

Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados

Rodolfo Dirzo,¹ Armando Aguirre² y Juan Carlos López³

Resumen

Las selvas tropicales húmedas ocupan ~7% de la superficie terrestre y concentran una cantidad desproporcionada de la biodiversidad del planeta. Sin embargo, presentan las mayores tasas de deforestación y fragmentación a nivel global y nacional. Como consecuencia, surgen paisajes altamente modificados (paisajes antropizados o agropaisajes) inmersos en una matriz de vegetación con diferentes grados de conservación, en un gradiente que va desde zonas bien conservadas y relativamente extensas, fragmentos de selva, acahuales, vegetación de galería, cercas vivas y pastizales. Nuestros hallazgos muestran que este paisaje retiene un gradiente decreciente, paralelo, de riqueza florística, el cual podría utilizarse como "inóculo" remanente de biodiversidad, reflejada en la riqueza florística del agropaisaje, la cual constituye un potencial de conservación de la biodiversidad, de cara al futuro.

Palabras clave

Áreas degradadas, conocimiento botánico, fragmentación, matorral xerófilo, pérdida de biodiversidad, zonas áridas y semiáridas.

Abstract

Tropical rain forests constitute ~7% of the terrestrial surface, yet hold the greatest concentration of biodiversity on the planet. However, those forests are being impacted by the highest deforestation and fragmentation rates at global level. Currently, the predominant spatial configuration of tropical landscapes is that of an archipelago of vegetation remnants (forest fragments) immersed in a sea of transformed terrains consisting of cattle grasslands and agricultural fields, secondary vegetation, riparian vegetation, edge roads, and live fences. Vegetation surveys of floristic diversity show that such agroscape retains a considerable residual floristic diversity. Such residual diversity can operate as a biodiversity-inoculum from which restoration can be attempted.

Keywords

Degradated areas, botanical knowledge, fragmentation, biodiversity loss, arid and semiarid regions.

1 Stanford University, Department of Biology, Stanford, CA 94305, USA. Correo-e: rdirzo@stanford.edu.

2 Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del estado de Hidalgo. Correo-e: armando.aguirre69@gmail.com.

3 Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Correo-e: jclopez@dcfmcn.org.

MAGNITUD DE LA RIQUEZA FLORÍSTICA EN LA SELVA HÚMEDA

A pesar de que las selvas tropicales húmedas ocupan tan sólo el 7% de la superficie terrestre, albergan más de la mitad de todas las especies del planeta (Wilson 1988). Un grupo representativo que evidencia esta gran diversidad tropical es el de las plantas con flores (angiospermas), de las cuales se estima que existen entre 250,000-300,000 especies, distribuidas mayoritariamente en las zonas tropicales (Dirzo y Raven 2003). Esto se refleja a varias escalas. Por ejemplo, a nivel regional, Valencia *et al.* (1994) realizaron muestreos de plantas por unidad de área (densidad de especies), censando las plantas con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm, obteniéndose un registro récord: 473 especies de árboles en una hectárea en la Amazonia ecuatoriana. En México, en el área de la selva Lacandona, en un censo de especies considerando plantas con un DAP ≥ 1 cm se encontró una densidad de 120 especies en 0.1 ha (R. Dirzo, datos no publicados). Por otra parte, al considerar floras completas o relativamente completas, a una escala espacial mayor, se estima un contingente de 3400 especies de plantas vasculares en toda la selva Lacandona y, dentro de ella, específicamente en la región de Chajul, se han descrito 392 especies leñosas (194 de ellas arbóreas) (Martínez *et al.* 1994). En la zona de Los Tuxtlas, en el límite actual de la distribución de la selva alta perennifolia (Dirzo y Miranda 1991), y específicamente en la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", se tienen registros de 943 especies de plantas (545 géneros y 137 familias) de las cuales 278 son árboles, los cuales constituyen el 31.7% de la flora de la Estación (Ibarra-Manríquez y Sinaca 1995, Ibarra-Manríquez *et al.* 1997). Otro ecosistema tropical altamente diverso, no sólo en cuanto a riqueza de especies sino también rico en endemismos (especies que habitan exclusivamente en una determinada región) son las selvas bajas caducifolias o selvas secas (Gentry 1986, Trejo y Dirzo 2002). Se estima que cerca del 60% de las especies presentes en este ecosistema son exclusivas de México (Rzedowski 1991) y casi el 20% de la flora de nuestro país corresponde a este tipo de vegetación (Rzedowski 1991). Sin embargo, a pesar de esta gran riqueza biológica, tanto la selva húmeda como la seca, son quizá los ecosistemas más amenazados, ya que presentan las mayores tasas de deforestación y fragmentación a nivel global (Whitmore 1991, Achard *et al.* 2002) y nacional (Maser *et al.* 1997). En el año 2000

