

## **Patrones de deforestación y fragmentación 1976-2006 en el municipio San Julián (Santa Cruz, Bolivia)**

Deforestation and fragmentation patterns 1976-2006  
in San Julian district (Santa Cruz, Bolivia)

**J.N. Pinto-Ledezma & Teresa Ruíz de Centurión**

<sup>1</sup>Área de Ecología, Museo de Historia Natural Noel Kempff, Av. Irala 565, CC. 2489.  
Santa Cruz - Bolivia. Email: [jpinto@museonoelkempff.org](mailto:jpinto@museonoelkempff.org); Autor de correspondencia

<sup>2</sup>Carrera de Biología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno,  
El Vallecito Km. 9 carretera al Norte, CC. 702. Santa Cruz, Bolivia

### **Resumen**

El Municipio de San Julián, ubicado en el Departamento Santa Cruz (Bolivia) se caracteriza por presentar una de las mayores tasas de crecimiento poblacional del país. Sobre esta base, se caracteriza y analiza cómo han evolucionado los patrones de deforestación y fragmentación para un período de 30 años, mediante el uso de SIG y datos derivados de imágenes satelitales. Los resultados muestran que transcurrido este corto período, la superficie de coberturas naturales se redujo drásticamente pasando de un 98% en 1976 a un 32% en 2006, provocando cambios significativos en el paisaje, especialmente en la configuración de los bosques. En los bosques, la densidad de fragmentos aumentó de 0.073 (1976) a 0.509 (2006) por cada 100 ha, con una distancia media entre fragmentos de 151 y 210 m, respectivamente, evidenciándose además una reducción en el tamaño de los mismos que pasaron de superficies de 1.204 ha en 1976 a 54 ha en el 2006. Este patrón de fragmentación no se repite en las sabanas, por un lado porque su superficie es muy reducida en comparación a los bosques y porque el proceso de deforestación tendió a un aislamiento o bien a formar parches aislados de sabanas rodeados de una matriz de uso antrópico. El índice de dispersión (ID) muestra que para ambos tipos de vegetación, los fragmentos se encuentran agregados corroborándose así el patrón de sabanas, pero el de bosques tiende a una distribución aleatoria.

**Palabras claves:** Patrón de deforestación, Patrón de fragmentación, San Julián, SIG.

### **Abstract**

The San Julian district is one of the municipalities that has one of the highest rates of population growth in Bolivia. Based on this, we studied the patterns of deforestation and fragmentation of the San Julian district, in a period of 30 years, using data from GIS and satellite imagery. The results show that after 30 years, the natural coverage (forest and savannas) was reduced sharply from 98% in 1976 to 32% for 2006, this reduction in natural coverage caused changes in the configuration of forests and savannas. In the case of forest, the fragments density increased from 0.073 per 100 ha in 1976 to 0.509 in 2006, being the mean distance between fragments of 151 and 210 m, respectively. Also a reduction in the size of the fragments was measured, with fragment surfaces of 1,204 in 1976 to 54 in 2006. This fragmentation pattern was not repeated in

the case of savannas, as the same size was very small in relation to the forest, and secondly, the process of deforestation caused that they are isolated or in some cases forming isolated patches of savannas surrounded by a matrix of anthropogenic use. On the other hand, the dispersion index (ID) shows that for both cases, the fragments are aggregates, which corroborate the pattern of savannas, but for the case of forests, tend to have a random distribution.

**Keywords:** GIS, Pattern of deforestation, Pattern of fragmentation, San Julian.

## Introducción

Las elevadas tasas de deforestación en los bosques tropicales (Gómez-Pompa *et al.* 1972, Skole & Tucker 1993, Steining *et al.* 2001 a y b, Achard *et al.* 2002), corresponden al primer factor que conduce irremediamente hacia la transformación del paisaje. Una vez que se produce la deforestación, comienza a impactar el factor poblacional debido a que las altas tasas de crecimiento demográfico conducen a la búsqueda de nuevas tierras, generalmente para la agricultura y/o ganadería, provocando una mayor escasez de tierra (Amissah & Miller 2002, Davidson *et al.* 2003, Pinto-Ledezma 2006, Kamusoko & Aniya 2007), que inicia nuevamente la espiral de deforestación.

Esta transformación del bosque provoca la fragmentación del paisaje que lleva a una serie de parches remanentes de vegetación natural de diferentes tamaño, grado de disturbio y aislamiento (Orians *et al.* 1986, Lord & Norton 1990), conformándose gradualmente a una matriz de vegetación distinta y un consecuente cambio en la categoría de uso del suelo, con pérdida de la flora, fauna y ecosistemas (Morello 1983, Forman & Godron 1986, Spies *et al.* 1994, Murcia 1995, Lawrence & Bierregaard 1997, Kapos & Iremonger 1998, Gascon *et al.* 1999, Ministerio do Meio Ambiente 2003, Laverty & Gibbs 2007). Este cambio ocurre generalmente de manera progresiva y rápida, lo que altera drásticamente el tamaño, forma, distribución espacial, disponibilidad y calidad de los hábitats para la vida silvestre (Orians *et al.* 1986, Saunders *et al.* 1991, Bierregaard *et al.* 1992), modificando la dinámica poblacional de las especies que viven en dichos hábitats (Orians *et al.* 1986). En base a lo anterior, la

fragmentación está comúnmente ligada con la declinación poblacional y el incremento en el riesgo de extinción (Anzures & Manson 2007), por lo que es considerada una de las mayores amenazas para la biodiversidad (Saunders *et al.*, 1991; Laurence & Bierregaard, 1997; Laurence, 1999; Ministerio do Meio Ambiente, 2003), aunque la severidad de esta amenaza depende de las características de los taxones específicos (Fahrig 1997; Ministerio do Meio Ambiente, 2003; Watling & Donnelly, 2006; Anzures & Manson, 2007).

