

Biodiversidad y conservación de bosques Neotropicales

monográfico

Editorial Invitada:

Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales	1
---	---

Investigación:

Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo	6
Impacto económico de los pagos por carbono y servicios ambientales en las inversiones forestales en la región Caribe de Costa Rica	21
Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo	36
Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina	53
Caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México	74
Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México	85
El impacto de los principales usos indígenas del suelo en la estructura, la diversidad y la composición de especies arbóreas en la Reserva de la Biosfera de Bosawás, Nicaragua	101
Estudiando el Amazonas: la experiencia de la Red Amazónica de Inventarios Forestales	118
La Red Internacional de Inventarios Forestales (BIOTREE-NET) en Mesoamérica: avances, retos y perspectivas futuras	126

Revisiones:

Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales	136
Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales	148
Bosques tropicales secos de la región <i>Pacífico Ecuatorial</i> : diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación.	167
Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate " <i>land-sharing</i> " frente a " <i>land-sparing</i> "	180

otros contenidos

Las Convenciones Ambientales Internacionales y la sociedad civil: Un análisis de redes sociales en España	192
Premio "ECOSISTEMAS" al mejor resumen de Tesis publicado en esta revista en 2011	203
Lista de revisores del 2011	205
Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México	206

Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana.	211
Análisis de la estructura de una población de Piruétano (<i>Pyrus bourgaeana</i>) basado en técnicas de Teledetección y SIG	218
Dispersión y predación de semillas por la fauna: Implicaciones en la regeneración forestal de bosques templados	224
Influencia de la Fragmentación en la Diversidad de la Flora Silvestre y en los Cambios de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal en Huerta Huaraya, Puno.	230
La sequía 2008-2009 en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina)	235
IX Reunión del Grupo EcoFlor (AEET) en Almería	239
Conclusiones de la Primera Reunión Ibérica sobre Plantas Invasoras	241

Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales

L. Cayuela ¹, I. Granzow-de la Cerda ²

(1) Área de Biodiversidad y Conservación, Departamento de Biología y Geología, ESCET, Universidad Rey Juan Carlos, C/ Tulipán s/n, 28933 Móstoles, España.

(2) Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad Autónoma de Barcelona, E-08193 Barcelona, España.

Cayuela, L., Granzow-de la Cerda, I. (2012). Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):1-5.

Los bosques tropicales cubren solo un 10% de la superficie terrestre, pero tienen una gran importancia a escala global ya que capturan y procesan grandes cantidades de carbono -aproximadamente seis veces más que el carbono que la actividad humana libera a la atmósfera por el consumo de combustibles fósiles (Wright 2010)- y alberga entre la mitad y dos tercios del total de las especies del planeta (Malhi y Grace 2000; Groombridge y Jenkins 2003). Por medio de imágenes de satélite de alta resolución se ha estimado que los bosques tropicales cubren alrededor de 11 millones de km² (Achard et al. 2007), lo que equivale aproximadamente a seis veces la superficie de México. La mayor superficie de bosque tropical se encuentra en el continente americano (55.0%), seguida de Asia (33.8%) y África (11.2%). Esto confiere a la región tropical del continente americano, también conocida como el Neotrópico, un gran interés para el estudio de la biodiversidad y para la conservación.

El Neotrópico se extiende aproximadamente entre el Trópico de Cáncer y el de Capricornio e incluye formaciones enormemente dispares, que van desde los desiertos que flanquean el continente por su vertiente pacífica a los bosques lluviosos siempreverdes de la Amazonia, la Mata Atlántica o el Darién, desde los pantanos o los manglares de las costas del Golfo de México y el Caribe a los páramos andinos o las cadenas volcánicas mesoamericanas. Sin embargo, en este monográfico nos centraremos principalmente en las formaciones boscosas, dejando para otra ocasión los demás tipos de vegetación.

Según Olson et al. (2001), los bosques tropicales y subtropicales incluyen cuatro biomas: el bosque tropical húmedo, el bosque tropical seco, el bosque tropical de coníferas y el manglar (**Fig. 1**). El bosque tropical húmedo es el bioma más extendido y posiblemente el más diverso: solo este bioma alberga cerca de 20 000 especies de vertebrados terrestres y muchas más especies endémicas que todos los demás biomas juntos (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Tal vez es por ello que la mayor parte de la literatura sobre bosques tropicales se ha centrado en el bosque tropical húmedo, dejando en segundo plano el resto de biomas boscosos tropicales, y en particular el bosque tropical seco (Janzen 1988; Sánchez-Azofeifa et al. 2005).

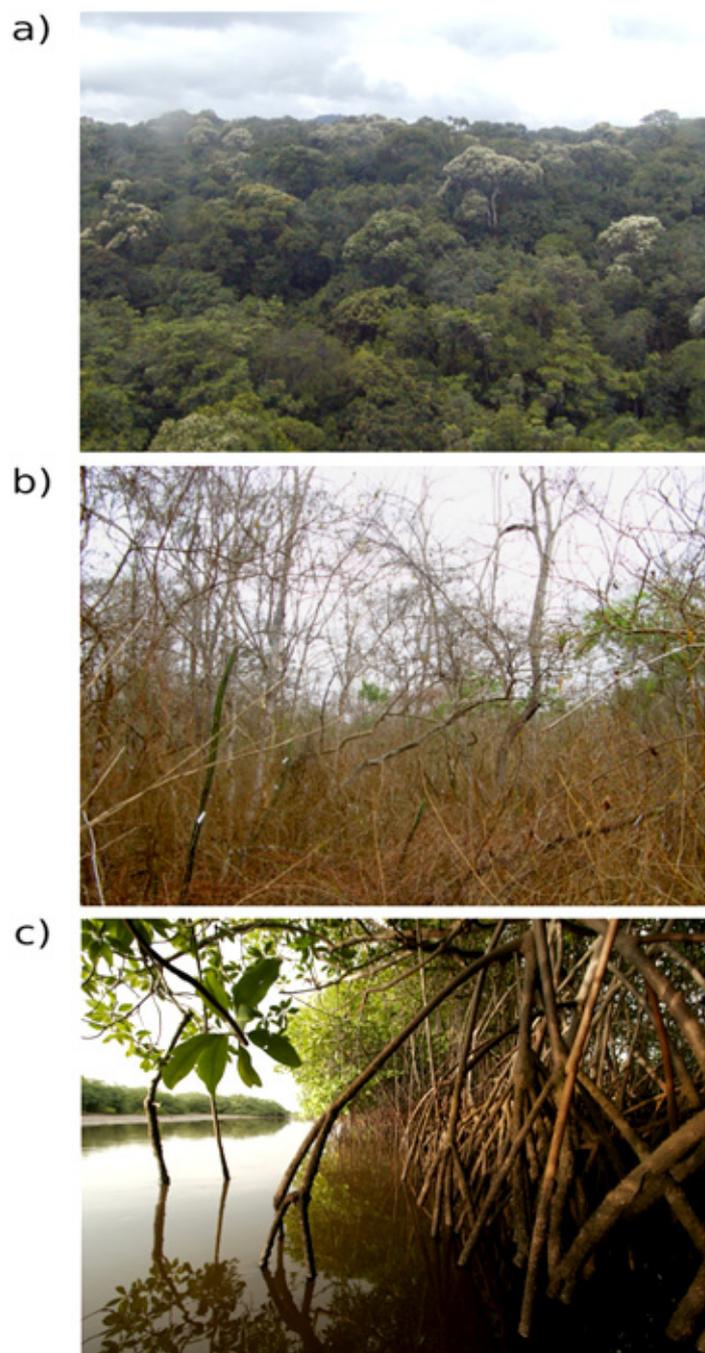


Figura 1. Representación de los principales biomas neotropicales: **(a)** bosque tropical húmedo en Ayangana, Guyana (foto: Krista McGuire); **(b)** bosque tropical caducifolia en Arenillas, sur de Ecuador (foto: Carlos Iván Espinosa); **(c)** manglar en la Reserva Natural Isla de Juan Venado, en la costa del Pacífico de Nicaragua (foto: Enrique de la Montaña)

Desde el punto de vista de la vegetación, el Neotrópico es especialmente diverso, tanto en lo que respecta a heterogeneidad de formaciones vegetales como a número de especies, habiéndose identificado un gran número de regiones que se encuentran entre las más diversas del planeta (Olson y Dinerstein 2002). Esta gran diversidad se debe tanto a la heterogeneidad climática como a la historia geológica. La heterogeneidad climática, la cual abarca regímenes de precipitación, temperatura y estacionalidad tan amplios, así como la topográfica, han tenido un profundo efecto en la estructura y composición de la vegetación neotropical. A ello hay que añadir la historia geológica del continente, caracterizada por el aislamiento del continente sudamericano desde el Cenomaniense (Cretácico, ca. 95 millones de años) hasta la formación del Istmo de Panamá, puente entre las Américas austral y boreal. Puente este que terminó de tenderse hace tan sólo 3.5 millones de años, mientras se formaba una Cordillera de los Andes que había comenzado a levantarse unos 20 millones de años antes. Han sido estos los elementos biogeográficos únicos que han dado lugar a la actual riqueza de las floras, la distribución de las faunas y la complejidad de ecosistemas y vegetaciones tan diversos y singulares que observamos hoy en día en el Neotrópico (Burhan y Graham 1999).

Junto a su enorme diversidad y endemidad, los bosques neotropicales se encuentran sujetos a un gran número de amenazas. Las principales de éstas, al igual que ocurre en otras regiones tropicales del mundo, son la conversión de hábitats naturales a tierras agrícolas y pastos, y la degradación de los bosques como consecuencia de la sobre-explotación de la caza y la extracción maderera (Laurance y Peres 2006). El origen político, social o económico de los factores que generan esta pérdida de diversidad puede ser muy distintos de nación a nación, y ha cambiado con el transcurso de los años, pero ha habido denominadores comunes. Uno ha sido la expansión y la intensificación generalizada -para prácticamente toda Latinoamérica- de monocultivos para exportación, que en la última década se ha disparado con el furor de los biocombustibles. Esto ha acelerado de forma aún más pernicioso el ya histórico avance de la frontera agrícola (Fargione et al. 2008).

En este monográfico hemos querido realizar un vuelo de reconocimiento sobre algunos de los bosques más representativos del Neotrópico, e incluir una valoración de su importancia biológica, las amenazas generales para los distintos tipos de bosque y su correspondiente región, así como discutir las perspectivas de programas de conservación en curso. El presente monográfico ni mucho menos pretende ser exhaustivo, pero pensamos que estaba siendo necesario hacer una revisión que aclarara algunos tópicos e ideas preconcebidas sobre la ecología de los bosques neotropicales y su conservación. En los casos en que se conocía de la existencia de programas de conservación, hemos procurado presentarlos, incluida una valoración del éxito de los mismos. Entre estas iniciativas de conservación, hemos seleccionado aquéllas que incorporan una óptica indígena o campesina o han sido impulsadas y llevadas a cabo por comunidades indígenas (Griffith et al. 2012; Meave et al. 2012; Perfecto y Vandermeer 2012).

Hemos querido contrarrestar una percepción tal vez demasiado extendida -particularmente en sociedades de regiones templadas- que ha perpetuado la imagen de la pluvisilva latifoliada y siempreverde de tierras bajas como el paradigma de bosque tropical. Si bien es cierto que estos bosques son los que presentan la mayor diversidad de organismos, se alejan mucho de representar la verdadera diversidad de los biomas boscosos neotropicales. Según Gentry (1995), el bajo interés que han despertado los bosques tropicales estacionales y secos se debe a su relativa baja diversidad, entre 50 y 70 especies de árboles de diámetro mayor de 2.5 cm por hectárea, si se compara con la de bosques húmedos de tierra baja, con riqueza en especies arbóreas -entre 200 y 250 especies por hectárea, en ocasiones más-, diversidad estructural, biomasa y productividad muy superiores. Es por eso que hemos incluido en este monográfico trabajos que muestren aspectos relacionados con la biodiversidad y la conservación de bosques tropicales secos (Espinosa et al. 2012; Meave et al. 2012) y bosques montanos (González-Espinosa et al. 2012; Olvera-Vargas y Figueroa Rangel 2012; Tejedor Garavito et al. 2012) y submontanos (Malizia et al. 2012). Todos éstos tipos de bosque generalmente reciben menos atención de cara a su conservación por considerárselos casos particulares. Y, sin embargo, es precisamente en estos bosques más singulares donde la proporción de endemismos es mayor -entre otros motivos por estar mucho más fragmentados, lo que aumenta su vulnerabilidad- y deberían, consecuentemente, recibir mayor atención a la hora de diseñar políticas de conservación.