se estimó que existían en el planeta alrededor de 1172 millones de hectáreas de selvas tropicales, de las cuales 56%, 19% y 26% correspondían a América, África y Asia Tropical, respectivamente (FAO 2001, Achard *et al.* 2002). Los factores que impulsan la destrucción de estas selvas tropicales son principalmente la deforestación y la consecuente fragmentación de los hábitat naturales, que para el caso de los trópicos se genera básicamente por la conversión a potreros para la ganadería extensiva, la apertura de terrenos agrícolas y, en menor escala, por lo menos en tiempos recientes, la explotación forestal comercial masiva (Noble y Dirzo 1997, Lewis 2006). Entre los años 1981 y 1990 en la América tropical se perdieron 74 millones de hectáreas de selva a una tasa de deforestación de 0.75% anual (Withmore 1997). En México, para el caso de las selvas secas se ha estimado que existían originalmente 270,000 km² de este tipo de vegetación de las cuales a comienzos de los años 90 sólo quedaba intacto cerca del 24% (Trejo y Dirzo 2000).

La historia del proceso de deforestación del trópico mexicano se remonta al periodo colonial (siglos XVI y XVII), y tuvo su auge en la década de los 60 del siglo XX, debido a los proyectos de "desarrollo", así como a grandes subsidios para la ganadería extensiva. Esto propició una fuerte conversión de las áreas forestales, ocupando la ganadería un poco más del 60% del área del país, mientras que los terrenos agrícolas ocupaban un 14% adicional. La deforestación continuó durante la década de los 80 en buena medida fomentada por la crisis económica del país y la profunda pobreza rural. Las selvas húmedas en México ocupaban inicialmente una extensión aproximada de 18 millones de hectáreas, de las cuales hacia el año 2002 sólo persistían 3.15 millones, equivalente al 17.5%, de la vegetación primaria. Actualmente la vegetación considerada como selva húmeda conservada representa el 33.3% de la vegetación total remanente de este ecosistema. El restante 65.7% (6.3 millones de hectáreas) está constituido por vegetación secundaria, bajo diferentes grados de perturbación. Los cambios en la cobertura forestal tropical (deforestación y fragmentación) constituyen uno de los factores de cambio global de mayor impacto sobre la biodiversidad (Orians *et al.* 1995, Sala *et al.* 1999, Myers *et al.* 2000, Dirzo y Raven 2003, Souza 2006).

Como consecuencia de estos patrones de uso de la tierra y conversión de la cobertura vegetal surgen paisajes altamente modificados, compuestos de "islas" de vegetación original, inmersas en una matriz de vegetación altamente contrastante, constituida por un mosaico

complejo de terrenos bajo diferente tipo de uso, lo que en conjunto podríamos llamar el paisaje antropizado o agropaisaje. En terrenos de los que no ha sido totalmente erradicada la selva tropical, el agropaisaje, es el que predomina en las zonas cálido-húmedas del país. En este artículo nos ocuparemos de una región en el sureste de México, el cual presenta un fuerte impacto antropogénico, la zona de Los Tuxtlas, en Veracruz.

PAISAJE ANTROPORIZADO EN LA ZONA DE LOS TUXTLAS

La región de Los Tuxtlas ha estado históricamente impactada por intensa actividad humana, la cual comenzó con el proceso de colonización por los Olmecas hace aproximadamente 1500 años. En el año de 1522 los españoles llegan a la zona, pero fue hasta mediados de los años 40 que se insertan en los asentamientos de las etnias locales, acelerándose la transformación de la región. Actualmente los asentamientos humanos son tanto urbanos como rurales, siendo las principales actividades económicas las agrícolas y ganaderas (Guevara *et al.* 1997). Como consecuencia de esta intensa actividad humana la zona ha reducido su cubierta de vegetación original hasta casi un 86% (Dirzo y García 1992).