Actualmente en Latinoamérica y en la mayor parte del territorio boliviano, la deforestación y la fragmentación son las mayores causas de deterioro de los ecosistemas (Dirzo & Garcia 1992, Pacheco 1998; Steining *et al.* 2001 a y b; Camacho *et al.* 2001, Rojas *et al.* 2003, Gavier 2002, Cayuela *et al.* 2006). En Bolivia, uno de los casos más impactantes es el de las tierras bajas del Oriente, un área de aproximadamente 20.000 km<sup>2</sup> de bosque deciduo de bajo localizada al este del departamento de Santa Cruz y que en las últimas décadas ha sufrido cambios muy rápidos en la cobertura y estructura de sus bosques (Steining *et al.* 2001a; Killeen *et al.* 2007, Killeen *et al.* 2008). Estos cambios de cobertura y estructura boscosa son producidos principalmente por la alta tasa de inmigración en la zona de estudio y sus consecuentes actividades, en la que se destaca la agricultura mecanizada (Pacheco 1998, Pinto-Ledezma 2006, Pacheco 2006, Killeen *et al.* 2007) que aceleran la dinámica de los procesos naturales (Hunter 1996, Agarwal *et al.* 2002, Liu *et al.* 2003, Kamusoko & Aniya 2007) y que históricamente son los principales modificadores del paisaje. Por las implicancias que tienen estos factores, el realizar estimaciones de la deforestación y los

cambios que se producen en el patrón espacial de los paisajes son muy valiosos para cuantificar la fragmentación y su vinculación con los cambios del paisaje, la reducción de hábitats disponibles para la vida silvestre, la pérdida de biodiversidad y los efectos ecológicos a distintas escalas espaciales y temporales (Dirzo & García 1992).

En base a lo anterior, y con el propósito de cuantificar la evolución del paisaje en uno de los municipios que con mayor tasa de crecimiento poblacional de las tierras bajas del Oriente boliviano, el presente estudio analiza los patrones de deforestación y consecuente fragmentación provocados por distintos usos de la tierra en un periodo de 30 años en el Municipio de San Julián, departamento de Santa Cruz (Bolivia) mediante el uso de datos de derivados de imágenes satelitales de mediana resolución. Los cambios en las coberturas naturales y el análisis de fragmentación se analizan para los años 1976, 1991 y 2006. Para analizar la fragmentación de los sistemas naturales usamos métricas de paisaje a nivel de clase y se tomó el año 1950 como año base para el cálculo de las tasas de deforestación en el Municipio de San Julián (Pinto-Ledezma, 2006) puesto que fue en ese año cuando se llevó a cabo el primer Censo Nacional de Agricultura (Bethell, 2008).

### Área de estudio

El Municipio de San Julián (Fig. 1) corresponde a la Cuarta Sección Municipal de la Provincia Ñuflo de Chávez, ubicada a 150 km al Noreste de la ciudad de Santa Cruz, limitando con las siguientes coordenadas geográficas: al norte el paralelo 16°20', al oeste el Río Grande, al sur el paralelo 17°25' y al este el Río San Julián (INE 2005). La temperatura media anual fluctúa entre los 25 y 28°C, con una precipitación media anual de 1.100 m (SENAMHI 2009). Según el Censo Nacional de Población y Vivienda (INE 2005), en el 2001 la población del Municipio de San Julián fue de 56.206 habitantes y la estimación para 2010 es de 78.840 habitantes, lo que indica

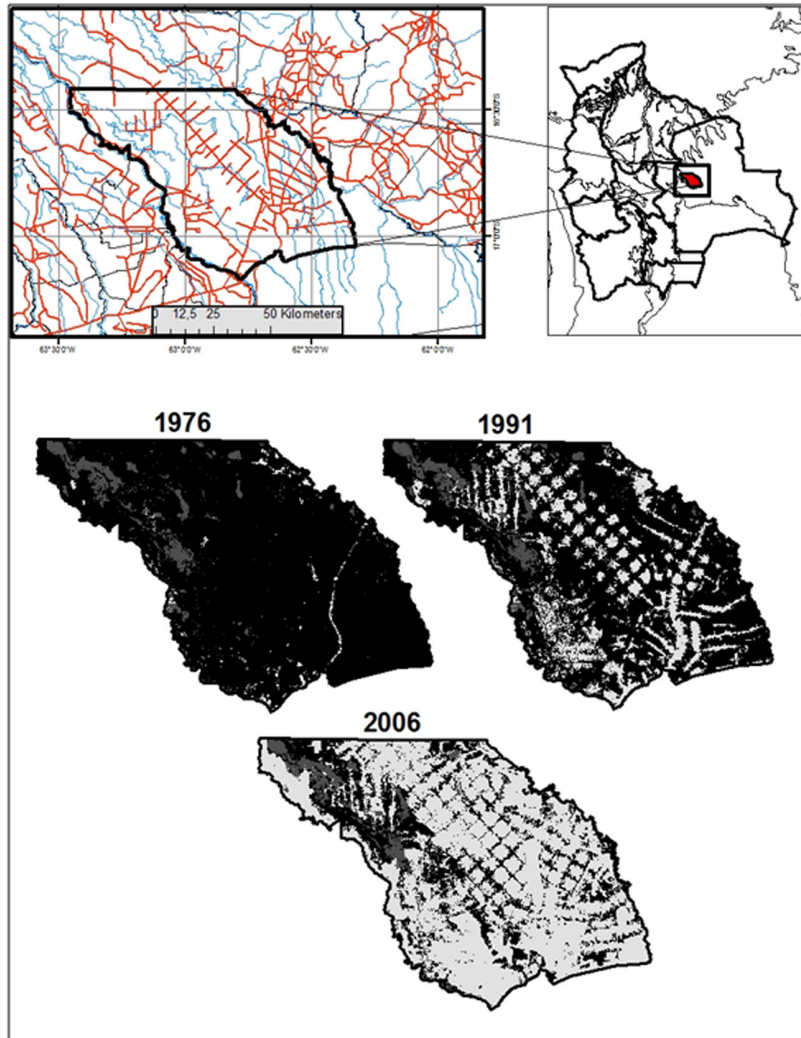
que es uno de los municipios con mayores tasas de crecimiento poblacional (3.66 %) del departamento de Santa Cruz. La población se encuentra dispersa en todo el territorio del municipio y sólo un 3% se concentra en la ciudad de San Julián.

Fisiográficamente es un paisaje de llanuras (Montes de Oca, 1995) y las principales ecorregiones corresponden al bosque seco chiquitano, bosques húmedos amazónicos y Cerrado (Olson & Dinerstein 1997 y 1998, Olson *et al.* 2001, Ibsch *et al.* 2003) y una pequeña extensión corresponde a la región chaqueña (Navarro & Ferreira 2004). El tipo de vegetación mejor representado en el área es el bosque semidecíduo chiquitano, una serie de vegetación climatófila de las llanuras aluviales antiguas del Río San Julián, florísticamente empobrecida (Navarro 2002).