Tristemente, hemos tenido que dejar fuera de este monográfico algunos tipos de bosque muy importantes por su singularidad, su extensión o su historia. Podemos destacar entre estos los manglares, la Mata Atlántica, los sistemas insulares (como los antillanos) y del Escudo de las Guayanas, pero por algún sitio había que empezar, y el espacio y el tiempo (¡y los recortes!) no nos daban para más.

Desde el punto de vista puramente de la conservación, incluimos varios artículos también muy relevantes. El artículo de Koleff et al. (2012) hace una revisión de las prioridades para la conservación y el papel de las instituciones gubernamentales en la conservación de la diversidad en México. Balvanera (2012), por su parte, lleva a cabo una revisión sobre los servicios ecosistémicos que proveen los bosques neotropicales, mientras que Fonseca et al. (2012) nos muestra la aplicación del uso de los servicios ecosistémicos en programas de restauración forestal en Costa Rica. Dos artículos (Lopez-Gonzalez y Phillips 2012; Cayuela et al. 2012) describen sendas iniciativas para el establecimiento de redes de inventarios forestales, la primera en la cuenca amazónica y la segunda en Mesoamérica, que ayudan a comprender mejor la diversidad, estructura y funcionamiento, así como apoyar programas de conservación en bosques neotropicales. Finalmente, el artículo de Perfecto y Vandermeer (2012) revisa el contenido ideológico del debate de separación (land sparing) frente a integración (land sharing), con aplicaciones para la conservación de los bosques neotropicales.

Esperamos que este monográfico despierte el interés de estudiantes, investigadores y conservacionistas, y poder contribuir así, aun de forma modesta, a aumentar el conocimiento sobre los bosques neotropicales.

Agradecimientos

La coordinación y edición de este monográfico ha sido posible gracias a la Fundación BBVA, en el marco del proyecto "Red Internacional de Inventarios Forestales para la Investigación y la Conservación de la Diversidad en Centroamérica" (BIOCON08_044).

Referencias

- Achard, F., DeFries, R., Eva, H., Hansen, M., Mayaux, P., Stibig, H.-J. 2007. Pan-tropical monitoring of deforestation. *Environmental Research Letters* 2:045022.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que proveen los bosques neotropicales. *Ecosistemas* 21(1-2): 136-147.
- Burnham, R.J., Graham, A. 1999. The history of Neotropical vegetation: New developments and status. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86:546-589.
- Cayuela, L., Gálvez-Bravo, L., Albuquerque, F.S., Golicher, J.D., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J.M., Zahawi, R.A., Meave, J.A., et al. 2012. La Red Internacional de Inventarios Forestales (BIOTREE-NET) en Mesoamérica: avances, retos y perspectivas futuras. *Ecosistemas* 21(1-2): 126-135.
- Espinosa, C.I., de la Cruz, M., Luzuriaga, A.L., Escudero, A. 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(1-2): 167-179.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P. 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319:1235-1238.
- Fonseca, W., Navarro, G., Alice, F., Rey Benayas, J.M. 2012. Impacto económico de los pagos por carbono y servicios ambientales en las inversiones forestales de la región Caribe de Costa Rica. *Ecosistemas* 21(1-2): 21-35.
- Gentry, A. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp. 146-194. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. 2012. Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21(1-2): 36-52.
- Griffith, D.M., Coronado, I., Asa, C., Polisar, J., Carmona Moreno, I. 2012. El impacto de los principales usos del suelo indígena en la estructura, la diversidad y la composición de especies arbóreas en la Reserva de la Biosfera de Bosawas, Nicaragua. *Ecosistemas* 21(1-2):000-000.
- Groombridge, B., Jenkins, M.D. 2003. *World atlas of biodiversity*. University of California Press, Berkeley, California.
- Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests, the most endangered major tropical ecosystem. En: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*, pp. 130-137. National Academy Press, Washington, D.C.
- Koleff, P., Urquiza-Haas, T., Contreras, B. 2012. Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas* 21(1-2): 6-20.
- Laurance, W.F., Peres, C.A. 2006. *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Lopez-Gonzalez, G., Phillips, O.L. 2012. Estudiando el Amazonas: la experiencia de la Red Amazónica de Inventarios Forestales. *Ecosistemas* 21(1-2): 118-125.
- Malhi, Y., Grace, J. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology and Evolution* 15:332-337.
- Malizia, L.R., Pacheco, S., Blundo, C., Brown, A.D. 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2): 53-73.
- Meave, J.A., Romero-Romero, M.A., Salas-Morales, S.H., Pérez-García, E.A., Gallardo-Cruz, J.A. 2012. Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21(1-2): 85-100.
- Millenium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington D.C., USA.

Olson, D.M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E. et al. 2001. Terrestrial ecoregions of the World: a new map of life on Earth. *Bioscience* 51:933-938.

Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L. 2012. Caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México. *Ecosistemas* 21(1-2): 74-84.

Perfecto, I., Vandermeer, J. 2012. Separación e integración para la conservación de la biodiversidad: la ideología detrás del debate "land-sharing" frente a "land-sparing". *Ecosistemas* 21(1-2): 180-191.

Sánchez-Azofeifa, G.A., Kalacska, M., Quesada, M., Calvo-Alvarado, J.C., Nassar, J.M., Rodríguez, J.P. 2005. Need for integrated research and sustainable future in tropical dry forests. *Conservation Biology* 19:285-286.

Tejedor Garavito, N., Álvarez, E., Arango, S., Araujo Muramaki, A., Blundo, C., Boza Espinoza, T.E., La Torre Cuadros, M.A., Gaviria, J., Gutiérrez, N., et al. 2012. Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes Tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2): 148-166.

Wright, S.J. 2010. The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1195:1-27.

Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo

P. Koleff¹, T. Urquiza-Haas¹, B. Contreras¹

(1) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, Col. Parques del Pedregal, 14010, México, D.F., México.

➤ Recibido el 6 de diciembre de 2011, aceptado el 22 de marzo de 2012.

Koleff, P., Urquiza-Haas, T., Contreras, B. (2012). Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas* 21(1-2):6-20.

Los bosques tropicales de México abarcan numerosas comunidades vegetales que se distribuyen tanto en ambientes húmedos como secos. Los bosques húmedos son los más exuberantes y albergan la mayor diversidad de especies, mientras que los bosques secos destacan por el elevado nivel de endemismo. A principios del siglo pasado, estos bosques cubrían 26% del territorio mexicano (~51.33 millones de hectáreas). Sin embargo, las políticas de desarrollo rural y otros factores causaron la pérdida y degradación de hasta un 82% de la cobertura original. Actualmente, la mayoría de los bosques remanentes están fragmentados y degradados. En la década de 1990 el gobierno empezó a consolidar la estrategia de las áreas protegidas e implementar otra serie de programas ambientales. Recientemente, bajo una misma visión nacional, se identificaron sitios prioritarios para la conservación, con base en criterios de unicidad, diversidad y grado de amenaza, que permiten tener un marco de referencia para fortalecer las acciones de conservación. También existen diversas culturas y organizaciones comunitarias que han sabido conservar sus bosques. Este escrito hace una breve revisión sobre el estado de conservación de los bosques tropicales y de los procesos que han contribuido a su situación actual. Se requiere fortalecer y generar mayor sinergia entre las políticas gubernamentales y las estrategias comunitarias que han resultado positivas para la conservación.

Palabras clave: planeación para la conservación, áreas protegidas, representatividad, uso sustentable

Koleff, P., Urquiza-Haas, T., Contreras, B. (2012). Conservation priorities for tropical forests in Mexico: Reflections about their conservation status and management. *Ecosistemas* 21(1-2):6-20.

Tropical forests in Mexico comprise several plant communities distributed along humid and dry environments. Humid forests are exuberant and highly diverse, whereas dry forests have remarkable levels of endemism. At the beginning of the last century they used to cover 26% of the Mexican territory (~51.33 million hectares); but rural development policies and other factors caused forest losses and degradation up to 82% of the original cover and currently most of the remaining forest is fragmented and degraded. In the 1990's the government started building up a protected areas strategy and also implemented other environmental programs. Recently, priority sites for conservation were identified under a shared vision at national level; this was based on uniqueness, diversity and the degree of threat, allowing the establishment of a reference framework for decision making, which ultimately aims to strengthen conservation actions. In Mexico, there are also several cultures and community organizations that had been able to preserve their forests. This paper briefly reviews the conservation status of tropical forests and the processes that have contributed to their current condition. There is a need to build-up synergies and strengthen governmental policies and community strategies that have had positive outcomes for conservation

Key words: conservation planning, protected areas, representativeness, sustainable use

Introducción

Es bien conocido que la zona intertropical alberga la mayor biodiversidad del mundo para casi todos los grupos de organismos, y contribuye de forma muy importante a la riqueza biológica del planeta (Gaston 2000). Dependiendo de la disponibilidad de agua, los bosques tropicales se agrupan en húmedos (BTH) y secos (BTS) (**Tabla 1**), los cuales difieren en su estructura, fisonomía y funcionamiento.



Bosques tropicales húmedos (BTH)

(Tropical rainforest / Tropical broadleaf evergreen forest / Tropical moist forest / Tropical and subtropical broadleaf forest)

Altitud: 0 a 1000 msnm, a veces hasta 1500 m. TMA: 20°C, máxima 26 °C, rango 11°C. PMA: 1500 a 3000 mm, generalmente más de 2000 mm. Tres meses de sequía, a veces hasta 5.

Miguel A. Sicilia Manzo ©BI CONABIO

Selvas altas perennifolias. Árboles de más de 30 m y 40 a 80 cm de diámetro, puede haber individuos de 2 o 3 metros de diámetro o 65 m de altura. En general con tres estratos bien definidos, árboles comúnmente de hojas macrófilas, con troncos rectos y a veces con contrafuertes. Hay gran abundancia de bejucos, plantas trepadoras y numerosas epífitas (orquídeas, bromelias y aráceas) y el suelo está generalmente en penumbra.

Selva mediana o baja perennifolia. No suele exceder los 25 m (mediana) o 15 m (baja), hay una notable abundancia de líquenes, musgos y helechos tanto en el suelo como sobre los árboles. La selva baja perennifolia se desarrolla en sitios de inundación permanente asociada en ocasiones con zonas de manglar.

Selva alta o mediana subperennifolia. Altura promedio similar a la selva alta perennifolia, ocurre generalmente en suelos rocosos y de gran inclinación por lo que no existen árboles gigantes. Hay gran abundancia de palmas en el sotobosque y durante la temporada seca se pierde casi el 25% del follaje.



Bosques tropicales secos (BTS)

(Tropical dry forest / Semi-evergreen seasonal forest / Tropical deciduous forest / Tropical and subtropical broadleaf deciduous forests)

Altitud: 0 a 2000 msnm. TMA: 17 a 29 °C y el bosque espinoso con rangos estacionales entre 4 a 18 °C. PMA: 300 a 1800 mm. Estación seca muy marcada, dura de 5 a 8 meses.

Efraín Hernández Xolocotzin ©BI CONABIO

Selva mediana subcaducifolia. Fisionomía similar al bosque tropical perennifolio, con árboles entre 15 a 40 m y diámetros entre 30–80 cm. En general, tienen hojas deciduas facultativas mesófilas (~50 % de las especies). Penumbra a nivel del suelo excepto en meses de sequía. Herbáceas generalmente ausentes.