Actualmente, el paisaje que apreciamos en la región de Los Tuxtlas es uno altamente fragmentado y, en las partes de bajura, dominado por grandes extensiones de pastizales dedicados a la ganadería extensiva. Este deterioro se aceleró notablemente hace aproximadamente 40 años. Por ejemplo, se tienen estimaciones de que entre los años de 1967 a 1986 la selva disminuyó 56%, lo que implica que el total de la selva original se había reducido a 86% hacia finales de ese año (Dirzo y García 1992), trayendo consigo una notable fragmentación de la selva remanente. Recientemente Mendoza *et al.* (2005) llevaron a cabo un detallado análisis cuantitativo de la fragmentación en la parte norte de esta zona, encontrando que en 2005 el paisaje analizado (un área de ~ 900 km²) comprendía más de 1000 fragmentos, la mayoría de los cuales presentan un área ≤ 10 ha. Estos fragmentos, junto con los remanentes de selva protegidos, se encuentran inmersos en una matriz de elementos transformados, los cuales pueden ser ordenados, en un gradiente decreciente de impacto humano, en: i) áreas de reserva o zonas núcleo de la hoy Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, constituidas por los volcanes San Martín, Santa Marta y San Martín Pajapan y sus áreas adyacentes; ii) fragmentos de selva de diferente tamaño,

con clara predominancia de los pequeños, iii) terrenos de vegetación secundaria (también conocidos como “acahuales”), iv) vegetación de galería o selva riparia; v) cercas vivas mantenidas deliberadamente por los pobladores rurales, con predominancia de especies con capacidad regenerativa como *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, y *Erythrina folkersii*; y vi) terrenos agrícolas, predominantemente pastizales, con pastos nativos, introducidos y otras especies arvenses, pero con numerosos árboles de la selva deliberadamente dejados en los potreros, y algunos terrenos esparcidos de cultivo de plátano o chile que varían en el tiempo y espacio, dependiendo de los niveles de demanda y valor comercial.

Debido a la gran modificación de la cubierta vegetal en la región, con las consecuencias negativas que esto conlleva, incluyendo la pérdida de especies de flora y fauna, perturbación de procesos ecológicos y erosión del conocimiento tradicional, resulta crítico emprender estudios detallados para determinar el potencial de retención de la biodiversidad remanente en este paisaje antropizado. Por estas razones estamos llevando a cabo investigaciones encaminadas a i) determinar cómo es afectada la diversidad florística, en términos de la riqueza de especies, en una gama de condiciones que representan la matriz de paisaje actual (incluyendo áreas de reserva, fragmentos, vegetación secundaria o “acahuales”, vegetación de galería, cercas vivas y potreros), y ii) documentar el valor que puede tener el paisaje antropizado de Los Tuxtlas en la retención de la flora original.

En el contexto de la fragmentación del hábitat, nuestros estudios, basados en censos florísticos considerando plantas ≥ 1 cm de DAP a la escala de 0.1 ha, muestran que la riqueza de especies en fragmentos de selva en un ámbito de tamaños contrastantes (desde 2 hasta 700 ha), decae de manera lineal, desde 135 especies en áreas grandes de reserva (~700 ha), hasta 102 especies en los fragmentos menores a 40 ha. Además de la evidente disminución del número de especies con la fragmentación, hemos detectado cambios en la estructura y composición de los remanentes de selva. Por ejemplo, hemos encontrado que en los fragmentos chicos tienen mayor preponderancia las especies pioneras o demandantes de luz, típicas de claros naturales o de terrenos perturbados, mientras que en los fragmentos extensos de reserva la predominancia es de especies tolerantes a la luz. Además, detectamos que los cambios en la abundancia y riqueza de especies dependen del tamaño de las plantas (estimado por el DAP). Así, encontramos menos riqueza de especies en total, en frag-

