

Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles

L. Cayuela

Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, 28871. Alcalá de Henares. Madrid. España

➤ Recibido el 9 de junio de 2006, aceptado el 9 de junio de 2006.

La deforestación en los trópicos es uno de los problemas ambientales más importantes, con serias consecuencias económicas y sociales (Laurance, 1999). Los bosques tropicales albergan el 70% de las especies de animales y plantas del mundo, influyen en el clima local y regional, regulan el caudal de los ríos y proveen una amplia gama de productos maderables y no maderables. La pérdida de estos bosques se debe principalmente, en países en vías de desarrollo, al círculo vicioso del crecimiento poblacional y la pobreza persistente (Aide y Grau 2004; Ecoespaña, 2006).

Como agravante de la deforestación, desde hace algunos años se reconoce el papel de la fragmentación y la degradación del hábitat como responsables de cambios en la estructura y función de los ecosistemas (Saunders *et al.*, 1991; Debinski y Holt, 2001). La fragmentación provoca una disminución del tamaño medio de los parches de hábitat y los aísla. Otra de sus consecuencias es el aumento del llamado efecto 'borde'. La degradación del hábitat, por el contrario, no implica un cambio en la utilización del terreno, pero es también un problema grave en los trópicos (FAO, 2005). Aunque el terreno sigue siendo de uso forestal, su composición y funciones biológicas quedan comprometidas por la intervención humana. La principal causa de la degradación forestal es la tala de explotación, con el corte selectivo de algunas especies. Todo ello aumenta la vulnerabilidad de muchas especies de animales y plantas a condiciones ambientales adversas, pero también ocasiona la creación de nuevos hábitats para otras especies más generalistas.

En esta tesis se aborda conjuntamente el estudio de la deforestación, la fragmentación y la diversidad de comunidades arbóreas en bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, en el sureste de México. Esta región es un paradigma de diversidad biológica y cultural (González-Espinosa *et al.*, 2004). También es un escenario de conflicto perpetuo entre el desarrollo y la conservación, debido a las condiciones socio-económicas desfavorables existentes en la zona (Cayuela *et al.*, 2005). El estudio se abordó a dos escalas espaciales distintas. Por un lado, a escala de paisaje mediante el análisis de imágenes de satélite Landsat de 1975, 1990 y 2000, con píxeles de 30x30 m (excepto las imágenes de 1975 que tenían una resolución de 60x60 m). Por otro, a escala de comunidad mediante la realización de 204 inventarios florísticos en parcelas de 1.000 m² distribuidas en distintos fragmentos forestales. La información procedente de los inventarios fue posteriormente introducida en un SIG, lo que permitió que relacionarla directamente con la información procedente de las imágenes de satélite.

Aplicamos un método de clasificación de imágenes de satélite basado en la teoría de la evidencia de Dempster-Shafer. Este método permite combinar la información contenida en las bandas espectrales de los sensores remotos con la información procedente del conocimiento experto. Utilizando un área piloto, comprobamos que el uso de este algoritmo permitía una mejor clasificación de las coberturas del suelo en comparación con clasificadores tradicionales, como el de máxima probabilidad (Cayuela *et al.*, 2006b).

Con esta técnica, procedimos a clasificar el total de las imágenes para los años 1975, 1990 y 2000 (Cayuela *et al.*, 2006c). Distinguimos cinco tipos de bosque: bosque de niebla, bosque de encino, bosque de pino-encino, bosque de pino y bosque transicional a selva baja caducifolia. Como este último ocupa una superficie muy pequeña en el área de estudio, en el análisis

de los cambios en las coberturas del suelo se incluyó junto al bosque de pino-encino. El área estimada de bosque para 1975 fue del 62% (**Fig. 1**). En el año 1990, ésta se reduce aproximadamente en un 50%, lo que supone una tasa de deforestación del 1.3% anual. Entre 1990 y 2000 se produce una mayor deforestación, con una pérdida neta de cerca del 40% del bosque existente en 1990, lo que supone una tasa de deforestación del 4.8% anual, una de las más altas registradas en el mundo, tanto para bosques tropicales como para bosques templados. De entre los tipos de bosque, la reducción más importante se produjo en el bosque de niebla, pasando de casi el 20% del área de estudio en 1975 a apenas un 2% en el año 2000.

