

Chassot, Olivier; Chaves, Henry; Finengan, Bryan; Monge, Guisselle
Dinámica de paisaje en la Zona Norte de Costa Rica: implicaciones para la conservación
del bosque tropical muy húmedo
Revista de Ciencias Ambientales, vol. 39, núm. 1, enero-junio, 2010, pp. 37-53
Universidad Nacional
Heredia, Costa Rica

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=665070691005>



Revista de CIENCIAS AMBIENTALES

Tropical Journal of Environmental Sciences



Dinámica de paisaje en la Zona Norte de Costa Rica: implicaciones para la conservación del bosque tropical muy húmedo

Landscape dynamics in the Northern Zone of Costa Rica : implications for the conservation of very humid tropical forest

Olivier Chassot ^a, Henry Chaves ^b, Bryan Finengan ^c y Guisselle Monge ^d

^a O. Chassot es decano de Ambiente y Desarrollo y director de la Escuela Latinoamericana de Áreas Protegidas en la Universidad para la Cooperación Internacional, Costa Rica. ^b H. Chaves, especialista en manejo de recursos naturales y sistemas de información geográfica, es investigador en el Instituto de Políticas para la Sostenibilidad, Costa Rica. ^c B. Finegan, ecólogo, es líder del Programa de Producción y Conservación de Bosques del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie), Costa Rica. ^d G. Monge, bióloga, es investigadora en el Centro Científico Tropical y es coordinadora del Consejo Local del Corredor Biológico San Juan-La Selva, Costa Rica.

Director y Editor:

Dr. Eduardo Mora-Castellanos

Consejo Editorial:

Enrique Lahmann, UICN , Suiza

Enrique Leff, UNAM, México

Marielos Alfaro, Universidad Nacional, Costa Rica

Olman Segura, Universidad Nacional, Costa Rica

Rodrigo Zeledón, Universidad de Costa Rica

Gerardo Budowski, Universidad para la Paz, Costa Rica

Asistente:

Rebeca Bolaños-Cerdas



Dinámica de paisaje en la Zona Norte de Costa Rica: implicaciones para la conservación del bosque tropical muy húmedo

OLIVIER CHASSOT, HENRY CHAVES, BRYAN FINENGAN y GUISELLE MONGE

RESUMEN/ABSTRACT

Las tierras bajas de la vertiente Caribe de la Zona Norte de Costa Rica constituyen uno de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad en Mesoamérica. Sin embargo, el paisaje ha sufrido un proceso de fragmentación fuerte que amenaza la conectividad entre las áreas silvestres protegidas de Costa Rica y del sureste de Nicaragua. Analizamos la dinámica del paisaje entre 1987 y 2005 por medio de la clasificación de imágenes de satélite de Landsat TM durante tres periodos (1987, 1998, 2005) e identificamos siete clases de cobertura y uso de la tierra (bosque natural, bosque secundario o charral, agua, agropecuario, banano, piña y suelo descubierto). Resaltamos áreas de vulnerabilidad como insumo para mantener la conectividad ecológica de los ecosistemas naturales dentro de los procesos de ordenamiento territorial en cuatro cantones rurales (8,138 km²). Los resultados muestran un paisaje fragmentado con importantes remanentes de ecosistemas naturales en la zona fronteriza con Nicaragua, en la costa atlántica y en elevación intermedia y alta de las faldas de la cordillera Volcánica Central. La tasa anual de deforestación es de 0,88% para el periodo 1987-1998, y de 0,73% para el periodo 1998-2005, aun cuando se consideran los procesos de recuperación de bosque secundario o charral. Las tasas de deforestación encontradas son más elevadas que los promedios nacionales para el mismo periodo. A pesar de políticas gubernamentales que favorecen la conservación de los ecosistemas naturales, nuestro estudio evidencia la necesidad de proponer acciones de conservación más eficientes para el bosque tropical muy húmedo.

The lowlands of the Caribbean slope of northern Costa Rica constitute one of the priority hotspots for biodiversity conservation in Mesoamerica. Nevertheless, the landscape has undergone a process of strong fragmentation that threatens its connectivity between protected areas in Costa Rica and southeastern Nicaragua. We analyze the dynamics of the landscape between 1987 and 2005 by means of the classification of Landsat TM satellite images (1987, 1998, 2005) and identify seven classes of cover and land use (natural forest, secondary forest, water, agriculture and pasture, banana, pineapple and bare ground). We highlight vulnerability areas as an input for maintaining the ecological connectivity of the natural ecosystems within land planning processes in four rural municipalities (8,138 km²). Results show a fragmented landscape with important remnants of natural ecosystems in the border zone with Nicaragua, the atlantic coast and intermediate and high elevations on the skirts of the Central Volcanic Mountain Range. The annual rate of deforestation is 0.88% for the 1987-1998 period, and 0.73% for the 1998-2005 period, even though processes of recovery of secondary forest are considered. Deforestation rates are higher than national averages for the same time span. In spite of governmental policies that favor the conservation of the natural ecosystems, this study highlights the need to propose more efficient conservation actions on behalf of the tropical rain forest.

Palabras clave: cobertura del uso del suelo, deforestación, fragmentación, paisaje.
Keywords: land use cover, deforestation, fragmentation, landscape.

Tradicionalmente, las iniciativas de conservación de la biodiversidad se han enfocado en preservar muestras representativas de ecosis-

O. Chassot es decano de Ambiente y Desarrollo y director de la Escuela Latinoamericana de Áreas Protegidas en la Universidad para la Cooperación Internacional; H. Chaves, especialista en manejo de recursos naturales y sistemas de información geográfica, es investigador en el Instituto de Políticas para la Sostenibilidad; B. Finegan, ecólogo, es líder del Programa de Producción y Conservación de Bosques del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie); G. Monge, bióloga, es investigadora en el Centro Científico Tropical y es coordinadora del Consejo Local del Corredor Biológico San Juan-La Selva. [Fecha de recepción: abril, 2010. Fecha de aceptación: mayo, 2010.]

temas globalmente importantes (Mittermeier *et al.* 1999). Sin embargo, para ser efectivos en términos de conservación, los sitios, paisajes y redes requieren de la incorporación de todos los factores biológicos, ecológicos, sociales, económicos, antropológicos y políticos (Schroth *et al.* 2004a, Ochoa 2008), especialmente cuando ocurren en paisajes fragmentados. Los paisajes deben entenderse de forma sistémica en los diferentes niveles de escala, local, nacional, regional y continental (Wiens 1989). Por no considerarse la planificación del territorio a largo plazo,

muchos proyectos de conservación han fracasado. El modelo de reserva de biosfera y el modelo de corredor biológico ofrecen un escenario en el cual los procesos son los que precisamente construyen la propia iniciativa de conservación, integrando las necesidades de desarrollo sostenible de los actores locales y regionales (Unesco 1996, CBM 2002, CCAD 2005). Las tierras bajas de la vertiente Caribe de la Zona Norte de Costa Rica, en la cuenca del río San Juan, constituyen uno de los sitios de Mesoamérica que ha recibido una significativa inversión financiera en proyectos y programas de conservación de la biodiversidad durante las dos últimas décadas (CEPF 2001), muchas veces sin haberse desarrollado procesos participativos que permitan armonizar las necesidades de desarrollo sostenible con las necesidades de preservación de la flora y la fauna. Por lo tanto, es urgente analizar los parámetros claves que permitan proponer un ordenamiento territorial viable y consensuado que funcione como un paisaje de conservación dentro del marco de la gestión de corredores biológicos y de reservas de biosfera, para garantizar la conectividad ecológica de los ecosistemas.

El paisaje heterogéneo de la Zona Norte de Costa Rica contiene ecosistemas naturales que han sido objeto de estrategias de conservación y de desarrollo sostenible. Sin embargo, el bosque tropical húmedo presente en la Zona Norte de Costa Rica ha sufrido un fuerte proceso de deforestación y posteriormente de fragmentación, y la conectividad ecológica ha sido reducida (Chassot *et al.* 2004, Finegan y Bouroncle 2008). Por otra parte, existen vacíos de información en términos de conectividad estructural a escala de paisaje que dificultan la toma de decisión tanto sobre la necesidad de conservar los ecosistemas boscosos por parte del gobierno y de las municipalidades, de ordenar los territorios de acuerdo a su capacidad de uso, y de canalizar la inversión de recursos financieros y humanos hacia sitios prioritarios claramente identificados.

La información generada por teledetección espacial combinada en un sistema de información geográfica (*sig*) constituye una herramienta poderosa para calcular estadísticos espaciales (Lee y Wong 2001) e identificar procesos y patrones en el paisaje (Chuvieco 1986, Townshend *et al.* 1991). Analizaremos la dinámica de cambio de paisaje de cuatro cantones en la Zona Norte de Costa Rica con énfasis en los procesos de fragmentación, con el fin de generar información para contribuir a la toma de decisiones para el mantenimiento de un paisaje de conservación funcional en un punto crítico del Corredor Biológico Mesoamericano.

Materiales y métodos

El área de estudio abarca una porción importante de bosque tropical siempreverde latifoliado y latifoliado pantanoso (World Bank y CCAD 2001, Vreugdenhill *et al.* 2002), con varios grados de altura, drenaje e intervención, así como sistemas agropecuarios en la vertiente atlántica norte de Costa Rica, con una extensión de 8.138 km². En estos ecosistemas destacan bosques perhúmedos con alta riqueza de especies de árboles, epífitas, palmeras y helechos arborescentes, y bosques húmedos que reciben una precipitación promedio entre 1.500 y 3.500 mm por año (Hartshorn 2002, Chassot *et al.* 2006a). El marco territorial del estudio está determinado por el referente conceptual de Reserva de Biosfera Agua y Paz (Moreno y Müller 2007) y de Corredor Biológico San Juan-La Selva, los cuales engloban ocho parques nacionales, dos reservas biológicas, cuatro refugios nacionales de vida silvestre, cinco zonas protectoras y dos reservas forestales (Sinac-Minae 2003, Chassot *et al.* 2006b) y coincide con los límites de los cantones de San Carlos, Sarapiquí, Pococí y Grecia, los cuales presentan la mayor extensión de cobertura natural en la Zona Norte de Costa Rica.