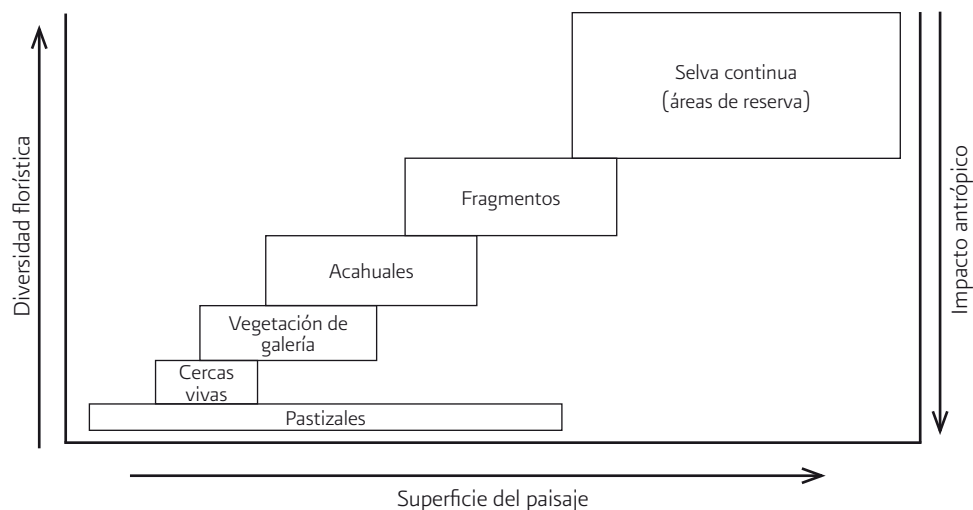
mentos chicos (< 40 ha) cuando consideramos plantas \leq 2.5 cm de DAP, en comparación con los fragmentos grandes. En contraste, no detectamos cambios significativos cuando analizamos plantas con un DAP \geq 10 cm, es decir, árboles de gran envergadura. Esto indica una restricción en el reclutamiento de plantas de estadios jóvenes (plantas post-fragmentación) en fragmentos chicos; esto se debe muy probablemente a las modificaciones en las condiciones ambientales en las orillas de los fragmentos, ya que en fragmentos de menor tamaño la influencia al efecto de borde es mayor (Mendoza *et al.* 2005), afectando negativamente el establecimiento y permanencia de plantas jóvenes de especies típicas de la selva madura y conservada (Didham y Lawton 1999, Laurance 2000, Benítez-Malvido y Martínez-Ramos 2003, Harper *et al.* 2005). En caso de mantenerse este escenario de aislamiento entre los fragmentos y la no inmigración/reclutamiento de nuevos individuos a los remanentes de selva se esperaría que en los fragmentos chicos (< 40 ha) el establecimiento y permanencia de especies tolerantes a la sombra, típicas de la selva madura, disminuya, mientras que en estos fragmentos las especies pioneras predominen. Por otro lado, en los fragmentos grandes se podría mantener la composición florística que hemos detectado, sin embargo, no sabemos las consecuencias de estos cambios florísticos a mediano y/o largo plazo.

Estos hallazgos podrían ser de importancia, ya que la mayor parte de la vegetación original de esta parte de la sie-

rra de Los Tuxtlas ha desaparecido (Dirzo y García 1992, Castillo-Campos y Laborde 2004, Guevara *et al.* 2004) y en la actualidad el paisaje está conformado por un gran número de fragmentos de tamaño pequeño (Mendoza *et al.* 2005, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2006), así como por vegetación secundaria, de bosque de galería y relictos de vegetación en las orillas de caminos, las tradicionales cercas vivas y, como situación extrema, los pastizales. En la figura 1 presentamos un modelo gráfico de la configuración del agropaisaje, incluyendo estos elementos en función de su grado de impacto antrópico y la representación relativa del contingente florístico (densidad de especies) que mantienen en lo particular, así como el contingente florístico colectivo retenido en el agropaisaje.

Para ilustrar esto cuantitativamente hemos analizado la riqueza de especies en estos elementos (ahora predominantes) del paisaje utilizando el mismo protocolo de censos de plantas en selva extensa y fragmentos, nuevamente con base en parcelas de 0.1 ha. Nuestros resultados preliminares muestran que la riqueza (densidad) de especies que encontramos en los acahuales viejos (> 50 años) es de aproximadamente el 85% de la riqueza de especies de la selva continua, aunque la composición de especies es diferente entre ambas condiciones. Por otra parte, la densidad de especies en la vegetación de galería es similar a la que podemos encontrar en fragmentos de selva \leq 40 ha, con un promedio de densidad de casi 100 especies. En este elemento remanente de vegetación típico de la

Figura 1. Elementos del agropaisaje y su configuración en función de la diversidad florística que retienen y el impacto antrópico



zona de Los Tuxtlas, muchas de las especies encontradas son típicas de la selva madura. Esto deja ver la gran importancia de estas zonas, no sólo por su capacidad de retener riqueza florística, sino porque operan como corredores de movimiento de organismos, propágulos y genes. Por otra parte, en la vegetación de "orillas de camino" encontramos en promedio 49 especies, mientras que en las cercas vivas los números de especies, si bien notablemente más bajos que en los otros elementos, son de hasta 21 especies en promedio. En el caso de los potreros la riqueza específica decae drásticamente en comparación con los terrenos forestados, con un promedio de 8.3 especies arbóreas, la mayoría de ellas plantas nativas de la selva, y algunas pocas exóticas, entre las que sobresalen los cítricos de varios tipos (naranjas, toronjas, limas).