Selva mediana y baja caducifolia. Este tipo de vegetación se desarrolla en condiciones de anegación durante la época de lluvia y muy secas durante el estiaje. Estrato arbóreo dominado por pocas especies de 5 a 15 m de altura, muchas con troncos retorcidos que ramifican cerca de la base, y/o con hojas compuestas y/o nanófilas. La mayoría de las especies tienen floración durante la sequía.

Selva baja espinosa subperennifolia y caducifolia. Se encuentran generalmente en climas de mayor aridez. Los árboles miden entre 8 y 10 m de altura, y frecuentemente dominan las leguminosas de ramas con espinas. Escasas trepadoras leñosas, pero las bromelias pequeñas (*Tillandsia sp.*), los líquenes crustáceos y las cactáceas columnares son abundantes.

Tabla 1. Tipos generales de bosques tropicales en México según INEGI (2005), sus rangos ambientales y una descripción general. TMA=Temperatura media anual, PMA=Precipitación media anual.

Los BTH albergan más de la mitad de las especies del planeta, y se encuentran entre las comunidades terrestres más antiguas, exuberantes y de mayor complejidad ecológica (Laurance 1999; Dirzo y Raven 2003), con varios cientos de especies de plantas por hectárea. En México, los BTH albergan más de 5000 especies de plantas, lo que constituye aproximadamente un 17% del total de la flora del país (Rzedowski 1991). Muchas de sus especies vegetales requieren de sombra y humedad para establecerse y sobrevivir, por lo que son particularmente sensibles a la apertura o pérdida de dosel.

También han desarrollado interdependencias con otras especies; por ejemplo, 80% de los árboles tienen frutos carnosos cuyas bayas o drupas son comúnmente dispersados por animales (Medellín y Gaona 1999; Ibarra-Manríquez y Cornejo-Tenorio 2010); por lo que el proceso de defaunación, altera de manera considerable la diversidad y abundancia de la comunidad florística (Dirzo y Miranda 1991; Martínez-Ramos 2008).

Los BTS son el tipo de ecosistema tropical mejor representado en México (Ceballos et al. 2010; Meave et al. 2012) y a diferencia de los BTH, enfrentan varios meses de sequía al año, época en que muchas especies tiran las hojas para reducir la pérdida de humedad (Espinosa et al. 2012). Durante esta época una alta proporción de especies (entre 30 y 60%) liberan pequeñas semillas resistentes a la desecación que son dispersadas por viento (Seidler y Plotkin 2006). En general estas especies son poco vulnerables a la fragmentación o cacería ya que pueden colonizar zonas abiertas y dispersarse a distancias considerables del borde (Seidler y Plotkin 2006; Vieira y Scariot 2006). Aunado a esto, los bosques secos tienen mayor proporción de especies con capacidad de retoñar que los bosques húmedos, por lo que tienen mayor capacidad de recuperarse después de un disturbio; al conservar parte de la composición inicial y al usarse recursos almacenados en las raíces, la regeneración del bosque es mucho más rápida (Bellingham 2000; Dietze y Clark 2008; Imbert y Portecop 2008).

Al ser el agua el recurso limitante, el gradiente de sequía explica en gran medida las diferencias en talla, densidad y distribución de las especies arbóreas en los BTS (Balvanera et al. 2011). En México, hay una gran heterogeneidad en cuanto a los meses de sequía y la cantidad de lluvia, lo que contribuye a que los BTS, tengan un alto recambio de especies vegetales entre comunidades (Trejo y Dirzo 2002; Balvanera et al. 2011). La alta diversidad beta refleja el grado de endemismo, 20% de la flora y 30% de los vertebrados terrestres endémicos del país habitan en los BTS (Rzedowski 1992; Ceballos y García 1995).

A pesar de la elevada diversidad que albergan los bosques tropicales en México, es posible afirmar que no se encuentran debidamente protegidos y por ello, es necesario identificar sitios y acciones relevantes para su conservación. Como punto de partida, en este trabajo se presenta una síntesis del estado de conservación de los bosques tropicales en México, los sitios prioritarios para su conservación, resultado de un análisis de planeación sistemática, y una reflexión considerando algunos de los principales instrumentos para su manejo y conservación.

Disturbio antropogénico y estado de conservación

Existen varias estimaciones sobre la cobertura de bosques en el mundo con base en diversas metodologías y clasificaciones (Shvidenko et al. 2005). Ramankutty y Foley (1999) estimaron que originalmente abarcaban alrededor de 22.9 millones de km², pero para el 2000 únicamente quedaba entre 48 y 65% (Wright y Muller-Landau 2006). Los bosques tropicales representan alrededor de 46% de los bosques del mundo, y los de mayor extensión son los BTH (60 % de los bosques tropicales) (Shvidenko et al. 2005).

La destrucción acelerada de los bosques tropicales, tanto húmedos como secos, es una de las mayores preocupaciones en el ámbito global y nacional desde hace más de tres décadas (Gómez-Pompa et al. 1972; Janzen 1988; Myers 1994; Wright y Muller-Landau 2006; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010). Los bosques, además de albergar una gran variedad de especies, ejercen influencia sobre el clima a través de procesos físicos, químicos y biológicos que afectan el ciclo hidrológico y energético del planeta, así como la composición atmosférica (Bonan 2008; Balvanera 2012). Por ello, la destrucción, degradación y fragmentación de los bosques tropicales conlleva la pérdida de diversos bienes y servicios ecosistémicos (Laurance 1999; Kremen 2005; Manson et al. 2009), entre ellos alteraciones climáticas en el ámbito regional y global (Houghton et al. 2000; Laurance y Williamson 2001; Laurance 2004).

La extensión actual de los BTH en el mundo corresponde a 56% de su superficie original (Laurance 2010), pero en México se ha reducido el área ocupada por BTH a 53% de su extensión original (3.16 millones de hectáreas en condición primaria y 6.31 millones en condición secundaria) (INEGI 2005; Challenger y Soberón 2008). El problema es complejo porque existen variaciones regionales de los factores socio-económicos responsables del cambio de uso de suelo (Bray y Klepeis 2005). Sin embargo, las causas de la deforestación a gran escala en México se pueden atribuir principalmente a (1) la extracción petrolera y a las políticas gubernamentales de colonización y fomento agropecuario desde la década de 1940 y (2) la reactivación del reparto agrario durante la década de 1970, lo que motivó la migración y colonización hacia las zonas tropicales para establecer cultivos y ganadería, causando en la siguiente década la desaparición de más del 80% de los BTH en algunas regiones del país (Toledo 1992; Durand y Lazos 2004; Carabias et al. 2008; Sánchez Colón et al. 2009). Se estima que hacia el año 2002, quedaba tan sólo 17.5% de la vegetación primaria del trópico húmedo del país, por lo que actualmente el paisaje de los BTH es en gran medida un mosaico de vegetación secundaria con pequeños remanentes de vegetación primaria (Challenger et al. 2009). Las porciones más extensas de vegetación primaria se localizan al sur de la península de Yucatán, en la región Lacandona en Chiapas y en la región de Los Chimalapas en Oaxaca (INEGI 2009).

Por su parte, los BTS han sufrido un proceso de deforestación tal vez mayor que los BTH, aunque su pérdida no recibió tanta atención internacional, por lo menos inicialmente (Janzen 1988). Se estima que para 2001, quedaban en el mundo 1,048,700 km² de bosques secos y América Latina fue la más afectada, donde se perdió cerca de 12% de la cobertura entre 1980 y 2000 (Miles et al. 2006). En México, para el 2002, tan solo 26% de la cobertura original permanecía en buen estado de conservación (Challenger et al. 2009), aunque estimar la extensión original de estos ecosistemas, es difícil ya que han sido transformados desde hace milenios (Trejo y Dirzo 2000). Los BTS de México han sido calificados como uno de los ecosistemas más vulnerables a causa de factores de presión simultáneos, como el cambio de uso de suelo, la fragmentación del hábitat, el cambio climático global y la densidad de población humana, además de que tienen baja representación en el sistema de áreas protegidas (Miles et al. 2006; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010; Meave et al. 2012).

Aunada a la deforestación, el fuego es una de las mayores amenazas en los trópicos, ya que la fragmentación, degradación de la cobertura forestal y el cambio climático han contribuido a que en años particularmente secos se pierdan millones de hectáreas de bosques tropicales en pocos meses (Cochrane et al. 1999; Román-Cuesta et al. 2004). También en este caso existen diferencias en la vulnerabilidad, ya que las especies de los BTH son particularmente sensibles al fuego.

En algunos casos, no obstante, hay recuperación de la cobertura vegetal por abandono de tierras agropecuarias, aunque estos patrones difieren entre zonas geográficas. Por ejemplo, después del colapso en el mercado del henequén, algunas áreas de la península de Yucatán han recuperado la cubierta forestal (González-Iturbe et al. 2002) y en Oaxaca, este proceso ocurre principalmente en fragmentos a lo largo de las sierras (Velázquez et al. 2003).

Acciones y prioridades de conservación

A pesar de que las áreas protegidas (AP) en México se remontan a finales del siglo XIX (de la Maza 1999), no fue sino hasta la última década del siglo XX que se empieza a consolidar la estrategia de las áreas protegidas (Bezaury-Creel et al. 2009a), cuando ya se habían decretado reservas de la biosfera tales como Chamela-Cuixamala, Manantlán y la Sierra de Huautla que cubren 1200 km² de los bosques secos (Ceballos et al. 2010), y Los Tuxtlas, Calakmul y Montes Azules en los BTH.

Muchas de las AP fueron elegidas por su belleza escénica o de forma oportunista, sin una evaluación que dirigiera las prioridades para asegurar a priori una adecuada representación de la biodiversidad. Adicionalmente, y por razones de diversa índole, no han sido del todo efectivas para frenar el deterioro ambiental (Naughton-Treves et al. 2005; Figueroa et al. 2009; Koleff y Urquiza-Haas 2011). A raíz de ello, en la década de 1980 emergió el campo de la planeación sistemática de la conservación con el fin de mejorar el diseño de sistemas de reservas e identificar áreas prioritarias para dirigir eficientemente los recursos económicos (Margules y Pressey 2000; Sarkar et al. 2006). Aunque en el país existen diferentes estudios sistemáticos para identificar áreas de importancia para la conservación (e.g. Brandon et al. 2005; Ceballos 2007), el análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad coordinado por la CONABIO y CONANP (CONABIO et al. 2007a), es el primero en conjuntar bajo una misma visión diversos enfoques y metodologías con la mayor cantidad de información actualizada. En este análisis se identificaron con base en criterios de unicidad, diversidad y grado de amenaza sitios relevantes para la conservación en 62 y 42% de la superficie de las BTH y BTS, respectivamente (**Fig. 1**). La implementación efectiva de diversas acciones e instrumentos de conservación in situ en estos sitios pueden contribuir significativamente a disminuir la pérdida de las especies más vulnerables así como de ecosistemas con una distribución restringida (Koleff et al. 2009).