### Métodos

#### Procesamiento e interpretación de imágenes coberturas

Para examinar los patrones de deforestación y fragmentación de bosques y sabanas en el municipio de San Julián, se usaron tres mosaicos de imágenes satelitales LANDSAT TM y ETM de los años 1976, 1990 y 2006. Las primeras épocas (1976 y 1990) fueron adaptadas de un estudio previo (Steininger *et al.* 2001a), la tercera época (2006) es basada en un mosaico de tres imágenes LANDSAT ETM. Las imágenes de la tercera época (2006) fueron georeferenciadas con un error RMS de 0.3 píxeles. El proceso de clasificación de imágenes aplicado fue no supervisado, utilizando el módulo Isodata del programa Erdas Imagine v9.1 (Leica Geosystems 2006). El proceso de clasificación fue conducido usando 10 iteraciones y umbrales de convergencia de 0.95% para producir un archivo raster con 125 clases espectrales. Las clases espectrales fueron agrupadas en clases temáticas basado en la similaridad espectral de los tipos de coberturas (Killeen *et al.* 2005 y 2007).



**Figura 1.** Ubicación del Municipio de San Julián. Se muestra también los mapas derivados de las imágenes satelitales de mediana resolución (Landsat TM y ETM) bosques (negro), sabanas (gris) y áreas deforestadas (gris claro) para los tres años de estudio.

Previo a la clasificación se desarrollaron dos campañas de campo en los meses de julio y agosto del 2005, donde se colectaron datos georeferenciados (N = 225) de los principales tipos de coberturas. Las principales coberturas identificadas en campo fueron: bosques (amazónicos y chiquitanos), no-bosques naturales (sabanas, cerrado, chaco y bancos de arena), deforestación (áreas urbanas,

agricultura, pastizales cultivados y barbechos), agua y humedales.

Posteriormente usamos los datos de campo para realizar una clasificación supervisada, dichos datos sirvieron para establecer áreas de entrenamiento con un mínimo de 70 píxeles (*sensu* Eastman), usando el clasificador de máxima probabilidad (Maximum Likelihood) de Erdas Imagine v9.1 (Leica Geosystems 2006).

Las clases resultantes de las tres épocas de estudio fueron agrupadas en bosques, sabanas y deforestación, creando tres imágenes con tres clases temáticas (Fig. 1).

Por último, la exactitud de la clasificación para las coberturas identificadas se basó principalmente en el estudio realizado por Steininger *et al.* (2001a), donde los bosques tuvieron una exactitud de 90%, deforestación 98% y sabanas 75%, de los cuales un 5% fue confundido por bosques en regeneración. Para la época 2006, la exactitud de la clasificación se realizó sólo para la clase deforestación. Para ésto, se comparó la clase deforestación con 25 fotografías (análisis videográfico) tomadas en noviembre del 2006, donde cada fotografía abarcaba una superficie de 7 ha (Killeen *et al.* 2007). La comparación se realizó en base al porcentaje ocupado por la clase deforestación en la imagen clasificada y en la fotografía. Así, de las 175 ha muestreadas, el 95% fue correctamente clasificado.

### Análisis del patrón de deforestación y fragmentación

Usamos el término deforestación conceptualizándolo cuando existe un reemplazo de coberturas boscosas y de sabanas naturales por pastizales implantados, campos agrícolas y establecimientos humanos (Dirzo & Garcia 1992) y el término fragmentación como la interrupción a la continuidad de áreas naturales (Lord & Norton 1990) y subdivisión de paisajes en unidades más pequeñas (Laberty & Gibbs 2007). Para el cálculo de las tasas de deforestación ( $r$ ) se utilizó la metodología propuesta por Puyravaud (2003), el cual es una expresión de interés compuesto y no subestima la tasa anual de deforestación cuando los cambios son muy grandes y acelerados (Puyravaud, 2003). En este sentido se calculó las tasas de deforestación para las tres épocas de estudio (1976, 1991, y 2006), considerando el año 1950 como año base para el cálculo de la primera época. Para calcular la configuración espacial de los

paisajes y sus cambios temporales se eligieron las métricas de paisaje más aceptadas (Forman 1995, Gustafson 1998, With & King 1999, Wu *et al.* 2000, Gavier 2002, Millington *et al.* 2003, Kamusoko & Aniya 2007, Pinto-Ledezma 2009). Se calcularon seis métricas de paisaje a nivel clase, puesto que este nivel representa mejor el patrón y la distribución de uso de la tierra (Pan *et al.* 2004). Además, la mayoría de las métricas a nivel de clase puede ayudar a interpretar la fragmentación y sus efectos y puede cuantificarse la cantidad y distribución de un particular uso de tierra/cobertura (McGarigal & Cushman 2002). En base a lo anterior, se usó el porcentaje de cobertura (%LAND) para medir los cambios en la superficie de bosques y sabanas, calculándose también las tasas de deforestación. Las características espaciales de los parches de bosques y sabanas fueron medidas con métricas que incluyen: densidad y tamaño medio de los parches, índice de interdispersión y yuxtaposición, la distancia media del vecino más cercano y el índice de dispersión (McGarigal & Marks 1995).

La densidad de parches (PD), un aspecto limitante pero fundamental del patrón del paisaje (McGarigal & Marks 1995), se define como el número de parches por unidad de área, dato que facilita la comparación entre paisajes de varios tamaños ya que la densidad de parches es un buen indicador de fragmentación (McGarigal *et al.* 2002, Smith *et al.* 2009). Por otro lado, a menudo la densidad de parches tiene un valor limitado de interpretación por sí mismo, ya que no transmite información sobre el tamaño y la distribución espacial de los parches (McGarigal *et al.* 2002). El tamaño medio de los fragmentos (MPS) indica la media de los tamaños de fragmentos de coberturas presentes en el paisaje y la reducción progresiva del tamaño es un componente clave en el proceso de fragmentación, puesto que un paisaje con un tamaño medio del fragmento menor que otro puede ser considerado como más fragmentado (McGarigal & Marks 1995). Por otro lado, se calculó la métrica de interdispersión y yuxtaposición (IJI), que permite conocer la configuración espacial de

los parches del paisaje en sus adyacencias, y el grado de entremezclado de parches en función del número de clases y parches (Gustafson & Parker 1992, McGarigal & Marks 1995, MacGarigal *et al.* 2002). Valores altos del índice (100) ocurren en paisajes donde los tipos de parches están distribuidas con equidistancia (igual adyacencia con otros parches), mientras que valores bajos (0) son característicos de paisajes pobremente intercalados, es decir, que los parches del paisaje están distribuidas aleatoriamente (McGarigal & Marks 1995, McGarigal *et al.* 2002, Smith *et al.* 2009).

