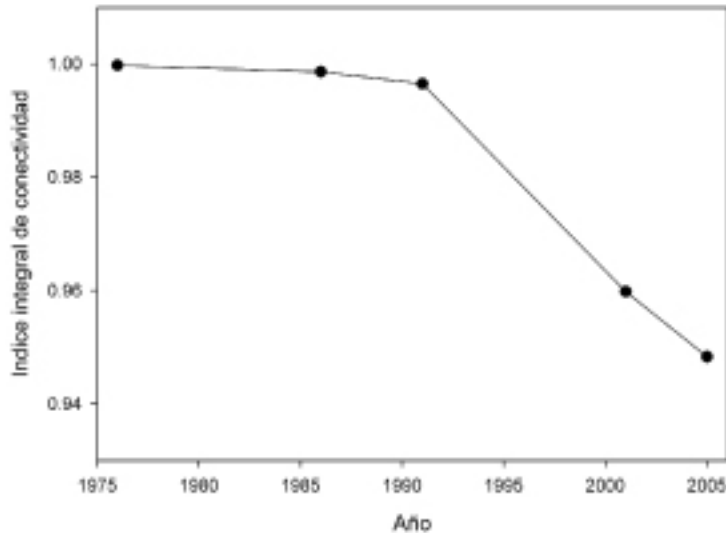


Figura 7. Índice integral de conectividad en Bañados de Iso para los años 1986, 1991, 2001 y 2005.

en los que gran cantidad de área boscosa fue talada exclusivamente para la producción de soya principalmente por colonias menonitas (Steininger *et al.* 2001, Pacheco 2006).

El análisis realizado en nuestro estudio identificó que el sitio RAMSAR Bañados de Iso ha sufrido un cambio de cobertura vegetal natural en los años 2001 y 2005 mayor al 40% con relación a 1976, lo que representa 560.987,20 ha perdidas con un promedio de 46.748,93 ha/año. Al desagregar este resultado por los tipos de ecosistemas que presenta Bañados de Iso, se ha evidenciado que anualmente las áreas de sabana han sufrido un cambio de 70 ha; el Cerrado de 914 ha; y Chaco de 35.205 ha, siendo esta última la más representativa en cuanto a cambios de cobertura. De acuerdo a los datos demográficos de las poblaciones, existen 1.604 personas, lo cual representa una tasa de deforestación de 349.74 ha por persona entre 1976-2005. A pesar de estos cambios, aún no se realizan o concretan trabajos de restauración o mitigación en la región, lo que conlleva

consecuencias negativas para los paisajes en este sitio RAMSAR. El paisaje es un sistema completo que involucra procesos de cambio de acuerdo al grado de modificación humana (Farina 2000) y que provee de servicios a las personas: rendimiento económico, servicios culturales y educativos, contribución a la conservación del patrimonio, movilidad, turismo. El paisaje, además debe tener un funcionamiento adecuado de los procesos estructurales para proveer los servicios que dependen de él (Iglesias *et al.* 2009).

Tanto la conectividad como la fragmentación en este estudio son análisis estructurales del paisaje que permiten establecer la dinámica espacial y temporal de los cambios ocurridos en diferentes áreas de Bañados de Iso entre 1976 y 2005. Estos análisis son fundamentales en ecología del paisaje y deberían ser incorporados más explícitamente en las áreas de planificación territorial y/o evaluación y seguimiento ambiental de modelos, planes y proyectos (Iglesias *et al.* 2009). Estos análisis

pueden ser críticos para la toma de decisiones sobre el uso y aprovechamiento de los paisajes (Irastorza 2006), especialmente en el área turística ya que permitirá identificar sitios con recursos ecoturísticos de importancia, áreas con poca fragmentación y con una conectividad paisajística que permita a los turistas disfrutar de un espacio que está debidamente planificado. Estos principios, no obstante, deben complementarse con los diferentes contextos sociales y económicos que promueven el desarrollo de la frontera agrícola.