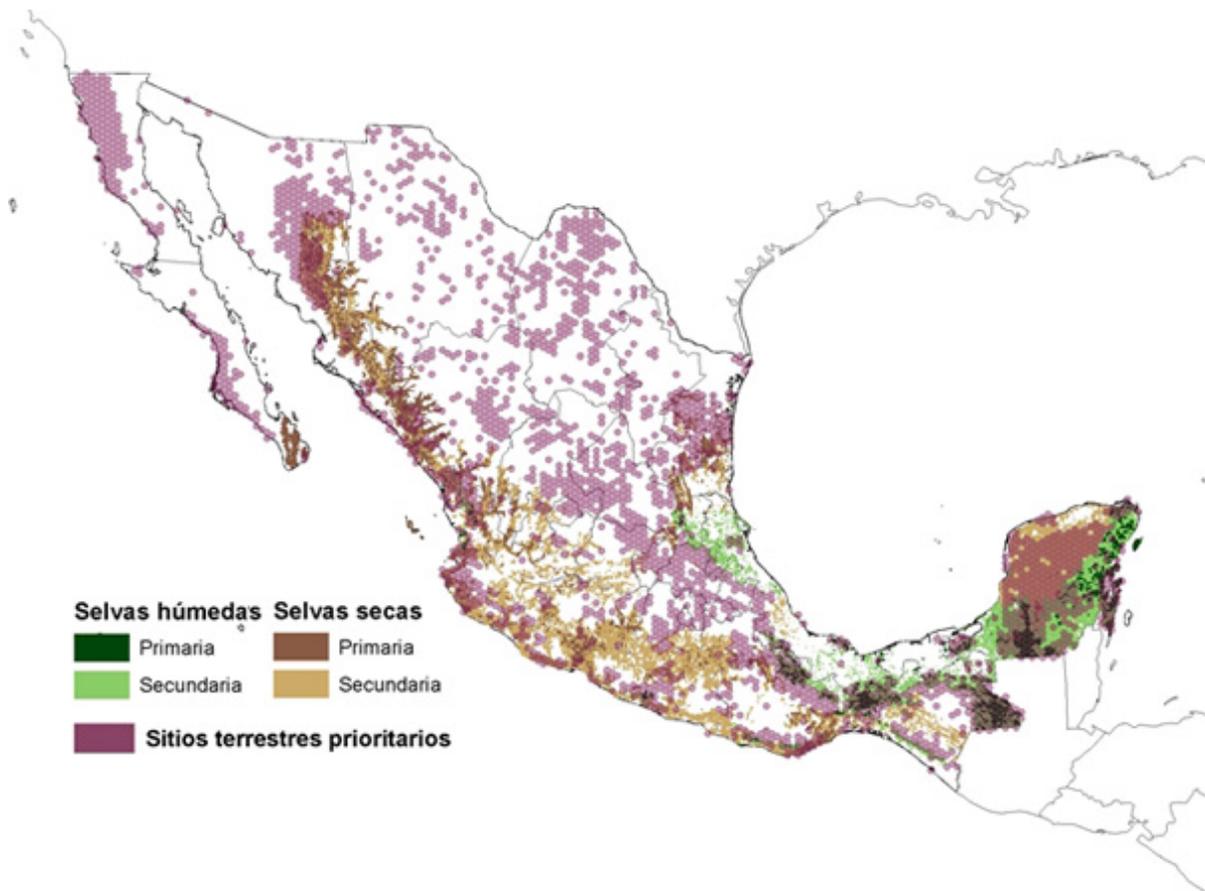


Figura 1. Distribución de la vegetación primaria y secundaria de los bosques tropicales húmedos y secos. Se indican en violeta los polígonos de los sitios prioritarios terrestres. Fuentes: INEGI (2009), CONABIO et al. (2007b).

Actualmente, la red de AP cubre 18 000 km² de los BTH o 19.7% de su superficie actual y más de 23 000 km² de los BTS, lo que representa 10.7% de su superficie, (**Fig. 2**). Si consideramos únicamente la vegetación primaria, los porcentajes se incrementan a 16.6 y 33%, respectivamente (INEGI 2009; CONABIO, 2010). En general, las AP contienen una mayor proporción de vegetación primaria que secundaria dentro de sus límites (**Fig. 3**). Estas cifras incluyen información actualizada de las AP federales, estatales, municipales y certificadas en el país (Bezaury-Creel et al. 2009b; CONABIO 2010; CONANP 2010). No obstante, a pesar de los esfuerzos de los últimos años (CONABIO et al. 2007a), aún existen importantes vacíos en conservación para proteger los sitios prioritarios previamente mencionados y algunas de las ecorregiones de nivel IV (Urquiza-Haas et al. 2011). Las ecorregiones nivel IV son áreas geográficamente distintivas a escala 1:1 000 000, relativamente homogéneas en términos de especies, condiciones ambientales y dinámicas ecológicas (Olson et al. 2001; INEGI et al. 2007). Asimismo, la mayor parte de las comunidades vegetales del trópico seco aún se encuentran subrepresentadas en el sistema de AP (menos de 12% del promedio nacional de su superficie bajo protección de las AP; **Fig. 4**) (INEGI 2009; CONABIO 2010; Koleff et al. 2009).

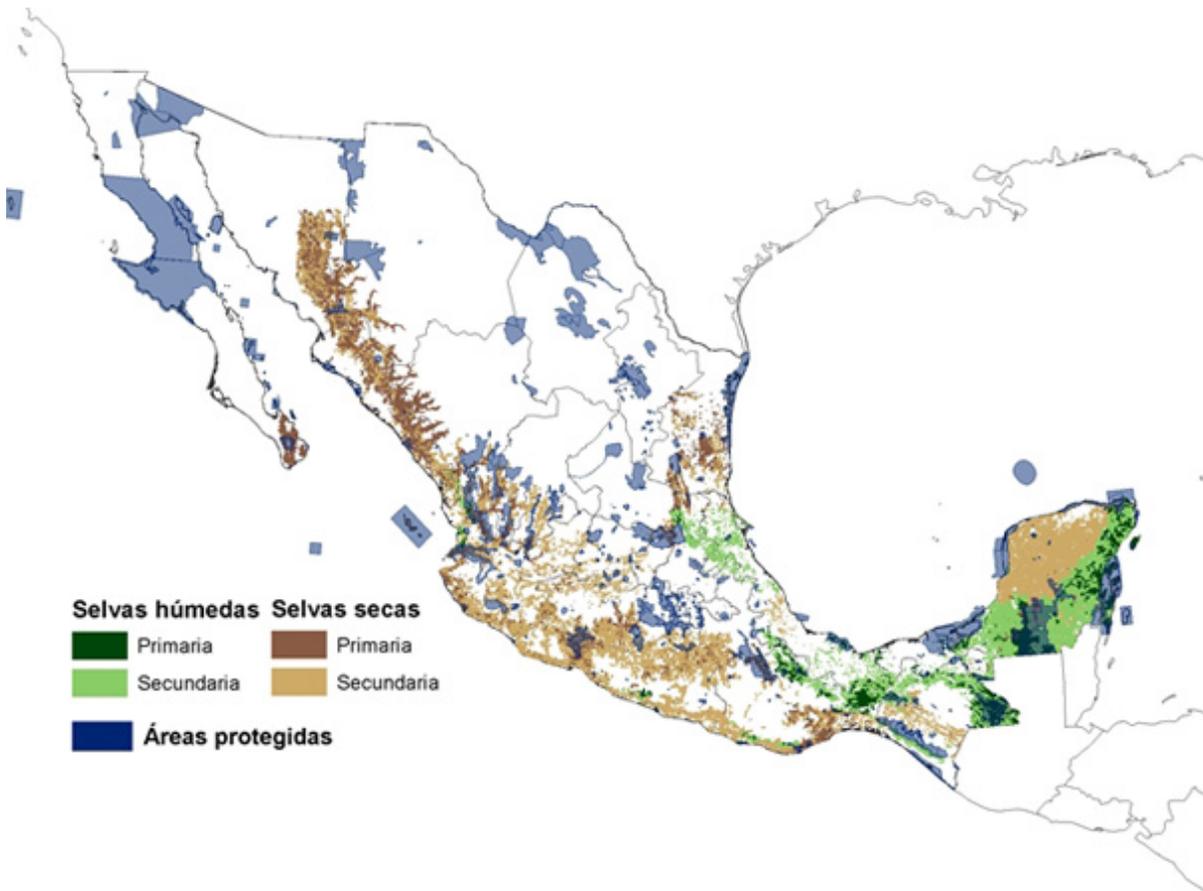


Figura 2. Distribución de la vegetación primaria y secundaria de los bosques tropicales húmedos y secos. Se indican en azul los polígonos de las áreas protegidas. Fuentes: INEGI (2007), CONABIO (2010).

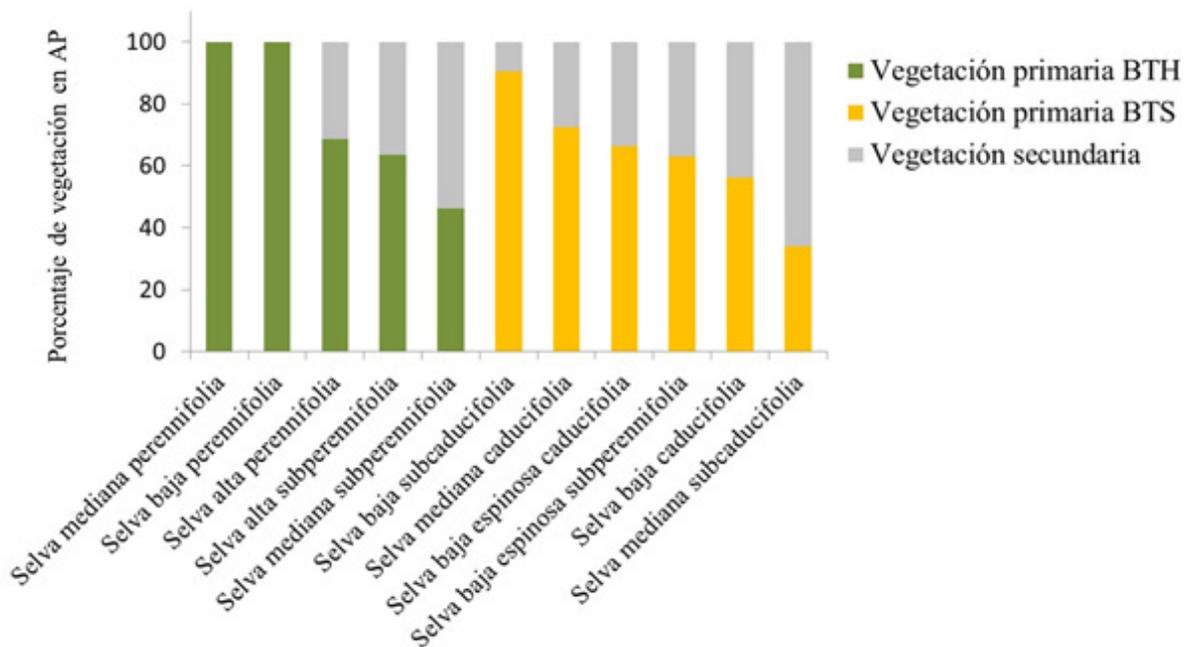


Figura 3. Proporción de vegetación primaria y secundaria en los polígonos de las áreas protegidas de los bosques tropicales húmedos y secos de México. Fuentes: INEGI (2009), CONABIO (2010).

Desde el año 2000, México participa junto con siete países de Centroamérica en una iniciativa de conservación para establecer un sistema de corredores entre las áreas protegidas basado en un ordenamiento territorial a nivel regional. En México, el proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano (CBMM), cuenta con ocho corredores en los seis estados al sur del país, coordinados por la CONABIO. Un elemento clave de esta iniciativa es la implementación y fortalecimiento de proyectos de desarrollo comunitario con bajo impacto ecológico, además de trabajar en la inserción de criterios ambientales en las reglas de operación del sector rural del país en el ámbito gubernamental. Dentro de este proyecto se ha trabajado con 628 comunidades, con una población de 85 283 personas (Álvarez Icaza et al. 2008; CONABIO 2012). Sin embargo, aún hace falta mayor integración y sinergia entre las instituciones involucradas en todos sus niveles (nacional, estatal, municipal) y los actores locales, para que los avances logrados a nivel nacional impacten directamente en los proyectos de desarrollo sustentable en las comunidades (Arreola et al. 2009).