La distancia media al vecino más cercano (MNN) refleja la disposición de los parches de distintos tipos de cobertura en el paisaje e indica la distancia promedio entre los fragmentos de bosque basándose en la distancia borde-borde. La distancia al fragmento más cercano de la misma clase influye en las posibilidades de dispersión de los individuos de una metapoblación afectando toda la dinámica poblacional (Kareiva 1990, With & King 1999). Por último, el índice de dispersión (DI), se refiere a la tendencia de los parches a ser regulares o distribuidos continuamente (i.e. agrupados) con respecto a otros e indica la distribución espacial de los fragmentos en el paisaje. Los valores de este índice fluctúan entre 0 y 2.4 y puede ser explicado de la siguiente manera: Si el valor del índice es igual a 1, los fragmentos están distribuidos al azar; si es menor a 1, los fragmentos están agregados y si es mayor que 1, los fragmentos están regularmente distribuidos (Forman & Godron 1986, MacGarigal & Marks 1995). El cálculo de estas métricas se realizó mediante el uso del programa Fragstats v3.3 (MacGarigal & Marks 1995).

## Resultados

### Patrón de deforestación y cambio de coberturas

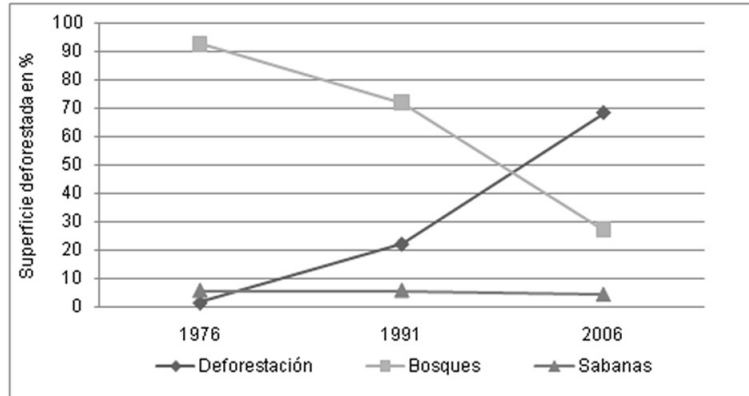
La deforestación afecta todos los hábitats del Municipio de San Julián debido a la acción de los disturbios antrópicos y naturales; aunque

es el primero el que ha causado el mayor cambio en los hábitats del municipio. En este sentido, el patrón de deforestación se evidencia en la proporción de superficie total de tierra deforestada (%LAND) que incrementa pasando de 1.66% en 1976 hasta un 68.27% de cambio en el 2006, con un valor intermedio de 22.54% para 1991. Este patrón también puede ser observado por las altas tasas de deforestación ( $r$ ) calculadas para los 30 años de estudio (Figs. 1, 2 y tabla 1), periodo durante el cual la cobertura de los bosques amazónicos y chiquitanos son los que registran la mayor pérdida (66%) del total de su superficie hasta el año 2006; por otro lado, la cobertura de sabanas (cerrados y chaco) no muestra una pérdida sustancial con solo un 2% de cambio hasta el año 2006 (Figs. 1, 2 y tabla 1).

### Patrón de fragmentación

El análisis del patrón de la fragmentación nos indica que las características diferentes de los disturbios (especialmente antrópicos), además de la influencia de la topografía del área, condicionan la forma, ubicación y extensión de las áreas deforestadas. Como consecuencia, durante los 30 años del periodo de estudio, se han producido cambios en el tamaño, número, conectividad y distribución espacial de los fragmentos, con patrones diferentes en bosques y sabanas.

Respecto a la densidad de fragmentos (PD) se detectó un aumento significativo, puesto que en 1976 la densidad era de 0.073 mientras que en 2006 la densidad aumentó a 0.509 fragmentos/100 hectáreas. Este patrón no se repite para la cobertura de sabanas, puesto que la densidad de parches (PD) fue disminuyendo (0.229 en 1976 a 0.183 en 2006). Este aumento y disminución en la densidad de fragmentos también se confirma con la medida de distancia entre fragmentos (MNN) que para 1976 presentaban una distancia entre fragmentos de bosques de 151 m y 389 m en fragmentos de sabanas, distancia que fue aumentando conforme crecía la densidad de fragmentos (Tabla 2). Para 2006,



**Figura 2.** Disminución de la superficie de bosques (chiquitano y amazónico) y sabanas (cerrado y chaco) en porcentaje (%) para los tres periodos de estudio. También se puede evidenciar el aumento en la proporción de superficie deforestada en general.

**Tabla 1.** Superficies en hectáreas de los hábitats naturales (bosques y sabanas) y deforestación (en ha y % aproximado), para los tres periodos de estudio, que abarcan 30 años de evolución en los paisajes del Municipio de San Julián. También se muestran las tasas de deforestación para los tres años analizados. Leyenda: \* = Tasa anual de deforestación para el primer periodo de estudio, el año de inicio del primer periodo es considerado desde el año 1950, año donde se realiza el primer censo nacional de agricultura (Bethell 2008).

	1976	Superficie hábitat natural	% hábitat natural	Superficie hábitat remanente	% hábitat remanente	Superficie deforestada	% de-forestación	r	% r
<i>Bosques</i>		531.040	92.519	564.354	98.323	9626	1.677	-0.001*	-0.065*
<i>Sabanas</i>		33.314	5.804						
<b>1991</b>									
<i>Bosques</i>		412.869	71.931	446.247	77.746	127.732	22.254	-0.016	-1.565
<i>Sabanas</i>		33.378	5.815						
<b>2006</b>									
<i>Bosques</i>		156.885	27.333	182.078	31.722	391.901	68.278	-0.060	-5.976
<i>Sabanas</i>		25.193	4.389						

los bosques presentaron una distancia media entre fragmentos de 210m, pero este patrón no se repitió en la cobertura de sabanas puesto que la distancia entre fragmentos de sabanas disminuyó a 170 m para 2006, lo cual era esperable debido a la disminución en la densidad de fragmentos

(PD = 0.183), el aumento en el tamaño medio de los fragmentos (24 ha) en relación al período anterior (22 ha) y la distribución agregada que presentan los fragmentos de sabanas para el año 2006 (Fig. 1 y tabla 2). Lo explicado anteriormente en general se debe a que los fragmentos extensos

se dividieron en otros de áreas cada vez menores y que no representan la regeneración de bosques o sabanas (Tabla 2). En este sentido, el tamaño medio de los fragmentos (MPS) de bosque fue disminuyendo año tras año en función a la superficie deforestada, de 1.204 ha en 1976 hasta 54 ha en 2006 (Fig. 3 y tabla 2). En sabanas existe una leve disminución en el tamaño de sus fragmentos hasta 1991 (de 24 ha en 1976 a 22 ha en 1991), con la particularidad que en el año 2006 el tamaño de los fragmentos recuperó su extensión (Tabla 2).