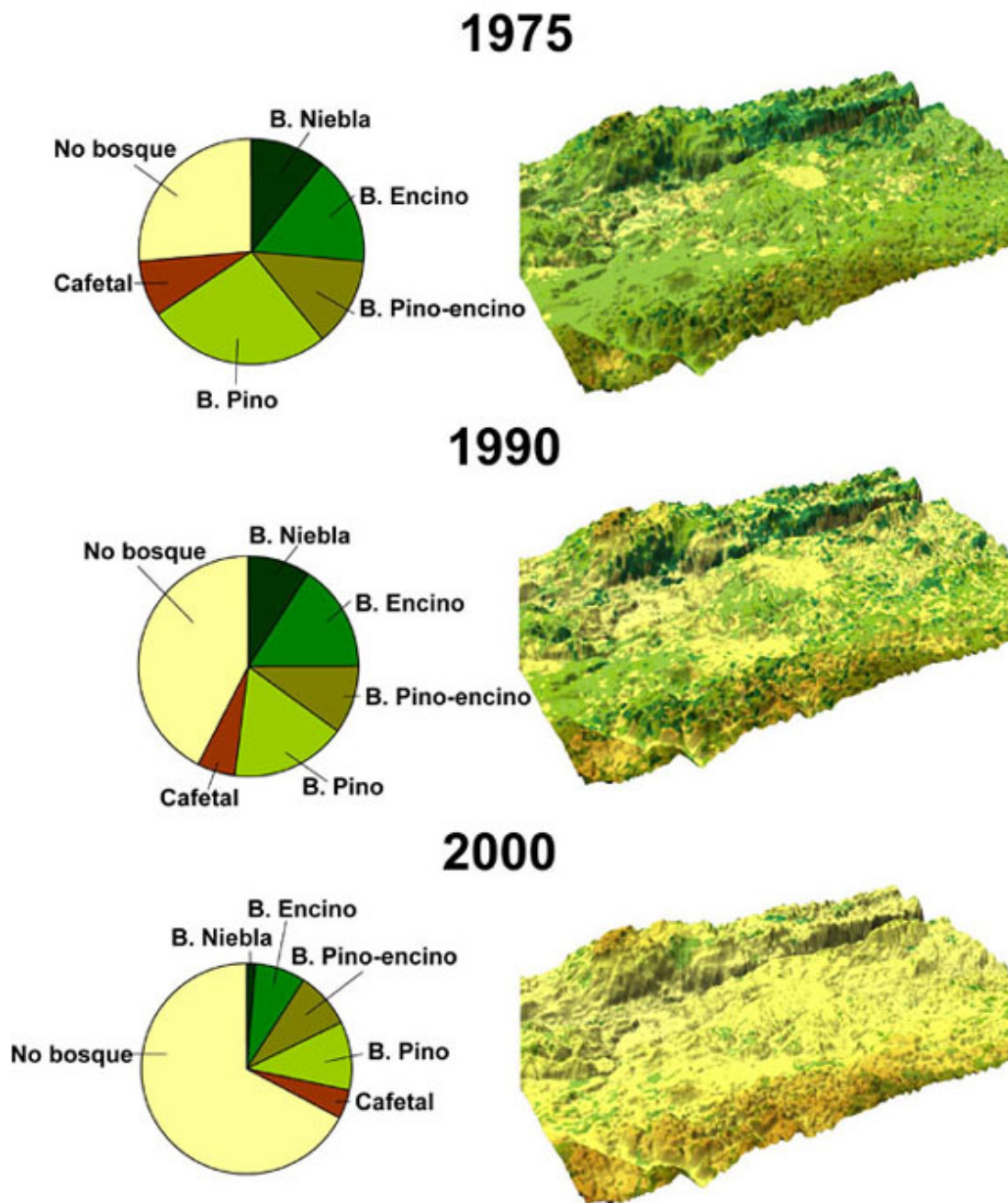


Figura 1. Superficie estimada para cada una de las coberturas del suelo en los Altos de Chiapas en 1975, 1990 y 2000. En la columna de la derecha se observan los patrones espaciales de cambios de uso del suelo para un área representativa (municipio de Chanal) dentro de la región de estudio.