Caracterización de cobertura

Se utilizaron tres imágenes georreferenciadas y ortorrectificadas producidas por el United States Landsat Thematic Mapper (1987, Landsat 4, 7 bandas, facilitada por la Organización para Estudios Tropicales; 1998, 3 bandas, facilitada por la Organización para Estudios Tropicales; 2005, 6 bandas, facilitada por la Universidad de Alberta, Canadá). La caracterización de cobertura se realizó para tres décadas para medir los cambios temporales de uso de la tierra. En cada imagen, se establecieron los sitios de entrenamiento de acuerdo a las categorías principales de cobertura visualmente identificable en pantalla por el usuario: “bosque natural”, “bosque secundario o charral”, “cuerpo de agua”, “agropecuario”, “banano”, “piña”, “suelo descubierto”, “nubes” y “sombra”. Se procuró utilizar la banda con mayor contraste o una composición de falso color (Eyton 1983). En la categoría de “bosque natural”, incluimos bosque primario y bosque intervenido. La cobertura de “bosque secundario o charral” incluye además plantaciones forestales con especies nativas o exóticas, naranjales, así como diferentes etapas de regeneración natural o asistida que presenta una estructura similar a la del bosque natural. En la categoría “cuerpo de agua” figuran lagunas, lagos, espejos de agua, ríos, y esteros costeros. La categoría “agropecuaria” incluye principalmente cultivos anuales, pastos y pastos arbolados. Finalmente, la cobertura “suelo desnudo” incluye campos de lava,

cráteres volcánicos, pastizales quemados, lechos de ríos pedregosos, lodazales y playas arenosas. Se definieron los sitios procurando mantener la pureza y la homogeneidad dentro de cada campo (sin incluir píxeles adyacentes pertenecientes a otros tipos de cobertura), así como la representatividad y la distribución espacial de cada categoría de sitios, con base en el conocimiento del uso del suelo y de coberturas en el área de estudio por parte del autor principal.

Se utilizó la clasificación de máxima verosimilitud (*maxlike*) validada por medio de una comparación con coberturas de bosque oficializadas por agencias estatales (Mag 1986, Mag 1992, CCT *et al.* 1998, Sinac 2007), según las necesidades específicas de análisis. El resultado de la clasificación para el año 2005 fue sometido a un proceso de validación de campo, recurriendo a la información de puntos de SPG tomados en una gira de campo en agosto 2008 (293 puntos) y puntos de SPG generados por Baltodano y Zamora (73 puntos, 2009) en 2007-2008. Los datos obtenidos en el campo se contrastaron con la clasificación para el año 2005, comparando cada píxel de la muestra de campo con el píxel resultante del proceso de clasificación, para producir una matriz de confusión de acuerdo a Fallas (1996), en donde el porcentaje de píxeles clasificados de manera correcta corresponde a (suma de los valores de la diagonal / total de puntos de validación)*100. El resultado de esta fórmula es el *índice de certidumbre Kappa* (Congalton y Green 1999). Posteriormente, se aplicó un filtro para aumentar el tamaño de píxel de 30m² a 100m² (1 ha), con el fin de disminuir la cantidad de polígonos a analizar subsecuentemente y facilitar los cálculos computarizados. Un tamaño de píxel de 1 hectárea presenta una oportunidad de análisis adecuada para una zona de estudio extensa (813.814 ha), y es aplicable por ser la unidad de base de manejo y ordenamiento territorial.

Se exportaron los archivos de uso y cobertura a 1 hectárea en formatos de imagen (.img), a *IDRISI Andes* para aplicar el comando de tabulación cruzada *crosstab* y determinar las tasas de cambio de cobertura y uso del suelo entre los tres periodos clasificados anteriormente (1987, 1998 y 2005). El comando *crosstab* ejecuta un análisis de tabulación cruzada que compara imágenes que contienen variables categóricas, para las cuales todos los píxeles están totalmente identificados con una categoría específica. El módulo produce una matriz tabular que despliega el número de píxeles que corresponde a cada combinación de categorías, así como una matriz tabular que expresa en términos de la proporción del número total de píxeles.

Se calculó el *índice de certidumbre Kappa* para cada periodo y se estimó el área de cada proceso de cambio con el comando *area*. El estadístico Kappa calculado por *crosstab* es ideal para comparar un mapa de categorías múltiples. Un índice de Kappa de 0% indica que el nivel de certidumbre es igual a la concordancia generada al azar, y 100% indica una certidumbre total (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins 1986, Eastman 2006).

Por otra parte, los archivos generados por medio de la aplicación *crosstab* fueron exportados a *ArcView 3.3* como archivos de *Image Analyst Data Source* con la extensión *Image Analysis* (ESRI), y fueron convertidas a *grid* con la extensión *Spatial Analyst* (ESRI) de *ArcView 3.3*, para ser convertidas a archivos vectoriales por medio de la extensión *Grid Machine* (Weigel 2000). Se unieron nuevamente los registros de división administrativa (cantones), empleando las extensiones *Utility Tools*, *XTools* y *Geoprocessing* de *ArcView* para generar los valores de cobertura por unidades administrativas. Las áreas faltantes de información por la dimensión original de las imágenes de satélites fueron ajustadas con el marco de trabajo de la división administrativa para el área de estudio.

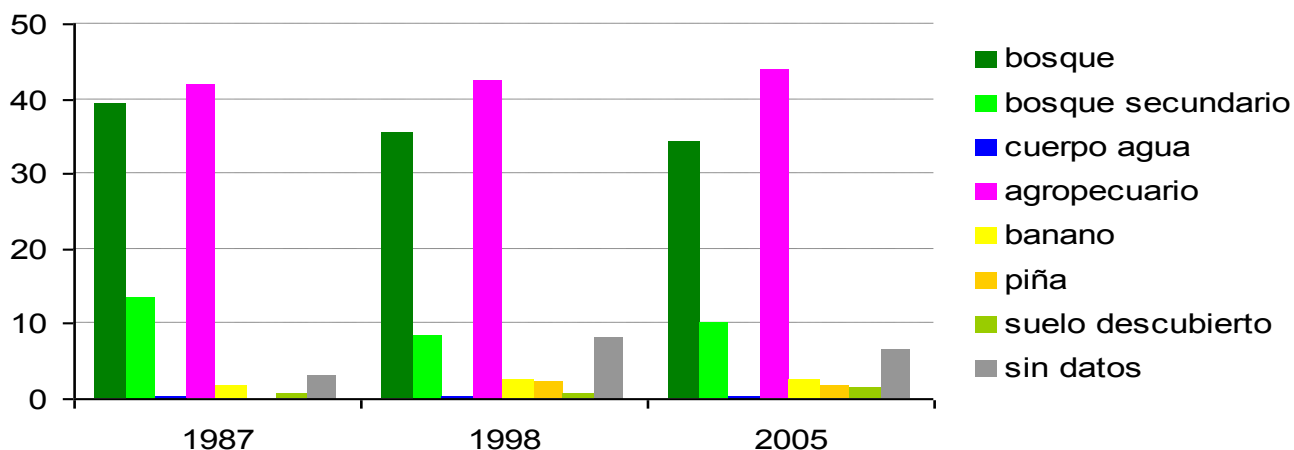


Figura 1: Coberturas de uso del suelo, 1987, 1998, 2005 (valor porcentual).

Análisis de cambio de paisaje y fragmentación

Para realizar el análisis de cambio de paisaje y determinar los patrones de deforestación y de avance de la frontera agrícola, se analizaron los cambios de cobertura a través del tiempo de acuerdo a los datos disponibles de imágenes satelitales de Landsat TM para tres décadas (1987, 1998, 2005). Los gradientes y los fragmentos son los patrones espaciales más comunes encontrados en la naturaleza (Legendre *et al.* 2002). Las métricas geo-espaciales fueron tratadas mediante el programa *ArcView 3.3* y la extensión *Patch Analyst 3* (Elkie *et al.* 1999, Visual Learning Systems 2004a, Visual Learning Systems 2004b, Rempel 2008), sobre la base de los conceptos desarrollados en el programa *Fragstats 3.3* (McGarigal y Marks 1994, McGarigal 2002, Couto 2004) con el fin de describir y comparar los atributos de patrones y procesos espaciales.

Los tres mapas de las distintas fechas para la Zona Norte de Costa Rica fueron superpuestos para de esta manera detectar los cambios de uso, comparando clasificaciones de uso del suelo independientes provenientes de diferentes imágenes satelitales (Chinea 2002, Yang y Lo 2002).

Para analizar los cambios temporales específicos de la cobertura de bosque natural en las llanuras de la vertiente Caribe de la Zona Norte de Costa Rica se seleccionaron las clases de bosque natural con elevación igual o inferior a 300 msnm, para las tres clasificaciones y se convirtieron en archivo de *shapefile*. Posteriormente, se eliminaron todos los polígonos con una extensión menor a tres hectáreas, con el fin de evitar confusión en los patrones de cambio y facilitar los cálculos computarizados. En la cobertura de bosque natural del año 1998, se agregó la porción norte-oriental, la cual había sido clasificada

como nubes. En las tres coberturas de bosque natural de los años 1987, 1998 y 2005, se eliminaron los polígonos ubicados en el área geográfica extrema occidental, la cual presenta mucha imprecisión, debido a la importante ocurrencia de nubes y distorsiones en las distintas imágenes de Landsat que fueron objetos de la clasificación, y con el fin de poder comparar los cambios en áreas geográficas exactas.

Se utilizó la extensión *Change Detection* (Chandrasekhar 1999) para determinar los cambios ocurridos en la cobertura de bosque natural entre los años 1987-1998 y 1998-2005. Para cada periodo, se obtuvo información espacial explícita que indica las áreas de bosque que fueron pérdidas (deforestación), las que fueron regeneradas (recuperación) y las áreas que permanecieron con cobertura boscosa natural (sin cambio). Con el fin de conocer los patrones de cambios del paisaje, se calcularon las principales métricas de clase para estas tres capas de cambio: *índice de parche mayor* (LPI, ha), *número de parches* (NumP), y *tamaño medio de parche* (MPS) (Southworth *et al.* 2004).

Resultados

Cambio de cobertura y uso del suelo

Se clasificaron las coberturas y uso del suelo para los años 1987, 1998 y 2005. El *índice de certidumbre Kappa* o porcentaje de píxeles clasificados de manera correcta corresponde a $(271/366) \times 100 = 74,04$. Asimismo, la exactitud de la clasificación es de 74%. Se identificaron siete (1986) y ocho (1998, 2005) clases respectivamente: “bosque natural”, “bosque secundario o charal”, “cuerpo de agua”, “agropecuario”, “banano”, “piña”, “suelo descubierto” y “sin datos” (nubes, sombras y otras distorsiones) (figura 1).