El índice de dispersión muestra que para todos los años analizados la distribución de los fragmentos de bosques y sabanas es agregada, aunque con el pasar de los años este patrón de distribución tenderá a ser aleatoria, especialmente para el caso de bosques, donde el índice de dispersión (ID) aumentó de 0.071 en 1976 a 0.682 en 2006. Para el caso de sabanas prácticamente no se presentaron cambios en las primeras dos fechas de estudio (1976 y 1991), mostrando un pequeño incremento en el índice para el año 1991 (Tabla 2), pero en 2006 el ID disminuyó a 0.198 y los fragmentos tienden a estar cada vez más agregados, lo que corrobora lo explicado en párrafos anteriores.

Por último, el índice de interdispersión y yuxtaposición (IJI), muestra que el mosaico de los fragmentos fue reduciéndose a lo largo de los años, especialmente en los bosques donde pasó de 61.625 en 1976 a 14.071 en 2006, lo que ayuda a explicar los patrones evolutivos del paisaje mostrados por las otras métricas analizadas (Tabla 2). Para 2006 la configuración espacial de bosques y sabanas (Tabla 2) tienden a perder conexión entre parches vecinos y a estar aleatoriamente distribuida, indicando una alta fragmentación de los paisajes en el área de estudio.

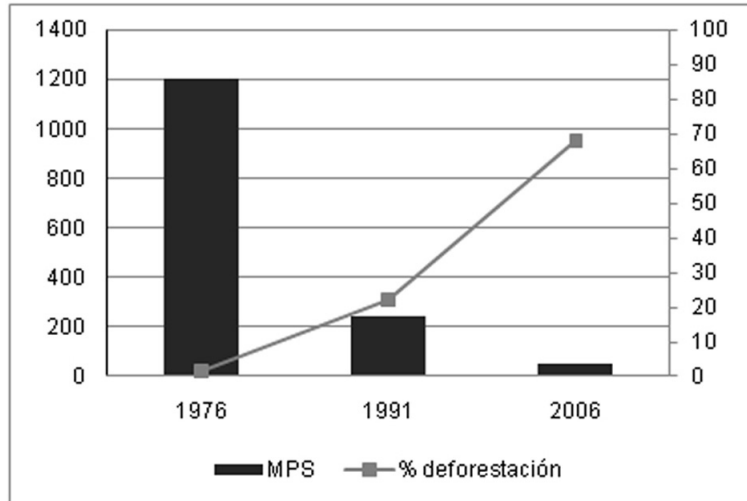
## Discusión

El cambio de áreas naturales por áreas deforestadas observada entre 1976 y 2006 en el área de estudio es muy grande. Actualmente, la deforestación y la fragmentación está causando que la superficie de los bosques no se encuentren en condición estable, más bien, tienden a reducirse rápidamente. En base a los resultados obtenidos, se pueden observar tres aspectos claves en el proceso de pérdida de coberturas naturales y transformación de los paisajes: En primer lugar, hay un cambio en el uso de los suelos que se inicia en 1976 y

**Tabla 2.** Representación del patrón espacial a nivel de clase (bosques y sabanas) para los tres años de estudio basado en las 6 métricas de paisaje utilizadas, para el Municipio de San Julián. Leyenda: PLAND = porcentaje de paisaje, MPS = tamaño medio de los parches, PD = densidad de parches, MNN = distancia media del vecino más cercano, IJI = índice de interdispersión y yuxtaposición, e ID = índice de dispersión.

<b>1976</b>	<b>PLAND</b>	<b>MPS</b>	<b>PD</b>	<b>MNN</b>	<b>IJI</b>	<b>ID</b>
<i>Bosques</i>	92.519	1204	0.073	151	61.625	0.071
<i>Sabanas</i>	5.804	24	0.229	389	25.697	0.567
<b>1991</b>						
<i>Bosques</i>	71.931	241	0.287	158	59.106	0.288
<i>Sabanas</i>	5.815	22	0.249	367	28.381	0.582
<b>2006</b>						
<i>Bosques</i>	27.333	54	0.509	210	14.071	0.682
<i>Sabanas</i>	4.389	24	0.183	170	24.735	0.198





**Figura 3.** Tamaño medio de los parches (MPS) en hectáreas para la cobertura de bosques en relación al total de deforestación en porcentaje (%) ocurrida en el Municipio de San Julián, para los tres años de estudio.

es provocada por actividades antrópicas que afectan el paisaje en general. Una larga historia de uso del suelo ha producido que en 2006 se encuentre un paisaje sustancialmente diferente al original (Fig. 1). Esto fue principalmente causado por el incremento poblacional que ocurrió en la década de los 80's, como resultado de políticas que promovían la sustitución de áreas naturales por campos agrícolas (Pacheco & Mertens 2004). En segundo lugar, hay un cambio importante en la configuración espacial de la matriz, con una disminución de la superficie boscosa y un incremento en la complejidad de la estructura del paisaje, lo que provoca que el nivel de fragmentación aumente sustancialmente. Finalmente, según el patrón observado, se puede prever que en el futuro, los paisajes naturales serán reemplazados principalmente por un paisaje de uso antrópico o cultural.