En respuesta a la creciente presión de diferentes grupos regionales, el Estado Boliviano inició a finales de 1970 un proceso de descentralización, estableciendo corporaciones de desarrollo departamentales para llevar a cabo la planificación regional e invertir en proyectos de desarrollo. El ingreso de esas corporaciones se originaba en las regalías de petróleo, gas, minerales y madera (Ferroukhi 2003). En 1990, la región del Chaco cruceño sufrió un proceso de explotación forestal masiva llevada a cabo por extranjeros y no indígenas que invadieron la zona, lo que redujo significativamente los recursos de los indígenas de la región (Killeen *et al.* 2008). Como resultado de estas políticas, los grupos indígenas realizaron la primera marcha indígena originaria en 1991 desencadenando así una movilización de la cual surgió la Ley de Forestal No. 1700 el 12 de julio de 1996, como medida para contrarrestar los efectos de explotación en aquella época. Ésta ley regularizaba, haciendo uso de la normativa correspondiente, la extracción de los recursos a través de concesionarias. Los pueblos indígenas guaraníes, a partir de sus diferentes asociaciones y agrupaciones, se movilizaron y promovieron además la declaración de área protegida para la región del chaco, logrando su cometido con la promulgación del Decreto N° 24122 del 21 de septiembre de 1995 de fundación del Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Kaa-Iya. A pesar de esta reglamentación, Bolivia cuenta con varios artículos dentro del Reglamento de Áreas Protegidas No. 24781

que aprueban la explotación hidrocarburífera de los recursos naturales en áreas protegidas. Los ejemplos más claros de explotación hidrocarburífera pueden ser observados en el Parque Nacional Carrasco, área que ha sufrido cambios y deforestación debido a su proximidad con la ciudad de Cochabamba y el Parque Nacional y Territorio Indígena Isiboro Sécore.

Con esta base, a partir de 1990 se empezaron a realizar trabajos de exploración en el área chaqueña del departamento abriendo así sendas y caminos para el desarrollo de la actividad. En julio de 1997, al concretarse todos los convenios necesarios empiezan los trabajos de construcción del gasoducto Bolivia-Brasil y en 1999 empiezan sus operaciones a nivel internacional (Quintana 2007). Estos cambios en el paisaje se reflejan en nuestro estudio a través de los cambios en ED y MPA, especialmente después de las imágenes de 2001. Asimismo, a partir de 1997 nuevos cambios de uso de la tierra se produjeron por el establecimiento de colonias menonitas procedentes de Canadá que se establecieron en Alberta y zonas aledañas (Giménez *et al.* 2000). Los procesos de cambio de uso ocurridos en estas nuevas colonias siguen patrones muy similares a otras colonias menonitas establecidas en el país. Las iniciativas políticas que han acelerado la conversión del hábitat por varios grupos incluyen esquemas de colonización, permisos de visa para extranjeros e inversión en infraestructura. Para el desarrollo de una estrategia efectiva de conservación es importante entender cómo las tendencias de los mercados económicos y las iniciativas políticas pueden tener efectos en la estructura del paisaje y consecuentemente afectar el funcionamiento adecuado de los ecosistemas.

Dentro de estas estrategias el ecoturismo es una de las alternativas que se han desarrollado en Latino América (Boullón 2002). En el caso específico de Bañados de Isoso, los usos actuales de la tierra ocurridos en los últimos 30 años aparentemente han tenido un efecto negativo sobre la vegetación natural. Nuevas

propuestas ecoturísticas podrían ayudar a reducir este efecto y proporcionar alternativas sostenibles. Sin embargo, estas iniciativas deben ser manejadas de manera que no se produzcan efectos similares o aún más negativos que los derivados de los usos actuales como se ha evidenciado con los conflictos sociales ocurridos en la reserva ecológica Agua Selva en México (Alejandro-Montiel *et al.* 2010). En ese sentido, principios de ecología del paisaje para fines de ecoturismo, integrados en un contexto social y económico, podrían ayudar a identificar los lugares con mayor potencial a nivel paisajístico y plantear una estrategia efectiva de conservación. Los análisis presentados en este estudio se basan en escalas relacionadas a procesos ecoturísticos y han demostrado un potencial para incorporar principios de ecología del paisaje para la identificación de áreas donde el ecoturismo podría ser implementado como una estrategia sostenible para la conservación de los recursos biológicos y funciones ecológicas de sitios RAMSAR.