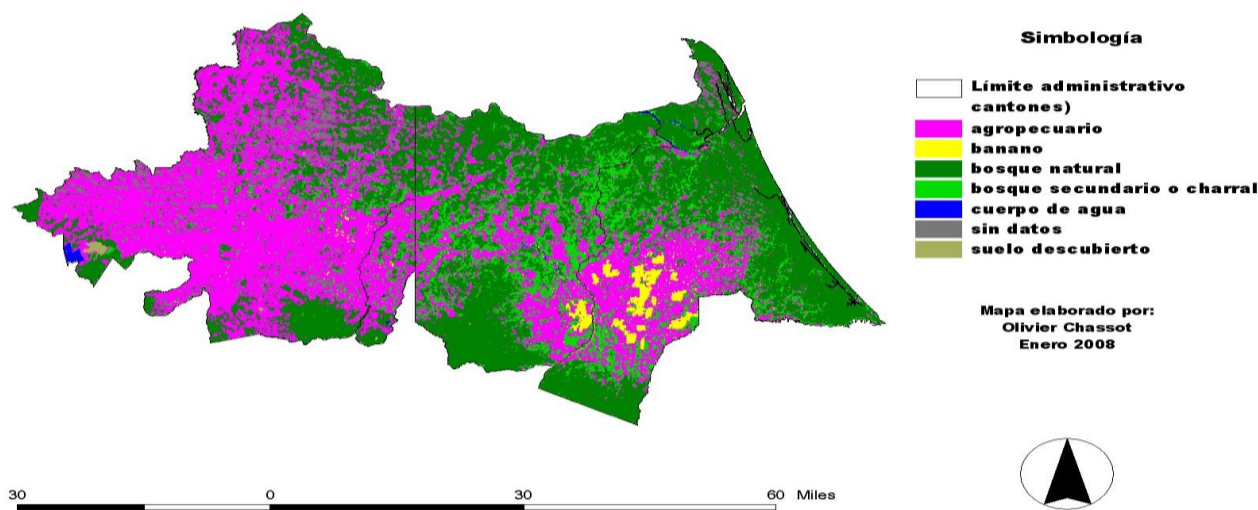


Figura 2a: Clasificación de cobertura y uso del suelo, 1987 (Landsat TM).

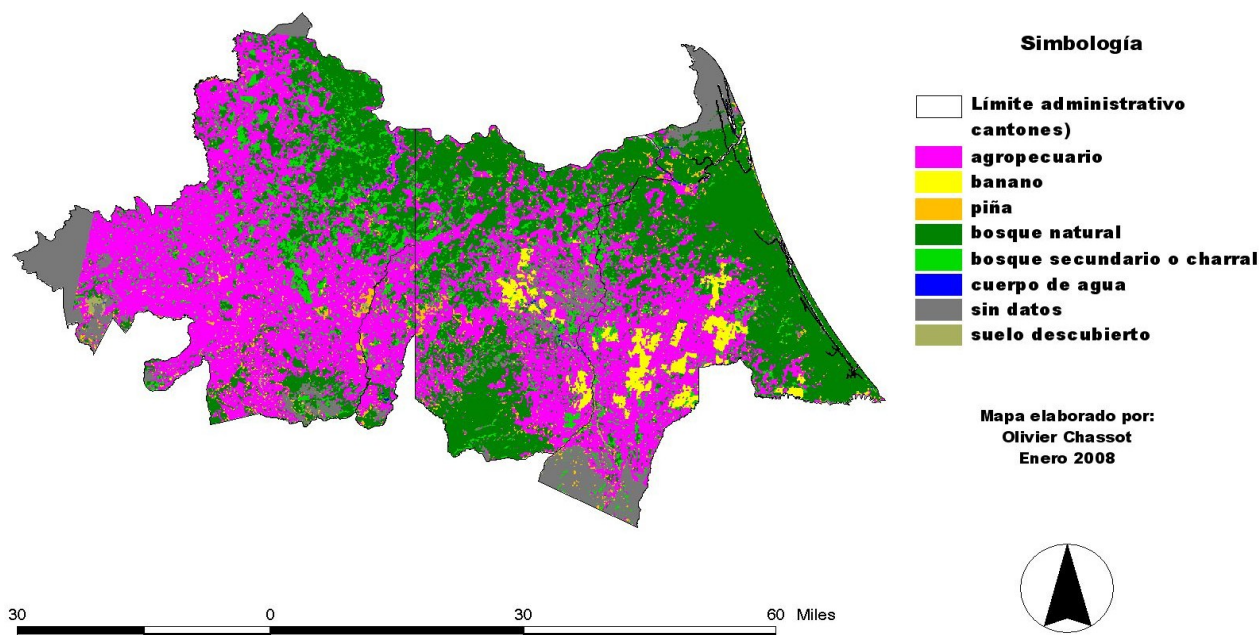


Figura 2b: Clasificación de cobertura y uso del suelo, 1998 (Landsat TM).

La disminución del porcentaje de cobertura de bosque natural en el paisaje del área de estudio es constante entre los años 1987 (39,23%), 1998 (35,42%) y 2005 (34,18%), mientras el uso del suelo agropecuario presenta un leve aumento entre los años 1987 (41,99%), 1998 (42,43%) y 2005 (43,86%). La extensión de cobertura de bosque secundario o charral aparece dinámica, con una pérdida neta de 39.283 ha en 1998 comparado con el año 1987, y una ganancia posterior de 11.799 al año 2005, comparado con el año 1998, lo que demuestra la plasticidad de esta cobertura y el potencial de cambio rápido de uso del suelo. En el año 1986, no se identificó uso del suelo correspondiendo a piña, pero aparece en la clasificación del año 1998, con

una extensión de 19.232 ha. Las figuras 2a, 2b y 2c describen la ubicación espacial de las distintas coberturas y uso del suelo generada por el proceso de clasificación.

El conjunto de coberturas naturales (“bosque natural”, “bosque secundario” y “cuerpo de agua”) presenta una marcada disminución de extensión (52,97% del área de estudio en 1987, 44,03 del área de estudio en 1998, y 44,40% del área de estudio en 2005), mientras la extensión de uso del suelo alterado es sujeto a un aumento de extensión (44% en 1987, 47,91% en 1998 y 49,20% en 2005) (figura 3).

Desde la perspectiva administrativa local, todos los cantones analizados presentan una disminución general de la cobertura boscosa y un aumento del

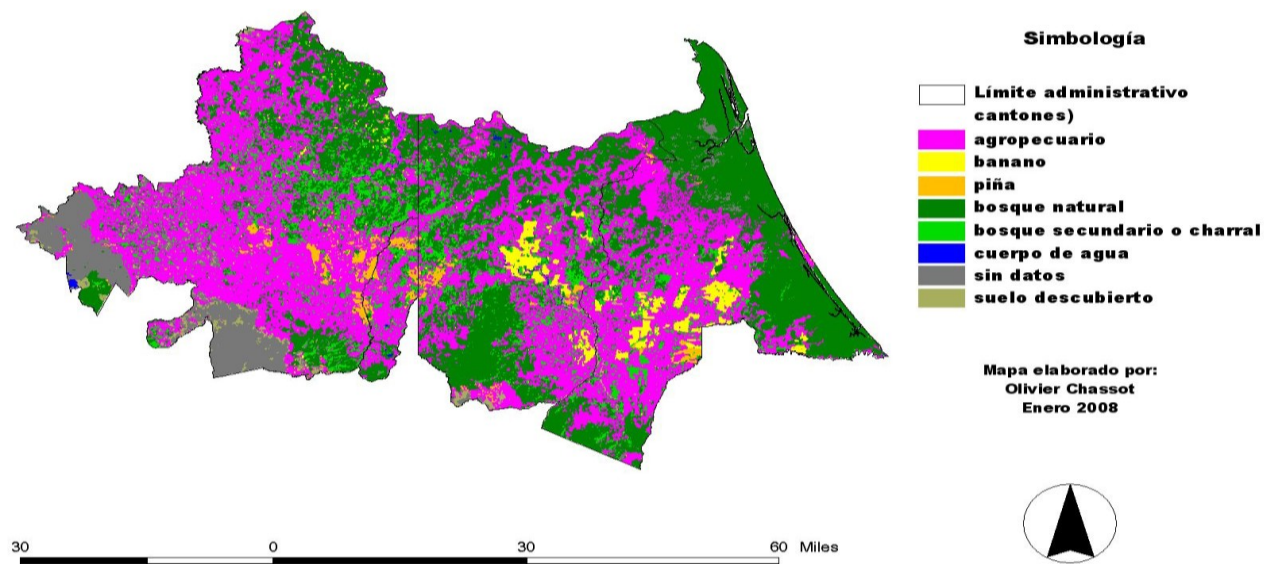


Figura 2c: Clasificación de cobertura y uso del suelo, 2005 (Landsat TM).

uso agropecuario (incluyendo extensiones de banana y piña) entre 1987 y 2005. La disminución de la cobertura forestal es más evidente en los cantones de Grecia (5,1%) y de Sarapiquí (9,4%) que en los cantones de San Carlos (3%) y de Pococí (4%). Los cantones de San Carlos y Grecia, con fuerte vocación agropecuaria, son los que mantienen la menor superficie de cobertura de bosque natural (21,7% y 15,18% respectivamente). Los cultivos de piña, ausentes en 1987, llegan a formar parte hasta del 8,79% del pequeño cantón de Grecia, concentrándose entre los ríos Toro Amarillo y Sarapiquí. Finalmente, se nota un aumento importante de la extensión de bosque secundario o charral en los cantones de San Carlos (5%), mientras se estabiliza en Grecia (1,1%), y disminuye en Sarapiquí (10,8%) y Pococí (9,2%).

Dinámica de cambio de paisaje

El análisis de tabulación cruzada de las clasificaciones para el periodo 1987-1998 y el periodo 1998-2005 permite apreciar la dinámica de los cambios en el área de estudio sobre un periodo de dos décadas, comparando la misma variable en dos tiempos distintos. De la extensión total de bosque natural (317.833 ha) presente en 1986, 2.497 ha (0,15% del paisaje total) fueron convertidas a banana en 1998, 214.243 ha (0,12% del paisaje total) permanecieron como bosque natural, 19.557 ha (1,14%) fueron convertidas en bosque secundario, 254 ha (0,01%) se transformaron en cuerpo de agua, 6.682 ha (0,39%) pasaron a piña, 397 ha (0,02%) a suelo descubierto, y 35.007 ha (0,02%) cambiaron a cobertura agropecuaria.

En el periodo 1987-1998, los cambios más significativos ocurrieron en la pérdida de cobertura de bosque natural a favor de la cobertura agropecuaria (35.007 ha; 0,02%), mientras esta misma cobertura

aumenta en extensión en detrimento de la cobertura de bosque secundario (27.730 ha; 0,02%). A su vez, la cobertura de bosque secundario o charral fue convertida a cobertura agropecuaria en 0,03% (50.555 ha), en lo que corresponde al 46,23% de la extensión total de la cobertura de bosque secundario. Finalmente, la cobertura agropecuaria perdió 27.690 ha a favor de la cobertura de bosque natural (0,02%) y 28.417 ha a favor de bosque secundario (0,02%).

En el periodo 1998-2005, los cambios más significativos ocurren en gran medida en las mismas categorías de cambios que durante el periodo anterior, es decir en la conversión de bosque natural a bosque secundario (18.038 ha; 0,01%), bosque natural a agropecuario (46.354 ha; 0,03%), pérdida de bosque secundario a favor de cobertura agropecuaria (27.781 ha; 0,02%), y conversión de cobertura agropecuaria a bosque natural (24.178 ha; 0,01%) y bosque secundario (35.328 ha; 0,02%).