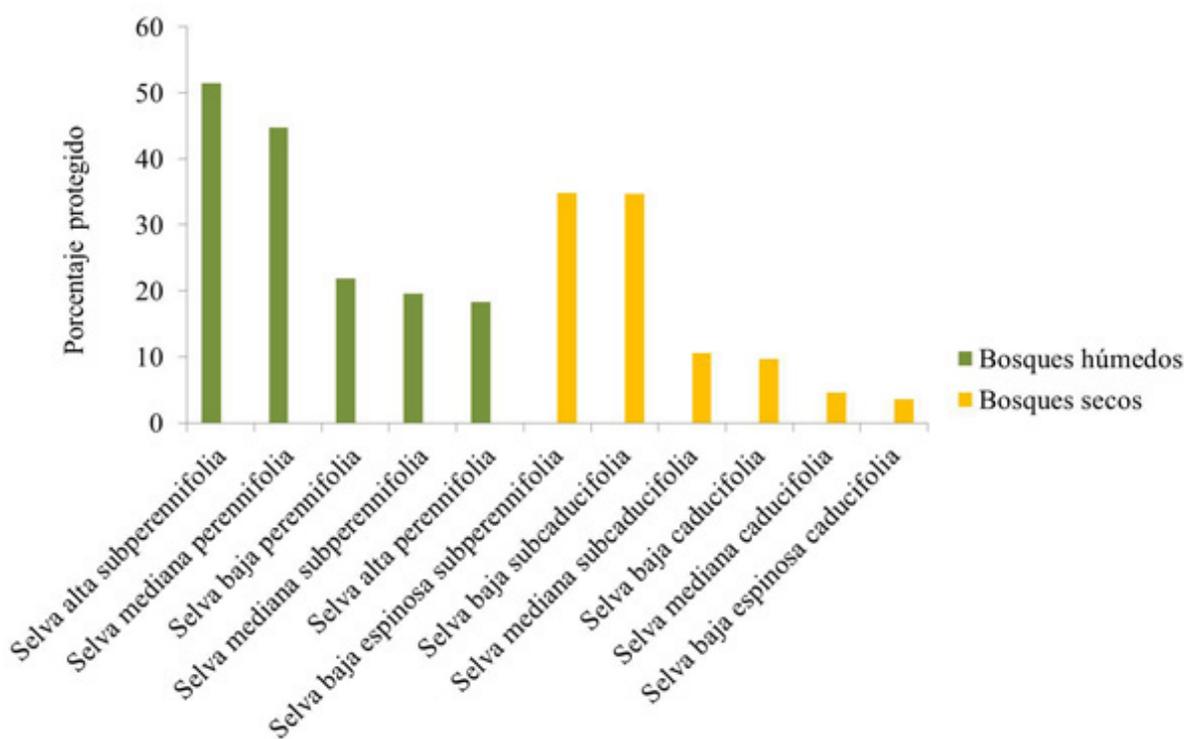


Figura 4. Porcentaje de cobertura de las áreas naturales en bosques tropicales húmedos y secos.

Algunos aspectos del manejo tradicional

Los bosques tropicales en México han sido habitados y manejados desde hace miles de años; las diversas culturas desarrollaron prácticas de uso y manejo del ecosistema, incluyendo el uso múltiple (Toledo 2003) y sustentable de especies (e.g. Martínez-Ballesté et al. 2005), así como el manejo de las unidades de paisaje y de la sucesión ecológica (Alcorn 1993, Gómez-Pompa y Kaus 1999), que ha permitido el uso y diversificación de más de 1500 especies, algunas de importancia comercial a nivel mundial (Toledo 2003). Las diferentes culturas de México han conservado dentro de sus territorios una gran proporción de BTH y BTS; aproximadamente 5.7 millones de hectáreas, de las cuales 3.5 millones aún eran vegetación primaria en el 2003, lo que representa 17.6% de la vegetación primaria en México (Boege 2008). Los procesos sociales, económicos e históricos que han permitido este estado de conservación son complejos y están fuera de los objetivos de este artículo. Sin embargo, existe el consenso general de que los sitios más conservados están altamente correlacionados a la conservación de la cultura y del conocimiento ecológico tradicional (Maffi 2007).

Se ha propuesto que el manejo agroforestal de subsistencia que se desarrolló en diversas partes de los trópicos del mundo y que implica ciclos de rotación largos, cultivos de subsistencia y uso de técnicas tradicionales, es una alternativa más benigna que la mayoría de los otros sistemas productivos que imperan actualmente en los trópicos (plantaciones, ganadería, monocultivos extensivos) (Sunderlin et al. 1997; Mertz et al. 2008). Los sistemas de manejo tradicional varían mucho, pero en su forma básica había una rotación de unidades del paisaje (ciclos de 30 a 40 años) en diferentes estados sucesionales (parcela agrícola, barbecho, vegetación secundaria arbustiva, vegetación secundaria arbórea, bosque maduro) y en donde especies de prácticamente todos los estadios de sucesión eran utilizadas de diversas formas (medicinal, construcción, fibras, combustible, alimento, ornamental, objetos de uso doméstico, etc.). Al estar la parcela inmersa en una matriz de bosque, la recolonización de especies tardías se daba de manera natural (Mo et al. 2011).

Sin embargo, los agrosistemas de manejo tradicional sufren cada vez mayor grado de presión por cuestiones económicas y de transformación cultural, por lo que en algunas regiones la modificación y reducción en los ciclos de cultivo a menos de 10 años, ha impactado negativamente en la resiliencia de los bosques y los agroecosistemas tradicionales (Lawrence et al. 2010).

Programas forestales en México

A pesar de que en el siglo pasado México perdió una gran parte de su cobertura forestal, durante las últimas décadas ha habido un esfuerzo constante hacia el uso sustentable de recursos a través de reformas de ley, fortalecimiento institucional, movimientos de base, organizaciones de la sociedad civil y proyectos comunitarios. En 2001, el gobierno decretó que el agua y los bosques son asuntos de seguridad nacional y creó la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) con el propósito de implementar el Programa Estratégico Forestal, que abarca un plazo de 25 años, creando al mismo tiempo un fondo y una ley general para proteger al programa y asegurar su cumplimiento. En México, el manejo forestal certificado ocurre principalmente en bosques templados (Bray et al. 2007), sin embargo hay buenos ejemplos de iniciativas exitosas en los bosques tropicales.

Actualmente se están implementando proyectos piloto en el CBMM para una mejor integración de políticas de desarrollo sustentable y conservación. En Chiapas, hay tres proyectos donde se intenta estabilizar la cobertura vegetal a la vez que se promueven prácticas agroecológicas, el fortalecimiento de cadenas productivas con una buena inserción en el mercado y el fortalecimiento de capacidades locales tanto comunitarias como institucionales (SAGARPA-NAFIN 2009). Aun cuando no se ha logrado parar la deforestación en los pocos años que lleva el programa (Nuñez et al. 2010), se han fortalecido las capacidades sociales locales, a la vez que se promueve mejorar la calidad del suelo, la reforestación con especies forrajeras, y se ha iniciado la restauración de potreros y zonas ribereñas (SAGARPA-NAFIN 2009).

Por otro lado, también la CONAFOR desde el 2003, ha intentado involucrar a las comunidades locales que habitan en los bosques tropicales y templados en el programa de pagos por servicios ambientales (Graf-Montero y Bauche-Petersen 2010). Sin embargo, aún no se ha evaluado la contribución de este programa para detener el cambio de uso de suelo. Entre las limitantes de este programa destaca que aún falta afinar los criterios de selección de las parcelas, y que se trata de contratos cortos, que difícilmente generan capacidades hacia mejores prácticas de manejo y conservación a largo plazo (Muñoz-Piña et al. 2008; Urquiza-Haas 2009).

Manejo forestal comunitario: un mecanismo de conservación de cobertura forestal y potencial para la captura de carbono

Una estimación reciente sugiere que 370 millones de hectáreas se encuentran bajo régimen de propiedad comunal en el mundo (White y Martin 2002). México es un caso especial ya que gran parte de sus bosques (80%) están bajo la propiedad de 8 mil comunidades y ejidos forestales, con una población estimada de 12 millones de habitantes (CONAFOR 2011). Esto significa que México tiene aproximadamente 10% de los bosques (templados y tropicales) comunitarios y casi 50% de los bosques comunitarios certificados en el mundo (Bray et al. 2007). Este fenómeno tiene raíces profundas en la historia de México, con una gran diversidad en formas tradicionales de manejo comunitario, estrategias que fueron imitadas y formalizadas en el Artículo 27 de la Constitución de 1917 (Ibarra-Mendivel 1996).

En los últimos 30 años han surgido numerosos ejemplos de buen manejo forestal comunitario, a través de un proceso de capacitación y planeación estratégica, apoyados por subsidios gubernamentales y muchas veces acompañados de organizaciones de la sociedad civil (Bray et al. 2007). Los ejidos con empresas forestales comunitarias tienen, en general, menores niveles de marginalidad y mayores posibilidades de bienestar y estabilidad a futuro (Chapela 2005).

La mayor parte de las comunidades con manejo forestal en México se encuentran en los bosques templados de pinos y encinos (Bray et al. 2007). En los bosques tropicales se han desarrollado pocos proyectos forestales comunitarios debido a la relativa falta de especies comerciales (Castilleja 1996; Bray et al. 2007). Sin embargo, los proyectos en bosques tropicales de la península de Yucatán han resultado exitosos, social y ecológicamente, al reducir significativamente el cambio de uso de suelo (Palacio-Prieto et al., 2000; Bray et al. 2007). Incluso los proyectos exitosos de manejo forestal comunitario han sido más efectivos en la conservación de la cobertura forestal que algunas de las áreas protegidas en la misma región, patrón que también se ha presentado en al menos otros 15 países de América, Asia y África (Ellis y Porter-Bolland 2008; Porter-Bolland et al. 2011). Recientemente, se ha sugerido que en la nueva estrategia REDD+ los bosques comunitarios en México podrían desempeñar un papel crucial en la mitigación del cambio climático (Bray et al. 2010). Sin embargo, el adjudicarle valor económico al bosque tiene implicaciones complejas y aún está en discusión si ésta es la mejor estrategia para fortalecer su conservación (Kosoy y Corbera 2010).

Conclusiones

Los bosques tropicales son hábitat de numerosas especies de flora y fauna, y han sido sustento durante milenios de diversas comunidades humanas. Sin embargo, las sociedades modernas han transformado considerablemente estos ecosistemas con la consecuente pérdida y degradación de importantes servicios ecosistémicos. México enfrenta un enorme reto en la conservación y manejo sustentable de su patrimonio natural. En las últimas décadas desde el ámbito gubernamental se han promovido y desarrollado diversas herramientas de conservación in situ, además el país cuenta con importantes capacidades locales en muchas regiones derivadas del manejo tradicional y comunitario de los recursos, que apenas empieza a ser apreciado. Para atender las prioridades en conservación, además de fortalecer el sistema de áreas protegidas, es necesario promover y fortalecer otras iniciativas que también pueden tener un impacto positivo en la conservación, tales como las áreas de conservación voluntarias, el pago por servicios ambientales, el manejo forestal comunitario, la certificación de bosques, la gestión forestal basada en la estructura del paisaje, la restauración activa y pasiva, y el manejo sustentable con mejores prácticas productivas fuera de las áreas de protección (Mendoza et al. 2005; Chazdon et al. 2008; Koleff y Urquiza-Haas 2011). En particular, sería recomendable ampliar la cobertura del Corredor Biológico Mesoamericano en México (CBMM), ya que se concibe como un espacio integrador de las herramientas previamente mencionadas (Álvarez Icaza et al. 2008).

Desde el ámbito gubernamental los esfuerzos son muy recientes y aún insuficientes. Es necesario dar continuidad y reforzar varios de los programas enfocados a la conservación de los bosques y tener una idea clara de atender las prioridades para su conservación, a la vez que conocer a fondo las debilidades y fortalezas de dichos programas (ej. CONABIO-PNUD 2009), cuyo diseño y ejecución deberá tomar en cuenta los factores históricos, culturales y ambientales que han dado forma a las diversas formas de uso y manejo de los recursos. Asimismo, se requiere que los procesos sean participativos y que tomen en cuenta las necesidades y expectativas de los actores involucrados (Durand y Lazos 2004). También es necesaria la transversalidad de los programas ambientales entre las diferentes dependencias gubernamentales, para que las políticas públicas de conservación y desarrollo sean complementarias y haya continuidad en el largo plazo.

La coordinación entre gobierno, instituciones de investigación y los dueños de los recursos es otro factor clave. Por ejemplo, el conocimiento de las ventajas y limitantes de las prácticas ecológicas tradicionales, aunado al conocimiento científico sobre la dinámica sucesional y las capacidades de regeneración de los diferentes ecosistemas, ofrece la oportunidad de fortalecer e innovar diferentes acciones y estrategias de uso sustentable y restauración. La integración de los programas existentes facilitaría la implementación y éxito de los mismos al aprovechar las capacidades locales y regionales existentes, tanto de los dueños de los recursos como de las instituciones de diversos sectores.