Estas mismas tendencias se observan para la fragmentación forestal (**Tabla 1**). Mientras que en 1975 existía un gran fragmento forestal que ocupaba casi un 60% del total del área de estudio, en el año 2000 este fragmento se había reducido a tan sólo un 4%, aumentando de 3.500 a más de 10.000 el número de fragmentos con un área comprendida entre 0 y 100 hectáreas. Asimismo, el tamaño medio del fragmento disminuyó en el año 2000 a casi una décima parte del tamaño medio en 1975; la densidad de fragmentos por cada 100 hectáreas se triplicó; la longitud total del borde de los fragmentos se duplicó en el primer periodo y disminuyó posteriormente, posiblemente como consecuencia de que la deforestación empieza en este

último periodo a tener mayor importancia que la propia fragmentación; el área núcleo total se redujo a una décima parte entre 1975 y 2000; y, por último, la proximidad media entre fragmentos disminuyó en el año 2000 a una centésima parte de la proximidad media en 1975.

Tabla 1. Índices del paisaje que reflejan distintos aspectos de la fragmentación forestal para los años 1975, 1990 y 2000 en los Altos de Chiapas, México. Para los índices promedio, se dan los valores mínimo y máximo en paréntesis.

Índices de paisaje	1975	1990	2000
Tamaño del fragmento más grande (%)	60.7	35.1	4.0
Tamaño promedio (ha)	65.0	26.9	8.7
Densidad de fragmentos (n/100 ha)	1.0	1.9	3.2
Longitud total del borde (km)	24,781	50,114	38,400
Área núcleo total (ha)	99,422	29,860	9,611
Índice de proximidad media entre fragmentos	101,369	60,017	1,405

Dada la importancia de la deforestación y la fragmentación en esta región, es necesario establecer estrategias de conservación. La modelación de la diversidad a partir de sus determinantes puede ser una herramienta de gran utilidad en el diseño de dichas estrategias. Propusimos un modelo predictivo para la diversidad α de árboles y otro para la complementariedad de las comunidades de bosque (diversidad β) (Cayuela *et al.*, 2006d). Para lo primero utilizamos un modelo lineal generalizado en donde relacionamos la diversidad α con una serie de variables ambientales a escala local y regional. El modelo resultante identificó cuatro variables como predictores relevantes de la diversidad α ; éstas fueron la precipitación media anual, la temperatura media anual, un índice de vegetación conocido como NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) y la proporción de cobertura forestal, que explicaban en su totalidad algo más de un 40% de la variabilidad de la diversidad α .

La diversidad β , definida por la complementariedad de las especies, tiene que ser calculada para cada par de inventarios. Esto dificulta la elaboración de un modelo para predecir la diversidad beta. Para salvar esta dificultad propusimos el siguiente método: (1) relacionar las diferencias en composición florística con las distancias calculadas a partir de variables ambientales, utilizando para ello un test de Mantel. Un procedimiento automatizado permitió seleccionar las variables ambientales que hacían máxima la correlación con las diferencias en cuanto a composición florística para un número creciente de variables. Las variables seleccionadas fueron dos: la precipitación y la temperatura media anual, que estaban correlacionadas en cerca de un 50% con las diferencias en composición florística; (2) definir un agrupamiento de los inventarios forestales en función de las variables ambientales seleccionadas en el paso anterior (**Fig. 2**); (3) seleccionar el número de grupos que maximiza la diferencia entre éstos. Creamos un número variable de grupos, de 3 a 10, y utilizamos análisis de disimilaridad (ANOSIM) para comparar la variabilidad entre grupos con la variabilidad dentro de los grupos. Los resultados muestran que 5 es el número de grupos que maximiza la variabilidad entre grupos con respecto a la variabilidad dentro de grupos (**Fig. 2**); y (4) utilizar árboles de regresión para poder asignar cada inventario a su correspondiente grupo en función de las variables ambientales seleccionadas. Con estas sencillas reglas pudimos asignar cualquier punto del área de estudio a uno u otro grupo de vegetación.