El cálculo del *índice de certidumbre de Kappa* (KIA) indica que la definición de los cambios de uso temporales relacionados a la cobertura de bosque natural es satisfactoria, con valores superiores a 0,6, mientras los valores obtenidos para los cambios en la cobertura de bosque secundario son muy bajos. El *índice de certidumbre de Kappa* global es bajo para los cambios registrados entre 1987 y 1998 (KIA = 0,5163), y satisfactorio para el periodo 1998-2005 (KIA = 0,7268).

Fragmentación de paisaje

Los estadísticos de paisaje calculados individualmente para las coberturas y uso del suelo correspondiente a los años 1987, 1998 y 2005 reflejan la composición y estructura del paisaje en tres momentos distintos. La tendencia global es más evidente entre 1987 y 1998 o entre 1987 y 2005 que entre 1998 y 2005. Por la extensión más elevada de paisa-

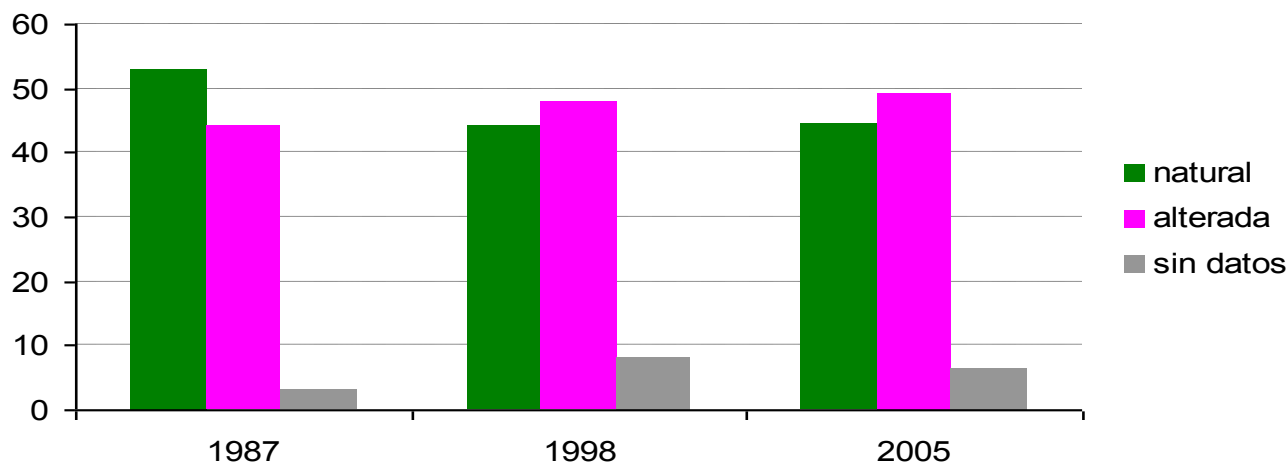


Figura 3: Coberturas de uso del suelo simplificado, 1987, 1998, 2005 (valor porcentual).

je en 1998 (827.755 ha) en relación a 1987 (811.074 ha) y 2005 (814.263), se puede considerar que las diferencias son significativas entre 1987 y 2005.

En el primer periodo, el *número de parches* aumenta de 17.200 a 24.635, luego disminuye a 20.102 en el año 2005. El *tamaño medio de parche* (NumP) se reduce de 28,7% durante el primer periodo de cambio, luego vuelve a aumentar en 17% en 2005. El *coeficiente de varianza del tamaño de parche* (PSCoV) de 4.196 en 1987, disminuye a 3.902 en 1998 y 3.349 en 2005. La *longitud total de borde* (TE), en correlación positiva con el *número de parches* aumenta considerablemente durante la secuencia temporal. La *densidad de borde* (ED) aumenta de forma leve durante la secuencia temporal. La *media del índice de forma* (MSI) permanece estable, mientras la *media del índice de forma ponderado por el área* (AWMSI) disminuye levemente. La *relación media perímetro-área* (MPAR) aumenta en forma considerable, pasando de 397 en 1987 a 679 en 1998 y 1.302 en 2005. Tanto el *índice de diversidad de Shannon* (SDI) como el *índice de equidad de Shannon* (SEI) aumentan de forma leve entre 1987 y 2005. Los estadísticos del paisaje indican mayor fragmentación, complejidad de forma y vulnerabilidad de los fragmentos a la matriz exterior.

Las métricas de paisaje a nivel de la clase de bosque natural indican una clara tendencia hacia la fragmentación. El *área total* (CA) de bosque natural, como se vio anteriormente, disminuye de manera constante entre 1987, 1998 y 2005. El *número de parches* (NumP) aumenta de 4.111 a 4.969 a 5.036 en la secuencia temporal, mientras el *tamaño medio de parche* (MPS) disminuye de 77,33 ha a 58,99 ha y 55,26 ha respectivamente. La *longitud total de borde*

(TE) aumenta de 13.172 km a 13.275 km y 13.869 km en la secuencia temporal.

Patrones de deforestación

A pesar de políticas gubernamentales que favorecen los procesos de conservación de los ecosistemas naturales (Asamblea Legislativa 1996), el análisis de cambio de paisaje evidencia un patrón de pérdida de cobertura de bosque natural y de bosque secundario, tanto entre 1987 y 1998 como entre 1998 y 2005. En el periodo 1987-1998, la pérdida total de cobertura de bosque natural es de 9,72%, con una tasa anual de deforestación de 0,88%. En el periodo 1998-2005, la pérdida total de cobertura de bosque natural disminuye a 3,48%, con una tasa anual de deforestación de 0,73%. La pérdida acumulada de bosque natural entre 1987 y 2005 es de 13,2% (con una pérdida de 0,73% anual). La pérdida de bosque secundario, un tipo de cobertura importante para garantizar procesos ecológicos dentro de un paisaje determinado, es más severa que la pérdida de bosque natural, a pesar de que parte de esta pérdida de bosque secundario constituye una recuperación de hábitat a favor de bosque natural. En el periodo 1987-1998, la pérdida total de cobertura de bosque secundario es de 37,33%, con una tasa anual de pérdida de 3,39%. En el periodo 1998-2005, la ganancia total de cobertura de bosque secundario es de 18,82%, con una tasa anual de recuperación de 2,69%. Por lo tanto, la pérdida acumulada de bosque secundario entre 1987 y 2005 es de 18,51% (pérdida de 1,03% anual).

Del total de la cobertura forestal presente en 1987 (297.159 ha), el 22,21% (65.996 ha) se registra como

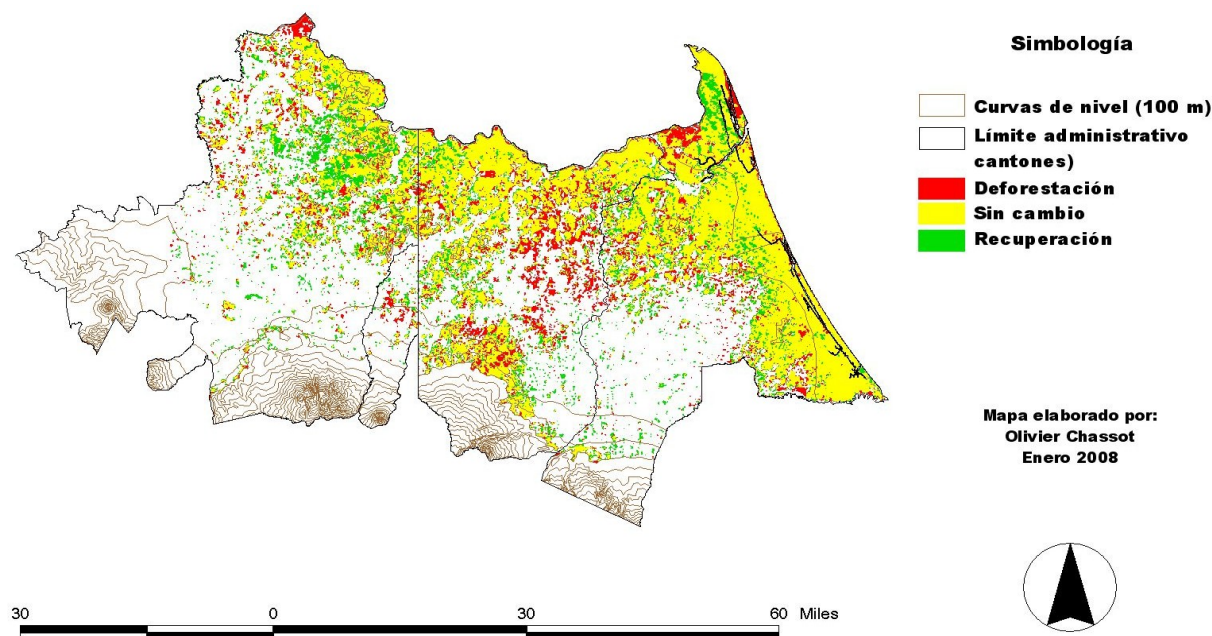


Figura 4: Cambios de cobertura de bosque natural, 1987-1998.

deforestación en 1998, 61,87% (183.860 ha) sin cambio de uso, y 15,92% (47.302 ha) corresponde a recuperación de hábitat. Del total de la cobertura forestal presente en 1998 (308.333 ha), el 18,97% (58.476 ha) corresponde a deforestación en 2005, 60,31% (185.959 ha) sin cambio de uso, y 20,72% (63.898 ha) corresponde a recuperación de hábitat.

En el periodo 1987-1998, los focos de mayor vulnerabilidad a los procesos de pérdida de cobertura natural se encuentran localizados en el cantón de Sarapiquí, tanto al sur del Refugio Nacional de Vida Silvestre Barra del Colorado como dentro de éste, así como en la zona de Chilamate de Puerto Viejo. En el cantón de Pococí, las amenazas están localizadas en la zona de amortiguamiento del Refugio Nacional de Vida Silvestre Barra del Colorado, y del Parque Nacional Tortuguero (figura 4).