Estos hallazgos, basados en censos de la vegetación en todos los elementos remanentes, señalan el potencial de retención de la flora en el paisaje antropizado tropical, dependiendo del grado de perturbación. La figura 1 intenta mostrar que los diferentes componentes de la matriz de paisaje, ordenados según su diversidad florística, mantienen un contingente colectivo que depende del área que cubren. Así, por ejemplo, la vegetación de galería, si bien con alta densidad de especies, debe contribuir relativamente poco a la diversidad total, dada su área restringida (lo cual, sin embargo, la convierte, por definición, en un elemento clave, que adoptamos siguiendo el concepto de "especies clave": las que tienen un impacto desproporcionado en función de su área). Los remanentes de selva en reservas, aunque son un componente de poca cobertura de terreno en el paisaje, contribuyen desproporcionadamente a la riqueza florística total, dada su gran densidad de especies y el recambio de ellas a lo largo del espacio de selva remanente. Si bien los números de especies en los diferentes elementos del paisaje se reducen con respecto a los remanentes extensos y protegidos, resulta alentador que algunos de estos elementos retienen un contingente de especies de plantas relativamente alto, como se mencionó en el caso de la vegetación de galería y los acahuals. Estos elementos, en particular la selva de galería y los acahuals, tienen el potencial de actuar como "donadores" de especies hacia las zonas más perturbadas de vegetación aledañas a ellos, y por lo tanto, merecen una atención especial como elementos de conservación en el agropaisaje. Visto el paisaje antropizado en su conjunto, se detecta que más allá de la diversidad remanente en la selva continua y en los fragmentos grandes, el agropaisaje colectivamente retiene muchas especies de la selva madura, y muchas especies de zonas de claros de la selva (pre-adaptadas a la perturba-

ción). Además, los diferentes elementos del paisaje actual parecen proveer de cierto nivel de complementariedad biológica: diferentes contingentes de especies se mantienen, a pesar de la degradación, en diferentes elementos de mosaico. En suma, dadas las dramáticas tasas de conversión de la selva en terrenos dedicados a la ganadería, es importante mantener la heterogeneidad del paisaje tradicional, incluyendo los terrenos de reserva que se puedan proteger en los diferentes elementos del agropaisaje, sin olvidar la integración de los elementos de manejo de la selva que son mantenidos por las comunidades rurales locales (por ejemplo, los árboles remanentes de los potreros).

Finalmente debemos considerar que si bien se observa un potencial importante de retención de especies en el mosaico, aún nos falta investigar en qué medida este contingente florístico remanente será propicio para el mantenimiento de procesos ecológicos, procesos biogeoquímicos, interacciones entre especies y mantenimiento de la diversidad genética mediante procesos como la polinización y dispersión de semillas (Cordeiro y Howe 2003, Ward *et al.* 2005). Estas propiedades emergentes conducen al despliegue de las complejas funciones ecosistémicas, típicas de esta vegetación y, por lo tanto, de los servicios ambientales que las selvas proveen a la sociedad. Para poder entender la dinámica de las poblaciones y comunidades de plantas en los fragmentos de Los Tuxtlas se requiere de estudios detallados, y a largo plazo, que se encaminen a conciliar el gran desafío ambiental de la actualidad: conservar lo más posible la biodiversidad, al tiempo de acomodar las necesidades de uso de los ecosistemas por las comunidades rurales y consecuentemente mantener los servicios ambientales de los que dependemos tanto los pobladores locales, como los regionales y globales.

BIBLIOGRAFÍA

- Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H. J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T. y J.P. Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forest. *Science* 297: 999-1002.
- Arroyo-Rodríguez, V., Aguirre, A., Benítez-Malvido, J. y S. Mandujano. 2007. Impact of rain forest fragmentation on the population size of a structurally important palm species: *Astrocaryum mexicanum* at Los Tuxtlas, México. *Biological Conservation* 138: 198-206.
- Benítez-Malvido, J. y M. Martínez-Ramos. 2003. Impact of fragmentation on understory plant richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17: 389-400.