Conclusiones

En el futuro se deben implementar políticas que incorporen un balance entre conservación y desarrollo. Los principios de ecología del paisaje, como los que se han utilizado en este estudio, pueden ser muy valiosos para analizar y evaluar los cambios y efectos que estas políticas tengan en sitios RAMSAR y en paisajes naturales en general. Más aún, estos principios pueden ser útiles para entender la distribución y los efectos de estos cambios, lo que ayuda a desarrollar estrategias que incorporen decisiones a nivel de comunidades locales, especialmente en el área turística donde se puede planificar adecuadamente el aprovechamiento de la infraestructura existente y el incentivo a las poblaciones locales a mejorar sus condiciones de vida. Una de estas estrategias es el desarrollo de proyectos de ecoturismo, que estén íntimamente ligados a la conservación y que tengan en cuenta la ecología del paisaje

a nivel estructural y funcional, debido a que los bosques menos fragmentados con mayor conectividad, recursos ecoturísticos y adecuada infraestructura serán los más apreciados para estas actividades.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Fundación para el Desarrollo de la Ecología y el contenido de este trabajo fue parte de la tesis de maestría de Luisa Arancibia Arce en la Universidad Mayor de San Andrés. Deseamos expresar nuestro agradecimiento a la Maestría en Ecología y Conservación de la Universidad Mayor de San Andrés, al personal técnico del Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado de la Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, a la Capitanía de Alto y Bajo Isoso (CABI), a los técnicos de la Gobernación del Departamento de Santa Cruz de la Sierra y a los dos revisores anónimos que con sus comentarios y sugerencias nos han ayudado a mejorar este manuscrito.

Referencias

- Adámoli, J. 1999. Los humedales del Chaco y del Pantanal. pp. 87-95. En: Malvárez, A. I. (ed.) Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados en Sudamérica. Universidad de Buenos Aires. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo.
- Aide, T.M., M.L. Clark, H.R. Grau, D. López-Carr, M.A. Levy, D. Redo, M. Bonilla-Moheno, G. Riner, M.J. Andrade-Núñez, & M. Muñiz. 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45: 262-271.
- Alejandro-Montiel, C., A. Galmiche-Tejeda, M. Domínguez-Domínguez, & J. Rincón-Ramírez. 2010. Cambios en la cubierta forestal del área ecoturística de la Reserva