Para el periodo 1998-2005, las localizaciones de mayor impacto sobre el hábitat natural del paisaje se encuentran entre el Refugio Nacional de Vida Silvestre Barra del Colorado y el Parque Nacional Tortuguero, particularmente en el cantón de Pococí. Otro frente de alteración de la cobertura boscosa natural se ubica en el Corredor Fronterizo al norte del Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Maquenque (figura 5).

tasa nacional de 0,80% reportada por Calvo *et al.* (1999) para el periodo 1986-1997 y por la Fao (2001) entre 1990 y 2000 de acuerdo a fuentes nacionales (Sistema Nacional de Áreas de Conservación – SINAC). Sin embargo, para la segunda parte del mismo periodo, entre 2000 y 2005, la Fao (2006b) reporta una tasa anual de pérdida de 0,10% para Costa Rica, lo cual contrasta con la tasa sensiblemente más elevada en la Zona Norte (0,73%). Esta diferencia indica que los procesos de deforestación que en general disminuyeron en intensidad en Costa Rica durante la última década, no siguieron la misma tendencia en la Zona Norte del país, donde según Calvo y Sánchez (2007) se evidencian frentes de deforestación en las llanuras de San Carlos y Tortuguero sobre la base de las mismas fuentes remotas que las que analizamos en este estudio (Landsat TM). En la sección del territorio del Corredor Biológico San Juan-La Selva incluida en nuestra área de estudio, Chassot y Monge (2002) reportaron una tasa anual de deforestación de 0,54% entre 1986 y 2000, lo que induce a pensar que la implementación del corredor ha influido de manera positiva sobre la tasa de deforestación. Estas tasas de deforestación son inferiores a la tasa anual de deforestación de 3,13% que encontraron Sader y Joyce (1988) para la década 1970-1980 en Costa Rica, y la tasa anual

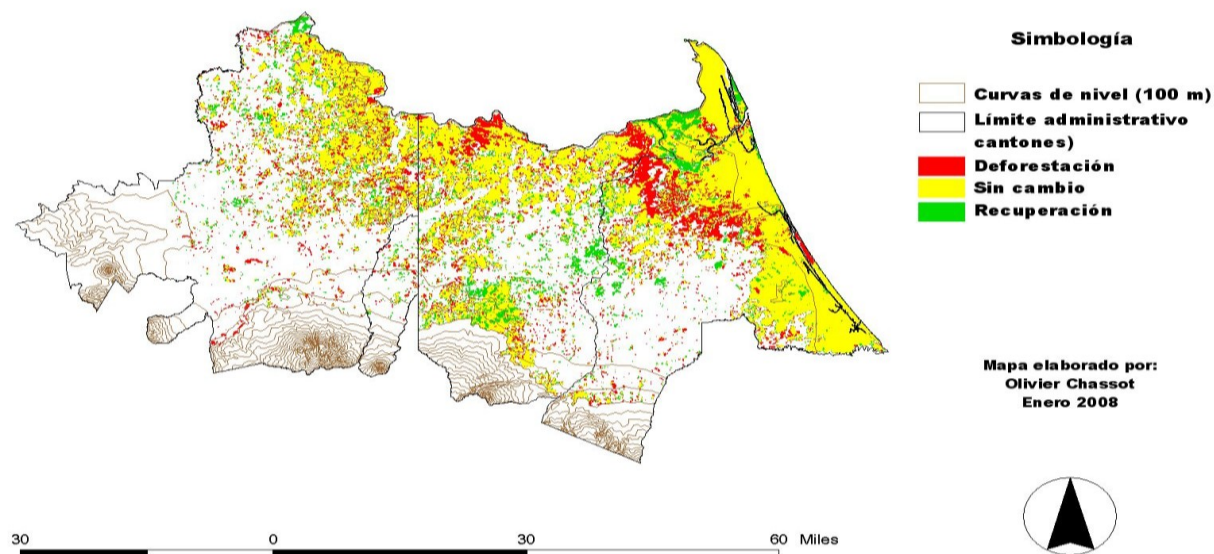


Figura 5: Cambios de cobertura de bosque natural, 1998-2005.

Discusión

Los ecosistemas naturales del planeta sufren un proceso continuo de alteración mediante el cual pierden parte de su cobertura original, principalmente por el impacto de actividades humanas. En los trópicos, las *américas* poseen la mayor extensión de bosque a la vez que las tasas de deforestación más altas (Whitmore 1997). La tasa de deforestación de 0,73% anual que encontramos para el periodo 1987-2005 en el Caribe norte de Costa Rica es similar a la

promedio de 1,5% de deforestación que la Fao (1993) presenta para el periodo 1981-1990. Es importante recalcar que la tasa anual actual de deforestación en la Zona Norte es inferior a la que reporta la Fao (2006a) para otras naciones del istmo centroamericano como Honduras (3,1%), Guatemala y Nicaragua (1,3%) entre 2000 y 2005.

El proceso de la deforestación provoca la pérdida de nutrientes en el ecosistema (Bormann *et al.* 1968) y es acompañado por procesos de fragmentación, o

reducción en tamaño, e incremento del aislamiento de los fragmentos de bosque (Schelhas y Greenberg 1996, Sánchez *et al.* 2001), tales como remanentes boscosos, bosques sometidos al manejo forestal, bosques naturales, bosques sagrados y bosques de galería o bosques riparios. Este fenómeno causa procesos de fragmentación o reducción en tamaño e incremento del aislamiento de los fragmentos de bosque (Lindenmayer y Fischer 2006). La fragmentación de los ecosistemas provoca diversos impactos sobre la biota (Saunders *et al.* 1991, Laurance *et al.* 2002). El efecto más drástico de la fragmentación de los bosques es la disminución de las poblaciones de organismos silvestres y la extinción de organismos silvestres a escala de fragmento, a escala local y a escala de paisaje (Levin y Paine 1974, Jordan 1986, Franklin y Forman 1987, Collado y Dellafiore 2002, Kattan 2002, Gallego y Finegan 2004, Laurance *et al.* 2002, Laurance y Vasconcelos 2004, Santos y Telleria 2006). Las estrategias clásicas de conservación de la biodiversidad han intentado proteger la mayor parte de las especies en áreas silvestres protegidas o en fragmentos aislados (Saunders *et al.* 1991, Noss y Cooperrider 1994, Soulé 1986, Soulé y Terborgh 1999, Hudson 1991, Fiedler y Jain 1992). Sin embargo, éstas representan menos del 11% de los ecosistemas naturales (Fao 2006b) y se encuentran generalmente ubicadas en las zonas de menor acceso del planeta. En cambio, los paisajes fragmentados son sujetos a la acción constante del ser humano, lo que dificulta la ampliación de las redes de áreas silvestres protegidas (Lindenmayer y Fischer 2006). Estos fragmentos pueden contener muchos organismos ausentes de las áreas silvestres protegidas (Schelhas y Greenberg 1996). Aun una matriz compuesta por diferentes tipos de agropaisajes cos mantiene importantes funciones ecológicas (Gascon *et al.* 2004, Bennett *et al.* 2006). Es importante considerar el paisaje como un todo en lugar de una colección de entidades bióticas separadas o desvinculadas (Saunders *et al.* 1991).

En la Zona Norte de Costa Rica, el aumento de la fragmentación que resaltamos es consistente con un estudio de Schelhas y Sánchez (2006) en la vecindad de la cuenca baja intermedia del río Sarapiquí, incluyendo parte del Parque Nacional Braulio Carrillo y de la Reserva Biológica La Selva.

Debido a la importancia ecológica y económica de los fragmentos de bosque, es imprescindible desarrollar programas que incentiven su conservación, su valor económico y su adecuado manejo (Kattan y Álvarez 1996), incluyendo perspectivas para su restauración ecológica natural o asistida (Viana *et al.* 1997, Lamb *et al.* 1997, Guariguata y Ostertag 2002), la posibilidad de vincularse con los demás

fragmentos del paisaje (Poffenberger 1996, Guindon y Palminteri 1996), y procesos de planificación para valorar las actividades de agroforestería presentes en las áreas de amortiguamiento de las áreas silvestres protegidas en el paisaje (Schroth *et al.* 2004b). En el debate actual sobre el valor de los fragmentos de bosque tropical, los científicos que trabajan con fragmentos en paisajes ocupados por asentamientos humanos enfatizan en las contribuciones positivas de los fragmentos en el mantenimiento de las funciones ecológicas básicas a lo largo del paisaje de conservación (Browder 1996, Nepstad *et al.* 1996), mientras los científicos que trabajan en beneficio de la preservación de ecosistemas intactos expresan reservas sobre esta percepción (Bierregaard y Dale 1996). En las regiones del trópico donde los procesos de pérdida de cobertura forestal han sido severos, los fragmentos pueden jugar un papel importante como banco de semillas, como fuentes de dispersión de semillas (Guariguata *et al.* 2000), como zonas de amortiguamiento de bloques intactos de bosque, proveyendo recursos a gran número de organismos que usan corredores biológicos y sirviendo de refugio a organismos migratorios locales o de larga distancia (Greenberg 1996, Benett 2004).

El estudio diacrónico de los procesos de fragmentación permite documentar los patrones de cambio espacial y a partir de éstos identificar los factores que causan los cambios, así como las tendencias futuras de cambios (Corbera *et al.* 1996, Cohen *et al.* 2002, Bresee *et al.* 2004). La teoría del equilibrio de la biogeografía de islas fue desarrollada por MacArthur y Wilson (1963, 1967) para explicar observaciones científicas que demostraban que las islas tenían índices de diversidad biológica inferiores a territorios continentales de extensión comparable. Estos autores propusieron que la cantidad de especies de una isla tiende a estabilizarse en un nivel de equilibrio, el cual es determinado por una proporción entre la tasa de colonización de especies nuevas y la tasa de extinción de especies nativas residentes en ella. La aplicación de esta teoría a los fragmentos de hábitat ha sido instrumental para interpretar la dinámica y la distribución de la fauna y la flora en remanentes de hábitat y reconocer el valor ecológico de los fragmentos de ecosistemas (Harris 1984). En términos de conservación de hábitat, ha permitido enfocar esfuerzos notables para disminuir el aislamiento de las especies mediante la promoción del mantenimiento o restauración de fragmentos de hábitat formados por trampolines (*stepping stones*) o, preferiblemente, por corredores continuos que faciliten el desplazamiento de las especies (Diamond 1975).



Costa Rica

Eduard Müller

Los ecosistemas naturales son compuestos de hábitats que varían en el tiempo y en el espacio en cuanto a su calidad y adecuación para las especies de fauna. Éstas obedecen a una dinámica propia que las vincula como una serie de poblaciones locales, independientemente de la fragmentación o integridad del hábitat, formando metapoblaciones a escala regional (Wiens 1976, Hanski 1989, Hanski y Gilpin 1991, Opdam 1991). En este sentido, las especies se desplazan desde un tramo significativo de hábitat hacia las poblaciones locales en pequeños fragmentos de hábitat (modelo “núcleo-satélite”), o se desplazan en forma permanente entre fragmentos de hábitat hasta que, por deficiencia de la conectividad, las poblaciones locales se extinguen (modelo “población irregular”). El problema de la fragmentación de ecosistemas requiere de una solución en términos de manejo de vida silvestre, parte de la cual es aportada por las aplicaciones de la teoría de las metapoblaciones (McCullough 1996).