- Castillo-Campos, G. y J. Laborde. 2004. La vegetación. In: Guevara S., J. Laborde & G. Sánchez-Ríos (eds.). *Los Tuxtlas. El paisaje de la sierra*. Instituto de Ecología, A.C., and European Unión, Xalapa, Pp. 231-265.
- Cordeiro, N.J. y H.F. Howe. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academic of Sciences* 100(24): 14052-14056.
- Didham, R.K. y J.H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1): 17-30.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1991. El límite boreal de la selva tropical húmeda en el Continente Americano: contracción de la vegetación y solución de una controversia. *Interciencia* 16: 240-247.
- Dirzo, R. y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtles, a neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 84-90.
- Dirzo, R. y P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity loss. *Annual Review of Environmental and Resources* 28: 137-167.
- FAO 2001. Forest resources assesment 2000. *Forestry Papers* 140, Rome.
- Gentry, A.H. 1986. Endemism in tropical versus temperate plants. In: Soulé, M.E. (Ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Inc. Pub, Sunderland, MAS, Pp.153-181.
- Guevara, S., J. Laborde., D. Liesenfeld y O. Barrera. 1997. Potrereros y ganadería. En: *Historia Natural de Los Tuxtlas*. Pp. 43-58. CONABIO, Instituto de Ecología-UNAM, Instituto de Biología-UNAM. México.
- Guevara, S., Laborde, J. y G. Sánchez-Ríos. 2004. La deforestación. In: Guevara, S., Laborde, J., Sánchez-Ríos, G., (Eds.), *Los Tuxtlas. El paisaje de la sierra*. Instituto de Ecología, A. C., and European Union, Xalapa, Pp. 85-108.
- Harper, K.A., S.E. Macdonald, P.J. Burton, J. Chen., K.D. Brosofske., S.C. Saunders., E.S. Euskirchen., D. Roberts., M.S. Jaiteh, and P. Eseen. 2005. Edge influence of forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19(3): 768-782.
- Ibarra-Manríquez, G. y S.C. Sinaca. 1995. Lista florística comentada de la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtles", Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 43: 75-115.
- Ibarra-Manríquez, G., Martínez-Ramos, M., Dirzo, R. y J. Nuñez-Farfan. 1997. La vegetación. In: Gonzalez-Soriano, E., Dirzo, R., Vogt, R. C., (Eds.), *Historia Natural de Los Tuxtles*. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico city, Pp. 61-85.
- Laurance, W.F. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Lewis, S.L. 2006. Tropical forest and the changing earth system. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 361: 195-210.
- Masera, O.R., M.J. Ordoñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climate Change* 35: 265-295.
- Martínez, E., Ramos, C. y F. Chiang. 1994. Lista Florística de la Lacandona Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* (54):99-175.
- Mendoza, E. J., Fay, J. y R. Dirzo. 2005. A quantitative study of forest fragmentation in a neotropical area in southeast Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural* 78:451-467.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Noble, R.I. y R. Dirzo. 1987. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* 277: 523-525.
- Orians, G.H., Dirzo, R. y J.H. Crushman. 1996. Synthesis. In: *Biodiversity and Ecosystem Processes in tropical forests*. Orians, G.H., R. Dirzo. and J.H. Crushman (eds.). Springer-Verlag, Berlin. Ecological Studies 122.
- Rzedowski, J., 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15: 47-64.
- Sala, O.E. , Stuart Chapin III, F., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. y D.H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sousa Jr., C.M. 2006. Mapping land use of tropical regions from space. *Proceedings of the National Academic of Sciences* 103(39): 14261-14262.
- Trejo, I y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo. I. y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11: 2063-2048.
- Valencia, R., H. Valslev. y G.C. Paz y Miño. 1994. High tree alpha diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 3: 21-28.
- Ward, M., C.W. Dick., R. Gribel y A.J. Lowe. 2005. To self, or not to self... A review of outcrossing and pollen-mediated gene flow in neotropical trees. *Heredity* 95: 246-254.
- Wilson, E.O. (ed.). 1988. *Biodiversity*. National Academic of Sciences. Washington, DC.
- Withmore, T.C., 1991. Invasive woody plants in perhumid tropical climates. In: *Ecology of biological invasions in the tropics*. ed Ramakrishnan, P.S. pp. 35-40. International Publications, New Delhi.