De acuerdo a lo anterior, los factores que provocan la alteración de los paisajes naturales son diversos, desde naturales hasta antrópicos (Skole & Tucker 1993, Forman 1995, Hunter 1996, Steininger *et al.* a y b, Geist & Lambin 2002, Pacheco & Mertens 2004, Pinto-Ledezma 2006,

Killeen *et al.* 2007, Müller *et al.* 2010), aunque este segundo es el más frecuentemente encontrado y con mayor impacto en el municipio de San Julián (Pinto-Ledezma 2006). En este sentido, la principal causa de la deforestación y fragmentación en este municipio ha sido causado por factores demográficos (principalmente inmigración); que se fue acrecentando debido a las políticas gubernamentales entre 1950 y 1980. Durante este período, se promovió la sustitución de importaciones de bienes agrícolas, principalmente arroz, algodón y caña de azúcar (Pacheco & Mertens 2004, Pacheco 2006, Pinto-Ledezma 2006, Killeen *et al.* 2007), causando que el municipio de San Julián aumente su población a 56.206 habitantes para el año 2001, con una tasa de anual de crecimiento poblacional de 3.66% (INE 2005), una de las tasas de crecimiento poblacional más altas de Bolivia. Como consecuencia de las altas tasas de inmigración y el respectivo uso del recurso suelo en el área de estudio, se ha producido la disminución de las coberturas originales (especialmente bosques) y cambios en la configuración espacial de los mismos (Tabla 1).

Estos cambios presentan un claro gradiente de intensidad de uso en bosques y sabanas que

disminuyen desde las zonas más accesibles (i.e. zonas bajas y cerca de caminos y centros poblados) a las zonas menos accesibles (e.g. áreas de inundación) que se encuentran cerca del cauce del Río Grande (Pinto-Ledezma 2006). Este patrón de uso del suelo y degradación de bosques es similar al descrito para otras áreas en zonas tropicales del mundo donde las áreas bajas y accesibles están dominadas por la agricultura y áreas urbanas, relegando que la vegetación original quede restringida a las áreas inaccesibles que son las menos afectadas (Turner & Russer 1989, Dirzo & García 1991, Hoover & Parker 1991, Foster *et al.* 1999, Riitters *et al.* 2000, Atauri & De Lucio 2001, Steininger *et al.* 2001 a y b, Gavier 2002, Gavier & Bucher 2004, Cayuela *et al.* 2006, Killeen *et al.* 2007).

Para el caso de sabanas, este patrón es diferente (Tablas 1 y 2) debido principalmente a que la deforestación se centra en áreas con condiciones ambientales favorables, acceso a buenos mercados, y próximos a zonas donde ya hubo una deforestación previa (Müller *et al.* 2010), esto sumando a la inaccesibilidad del terreno (áreas de inundación) y la falta de caminos (Killeen *et al.* 2008, Müller *et al.* 2010). Sin embargo, datos recientes indican que la agricultura se está expandiendo a zonas con baja accesibilidad, con suelos de baja fecundidad, con mayores cantidades de lluvia y donde el riesgo de sequía es mucho menor (Müller *et al.* 2010). En base a lo anterior, el cambio de uso del suelo y el patrón de deforestación posterior a 1976 produjo sustanciales cambios en la configuración espacial, especialmente de los bosques, por lo que, las diferencias topográficas, de accesibilidad y de distribución de fragmentos determinan diferencias en los cambios en la configuración espacial de las coberturas de bosques y sabanas.

En el área de estudio la configuración espacial de bosques cambió sustancialmente entre 1976 y 2006. El tamaño medio de los fragmentos de bosques disminuyó considerablemente en función al aumento de la deforestación (Fig. 3), demostrando un incremento en la

densidad de fragmentos y la distancia entre estos, en consecuencia los bosques sufrieron una sustancial fragmentación. Estos resultados son coincidentes con otros análisis del cambio en la cobertura y patrón espacial de bosques (Turner & Ruscher 1988, Saunders *et al.* 1991, Spies *et al.* 1994, Wu *et al.* 2000, McGarigal *et al.* 2001, Jenerette & Wu 2001, Millington *et al.* 2003). Sin embargo, para las sabanas los patrones de deforestación y fragmentación no fueron sustanciales lo que puede deberse a: i) La superficie reducida de las sabanas en relación a los bosques (Tabla 1), ii) la distribución espacial de las sabanas (Tabla 2), iii) lo inaccesible del terreno y iv) al aumento en la deforestación, resultando por un lado, en la disminución de la densidad de fragmentos y por otro lado, en la desaparición de fragmentos de sabanas (Fig. 1 y Tabla 2), causando la formación de relictos de sabanas. Aunque si bien no se observa una disminución sustancial en la superficie de sabanas (PLAND = 4.389) y el tamaño de fragmentos (MPS = 24) para 2006, se pueden observar cambios sustanciales en las demás métricas (Tabla 2). Esto que explica la formación de los relictos de sabanas ya que se puede observar (Fig. 1) una disminución en la densidad y distancia de fragmentos de sabanas (PD = 0.183; MNN = 170), lo que provoca que estos fragmentos presenten una distribución agregada (ID = 0.198).

Las modificaciones del paisaje y pérdidas de bosque se pudieron evidenciar para las tierras bajas de Bolivia (Camacho *et al.* 2001, Steininger *et al.* 2001 a y b, Rojas *et al.* 2003, Killeen *et al.* 2007), aunque el municipio de San Julián presenta los mayores cambios registrados (Pinto-Ledezma 2006). Estos fueron causados principalmente por factores demográficos y económicos, inducidos por políticas gubernamentales que llevaron a la continua deforestación y fragmentación de los sistemas naturales tanto a nivel local como nacional (Pacheco 1998 y 2006, Pacheco & Mertens 2004, Müller *et al.* 2010). Por otro lado, se puede ver (Tabla 1) un claro crecimiento en las tasas de deforestación del municipio de San

Julián desde 1976 hasta el 2006, especialmente para la última época ( $r = -5.97\%$ ), que supera considerablemente las tasas de deforestación reportadas a nivel local (Camacho *et al.* 2001, Steininger *et al.* 2001 a y b, Rojas *et al.* 2003, Killeen *et al.* 2007) y para otras regiones tropicales y subtropicales del mundo (Dirzo & Garcia 1992, Skole & Tucker 1993, Ite & Adams 1998, Sierra 2000, Achard *et al.* 2002, Cohen *et al.* 2002, Staus *et al.* 2002, Gavier 2002, Puyravaud 2003, Gavier & Bucher 2004, Cayuela *et al.* 2006, Echeverría *et al.* 2006, Hansen *et al.* 2009).