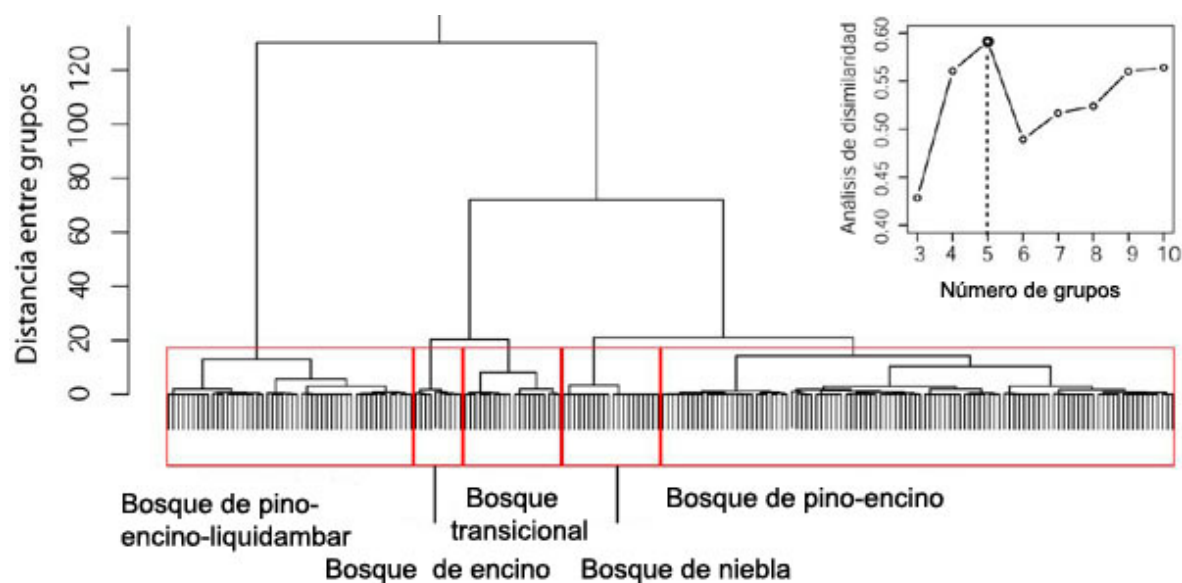


Figura 2. Agrupamiento de los inventarios forestales en función de las variables ambientales seleccionadas. Utilizamos análisis de disimilitud (ANOSIM) para comparar la variabilidad entre grupos con la variabilidad dentro de los grupos para un número variable de grupos, de 3 a 10. Los resultados muestran que 5 es el número de grupos que maximiza la variabilidad entre grupos con respecto a la variabilidad dentro de grupos.

Utilizando Sistemas de Información Geográfica e imágenes de satélite, se extrapoló el modelo al conjunto de la región. Finalmente, se propuso una priorización de las áreas de mayor diversidad α dentro de cada una de los principales grupos florísticos (Cayuela *et al.*, 2006d). Estos resultados pueden aplicarse en el diseño de estrategias de conservación que mitiguen el impacto de la deforestación y los cambios de uso del territorio sobre las áreas de mayor diversidad.

Para analizar con más detalle los determinantes de la diversidad en esta región, intentamos analizar la influencia relativa de tres tipos de variables a distintas escalas (Cayuela *et al.*, 2006a). Éstas son: (1) el gradiente climático, que actúa a escala de paisaje; (2) los efectos de la fragmentación a nivel de fragmento, entendiéndose como tal aquellos asociados a la reducción del área y la conectividad entre fragmentos, y que actúan sobre el pool de especies del fragmento; y (3) los efectos locales, que son aquellos producidos por la perturbación del hábitat o relacionados con aspectos de la fragmentación que no impliquen una reducción del área o la conectividad entre fragmentos, pero que pueden provocar una transformación del hábitat a escala local.