La fragmentación obliga a varios organismos anteriormente presentes en hábitats continuos conectados a funcionar como metapoblaciones en rema-

nentes de ecosistemas naturales (Lefkovitch y Fahrig 1985, Opdam *et al.* 1985, Gilpin y Hanski 1991, McCullough 1996) y a desplazarse entre fragmentos de ecosistemas naturales (Dale *et al.* 1994). Por otra parte, la fragmentación expone los organismos del bosque al efecto de borde (Lovejoy *et al.* 1986), provocando el aumento en los niveles de luz, la invasión de organismos de áreas abiertas (Laurance *et al.* 1985), procesos de sequía debido al efecto penetrante de los vientos (Laurance 1997) y cambios de características de la comunidad vegetal (Lovejoy *et al.* 1997, Lezcano *et al.* 2002, Lindenmayer y Fischer 2006). Sin embargo, una investigación en el área de estudio demuestra que los bordes de remanentes de bosque tropical húmedo se han recuperado después de dos décadas de estar expuestos a los efectos de la matriz circundante (Forero y Finegan 2002, Schedlbauer *et al.* 2007, Finegan y Bouroncle). Un fragmento puede ser muy reducido en tamaño para proveer recursos alimenticios suficientes a los organismos de amplio rango hogareño, o puede soportar únicamente poblaciones pequeñas, las cuales son sujetas a altos riesgos de extinción por varios facto-

res, incluyendo variaciones estocásticas del tamaño poblacional (Andersen *et al.* 1997). La respuesta de los organismos a los procesos de fragmentación depende de su grado de especialización ecológica, tamaño corporal y patrones de movimiento (Kellman *et al.* 1996, Guindon 1996, Tewksbury *et al.* 2006). Muchos de los procesos ecológicos mediante los cuales los organismos son impactados por el efecto de borde natural o provocado no han sido entendidos todavía (Harris 1988), pero algunos estudios apuntan hacia los efectos de declive de riqueza y abundancia de fauna (Willis 1974, Ernst *et al.* 2006, Lees y Peres 2006) y efectos de largo plazo en los procesos de polinización de especies vegetales dependientes de organismos que carecen de la capacidad de desplazarse entre fragmentos aislados (Murcia 1996, Manning *et al.* 2006, Hanson *et al.* 2007, Hanson *et al.* 2008), especialmente en lugares con altos índices de biodiversidad y donde las plantas y árboles son sujetos a mayor ocurrencia de declive o extinción debido a la carencia de polinizadores especializados (Vamosi *et al.* 2006). Cramer *et al.* (2007) han demostrado como las especies de árboles cuyas semillas son dispersas por animales de tamaño mediano y grande, son sujetos a mayor dificultad de dispersión de sus genes en paisajes fragmentados. Los procesos de fragmentación y sus implicaciones ecológicas son sumamente complejas (Crome 1997) y requieren de mayor esfuerzo de investigación aplicada (Bierregaard *et al.* 1997).

La mayoría de los bosques en el área de estudio son de carácter natural e intervenido. También se encuentra una importante superficie de bosques secundarios que han aparecido por regeneración natural en áreas donde el bosque original fue intervenido fuertemente o eliminado. Desde que se han abandonado los incentivos para la actividad ganadera, al final de la década de los años ochenta, grandes superficies de pastizales se han regenerado. Sin embargo, la deforestación y la explotación maderera no sostenible han provocado la fragmentación de los hábitats y disminuido la capacidad de mantener ecosistemas intactos. La extracción de las especies de árboles maduros de forma selectiva, aun bajo la ejecución más estricta de los planes de manejo forestales, provoca una perturbación en el ecosistema (Baltodano *et al.* 1999, Baltodano 2000, Ernst *et al.* 2006). Son urgentes las acciones de conservación de los remanentes de bosques primarios, los cuales constituyen bancos de germoplasma importantes para el futuro de la actividad forestal. Además, se recomienda incentivar las acciones de reforestación natural asistida con especies nativas y de promoción de usos alternativos de los bosques (Baltodano 1999). En este sentido, se debe dar seguimiento a los esfuerzos actuales para incorporar a los dueños de

bosques en el sistema de pago por servicios ambientales, con el propósito de integrar elementos y criterios ecológicos en el sistema de evaluación de permisos de aprovechamiento forestal y castigar severamente a los agentes de tala ilegal de árboles.

La veracidad de la información que se obtiene de los recursos naturales a partir de las imágenes de satélite depende de varios parámetros, como la escala de trabajo general (Wiens 1989), la resolución espacial del material utilizado, la confiabilidad de los metadatos de las coberturas digitales derivadas de las imágenes por terceros, el área de referencia, el tipo de estudio, etc. (Klein *et al.* 2002, Lepers *et al.* 2002). Estos factores influyen considerablemente en la exactitud del análisis que se conduce (Woodcock y Strahler 1987).

El grado de precisión de nuestra clasificación de coberturas de imágenes satelitales es congruente con una clasificación exhaustiva realizada por Fallas y Savitsky (1996) con las imágenes Landsat 1991 y 1993, en las cuales, con 1.372 puntos de control obtenidos de las imágenes satelitales, detectaron una confusión del 18% entre las coberturas de pasto y de bosque, lo cual resalta al igual que en la presente investigación la dificultad de lograr una alta precisión en la fase de clasificación de las fuentes satelitales. Otro estudio similar realizado en la Reserva de Biosfera Selva El Ocote, en México, arrojó un grado de exactitud de clasificación de 79,8% (Flamenco *et al.* 2007). De todas las coberturas de uso del suelo clasificadas, la cobertura “piña” es la que generó mayor confusión (en relación a la clase “bosque secundario” y a la clase “agropecuaria”), contribuyendo a disminuir el porcentaje de certidumbre de clasificación. Por otra parte, las clases de “bosque natural” y “bosque secundario” se prestan a confusión entre sí. Es probable que algunas clases han podido cambiar entre la fecha de la imagen de Landsat (2005) y la fecha de la toma de puntos GPS en el campo (2008), especialmente en cuanto se trata de coberturas de uso del suelo dinámicas, como es el caso de “piña” y “bosque secundario”. Sin embargo, la clasificación resultó en general satisfactoria. Nuestras clasificaciones resultaron muy similares a las que contrastamos a partir de información oficializada por el Gobierno de Costa Rica en cuanto a varias fuentes de sistema de información geográfica generadas a partir de las mismas imágenes de Landsat TM u otras fuentes disponibles (Mag 1986, Mag 1992, CCT *et al.* 1998, Sinac 2007). Por otra parte, varios programas computacionales permiten evaluar la estructura del paisaje por medio del cálculo de una cantidad importante de métricas. Sin embargo, muchas métricas, dependiendo del enfoque del estudio, presentan información redundante difícil de interpretar, por lo que el proceso de selección de las



Costa Rica

Eduard Müller

métricas adecuadas, las que mejor permiten responder a las preguntas de la investigación, debe de ser el fruto de un análisis riguroso. En nuestro caso, seleccionamos métricas basadas en la clase de cobertura con enfoque en los aspectos funcionales de las coberturas naturales, específicamente la clase “bosque natural”, porque permite documentar de manera óptima los cambios temporales en el paisaje de conservación (Iverson 1988, Dunn *et al.* 1991, Mladenoff *et al.* 1993). De los tres tipos de clasificación supervisada evaluados, la clasificación *piped* se realiza con base en una serie de valores de reflectancia

mínima y máxima determinados para una firma espectral en cada banda. Para poder ser asignado a una clase particular, un píxel debe de responder a una reflectancia dentro de este rango de reflectancia para cada banda considerada en el análisis. Este procedimiento de clasificación resultó rápido pero menos preciso en el caso del tipo de imagen sometido a análisis. En este caso, provocó un alto grado de confusión entre zonas urbanas y pastizales. La clasificación realizada por *mindist* se basa en la reflectancia media de cada banda para una firma espectral. Los píxeles son asignados a una clase con el medio más cercano al valor de este píxel. *mindist* encuentra su mayor dominio de aplicación cuando el número de píxeles utilizados para definir firmas espectrales es reducido o cuando los sitios de entrenamiento no están claramente definidos; resultó más lento que *piped*, pero más rápido que *maxlike*. *Mindist* es mucho más conforme a la realidad que la anterior. Sin embargo, esta clasificación favoreció las diferentes coberturas forestales en detrimento de la cobertura agropecuaria. *Maxlike* es un clasificador de tipo bayesiano basado en la función de probabilidad de densidad asociada con un sitio particular de entrenamiento en la imagen. Los píxeles son atribuidos a la clase de mayor probabilidad con base en la comparación de una anterior probabilidad relacionada con cada una de las firmas espectrales consideradas.

Encontramos, al igual que Tang *et al.* (2005), que esta clasificación presenta una buena discriminación de las categorías de usos similar a la anterior, mientras aparece más conforme a la realidad, con una mejor discriminación de las coberturas. La clasificación de máxima verosimilitud funciona bien cuando los sitios de entrenamiento son claramente definidos y presentan una buena homogeneidad (Eastman 2006).

En la utilización de imágenes de satélite es fundamental no perder de vista los objetivos del análisis. En éste, al igual que con otros tipos de herra-

mientas, las imágenes satelitales, en la mayoría de los casos, no constituyen un fin en sí sino un medio por el cual el investigador intenta obtener una manifestación necesariamente subjetiva de la realidad geofísica de su entorno. Todo esfuerzo de interpretación de imágenes de satélite debe obligatoriamente ser complementado con verificación en el campo y sus resultados ser sometidos a pruebas estadísticas rigurosas en las cuales los márgenes de error sean aceptables y reconocidos (Aronoff 1982, Turner *et al.* 2001). Por ende, es importante que la información generada por el análisis de cambio de uso del suelo sirva para delinear soluciones adecuadas para mantener los recursos básicos, proteger el ambiente y propiciar un uso eficiente de los recursos no renovables (Bouman *et al.* 2000).

Nuestro análisis de cambio de paisaje permitirá determinar la ubicación de la frontera agrícola a través del tiempo en la Zona Norte de Costa Rica, desde la década de los años ochenta hasta la década de los años 2000. Esta información determinará las modalidades del subsiguiente muestreo de encuestas que será aplicado a los pobladores a partir de las diferentes etapas del avance de la frontera agrícola. El análisis de cambio de paisaje requiere de una metodología fina que esté acorde con los objetivos de la investigación, debido a que la resolución espacial afecta significativamente las estimaciones del tamaño de los fragmentos de bosque así como el número de fragmentos, de tal manera que los fragmentos proveen métricas de paisaje útiles mientras sean suficientemente detalladas en relación con la superficie del área de estudio (Dale y Pearson 1997).

Conclusiones

El efecto de los patrones espaciales sobre los procesos ecológicos ha sido poco estudiado. El tamaño, la forma y la distribución de fragmentos en el paisaje constituyen una medida adecuada de la estructura del paisaje (Turner 1989). La integración de fuentes de teledetección con un sistema de información geográfica demuestra constituir una serie de herramientas adecuadas para analizar los patrones y procesos espaciales del cambio de uso del suelo (Li *et al.* 2004, Tang *et al.* 2005) y tomar decisiones de ordenamiento del territorio (Orlich 1999). Las diferentes secuencias temporales permiten no solamente detectar cambios en el paisaje a corto plazo, sino también tendencias y dinámicas de mediano plazo (Griffith *et al.* 2003). El análisis de la estructura del paisaje en la Zona Norte de Costa Rica evidencia vacíos en las metas de conservación de la biodiversidad y sus ecosistemas en la vertiente caribeña del país. Por otra parte, evoca un paisaje dinámico y heterogéneo que puede tener impactos sobre los procesos de sucesión ecológica, adaptación, mantenimiento de la

diversidad de especies, estabilidad de las comunidades, competencia, interacción entre predadores y presas, parasitismo, epidemias y otros eventos estocásticos (Legendre y Fortin 1989). Por otra parte, el aumento de la heterogeneidad detectado en el paisaje a través del tiempo sugiere que algunas especies pueden verse beneficiadas (Dauber *et al.* 2003). Por lo tanto, recomendamos integrar variables ecológicas, sociales y económicas en un análisis de conectividad, con el fin de establecer un paisaje de conservación funcional y viable desde la perspectiva biocéntrica y antropocéntrica. Este paisaje buscará evitar la extinción local de los organismos que viven en el bosque tropical siempreverde latifoliado del Caribe costarricense, considerando que estas áreas topográficas planas pueden ser sujetas a mayores cambios de uso que las áreas de pendiente (Kemper *et al.* 2000). Un estudio subsiguiente deberá de develar los factores sociales que podrán ser sometidos a experimentación para poder lograr condiciones sociales y políticas favorables como contribución a la implementación de una reserva de biosfera e iniciativas de corredores biológicos en la misma zona geográfica.