Por último, los incentivos derivados de las políticas económicas y distribución de tierras y bosques, han tenido gran influencia en explicar las presiones sobre los bosques a nivel nacional (Kaimowitz 1997, Pacheco & Mertens 2004, Pacheco 2006). Tomando en cuenta que la mayor proporción de las tierras bajas han sido distribuidas a medianos y grandes productores, es previsible que las políticas cambiantes de comercio y la fuerte inversión en caminos (Killeen 2007, Killeen *et al.* 2007) sigan impulsando la expansión de la agricultura mecanizada y la colonización de nuevas áreas lo que provocará una intensificación de desmontes destinados a estas actividades provocando así una mayor deforestación (Müller *et al.* 2010) y la consecuente fragmentación del paisaje.

### Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al apoyo del Departamento de Geografía e Informática del Museo de Historia Natural Noel Kempff, dependiente de la Facultad de Ciencias Agrícolas de la UAGRM. Un especial agradecimiento a Humberto Perotto Ph.D. y al Dr. Javier Simonetti (Universidad de Chile, Santiago) por sus revisiones y sugerencias en versiones preliminares.

### Referencias

Achard, F., H. D. Eva, H. J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards, & J. P. Malingreau.

2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999-1002.

Agarwal, C., G. M. Green, J. M. Grove, T. P. Evan & C. M. Schweik. 2002. A review and assessment of land-use change models: Dynamics of space, time and human choice. USDA (Forest Services), Technical Report NE-297. 61 p.

Amissah, A. A. & Miller R. B. 2002. Remote sensing applications in African agriculture and natural resources: Highlighting and managing the stress of increasing population pressure. *Advances in Space Research* 30(11): 2411-2421.

Anzures-Dadda, A. & R. H. Manson. 2007. Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation* 10: 69-76.

Atauri, J. A. & J. V. De Lucio. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147-159.

Bethell, L. 2008. The Cambridge history of Latin America: Latin America since 1930 spanish South America. Vol. 8. Cambridge University Press, Cambridge 883 p.

Bierregaard, R. O. Jr., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos, & R. W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. *BioScience* 42:859-66.

Camacho, O., W. Cordero, I. Martínez & D. Rojas. 2001. Tasa de deforestación del Departamento de Santa Cruz 1993-2000. Superintendencia Forestal, BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 43 p.

Cayuela, L., J. M. Rey Benayas & C. Echevarría. 2006. Clearance and fragmentation montane in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226: 208-218.

Cohen, W., T. Spies, R. Alig, D. Oetter, T. Maiersperger, & M. Fiorella. 2002.

- Characterizing 23 years (1972–95) of stand replacement disturbance in western Oregon forest with Landsat imagery. *Ecosystems* 5: 122–137.
- Davidson, O., K. Halsnaes, S. Huq, M. Kok, B. Metz, Y. Sokona & J. Verhagen. 2003. The development and climate nexus: The case of sub-Saharan Africa. *Climate Policy* 351: S97–S113.
- Dinerstein, E., D. M. Olson, D. J. Gram, A. L. Webster, S. A. Primm, M. P. Bookbinder & G. Ledec. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. WWF, Washington DC. 135 p.
- Dirzo, R. & M. Garcia. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical área in southeast México. *Conservation Biology* 6(1): 91–100.
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara & A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate Forest. *Biological Conservation* 130(4): 481–494.
- Ibisch, P. L., S. G. Beck, B. Gerkmann & A. Carretero 2003. Ecorregiones y ecosistemas. pp. 47–53. En: Ibisch, P. L. & G. Mérida. (eds.). *Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación*. Ministerio de Desarrollo Sostenible. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia.
- INE (Instituto Nacional de Estadística). 2005. Atlas estadístico de municipios: Bolivia un mundo de potencialidades. MDSP, COSUDE, PNUD, La Paz 697 p.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603–610.
- Forman, T. R. & M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. Jhon Wiley and Sons, Inc. Nueva York, 619 p.
- Forman, T. R. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge. 652 p.
- Foster, D. R., M. Fluet & E. R. Boose. 1999. Human or natural disturbance: Landscape scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico. *Ecological Applications* 9(2): 555–572.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy & J. R. Malcom. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.
- Gavier, G. 2002. Deforestación y fragmentación del bosque en las Sierras Chicas, Córdoba, Argentina. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba-Córdoba. 143 p.
- Gavier, G. I. & E. H. Bucher. 2004. Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970–1997. *Miscelánea N° 101*. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba. 27 p.
- Geist, H. L. & E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52(2): 143–150.
- Gomez-Pompa, A., C. Vazquez-Yanes & S. Guevara. 1972. The Tropical Rain Forest: A Nonrenewable Resource. *Science* 177: 762–765.
- Gustafson, E. J. & G. R. Parker. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7(2): 101–110.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?. *Ecosystems* 1: 143–156.
- Hansen, M. C., S. V. Stehman, P. V. Potapov, B. Arunarwati, F. Stolle & K. Pittman. 2009. Quantifying changes in the rates of forest clearing in Indonesia from 1990 to 2005 using remotely sensed data sets. *Environmental Research Letters* 4: 1–12.
- Hoover, S. R. & A. J. Parker. 1991. Spatial components of biotic diversity in landscapes of Georgia, USA. *Landscape Ecology* 5(3): 125–136.
- Hunter, M. 1996. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science, Malden, Massachusetts. 482 p.