Agradecimientos

A Luis Cayuela por su amable invitación para participar en este volumen especial de la revista Ecosistemas. Queremos también expresar nuestro agradecimiento a los dos revisores anónimos por la revisión minuciosa al manuscrito y sus acertadas sugerencias que mejoraron notablemente este texto.

Referencias

- Alcorn, J.B. 1993. Los procesos como recursos: la ideología agrícola tradicional del manejo de los recursos entre los boras y huastecos y sus implicaciones para la investigación. En: Leff, E., Carabias J. (eds.), *Cultura y manejo sustentable de los recursos naturales*, pp. 329-365, UNAM-CIIH-MA Porrúa, México.
- Álvarez Icaza, P., Muñoz, C., Bocco, G., Caire, G., Cotler, H., Córdova, A., Cortina, S., Enríquez, C., Esquinca, F., et al. 2008. Instrumentos territoriales y económicos que favorecen la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad. En: Sarukhán, J. (coord.) *Capital natural de México, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*, pp. 229-258, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Arreola, A., Peresgrovas, V., Reyes, C., Pérez, R., Martínez, R. 2009. De las metas a los procesos: la evaluación de proyectos de desarrollo rural exitosos en el área del Corredor Biológico Mesoamericano-Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola* 42:51-64
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que proveen los bosques neotropicales. *Ecosistemas* 21(1):136-147.
- Balvanera, P., Quijas, S., Pérez-Jiménez, A. 2011. Distribution patterns of tropical dry forest trees along a mesoscale water availability gradient. *Biotropica* 43:414-422.

- Bezaury-Creel, J., Gutiérrez Carbonell, D., Remolina, J.F., Pérez, J.J., González, J., Betancourt, N., Trigo, M., Antele, J., Frías, R., et al. 2009a. Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, pp. 385-431, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Bezaury-Creel, J.E., Torres, J.F., Ochoa-Ochoa, L.M., Castro-Campos, M., Moreno, N. 2009b. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales, del Distrito Federal y municipales de México*. Versión 2.1. The Nature Conservancy, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Bellingham, P.J. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89:409-416.
- Boege, E. 2008. *El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México: hacia la conservación in situ de la biodiversidad y agrobiodiversidad en los territorios indígenas*. Instituto Nacional de Antropología e Historia y Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas, México.
- Bonan, G.B. 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320:1444-1449.
- Brandon, K., Gorenflo, L.J., Rodrigues, A.S.L., Waller, R.W. 2005. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Development* 33:1403-1418.
- Bray, D.B., Merino, L., Barry, D. 2007. El manejo comunitario en sentido estricto: las empresas forestales comunitarias de México. En: Bray, D.B., Merino, L., Barry, D. (eds.), *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*, pp. 21-49, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, Instituto de Geografía, UNAM, Florida International Institute, México.
- Bray, D.B., Klepeis, P. 2005. Deforestation and forest transitions in southeastern Mexico, 1900-2000. *Environmental History* 11:195-223
- Bray, D.B., Barry, D., Madrid, S., Merino, L., Zuñiga, I. 2010. *Sustainable forest management as a strategy to combat climate change: Lessons from Mexican communities*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible y Rights + Resources, México.
- Carabias, J., de la Maza, J., Provencio, E. 2008. Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*, pp. 29-42. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México,
- Castilleja, G. 1996. México. En: Harcourt, C.S., Jeffrey A.S. (eds.). *The Conservation Atlas of Tropical Forests: The Americas*, pp. 193-205, Simon and Schuster, Nueva York, EUA.
- Ceballos, G., García, A. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9:559-568.
- Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: The efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17:569-578.
- Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury-Creel, J. 2010. Áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico mexicano En: Ceballos, G., García, A., Martínez, L., Espinoza, E., Bezaury, J. y Dirzo, R. (eds.) *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del oeste de México*, pp. 387-392, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, UNAM, México.
- Challenger, A., Dirzo, R., López- Acosta, J. C., Mendoza, E., Lira-Noriega, A., Cruz, I., Flores-Martínez, A., González-Espinosa M. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, pp. 37-73, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

- Challenger, A., Soberón, J. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*, pp. 87-108, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Chapela, F. 2005. Indigenous community forest management in the Sierra de Juárez, Oaxaca. En: Bray, D. B., Merino, L., Barry, D. (eds.). *The Community Forests of Mexico. Managing for Sustainable Landscapes*, pp. 91-110, University of Texas Press, Austin, EUA.
- Chazdon, R.L. 2008. Beyond deforestation: Restoring degraded lands. *Science* 320:1458-1460.
- Cochrane, M.A., Alencar, A., Schulze, M.D., Souza, C.M., Nepstad, D.C., Lefebvre, P. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284:1832-1835.
- CONABIO 2010. *Mapa de áreas naturales protegidas para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONABIO 2012. *Dos décadas de historia 1992-2012*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONABIO, CONANP, TNC, Pronatura, FCF-UANL 2007a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales-Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- CONABIO, CONANP, TNC, Pronatura 2007b. Sitios prioritarios terrestres para la conservación de la biodiversidad, escala 1: 1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., México.
- CONABIO-PNUD 2009. *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.
- CONAFOR 2011. Silvicultura comunitaria. Disponible en: www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/silvicultura
- CONANP 2010. *Cobertura de las áreas naturales protegidas federales de México y áreas destinadas voluntariamente a la conservación certificadas por la Comisión Nacional de Áreas Protegidas de México*. Edición 2009. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Morelia, México.
- de la Maza, R. 1999. Una historia de las áreas naturales protegidas en México. *Gaceta Ecológica* 51:15-34.
- Dietze, M.C., Clark, D.J.S. 2008. Changing the gap dynamics paradigm: Vegetative regeneration control on forest response to disturbance. *Ecological Monographs* 78:331-347.
- Dirzo R., Miranda A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation. En: Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernandes, GW, Benson, W.W. (eds.). *Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*, pp. 273-287, John Wiley and Sons, Nueva York, EUA.
- Dirzo, R., Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environmental Resources* 28:137-167
- Durand, L., Lazos, E. 2004. Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta, Southern Mexico. *Environmental Conservation* 31:11-21.
- Ellis, E.A., Porter-Bolland, L. 2008. Is community-based forest management more effective than protected areas? A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:1971-1983.
- Espinosa, C.I., de la Cruz, M., Luzuriaga, A.L., Escudero, A. 2012. Bosques secos del Neotrópico: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(1): 167-179.

- Figuroa, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J.A., Trejo, I. 2009. Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation* 36:180-191.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405:220-227.
- Gómez-Pompa, A., Kaus, A. 1999. From prehispanic to future conservation alternatives: Lessons from Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 96:5982-5986.
- Gómez-Pompa, A., Vázquez-Yañes, C., Guevara, S. 1972. The tropical rain forest a non-renewable resource. *Science* 177:762-765.
- González-Iturbe, J.A., Olmsted, I., Tun-Dzul, F. 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 167:67-82.
- Graf-Montero, S., Bauche-Petersen, P. 2010. El pago por servicios ambientales como instrumentos de conservación de cuencas. En: *Memorias del 2° coloquio jurídico internacional en cuencas sustentables*. 29 al 1 de Octubre 2010. México. Disponible en: http://atl.org.mx/coloquio/images/stories/curricula/sergio_humberto_graf_monteroponesp.pdf
- Houghton, R.A., Skole, D., Nobre, C., Hackler, J.L., Lawrence, K.T., Chomentowski, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403:301-304.
- Ibarra-Manríquez, G., Cornejo-Tenorio, G. 2010. Diversidad de frutos de los árboles del bosque tropical perennifolio de México. *Acta Botánica Mexicana* 90:51-104.
- Ibarra-Mendivel, J.L. 1996. Cambios recientes en la constitución mexicana y su impacto sobre la reforma agraria. En: Randall, L. (ed.). *Reformando la reforma agraria mexicana*, pp. 65-80, Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- Imbert, D., Portecop, J. 2008. Hurricane disturbance and forest resilience: Assessing structural vs. functional changes in Caribbean dry forest. *Forest Ecology and Management* 255:3494-3501.
- INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales del uso del suelo y vegetación, Serie III (continuo nacional)*, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI 2009. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, Serie IV (continuo nacional)*, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, CONABIO, INE 2007. *Ecorregiones terrestres de México, escala 1:1 000 000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystems. En: Wilson, E.O. (ed.). *Biodiversity*, pp. 130-137, National Academy Press, Washington, DC, EUA.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Koleff, P., Urquiza-Haas, T. 2011. *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México
- Koleff, P., Tambutti, M., March, I.J., Esquivel, R., Cantú, C., Lira-Noriega A., Aguilar, V., Alarcón, J., Bezaury-Creel, J., et al. 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, pp. 651-718, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Kosoy, N., Corbera, E. 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69:1228-1236.
- Laurance, W.F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91:109-117.

- Laurance, W.F., Williamson, G.B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology* 15:1529-1535.
- Laurance, W.F. 2004. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:345-352.
- Laurance, W.F. 2010. Habitat destruction: death by a thousand cuts. En: Sodhi, N.S., Ehrlich, P.H. (eds.). *Conservation Biology for All*, pp. 73-87, Oxford University Press, Oxford, RU.
- Lawrence, D., Radel, C., Tully, K., Schmook, B., Schneider, L. 2010. Untangling a decline in tropical forest resilience: Constraints on the sustainability of shifting cultivation across the globe. *Biotropica* 42:21-30.
- Maffi, L. 2007. Biocultural diversity and sustainability. En: Pretty, J., Ball, A., Benton, T. J., Guivant, J., Lee, D., Orr, D., Pfeffer, M., Ward, H. (eds.), *The Sage Handbook of Environment and Society*, pp. 267-277, Sage Publications, London, RU.
- Manson, R.H., Jardel-Pelaez, E.J., Dirzo, R., González, R., March, I.R. 2009. Disturbances and natural disasters: impacts on ecoregions, biodiversity and social economics status. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México. Volumen II. Estado de conservación y tendencias de cambio*, pp. 131-184, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Martínez-Ballesté, A., Martorell, C., Martínez-Ramos, M., Caballero, J. 2005. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of xa'an palms. *Ecology and Society* 10:17.
- Martínez-Ramos, M. 2008. Grupos funcionales. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*, pp. 365-412, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Meave, J.A., Romero-Romero, M.A., Salas-Morales, S.H., Pérez-García, E.A., Gallardo-Cruz, J.A. 2012. Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21(1): 85-100.
- Medellín, R.A., Gaona, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, México. *Biotropica* 31:478-485.
- Mendoza, M.A., Fajardo, J.J., Zepeta, J. 2005. Landscape based forest management, a real world case study from Mexico. *Forest Ecology and Management* 209:19-26.
- Mertz, O., Wadley, R., Nielsen, U., Bruun T., Colfer, C., de Neergaard, A., Jepsen, J. R., Martinussen, R., Zhao, Q., et al. 2008. A fresh look at shifting cultivation: Fallow length an uncertain indicator of productivity. *Agricultural Systems* 96:75-84.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505.
- Mo, X.-X., Zhu, H., Zhang, Y.-J., Ferry Slik, J.W., Liu, J.-X. 2011. Traditional forest management has limited impact on plant diversity and composition in a tropical seasonal rainforest in SW China. *Biological Conservation* 144:1832-1840.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J.M., Braña, J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Myers, N. 1994. Tropical deforestation: Rates and patterns. En: Brown, K., Pearce, D.W. (eds.). *The Causes of Tropical Deforestation. The Economic and Statistical Analysis of Factors Giving Rise to the Loss of the Tropical Forests*, pp. 27-40, University College London Press Ltd., Londres, RU.
- Naughton-Treves, L., Holland, M.B., Brandon, K. 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment Resources* 30:219-252.