Gracias al enfoque de la ecología de paisaje, el diseño de un paisaje funcional de conservación para las áreas silvestres protegidas y sus zonas de amortiguamiento permitirá identificar áreas prioritarias de hábitats naturales y promover la conectividad ecológica, tomando en cuenta la continuidad de los ecosistemas característicos de la Zona Norte de Costa Rica y los factores socioeconómicos que influyen sobre la decisión de manejo del suelo por parte de las comunidades locales, plasmándose en la definición estructural de una propuesta de zonificación preliminar centrada en eslabones prioritarios.

Referencias bibliográficas

- Andersen, M., A. Thornhill y H. Koopowitz. "Tropical forest disruption and stochastic biodiversity losses", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Aronoff, Stan. "Classification accuracy: a user approach", en *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48, 1982.
- Asamblea Legislativa, República de Costa Rica. 1996. *Ley forestal* N° 7575. Asamblea Legislativa, República de Costa Rica. Costa Rica.
- Baltodano, A. y J. C. Zamora. 2009. *Estrategia para la consolidación de la conectividad en un sector del Corredor Biológico San Juan - La Selva: un esfuerzo para la preservación de las rutas de migración en los ecosistemas mesoamericanos*. Tesis de Licenciatura de la Escuela de Geografía, Universidad de Costa Rica. Costa Rica.
- Baltodano, Javier. 1999. *Reflexiones en torno al tema forestal: análisis de los casos en los distritos Cutris y Cureña, Zona Norte; hacia una propuesta forestal ecologista para el desarrollo rural*. Amigos de la Tierra Costa Rica, Costa Rica.
- Baltodano, J., C. Juanes y F. Díaz. 1999. *Tratamiento silvicultural y pago de servicios ambientales en la Zona Norte de Costa Rica: una contradicción poco discutida*. Amigos de la Tierra Costa Rica. Costa Rica.

- Baltodano, Javier. "Pago de servicios ambientales para reconstrucción ecosistémica, fortalecimiento de organizaciones locales y desarrollo rural", en *Ambientales* 18, 2000.
- Bennett, Andrew F. 2004. *Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Costa Rica.
- Bennett, A. F., J. Q. Radford y A. Haslem A. "Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments", en *Biological Conservation* 133, 2006.
- Bierregaard, R. O. y V. H. Dale. "Islands in an ever-changing sea: the ecological and socioeconomic dynamics of Amazonian rainforest fragments", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Bierregaard, Richard O. et al. "Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystems", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Bormann, F. H. et al. "Nutrient loss accelerated by clear-cutting of a forest ecosystem", en *Science* 159, 1968.
- Bouman, Bas et al. 2000. *Tools for land use analysis on different scales with case studies for Costa Rica*. The Netherlands. Dordrecht.
- Bresee, Mary K. et al. "Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest, Wisconsin, USA, from 1972 to 2001", en *Landscape Ecology* 19, 2004.
- Browder, John O. "Reading colonist landscapes: social interpretations of tropical forest patches in an Amazonian agricultural frontier", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Calvo, J. C. y G. A. Sánchez. 2007. *Estudio de monitoreo de cobertura forestal de Costa Rica 2005*. Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO). Costa Rica.
- Calvo, Julio C. et al. 1999. *Estudio de cobertura forestal de Costa Rica empleando imágenes Landsat 1986/7 y 1996/7*. XI Congreso Nacional Agronómico. San José.
- Centro Científico Tropical, Centro de Investigaciones en Desarrollo Sostenible, Fondo Nacional de Financiamiento Forestal. 1998. *Cobertura boscosa para Costa Rica 1997/1998*. CCT, Ciedes, Fonafifo (archivo digital en formato shapefile). Costa Rica.
- Chandrasekhar, T. 1999. *Change Detection*. Extension for ArcView GIS (computer software).
- Chassot, O. y G. Monge. 2002. *Corredor Biológico San Juan-La Selva: ficha técnica*. Centro Científico Tropical. Costa Rica.
- Chassot, Olivier et al. "Ecología y migraciones de la lapa verde", en *Ambientales* 28, 2004.
- Chassot O, G. Monge y A. Mata. 2006a. *Evaluación ambiental del Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Maquenque*. Centro Científico Tropical. Costa Rica.
- Chassot, Olivier et al. 2006b. *Ficha técnica binacional del Corredor Biológico El Castillo-San Juan-La Selva, Nicaragua-Costa Rica*. Sistema de la Integración Mesoamericana, Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, Corredor Biológico Mesoamericano. Nicaragua.
- Chinea, Jesús D. "Teledetección del bosque", en Guariguata, M. y G. Kattan. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica.
- Chuvieco, Emilio. "Aportaciones de la teledetección espacial a la cartografía de ocupación del suelo", en *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 5, 1985.
- Cohen, W. B. et al. "Characterizing 23 years (1972-1995) of stand replacement disturbance in Western Oregon forest with Landsat imagery", en *Ecosystems* 5, 2002.
- Collado, A. D. y C. M. Dellafiore. "Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población del venado de las pampas en el sur de la provincia de San Luis", en *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 31(2), 2002.
- Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Fondo Mundial del Ambiente, Proyecto Regional para el Establecimiento de un Programa para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. 2005. *Corredor Biológico Mesoamericano: instrumentos para su consolidación*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Cooperación Técnica Alemana, Programa de las Naciones Unidas para el Medio ambiente, Banco Mundial. Nicaragua.
- Congalton, R. G. y K. Green. "Assessing the accuracy of remotely sensed data", en *Remote Sensing of Environment* 37, 1999.
- Corbera, J., J. Calvet y V. Palá. "Estudio por teledetección de la dinámica del glaciar de Bahía Falsa Isla Livingston (Antártida)", en *Revista de Teledetección* 6, 1996.
- Corredor Biológico Mesoamericano. 2002. *El Corredor Biológico Mesoamericano: una plataforma para el desarrollo sostenible regional*. Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. Nicaragua.
- Couto, Paula. "Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS", en *Investigação Operacional* 24, 2004.
- Cramer, J. M., R. C. G. Mesquita y G. B. Williamson. "Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees", en *Biological Conservation* 137, 2007.
- Critical Ecosystem Partnership Fund. 2001. *Perfil de ecosistema: región sur del hotspot de biodiversidad en Mesoamérica: Nicaragua, Costa Rica, Panamá*. Conservación Internacional (CI), Banco Mundial (BM), Fondo Mundial del Ambiente (GEF), Fundación MacArthur. Washington, DC.
- Crome, Francis H. J. "Researching tropical forest fragmentation: shall we keep on doing what we're doing?", en Laurance W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Dale, V. H. y S. M. Pearson. "Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazonia", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Dale, Virginia H. et al. "Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the central Amazon", en *Conservation Biology* 8, 1994.
- Dauber, J. et al. "Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness", en *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1-3), 2003.
- Diamond, Jared M. "The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves", en *Biological Conservation* 7, 1975.
- Dunn, C. P. et al. "Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern", en Turner, M. G. y R. H. Gardner. 1991. *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer. New York.
- Eastman, J. Ronald. 2006. *IDRISI Andes guide to GIS and image processing*. Clarks Labs, Clark University. Worcester, MA.
- Elkie, P. C., R. S. Rempel y A. P. Carr. 1999. *Patch Analyst user's manual: a tool for quantifying landscape structure*. Northwest Science & Technology. Canada.
- Ernst, R., K. E. Linsenmair y M. O. Rödel. "Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities", en *Biological Conservation* 133, 2006.
- Eytton, J. R. "Landsat multitemporal color composites", en *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 49, 1983.
- Fallas, Jorge. "Normas y estándares para la comunidad de usuarios de Sistemas de Información Geográfica en Costa Rica", en *Revista Geográfica de América Central* 32-33, 1996.
- Fallas, J. y B. Savitsky. "Uso y cobertura de la tierra en Costa Rica para 1992: una aplicación de teledetección espacial y Sistemas de Información Geográfica", en *Revista Geográfica de América Central* 32-33, 1996.
- Fiedler, P. L. y S. K. Jain. 1992. *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation preservation and management*. Chapman & Hall. New York.
- Finegan, B. y C. Bouroncle. "Patrones de fragmentación de los bosques de tierras bajas, su impacto en las comunidades y especies vegetales y propuestas para su mitigación", en Harvey, C. A. y J. C. Sáenz. 2008. *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Instituto Nacional de Biodiversidad. Costa Rica.
- Flamenco, A., M. Martínez y O. R. Masera. "Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a

highly diverse tropical rain forest”, en *Biological Conservation* 138(1-2), 2007.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1993.

Forest resources assessment 1990: tropical countries. Fao. Rome.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2001.

Forest resources assessment 2000. Fao. Rome

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2006a.

Forest resources assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. Fao. Rome.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2006b.

Global forest resources assessment 2005: 15 key findings. Fao. Rome.

Forero, A. y B. Finegan. “Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación”, en *Revista Forestal Centroamericana* 38, 2002.

Franklin, J. F. y R. T. T. Forman. “Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles”, en *Landscape Ecology* 1, 1987.

Gallego, B. y B. Finegan. 2004. “Evaluación de enfoques para la definición de especies arbóreas indicadoras para el monitoreo de la biodiversidad en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano”, en *Recursos Naturales y Ambiente*, 2004.

Gascon, Claude *et al.* “Biodiversity conservation in deforested and fragmented tropical landscapes: an overview”, en Schroth, Götz *et al.* 2004. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.

Gilpin, M. E. y I. Hanski. 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press. California.

Greenberg, Russel. “Managed forest patches and the diversity of birds in southern Mexico”, en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington.

Griffith, Jerry A. *et al.* “Detecting trends in landscape pattern metrics over a 20-year period using a sampling-based monitoring programme”, en *International Journal of Remote Sensing* 24(1), 2003.

Guariguata, M. y R. Ostertag. “Sucesión secundaria”, en Guariguata, M. y G. Kattan. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica.