Para ello, primero realizamos un análisis de ordenación indirecta conocido como escalamiento multidimensional (NMDS), que permitió la identificación de grupos de vegetación y su interpretación de acuerdo a variables ambientales (**Fig. 3**). Hicimos una agrupación de los fragmentos por tipos de vegetación, identificando cinco grupos relacionados con un gradiente climático de precipitación y temperatura. Estos coincidían en gran medida con los grupos definidos anteriormente.

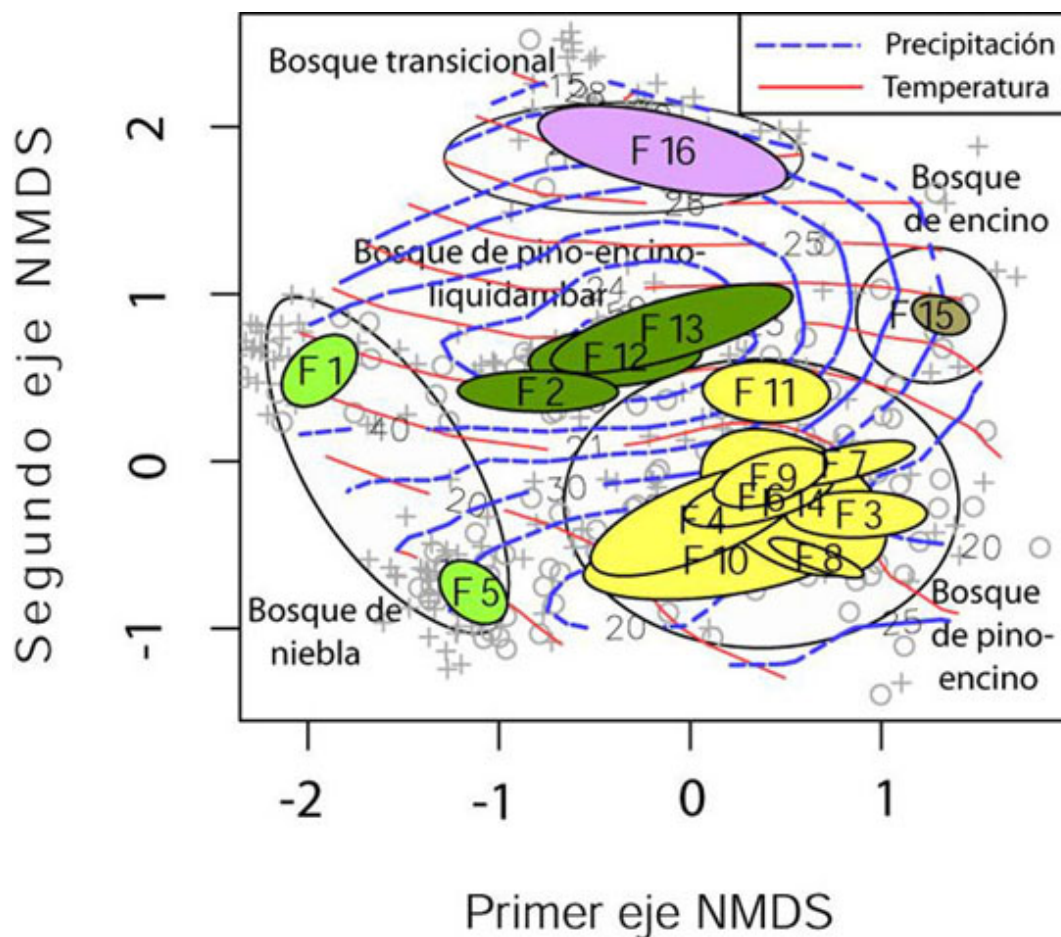


Figura 3. Ordenación de los inventarios (o) y las especies (+) utilizando una técnica de escalamiento multidimensional (NMDS). Se realizó una agrupación de los inventarios por fragmentos forestales (F1 a F16) y éstos se agruparon por tipos de vegetación y se interpretaron en relación a un gradiente climático de precipitación y temperatura.