- ecológica de Agua Selva, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 12: 605-617.
- Argollo, J. 2006. El río Parapetí y los Bañados del Izozog, Bolivia. *UnG - Geociencias* 5: 38-44.
- Boullón, R. 2002. *Ecoturismo: sistemas naturales y urbanos*. 2da. Edic. Ediciones Turísticas, Buenos Aires. 128 p.
- Brander, L. M., R. Florax & J. Vermaat. 2006. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics* 33(2): 223-250.
- Bruckner, A., G. Navarro & W. J. Ferreira. 2000. Evolución del paisaje y alternativas de ordenamiento sostenible en la región del Chapare, Bolivia. *Revista de Ecología y Conservación Ambiental* 7: 47-65.
- Chazdon, R., C. Harvey, O. Komar, D. M. Griffith, B. G. Ferguson, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. Van Breugel & S. M. Philpott. 2009. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41(2): 142-153.
- Cochrane, T. A., T. J. Killeen & O. Rosales. 2006. Agua, gas y agro industria – gestión sostenible de agua para riego agrícola en Santa Cruz, Bolivia. 1ra. Edic. Conservación Internacional, La Paz. 179 p.
- Convención RAMSAR. 2001. Ficha informativa de los humedales de Ramsar: Bañados de Isozo y río Parapetí. Santa Cruz de la Sierra. 11 p.
- Covich, A. 2006. Protección de la biodiversidad del bentos para asegurar procesamiento de materia orgánica y servicios del ecosistema: importancia de los invertebrados fragmentadores en redes de drenaje. *Ecotropicos* 19(2): 109-127.
- De Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein & L. Willemsen. 2009. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7: 260-272.
- Farina, A. 2000. Principles and methods in landscape ecology. Kluwer Academic Publisher, Londres. 345 p.
- Ferroukhi, L. 2003. Municipal forest management in Latin America. CIFOR and IDRC, Bogor. 235 p.
- Forman, R. & M. Godron. 1986. Landscape ecology. John Wiley, New York. 620 p.
- Gibbes, C., J. Southworth & E. Keys. 2009. Wetland conservation: Change and fragmentation in Trinidad's protected areas. *Geoforum* 40: 91-104.
- Giménez, F., F. Gil, D. Ortiz, A.M. Barba & N. Titichoca. 2000. Detección y control de un brote epidémico de sarampión en la comunidad menonita del departamento de Santa Cruz-Bolivia. *Revista de la Sociedad Boliviana de Pediatría* 39: 100-103.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Ibisch, P.L., K. Columba & S. Reichle. 2002. Plan de conservación y desarrollo sostenible para el bosque seco chiquitano, Cerrado y Pantanal boliviano. 1ra. Edic. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra. 209 p.
- Ibisch, P.L. & G. Mérida. 2003. Biodiversidad la riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Ministerio de Desarrollo Sostenible. 1ra. Edic. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra. 638 p.
- Iglesias, C., V. Asenjo, P. Bianucci, J. Cuenca, F. J. Franco, P. M. Herrera, S. Molina, J. L. Santiago, L. Santos & M. Serrada. 2009. Ecología del paisaje y seguimiento ambiental: feedback en materia ambiental. ECOPÁS, Madrid. 179 p.
- Irastorza, P. 2006. Integración de la ecología del paisaje en la planificación territorial. Aplicación a la comunidad de Madrid.

- Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid. 289 p.
- Jenkins, W. A., B. C. Murray, R. A. Kramer & S. P. Faulkner. 20010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics* 69: 1051-1061.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. K. Steininger, G. Harper, L. Solórzano & C. J. Tucker. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia. *Ambio* 36(7): 600-606.
- Killeen, T.J., E. Garcia & S. G. Beck (eds.). 1993. Guía de árboles de Bolivia. Herbario Nacional de Bolivia - Missouri Botanical Garden, Editorial Quipus, srl., La Paz. 919 p.
- Killeen, T. J., A. Guerra, M. Calzada, L. Correa, V. Calderon, L. Soria, B. Quezada & M. K. Steininger. 2008. Total historical land-use change in eastern Bolivia: who, where, when, and how much? *Ecology and Society* 13(1): 36-62.
- Kroger, R., L. M. Khomo, S. Levick & K. H. Rogers. 2009. Moving window analysis and riparian boundary delineation on the Northern Plains of Kruger National Park, South Africa. *Acta Oecologica* 35: 573-580.
- Kumar, M. & P. Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* 64: 808-819.
- McGarigal, K. & B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland. 122 p.
- Millington A. C., X. M. Velez-Liendo & A. V. Bradley. 2003. Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 57: 289-299.
- Navarro, G. & W. Ferreira. 2004. Zonas de vegetación potencial de Bolivia: Una base para el análisis de vacíos de conservación. *Revista Boliviana de Ecología* 15: 1-40.
- Navarro, G. & W. Ferreira. 2007. Mapa de vegetación de Bolivia. The Nature Conservancy & Rumbol, Cochabamba. 65 p.
- Navarro, G. & M. Maldonado. 2002. Geografía ecológica de Bolivia: vegetación y ambientes acuáticos. 4ta. Edic. Centro de Ecología Simón I. Patiño-Departamento de Difusión. Cochabamba. 718 p.
- Nel, M. & L. Andreu. 2004. El ecoturismo como estrategia turística: el caso de Cuba. *Revista de Geografía* 3: 117-131.
- Otoya, M. 2006. Turismo, motor de crecimiento y desarrollo de Costa Rica. *Ambientales* 31: 21-26.
- Pacheco, P. & B. Mertens. 2004. Land use change and agricultural development in Santa Cruz, Bolivia. *Boit et Forests Tropiques* 280(2): 29-40.
- Pacheco, P. 2006. Agricultural expansion and deforestation in the lowlands Bolivia: the import substitution versus the structural adjustment model. *Land Use Policy* 23: 205-225.
- Pascual-Hortal, L. & S. Saura. 2007. Impact of spatial scale on the identification of critical habitat patches for the maintenance of landscape connectivity. *Landscape and Urban Planning* 83: 176-186.
- Perotto-Baldivieso, H.L., E. Meléndez-Ackerman, M.A. García, P. Leimgruber, S.M. Cooper, A. Martínez, P. Calle, O.M. Ramos Gónzales, M. Quiñones, C.A. Christen & G. Pons. 2009. Spatial distribution, connectivity, and the influence of scale: habitat availability for the endangered Mona Island rock iguana. *Biodiversity and Conservation* 18: 905-917.
- Perotto-Baldivieso H.L., T.L. Thurow, C.T. Smith, R.F. Fisher & X.B. Wu. 2004. GIS-based spatial analysis

- and modeling for landslide hazard assessment in steeplands, southern Honduras. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 165-176.
- Perotto-Baldivieso, H. L., X. Wu, M. Peterson, F. Smeins, N. Silvy & T. Wayne. 2011. Flooding-induced landscape changes along dendritic stream networks and implications for wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning* 99: 115-122.
- Pinto-Ledezma, J. & T. Ruiz de Centurión. 2010. Patrones de deforestación y fragmentación 1976-2006 en el municipio San Julián (Santa Cruz, Bolivia). *Ecología en Bolivia* 45(2): 101-115.
- Quintana, R. 2007. Balance SSMS. Gas TransBoliviano S.A., Santa Cruz de la Sierra. 183 p.
- Saura, S. & L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83: 91-103.
- SERNAP (Servicio Nacional de Áreas Protegidas). 2006. Estrategias de gestión de tierras -Tomo II. La Paz. 58 p.
- Steininger, M. K., C. J. Tucker, J. R. G. Townshend, T. J. Killeen, A. Desch, V. Bell & P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28(2): 127-134.
- Troy, B., C. Sarron, J. Fritsch & D. Rollin. 2007. Assessment of the impacts of land use changes on the hydrological regime of a small rural catchment in South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth* 32: 984-994.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2002. Seguimiento de las directrices de la Convención RAMSAR en la planificación de los humedales de importancia internacional en Centroamérica. 1ra. Edic. Oficina Regional para Mesoamérica, San José. 36 p.
- Wu, X. B., T. L. Thurow & S. G. Whisenant. 2000. Fragmentation and changes in hydrologic function of tiger bush landscapes, south-west Niger. *Journal of Ecology* 88: 790-800.
- Zemanova, M. 2010. Spatial assessment of land use change patterns and their impact in wildlife habitat in tropical forests. MSc Thesis in Ecological Conservation, Cranfield University, Cranfield. 74 p.

Artículo recibido en: Mayo de 2013.

Manejado por: Blanca León.

Aceptado en: Septiembre de 2013.