Guariguata, M., J. Rosales y B. Finegan. “Seed removal and fate in two selectively logged lowland forests with constraining protection levels”, en *Conservation Biology* 14(4), 2000.

Guindon, Carlos. “The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica”, en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington.

Guindon, C. y S. Palminteri. 1996. *Great Green Macaw habitat reforestation feasibility study*. Rainforest Alliance. New York.

Hanski, Ilka. “Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same?”, en *Trends in Ecology and Evolution* 4, 1989.

Hanski, I. y M. Gilpin. “Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain”, en *Biological Journal of the Linnean Society* 42, 1991.

Hanson, Thor R. *et al.* “Conventional and genetic measures of seed dispersal for *Dipteryx panamensis* (Fabaceae) in continuous and fragmented Costa Rican rain forest”, en *Journal of Tropical Ecology* 23, 2007.

Hanson, Thor R. *et al.* “Pollen dispersal and genetic structure of the tropical tree *Dipteryx panamensis* in a fragmented Costa Rican landscape”, en *Molecular Ecology* 17, 2008.

Harris, Larry D. 1984. *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University of Chicago Press. Chicago.

Harris, Larry D. “Edge effects and the conservation of biotic diversity”, en *Conservation Biology* 2, 1988.

Hartshorn, Gary. “Biogeografía de los bosques neotropicales”, en Guariguata M. y G. Kattan. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica.

Hudson, Wendy E. 1991. *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press. Washington, DC.

Iverson, Louis R. “Land-use changes in Illinois, USA: the influence of landscape attributes on current and historic land use”, en *Landscape Ecology* 2, 1988.

Jordan, Carl F. “Local effects of tropical deforestation”, en Soulé, Michael. 1986. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland.



Costa Rica

Eduard Müller

- Kattan, Gustavo. "Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies", en Guariguata, M. y G. Kattan. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica.
- Kattan, G. y H. Álvarez. "Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Kellman, M., R. Tackaberry y J. Meave. "The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forest", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Kemper, Jessica *et al.* "Landscape fragmentation in South Coast Renosterveld, South Africa, in relation to rainfall and topography", en *Austral Ecology* 25(2), 2000.
- Kleinn, C., L. Corales y D. Morales. "Forest area in Costa Rica: a comparative study of tropical forest cover estimates over time", en *Environmental Monitoring and Assessment* 73, 2002.
- Lamb, David *et al.* "Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Laurance, William F. *et al.* "Edges", en Brown, E. R. 1985. *Management of wildlife and fish habitats in forests of Western Oregon and Washington*. Department of Agriculture, Forest Service. Oregon.
- Laurance, William F. *et al.* "Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation", en *Conservation Biology* 16(3), 2002.
- Laurance, W. F. y H. L. Vasconcelos. "Ecological effects of habitat fragmentation in the tropics", en Schroth, Götz. *et al.* 2004. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Lee, J. y D. W. S. Wong. 2001. *Statistical analysis with Arc View GIS*. Wiley. New York.
- Lees, A. C. y C. A. Peres. "Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier", en *Biological Conservation* 133, 2006.
- Lefkovich, L. P. y L. Fahrig. "Spatial characteristics of habitat patches and population survival", en *Ecological Modeling* 30, 1985.
- Legendre, P. *et al.* "The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys", en *Ecography* 25, 2002.
- Legendre, P. y M. J. Fortin. "Spatial pattern and ecological analysis", en *Vegetatio* 80, 1989.
- Lepers, E. *et al.* "A synthesis of information on rapid land-cover change for the period 1981-2000", en *BioScience* 55(2), 2002.
- Levin, S. A. y R. T. Paine. "Disturbance, patch formation, and community structure", en *Proceedings of the National Academy of Sciences* 71(7), 1974.
- Lezcano, Hilda *et al.* "Variación de las características de la comunidad vegetal en relación al efecto de borde en fragmentos de bosque, Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá", en *Revista Forestal Centroamericana* 38, 2002.
- Li, Z. *et al.* "Land-use change analysis in Yulin prefecture, northwestern China using remote sensing and GIS", en *International Journal of Remote Sensing* 25(24), 2004.
- Lindenmayer, D. B. y J. Fischer. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press. Washington, DC.
- Lovejoy, Thomas E. *et al.* "Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments", en Soulé, Michael. 1986. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland.
- Lovejoy, Thomas E. *et al.* "Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
- MacArthur, R. y E. Wilson. "An equilibrium theory of insular zoogeography", en *Evolution* 17, 1963.
- MacArthur, R. y E. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton.
- McCullough, Dale R. 1996. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press. Washington, DC.
- McGarigal, Kevin. "Landscape pattern metrics", en El-Shaarawi, A. H. y W. W. Piegorsch. 2002. *Encyclopedia of environmental metrics*, Vol. II. UK.
- McGarigal, K. y B. J. Marks. 1994. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Oregon State University. Oregon.
- Manning, A. D., J. Fischer y D. B. Lindenmayer. "Scattered trees are keystone structures: implications for conservation", en *Biological Conservation* 132, 2006.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería. 1986. *Uso de la tierra en Costa Rica en 1986*. Mag (archivo digital en formato shapefile). Costa Rica.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería. 1992. *Uso de la tierra en Costa Rica en 1992*. Mag (archivo digital en formato shapefile). Costa Rica.
- Mittermeier, Russel *et al.* 1999. *Biodiversidad amenazada: las ecorregiones prioritarias del mundo*. Cemex. México, DF.
- Mladenoff, David J. *et al.* "Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes", en *Ecological Applications* 3, 1993.
- Moreno, T. y E. Müller. 2007. *Reserva de Biosfera Agua y Paz, Costa Rica: formulario de propuesta*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Man & Biosphere, Universidad para la Cooperación Internacional, Centro Científico Tropical. Costa Rica.
- Murcia, Carolina. "Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Nepstad, Daniel C. *et al.* "The ecological importance of forest remnants in an eastern Amazonian frontier landscape", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Noss, R. F. y A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press. Washington, DC.
- Ochoa, Susana. "Una perspectiva de paisaje en el manejo del Corredor Biológico Mesoamericano", en Harvey, C. A. y J. C. Sáenz. 2008. *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Instituto Nacional de Biodiversidad. Costa Rica.
- Opdam, Paul. "Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies", en *Landscape Ecology* 5, 1991.
- Opdam, P., G. Rijsdijk y F. Hustings. "Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation", en *Biological Conservation* 34, 1985.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. 1996. *Reservas de biosfera: la Estrategia de Sevilla y el Marco Estatuario de la Red Mundial*. Unesco. París.
- Orlich, Daniel. "Sistemas de Información Geográfica para la toma de decisiones", en Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica. 1999. *Escenarios de uso del territorio para Costa Rica en el año 2025*. San José, Costa Rica. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica. Costa Rica.
- Poffenberger, Mark. "Community restoration of forests in India", en Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Rosenfield, G. H. y K. Fitzpatrick-Lins. "A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy", en *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 52 (2), 1986.
- Sader, S. A. y A. T. Joyce. "Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983", en *Biotropica* 20(1), 1988.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., R. C. Harris y D. L. Skole. "Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery", en *Biotropica* 22(3), 2001.
- Santos, T. y J. L. Telleria. "Pérdida y fragmentación de hábitat: efecto sobre la conservación de las especies", en *Ecosistemas* 15(2), 2006.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", en *Conservation Biology* 5, 1991.
- Schedlbauer, J. L., B. Finegan y K. L. Kavannagh. "Rain forest structure at forest-pasture edges in northeastern Costa Rica", en *Biotropica* 39(5), 2007.
- Schelhas, J. y G. A. Sánchez-Azofeifa. "Post-frontier forest change adjacent to Braulio Carrillo National Park, Costa Rica", en *Human Ecology* 34(3), 2006.

Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. *Forest patches in tropical landscape*. Island Press. Washington, DC.

Schroth, Götz *et al.* "The role of agroforestry in biodiversity conservation in tropical landscapes", en Schroth, Götz *et al.* 2004a. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.

Schroth, Götz *et al.* "Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes", en Schroth, Götz *et al.* 2004b. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press. Washington, DC.

Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Ministerio del Ambiente y Energía. 2003. *Informe nacional sobre el sistema de áreas silvestres protegidas*. Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas, Sinac, Minae. Costa Rica.

Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Ministerio del Ambiente y Energía. 2007. *Uso del suelo 2006, Costa Rica*. Sinac, Mnae (archivo digital en formato shapefile). Costa Rica.

Soulé, Michael. "Conservation biology and the "real world"", en Soulé, Michael. 1986. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland.

Soulé, M. y J. Terborgh. 1999. *Continental conservation: scientific foundations of regional reserve networks*. Island Press. Washington, DC.

Southworth, Jane *et al.* "Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras", en *Applied Geography* 24, 2004.

Tang, J., L. Wang y S. Zhang. "Investigating landscape pattern and its dynamics in Daqing, China", en *International Journal of Remote Sensing* 26(11), 2005.

Tewksbury, Joshua J. *et al.* "Tests of landscape influence: nest predation and brood parasitism in fragmented ecosystems", en *Ecology* 87(3), 2006.

Townshend, J. *et al.* 1991. "Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities", en *Remote Sensing of Environment* 35, 1991.

Turner, Monica G. "Landscape ecology: the effect of pattern on process", en *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 1989.

Turner, M. G., R. H. Gardner y R. V. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer. New York.

Vamosi, Jana C. *et al.* "Pollination decays in biodiversity hotspots", en *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103(4), 2006.

Viana, V., A. A. J. Tabanez y J. L. F. Batista. "ics and restoration of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.

Visual Learning Systems. 2004a. *Using feature analyst to perform object-specific change detection*. Visual Learning Systems. Missoula.

Visual Learning Systems. 2004b. *Automated feature extraction and change detection software for disaster and emergency management*. Visual Learning Systems. Missoula.

Vreugdenhill, Daan *et al.* 2002. *Map of the ecosystems of Central America: final report*. World Bank. Washington, DC.

Weigel, J. 2000. Grid Machine 4.52. Extension for ArcView GIS. (computer software).

Whitmore, Timothy C. "Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss", en Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.

Willis, Edwin O. "Populations and local extinctions of birds on Barra Colorado Island, Panama", en *Ecological Monographs* 44, 1974.

Wiens, John A. "Population responses to patchy environments", en *Annual Review of Ecology and Systematics* 7, 1976.



Costa Rica

Eduard Müller

Wiens, John A. "Spatial scaling in ecology", en *Functional Ecology* 3, 1989.

Woodcock, C. E. y A. H. Strahler. "The factor of scale in remote sensing", en *Remote Sensing of Environment* 21, 1987.

World Bank, Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo. 2001. *Ecosystems of Central America (ArcView regional map files at 1:250,000)*. Washington, DC, World Bank, Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, World Institute for Conservation and Environment, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

Yang X, Lo C. P. "Using a time series of satellite imagery to detect land use and land cover changes in the Atlanta, Georgia metropolitan area", en *International Journal of Remote Sensing* 23(9), 2002.