- Nuñez, J. M., Rodríguez, Y., Carrillo K., Madrigal, J. M. 2010. *Esquema para el monitoreo de impacto sobre la cubierta forestal en corredores biológicos de Chiapas*. CentroGEO, Disponible en: www.selper-mexico.org.mx/XT%20PDF/FORESTAL/FRST-05.pdf
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E., Burgess, N., Powell, G. V.N., Underwood, E., D'Amico, J., Itoua, I., Strand, H., et al. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933-938.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J. F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., et al. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional. 2000. *Boletín del Instituto de Geografía* 43:183-203.
- Porter-Bolland, L., Ellis, E., Guariguata, M., Ruiz-Mallen, I., Negrete-Yankelevich, S., Reyes-García, V. 2011. Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management* 268:6-17.
- Portillo-Quintero, C. A. Sánchez-Azofeifa, G. A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144-155.
- Ramankutty, N., Foley, J.A. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13:997-1027.
- Román-Cuesta, R.M, Retana, J., García, M. 2004. Fire trends in tropical Mexico: A case study of Chiapas. *Journal of Forestry* 102:26-32.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14:3-21.
- Rzedowski, J. 1992. Endemism of the Mexican phanerogamic flora: A preliminary analytical appreciation. *Acta Zoológica Mexicana* (volumen especial):337-359.
- SAGARPA-NAFIN 2009. *Desarrollo rural sustentable en los corredores biológicos de Chiapas*. Informe final técnico financiero, pp. 13. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en: <http://cbmm.virtual.vpsost.net/SelGT/doc/Informe%20Final%20Sagarpa.pdf>
- Sánchez Colón, S., Flores Martínez, A., Cruz-Leyva, I.A., Velázquez, A. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, pp. 75-129, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D., Margules, C., Fuller, T., Stoms, D., Moffett, A., Wilson, K., Williams, P. H., et al. 2006. Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123-159.
- Seidler, T.G., Plotkin, J.B. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *PLoS Biology* 4:e344.
- Shvidenko, A., Barber, C.V, Persson, R. 2005. Forest and Woodland Systems. En: Levy, M., Babu, S., Hamilton, K. (coords.). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Millenium Ecosystem Assessment*, pp. 587-621, Island Press, Washington, DC, USA.
- Sunderlin, W. 1997. Shifting cultivation and deforestation in Indonesia: Steps toward overcoming confusion in the debate. Rural Development Forestry Network. *Network paper* 21b.
- Toledo, V. 1992. Cambio climático y deforestación en los trópicos. *Ciencia* 43:129-234.
- Toledo, V., Ortiz-Espejel, B., Cortés, L., Moguel, P., Ordoñez, M. J. 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: A case of adaptive management. *Conservation Ecology* 7:9.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biology and Conservation* 94:133-142.

Trejo, I., Dirzo, R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forest. *Biodiversity and Conservation* 11:2063-2084.

Urquiza-Haas, E. 2009. Análisis de las capacidades nacionales para la conservación in situ en México. En: Pisanty, I. (coord.). *Capacidades de conservación y el uso sustentable de recursos*, pp. 51-94, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.

Urquiza-Haas, T., Cantú, C., Koleff, P., Tobón, W. 2011. Caracterización de las ecorregiones terrestres: diversidad biológica, amenazas y conservación. En: Koleff, P., Urquiza-Hass, T. (coords.). *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*, pp. 21-57, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.

Velázquez, A., Durán, E., Ramírez, I., Mas J.F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L. 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, México. *Global Environmental Change* 13:175-184.

Vieira, D.L.M., Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14:11-20.

White, A., Martin, A. 2002. *Who owns the world's forests? Forest Tenure and Public Forests in Transition*. Informe de Forest Trends, Center for International Environmental Law. Disponible en: www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=159

Wright, S.J., Muller-Landau, H.C. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* 38:287-301.

Impacto económico de los pagos por carbono y servicios ambientales en las inversiones forestales en la región Caribe de Costa Rica

W. Fonseca¹, G. Navarro², F. Alice¹, J.M. Rey-Benayas³

(1) Escuela de Ciencias Ambientales, Campus Omar Dengo, Universidad Nacional de Costa Rica. Apdo postal 86-3000. Heredia, Costa Rica.

(2) Universidad EARTH, Campus de Guácimo, Limón. Apdo postal 4442-1000, San José, Costa Rica.

(3) Departamento Interuniversitario de Ecología. Edificio de Ciencias. Universidad de Alcalá. E-28871, Alcalá de Henares, España.

➤ Recibido el 4 de diciembre de 2011, aceptado el 16 de marzo de 2012.

Fonseca, W., Navarro, G., Alice, F., Rey-Benayas, J.M. 2012. Impacto económico de los pagos por carbono y servicios ambientales en las inversiones forestales en la región Caribe de Costa Rica. *Ecosistemas* 21(1-2):21-35.

El objetivo de este estudio fue estimar el balance de la inversión asociada a la restauración forestal por medio del establecimiento de plantaciones (*Vochysia guatemalensis* e *Hieronyma alchorneoides*) y de la regeneración natural (bosque secundario sin y con manejo intensivo). Se consideraron diferentes escenarios económicos donde se evaluaron ingresos por: venta de la madera, pago de los servicios ambientales (PSA) provenientes del Fondo de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) del gobierno costarricense y por venta de certificados de reducción de emisiones de carbono (CER). Se comparó la actividad forestal contra usos alternativos de la tierra como ganadería, banano y piña. El análisis de las inversiones se evaluó tomando como criterio el valor esperado de la tierra (VET) con tasas anuales de descuento aceptables (TMA) del 3%, 6% y 9,0% las cuales reflejan las preferencias y condiciones de diferentes inversionistas. Para las plantaciones forestales y bosque secundario sin manejo y con manejo intensivo se estimó una inversión total promedio de US\$5200, US\$1730 y US\$1373 ha⁻¹, respectivamente. Los ingresos estimados por la venta de la madera superaron los US\$21142 ha⁻¹ entre ambas especies, US\$1250 y US\$13408 ha⁻¹ para el bosque secundario con manejo mínimo y con manejo intensivo, respectivamente. Los ingresos por CER y por PSA representan cantidades marginales en comparación con los ingresos por madera. El cultivo de piña y el de banano como usos alternativos de la tierra son los más rentables, seguido por las plantaciones forestales y por último la ganadería y los bosques secundarios con y sin manejo, que no solo son los menos rentables, sino que tienen sus valores calculados por debajo del precio de la tierra. La restauración forestal no resulta una actividad atractiva económicamente para el propietario de la tierra, basado solamente en ingresos provenientes de pagos de servicios ambientales o venta de carbono a los precios actuales. Los precios más altos de la madera y una tasa de descuento baja (que representan condiciones macroeconómicas favorables), son los factores determinantes para hacer eficientes y sostenibles las inversiones forestales tanto en bosque secundario como en plantaciones forestales en la región Caribe de Costa Rica.

Palabras clave: créditos de carbono, pago de servicios ambientales, investigación forestal, plantaciones forestales, regeneración natural, valor esperado de la tierra (VET).

Fonseca, W., Navarro, G., Alice, F., Rey-Benayas, J.M. 2012. Economic impact of payment of carbon credits and environmental services in forestry investments in the Caribbean region of Costa Rica. *Ecosistemas* 21(1-2):21-35.

The goal of this study is to estimate the economic efficiency of the investment associated with forest restoration processes through the establishment of forest plantations (*Vochysia guatemalensis* and *Hieronyma alchorneoides*) and natural regeneration (secondary forest with and without management). Different economic scenarios were considered with variations from revenues coming from timber sales, payment of environmental services (PES) by the Costa Rican government, and sales of emission reduction certificates. Forestry activities were analyzed in the context of other alternative uses such as cattle, bananas and pineapple plantations. The investment analysis was performed taking into account the land expectation value (VET) with annual minimum acceptable discount rates in real terms (TMA) of 9%, 6% and 3%, which reflected different investor preferences and conditions. For plantation forestry and secondary forest with and without intensive management, estimated average investment were US\$5200, US\$1730 and US\$1373 ha⁻¹, respectively. Timber revenues were above US\$21142 ha⁻¹ for both species under plantation forestry. Secondary forest revenues were US\$1250 and US\$13408 ha⁻¹ for secondary forest with low and intensive management, respectively. CER and PSA represented marginal quantities compared with timber revenues. Pineapple and banana plantations are land uses with the highest economic efficiency, followed by forest plantations. Cattle-raising and secondary forest with and without management are not only the least profitable land uses but also their calculated values are below the land price. Forest restoration will not become an acceptable economic activity for a landowner that relies on income generated from

environmental services and carbon credits at current prices. High timber prices and low discount rates (desirable macroeconomic conditions) are determining factors in achieving efficient and sustainable investments in forestry activities in the Caribbean region of Costa Rica.

Key words: Carbon credits, forest investments, forest plantations, land expectation value (LEV), natural regeneration, payment of environmental services.

Introducción

La sociedad enfrenta el fenómeno del cambio climático provocado por el incremento de la concentración de los gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, producto de las emisiones por consumo de combustibles fósiles y la destrucción y quema de los bosques. Para contrarrestarlo surgen como opciones la reducción de emisiones y/o la compensación de emisiones mediante el incremento de la captura o fijación del carbono atmosférico y su almacenamiento en sumideros de carbono en los ecosistemas terrestres, principalmente en suelo y vegetación. Muchos autores resaltan la importancia de la regeneración natural y de las plantaciones forestales en la mitigación del cambio climático (Bonan 2008; Liu et al. 2008; van Bodegom et al. 2008; Basu 2009).

El Protocolo de Kioto, a través del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), establece el marco legal para las transacciones de carbono entre países emisores y mitigadores. Esto supone oportunidades para los países en desarrollo de acceder a financiamiento y poner en marcha proyectos de recuperación de áreas desforestadas, ya sea estableciendo plantaciones forestales o por regeneración natural (Rey-Benayas et al. 2005). Sin embargo, el MDL establece largos, complicados y costosos procedimientos, lo que sumado a la falta de métricas de carbono y de emisiones antrópicas de GEI y a la existencia de muchas barreras hace difícil que el sector forestal pueda ingresar a los mercados de carbono (Salinas y Hernández 2008). Entre algunas barreras se citan la falta de recursos financieros, el alto costo de los estudios, falta de capacidades técnicas y de gestión del recurso con un alto grado de especialización y restricciones del mercado a los créditos forestales (Merger 2008; Basu 2009),

Ante las dificultades del MDL, los países tropicales tienen una nueva opción para obtener ingresos por el carbono almacenado por medio del programa REDD+ (reducción de emisiones por deforestación y degradación de bosques). Costa Rica ha liderado esta iniciativa y cuenta con la propuesta Readiness R-PP Costa Rica, presentada al Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) (MINAET/FONAFIFO 2010). Para desarrollar esta propuesta y alcanzar la meta de *carbon neutrality* promulgada por el gobierno se debe aumentar el área a restaurar por medio de sucesión secundaria y de plantaciones forestales (MINAET 2009).

La región Caribe de Costa Rica corresponde en su mayor parte a las zonas de vida de “bosque tropical húmedo” y “bosque tropical muy húmedo”, los cuales se caracterizan por su alta productividad primaria neta y resultan muy aptas para proyectos de secuestro de carbono. Además, se registran los índices más altos de pobreza en el país (MIDEPLAN 2007) y con frecuencia sufre serios daños provocados por inundaciones. Pero la falta de información sobre la rentabilidad de los diferentes usos del suelo ha limitado el planteamiento y desarrollo de políticas que fortalezcan la sostenibilidad ambiental, económica y social en la zona.

La falta de información motivó que se realizara este estudio, cuyo objetivo principal fue estimar el balance financiero asociado a la restauración forestal y así responder a las siguientes interrogantes: ¿Cuáles son los factores que más afectan a la rentabilidad de las inversiones forestales? ¿Cuál debe ser la compensación al propietario de la tierra para que convierta las actividades productivas de terrenos de uso agrícola a restauración forestal?