Para evaluar el efecto de la fragmentación y de la perturbación sobre la diversidad de árboles utilizamos modelos lineales mixtos. Estos modelos son apropiados para representar datos potencialmente auto-correlacionados, como es el caso de nuestros inventarios forestales, agrupados por fragmentos. Los modelos lineales mixtos son capaces de incorporar efectos aleatorios y efectos fijos. En nuestro caso de estudio, el efecto aleatorio sería el resultado de la agrupación de los inventarios en fragmentos, mientras que los efectos fijos representarían el efecto de las variables explicativas dentro de los fragmentos. Como variables explicativas para los efectos fijos tomamos tres: (1) la proximidad al borde del fragmento; (2) la proporción de cobertura forestal medida en un radio de 500 m; y (3) un índice de perturbación calculado a partir de la diferencia de los valores del NDVI entre 1990 y 2000, que se obtuvo a partir de las imágenes Landsat. La primera variable representaría los efectos de la fragmentación a escala local, mientras que las dos últimas estarían representando los efectos de la perturbación. Estos análisis los realizamos para cada uno de los principales grupos de vegetación identificados previamente en los análisis de ordenación. Los resultados indican que existe un efecto aleatorio como consecuencia de las diferencias de diversidad entre fragmentos para los bosques de niebla y de pino-encino-liquidambar. Por otro lado, el bosque de pino-encino es el que más se ve afectado por la perturbación y la fragmentación a escala local (**Fig. 4**). Sin embargo, éstas tienen efectos contrarios. Mientras que la fragmentación tiene un efecto positivo sobre la diversidad local, la perturbación tiene un efecto negativo.

Realizamos estos mismos análisis por grupos funcionales de especies, distinguiendo únicamente especies pioneras y especies maduras. En las especies pioneras no detectamos apenas efectos de la perturbación y la fragmentación sobre la diversidad de árboles (**Fig. 4**). En las especies maduras, por el contrario, observamos más efectos, sobretudo un efecto más marcado de las variables relacionadas con la perturbación con respecto a la fragmentación a escala local (**Fig. 4**).