- Ite, U. E. & W. M. Adams. 1998. Forest conversion, conservation and forestry in Cross River State, Nigeria. *Applied Geography* 18: 301-314.
- Jenerette, G. D. & J. Wu. 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona-Phoenix region. *Landscape Ecology* 16: 611-626.
- Kaimowitz, D. 1997. Factors determining low deforestation: the Bolivian Amazon. *Ambio*, 26(8): 537-540.
- Kamusoko, C. & M. Aniya. 2007. Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the Bindura district, Zimbabwe. *Land Degradation and Development* 18: 221-233.
- Kapos, V. & S. F. Irimonger. 1998. Achieving global and regional perspectives on forest biodiversity and conservation. pp. 1-13. En: Bachman, P., M. Kohl & R. Paivinen (eds.). *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. Proceedings European Forest Institute Proceedings number 18. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. 424 p.
- Kareiva, P. 1990. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 330: 175-190.
- Killeen, T. J., T.M. Siles, L. Soria, & L. Correa. 2005. La estratificación de vegetación y el cambio de uso de suelo en Las Yungas y El Alto Beni de La Paz. *Ecología en Bolivia* 40(3): 32-69.
- Killeen, T. J. 2007. A perfect storm in the amazon wilderness: Development and Conservation in the Context of the Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America (IIRSA). *The Advances in Applied Biodiversity Science series* 7: 1-101.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. K. Steininger, G. Harper, L. A. Solorzano & C. J. Tucker. 2007. Thirty Years of Land-cover Change in Bolivia. *Ambio* 36(7): 600-606.
- Killeen, T. J., A. Guerra, M. Calzadilla, L. Correa, V. Calderón, 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.
- Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard Jr. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented Communities*, The University of Chicago Press, Chicago. 528 p.
- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91: 109-117.
- Laverly, M. F. & J. P. Gibbs 2007. Ecosystem loss and fragmentation. *Lessons in Conservation* 1: 72-96.
- Leica Geosystems Geospatial Imaging. 2006. *Erdas imagine Tour guides*. Peachtree Corners Circle, Norcross. 776 p.
- Liu, J., G. C. Daily, P. R. Ehrlich & G. W. Luck. 2003. Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature* 421: 530-533.
- Lord, J. M., & D. A. Norton. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4:197-202.
- MacGarigal, K. & B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. 139 p.
- McGarigal, K., W. H. Romme, M. Crist & E. Roworth. 2001. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). *Landscape Ecology* 16: 327-349.
- MacGarigal, K., & S. A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12(2): 335-345.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, & E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.

- Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).
- 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. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 57: 289-299.
- Ministério do Meio Ambiente. 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA, Brasília DF. 358 p.
- Montes de Oca, I. 1995. Geografía y clima de Bolivia. *Bulletin de l'Institut Français d'Etudes Andines* 24(3): 357-368.
- Morello, J. 1983. El Gran Chaco: El proceso de expansión de la frontera agrícola desde el punto de vista ecológico ambiental. pp. 341-395. En: CIFCA-CEPAL. Expansión de la Frontera Agropecuaria y Medio Ambiente en América Latina, CEPAL. Santiago.
- Müller, R., D. Müller, F. Scheirhorn & G. Gerold. 2010. Spatiotemporal modeling of the expansion of mechanized agriculture in Bolivia. Datos no publicados.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10 (2): 58-62.
- Navarro, G. 2002, Provincia Biogeográfica del cerrado. pp. 99-155. En: Navarro, G. & M. Maldonado (eds.). Geografía Ecológica de Bolivia. Vegetación y Ambientes Acuáticos, Editorial: Centro de Ecología Simón I. Patiño, Cochabamba.
- Navarro, G. & W. Ferreira. 2004. Zonas de Vegetación Potencial de Bolivia: una Base para el Análisis de Vacíos de Conservación. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 15:1-40.
- Olson, D. M. & E. Dinerstein. 1997. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *World Wildlife Fund*, Washington DC 182 p.
- Olson, D. M. & E. Dinerstein. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12(3): 502-515.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. I. Itoua, H. E. Estrand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao & K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* 51(11): 933-938.
- Orians, G. H., J. Buckley, W. Clark, M. E. Gilpin, C. F. Jordan, J. T. Lehman, R. M. May, G. A. Robilliard & D. S. Simberloff. 1986. Ecological knowledge and environmental problem-solving: concepts and case studies. Committee on the Applications of Ecological Theory to Environmental Problems, National Research Council. National Academy Press, Washington DC 400 p.
- Pacheco, P. 1998. Estilos de desarrollo, deforestación y degradación de los bosques en las tierras bajas de Bolivia. Centro para los Estudios Laboral y Agrario. La Paz. 376 pp.
- Pacheco, P. & B. Mertens 2004. Land use change and agricultural development in Santa Cruz, Bolivia. *Bois et Forêts des 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.

- Pinto-Ledezma, J. N. 2006. Ecología del paisaje en el municipio de San Julián. Tesis de licenciatura en biología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz. 98 p.
- Pinto-Ledezma, J. N. 2009. Determinación de áreas especiales para la conservación de aves playeras neárticas. Tesis de maestría en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba. 119 p.
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 117: 593-596.
- Riitters, J. Wickham, R. O'Neill, B. Jones & E. Smith. 2000. Global scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4(2):3. En: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3/>
- Rojas, D., I. Martínez, W. Cordero & F. Contreras. 2003. Tasa de deforestación de Bolivia. 1993-2000. BOLFOR- Superintendencia Forestal, Santa Cruz. 45 p.
- Saunders, D. A., R. J. Hoops & C. R. Skole. 1991. Biological consequences of ecosystems fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- SENAMI. 2009. Record de información meteorológica: datos precipitación y temperatura. En: <http://www.senamhi.gov.bo/meteorologia/recorddeinformacion.php>. Acceso: 23 de julio de 2009.
- Sierra, R. 2000. Dynamics and patterns of the deforestation in the western Amazon: the Napo deforestation front, 1986-1996. *Applied Geography* 20: 1-16.
- Smith, M. J., M. F. Goodchild & P. A. Longley 2009. *Geospatial analysis: a comprehensive guide to principles, techniques and software tools book*. Troubador Publishing, SPLINT. 3rd edition. En: [www.spatialanalysisonline.com](http://www.spatialanalysisonline.com).
- Spies, T. A., W. J. Ripple & G. A. Bradshaw. 1994. Dynamics and pattern in management coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications* 4: 555-568.
- Skole, D. & C. J. Tucker. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260: 1905-1910.
- Staus, N., J. Strittholt, D. Dellasala & R. Robinson. 2002. Rate and patterns of forest disturbance in the Klamath-Siskiyou ecorregión, USA, between 1972 and 1992. *Landscape Ecology* 17: 455-470.
- Steininger M. K., C. J. Tucker, P. Ersts, T. J. Killeen, Z. Villegas & S. B. Hetcht. 2001(a). Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15: 856-866.
- Steininger, M. K., C. J. Tucker, J. R. Townshend, T. J. Killeen, A. Desch, V. Bell & P. Ersts. 2001(b). Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28:127-234.
- Turner, M. G. & L. C. Rusher. 1988. Changes in Landscapes patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology* 1(4): 241-451.
- Watling, J. I. & M. A. Donnelly. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20: 1016-1025.
- With, K. A. & A. W. King. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13:314-326.
- 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.

Artículo recibido en: Noviembre de 2009.

Manejado por: Andrea Premoli.

Aceptado en: Abril de 2010.