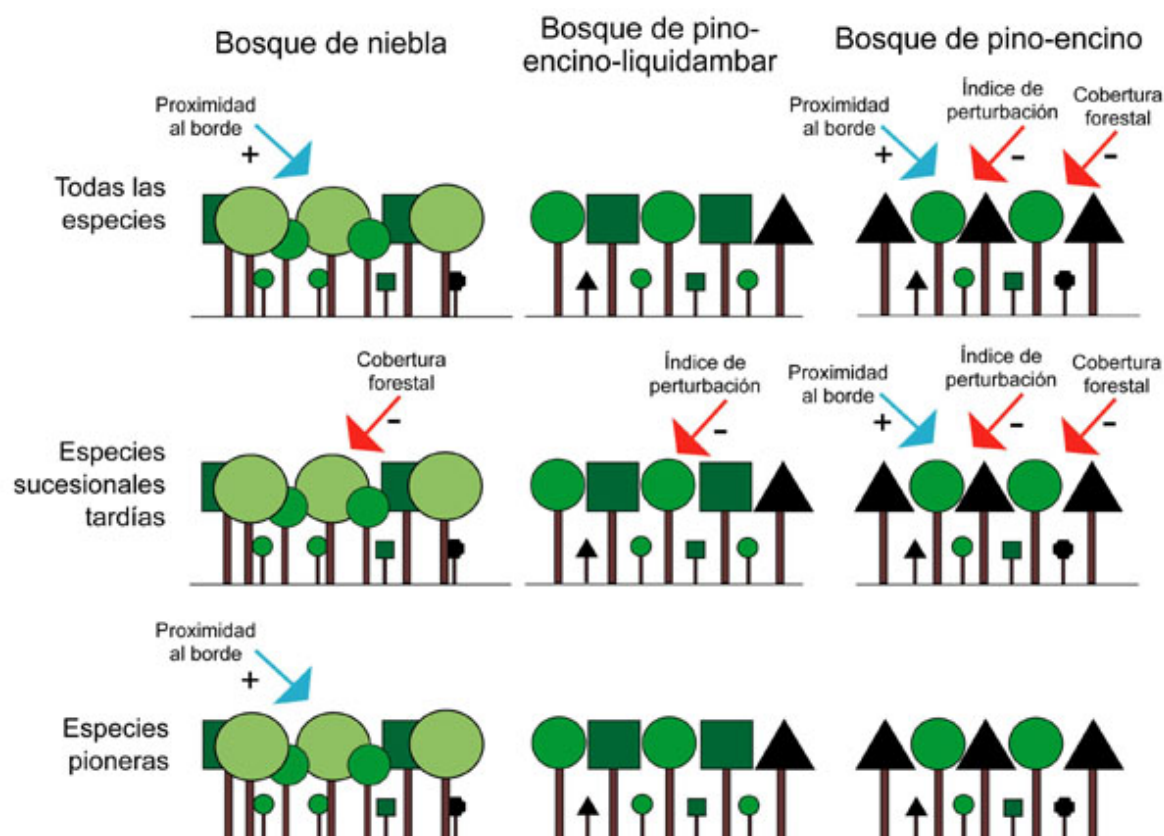


Figura 4. Efectos fijos (dentro de fragmentos) de la fragmentación (proximidad al borde) y la perturbación (índice de perturbación, cobertura forestal) a escala local sobre la diversidad de árboles para los bosques de niebla, pino-encino-liquidambar y pino-encino considerando el total de las especies (arriba), las especies sucesionales tardías (en medio) y las especies pioneras (abajo).

Todo ello tiene importantes consecuencias para el diseño de estrategias de conservación, ya que la fragmentación y la perturbación actúan conjuntamente, a distintas escalas y con efectos contrarios. Una prioridad a corto plazo sería la de conservar las áreas de bosque menos perturbadas independientemente de la configuración espacial de los fragmentos en las que se encuentran, si bien a largo plazo estas consideraciones necesitan ser reevaluadas.

Luis Cayuela Delgado

Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles.

Tesis Doctoral

Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá

Mayo de 2006

Director: Dr. José María Rey Benayas

Referencias

- Aide, T.M. y Grau, H.R. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305: 1915-1916.
- Cayuela, L., González, M., Rey, J.M., Ramírez, N. y Martínez, M. 2005. Imágenes de satélite revelan cómo desaparece el bosque en Chiapas. *Quercus* 232: 60-61.
- Cayuela, L., Golicher, D.J., Rey Benayas, J.M., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. 2006a. Fragmentation, disturbance and tree diversity in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology* 43, en prensa.
- Cayuela, L., Golicher, D.J., Salas Rey, J. y Rey Benayas, J.M. 2006b. Classification of a complex landscape using Dempster-Shafer theory of evidence. *International Journal of Remote Sensing* 27(10): 1951-1971.
- Cayuela, L., Rey Benayas, J.M. y Echeverría, C. 2006c. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226: 208-218.
- Cayuela, L., Rey Benayas, J.M., Justel, A. y Salas Rey, J. 2006d. Modelling tree diversity in a highly fragmented landscape. *Global Ecology and Biogeography* 15, en prensa.
- Debinski, D.M. y Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Ecoespaña. 2006. Guía de los Recursos Mundiales. La Riqueza del Pobre. Instituto de Recursos Mundiales, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Banco Mundial. Ecoespaña, Madrid. URL: www.buenosdiasplaneta.org.
- FAO. 2005. Global Forest Resources Assessment 2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia. URL: <http://www.fao.org/forestry/fra2005>.
- González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N., Huston, M.A. y Golicher, D. 2004. Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography* 27: 741-756.
- Laurance, W.F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91: 109-117.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.