El balance financiero de la restauración forestal incluyó los costos e ingresos previsible por producción de madera, por captura de carbono y por pago por servicios ambientales en distintos escenarios, tomando el valor esperado por la tierra (VET) como criterio para aceptar o rechazar una inversión en usos de la tierra. Adicionalmente se compararon las actividades forestales con otros usos alternativos de la tierra como ganadería y cultivos como banano y piña.

Métodos

Área de estudio

El trabajo se desarrolló en la zona Caribe de Costa Rica, en un área de aproximadamente 500 000 ha en la zona de vida de bosque tropical muy húmedo (Holdridge 1967). La altitud varía entre 50 y 350 msnm, con una precipitación media anual entre 3420 y 6840 mm y temperatura media anual entre 25 y 27 °C (Mena 2010). Los suelos son Ultisoles e Inceptisoles (ITCR 2004) y el 54,7% del área es considerada de uso exclusivo para protección de flora y fauna, captación de agua y belleza escénica (MIDEPLAN 2008a). La región está catalogada como una zona rural y socialmente rezagada (MIDEPLAN 2008b), a pesar de poseer la mayor cantidad de recursos forestales del país. Presenta una tasa de desempleo del 7,9%, un 24,6% de hogares en condición de pobreza y el 4,8% en pobreza extrema, el ingreso promedio por hogar más bajo del país y la tasa de mortalidad infantil más alta, 10,2 por mil niños nacidos (MIDEPLAN 2009; 2010).

Costos e ingresos de la restauración forestal para un ciclo de aprovechamiento

La inversión necesaria –o costo promedio por hectárea para el establecimiento y manejo de plantaciones forestales a nivel nacional– para este estudio se obtuvo a través de una encuesta a empresas del sector, con énfasis en la utilización de *Vochysia guatemalensis* e *Hieronyma alchorneoides* con ciclos de aprovechamiento o turnos de corta de 15 y 20 años, respectivamente. La encuesta consistió en estimar el rendimiento de las actividades requeridas (**Tabla 1**) durante el ciclo de aprovechamiento de una plantación. La misma se realizó por medio de visitas a campo y/o por teléfono y en algunos casos se obtuvo acceso a bases de datos de las empresas. El valor de la mano de obra fue asignado considerando el salario vigente a la fecha según el Ministerio de Trabajo y Seguridad Social (<http://www.mtss.go.cr/>) y el costo de los diferentes insumos por medio de visitas a diferentes establecimientos comerciales.

Sistema productivo	Ciclo de corta (años)	Producción madera (m ³ ha ⁻¹)	CER ha ⁻¹	Precio de la madera (US\$m ³)	Precio del CER (US\$)	Escenarios
<i>Vochysia guatemalensis</i>	15	397,4	389,2	53,2 y 75,2	6,4 y 10,0	Madera a US\$53,2 m ³ y a US\$75,2 m ³ Madera a US\$53,2 m ³ + PSA US\$890 ha ⁻¹ Madera a US\$75,2 m ³ + PSA US\$890 ha ⁻¹ Madera a US\$53,2 m ³ + CER a US\$6,4 Madera a US\$75,2 m ³ + CER a US\$10 CER a US\$6,4 y a CER a US\$10
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	20	287,2	386,1	107 y 146,6	6,4 y 10,0	Madera a US\$107 m ³ y a US\$146,6 m ³ Madera a US\$107 m ³ + PSA US\$890 ha ⁻¹ Madera a US\$146,6 m ³ + PSA US\$890 ha ⁻¹ Madera a US\$107 m ³ + CER a US\$6,4 Madera a US\$146,6 m ³ + CER a US\$10 CER a US\$6,4 y a CER a US\$10
Bosque secundario sin manejo	40	20	588,6	62,5	6,4 y 10,0	Madera a US\$62,5 m ³ PSA US\$64 ha ⁻¹ año ⁻¹ Madera a US\$62,5 m ³ + CER a US\$6,4 Madera a US\$62,5 m ³ + CER a US\$10 CER a US\$6,4 y a CER a US\$10
Bosque secundario con manejo	20	178,3	450,4	75,2	6,4 y 10,0	Madera a US\$75,2 m ³ PSA US\$64 ha ⁻¹ año ⁻¹ Madera a US\$72,5 m ³ + CER a US\$6,4 Madera a US\$72,5 m ³ + CER a US\$10 CER a US\$6,4 y a CER a US\$10

Tabla 1. Actividades necesarias para el establecimiento y manejo de plantaciones forestales de *Vochysia guatemalensis* e *Hieronyma alchorneoides* en Costa Rica y su costo, con turnos de rotación de 15 y 20 años, respectivamente y para el manejo del bosque secundario (cifras entre paréntesis y en negrita) con un turno de 20 años.

Los costos de la regeneración natural del bosque secundario para un periodo de 40 años se consideraron cero en este estudio; es decir, no se realizó ninguna actividad para su establecimiento y conservación. Sin embargo, se incluyó un costo mínimo en actividades de manejo dirigidas a incrementar el valor comercial (US\$65 ha⁻¹ en el año 10 y 20) y un costo fijo anual de US\$40 ha⁻¹ asociado a la tenencia de la tierra (costos de vigilancia, agua, electricidad, impuestos a bienes inmuebles, costos de las visitas del propietario, principalmente), que fue el valor promedio estimado a través de entrevistas a diferentes propietarios de fincas. Además se desarrolló un escenario de bosque secundario con un manejo más intensivo utilizando la técnica de franjas de enriquecimiento para un ciclo de aprovechamiento de 20 años. Con este sistema de establecimiento de un bosque secundario más productivo se propone limpiar franjas de 10 m de ancho con separaciones de 20 m que permiten plantar 250 árboles ha⁻¹ de *V. guatemalensis*. Se asumió una sobrevivencia del 90% y se proyecta hacer una extracción de 100 árboles en el año 10, otros 100 en el año 20, dejando 25 árboles remanentes como semilleros.

Producción de bienes y servicios

En plantaciones de *V. guatemalensis* y de *H. alchorneoides* la producción de madera en forma acumulada (cosecha final y tres raleos) se estimó en 397,4 y 287,2 m³ ha⁻¹, y con turnos de corta de 15 y 20 años, respectivamente (Solís y Moya 2004; Montero et al. 2007; Fonseca et al. 2011b). En el bosque secundario con un manejo mínimo se estima una producción de 20 m³ ha⁻¹ cada 40 años (Sánchez 1995; Fonseca 2006) y en bosque secundario con manejo intensivo se estiman 178,3 m³ ha⁻¹ en ciclos de corta de 20 años (Fonseca et al. 2011b).

Los certificados por reducción de emisiones de CO₂ (o CER, donde 1 CER = 1 tonelada métrica de CO₂ acumulado en forma de biomasa durante un ciclo de aprovechamiento) se estimaron en 389,2 CER ha⁻¹ en plantaciones de *V. guatemalensis*, 386,1 ha⁻¹ en *H. alchorneoides* (Fonseca et al. 2008; Fonseca et al. 2009; Fonseca et al. 2011a), 588,6 CER ha⁻¹ en bosques secundarios con manejo mínimo y 450,4 CER ha⁻¹ en bosques secundarios con manejo intensivo (Fonseca et al. 2008; Fonseca et al. 2009; Fonseca et al. 2011b) con ciclos de corta de 15, 20, 40 y 20 años, respectivamente.

Los escenarios de ingresos considerados fueron los siguientes:

a) En la regeneración natural: 1) venta de madera; 2) PSA; 3) venta de madera más CER; y 4) CER. El PSA es el pago por servicios ambientales (en US\$) que el país reconoce a los propietarios de bosque (natural o artificial, Costa Rica 2011) y se ejecuta a través de contratos con el Gobierno. El precio de la madera en el mercado según Paniagua y Salazar (2011) fue de US\$62,5 por m³ para bosques con manejo mínimo y US\$75,2 por m³ con manejo intensivo. Para el bosque natural sin ninguna actividad de manejo (protección de bosques) el Gobierno brinda al propietario del recurso el PSA. El precio de los CER fue de US\$6,4 y de US\$10 (Neeff et al. 2007; Hamilton et al. 2008; Neeff et al. 2009).

b) En plantaciones forestales: 1) venta de madera; 2) venta de madera más PSA; 3) venta de madera más CER; 4) CER. Se consideraron dos precios por venta de madera: US\$53,2 y US\$75,2 por m³ para *V. guatemalensis* y US\$107 y US\$146,6 por m³ para *H. alchorneoides* (Paniagua y Salazar 2011).

Se varió el precio en los CER y de la madera en plantación para ver el efecto del mismo en la rentabilidad de las inversiones. Para las plantaciones forestales, la Oficina Nacional Forestal brinda información para el precio promedio y un precio alto por metro cúbico de madera. El ingreso por PSA para el establecimiento y manejo de plantaciones forestales es de US\$980 ha⁻¹ distribuidos en cinco años (desembolsos de 50, 20, 15, 10 y 5% en el año 1, 2, 3, 4 y 5, respectivamente) y para la protección de bosques US\$64 ha⁻¹ año⁻¹ (Costa Rica 2011). La **Tabla 2** resume la información anterior sobre producción de bienes y servicios y escenarios considerados en este estudio.

Año	Mano de obra	Costos	Insumos	Costos
	Actividad	(US\$ ha ⁻¹)		(US\$ ha ⁻¹)
1	chapeas	218,5 (123,5)	árboles	314,3 (71,4)
	trazado-marcación	64,6 (16,2)	herbicida	8,8
	rodajea química	144,4	fertilizante	197,2 (49,3)
	hoyado	77,9 (19,5)		
	distribución material	20,9 (5,3)		
	fertilización	76 (19)		
	plantación y resiembra	87,7 (16,6)		
	poda deshija	19 (4,8)		
	desbejuca	19 (4,8)		
2	chapea manual	190 (47,5)		
	rodajea química	72,2	herbicida	4,4
3 y 6 4 y 8*	podas	57 (18)	herbicida	4,4
3,4 y 5	chapea manual	95 (23,8)		
1-15 1-20*	control de plagas	9,5	bolatón	2
3, 6 y 10 4, 8 y 12*	raleo	76 (12)	motosierra, combustible y aceite	48(4)
Servicios				
1	asistencia técnica	10,8 (1,6)		
2 - 15 2 - 20*	asistencia técnica	5,2 (1,6)		
1 - 15 1 - 20*	administración y vigilancia	6,5 (1,6)		
1 - 15 1 - 20*	gastos varios	150 (40)		
V. guatemalensis = Total ha⁻¹ = 4770,7 US\$				
H. alchorneoides = Total ha⁻¹ = 5626,7 US\$				
Bosque secundario manejado = Total ha⁻¹ = 1373,5 US\$				

*= años en que se ejecutan estas actividades para *H. alchorneoides* y para el bosque secundario.

Tabla 2. Producción de bienes y servicios en cuatro sistemas productivos y escenarios evaluados.

Análisis de las inversiones

Se determinó la eficiencia económica de las plantaciones forestales de las dos especies y la del bosque secundario y se los comparó frente a otras actividades productivas (piña, banano y ganadería, con una tasa mínima aceptable de descuento – TMA– del 3%). Se desarrolló un análisis de inversiones que utilizó el método del valor esperado por la tierra (VET). Según el VET, una inversión productiva en tierra (plantación forestal o regeneración natural) es aceptable desde el punto de vista económico si VET, como valor presente de un flujo de caja proyectando a futuro, resulta mayor o igual al precio de la tierra (Navarro 2006).

El VET fue de US\$5882 para terrenos bajo producción ganadera, US\$11765 para plantaciones forestales y US\$15686 ha⁻¹ para banano y piña, basándonos en los estudios de Pitacuar (2010) y Rodríguez (2010). Se simularon distintos tipos de inversionistas a través del uso de TMA reales de 3%, 6% y 9%. La tasa más baja simula un inversionista con liquidez cuyo costo de oportunidad del capital son los certificados a plazo, y la más alta a un inversionista sin liquidez que requiere de un crédito al 9% anual como máximo para poder invertir en ese uso de la tierra.

Para evaluar las inversiones en un contexto de multifuncionalidad a través del análisis de valores monetario y no monetario de los usos forestales frente a otros usos alternativos de la tierra, se utilizó el método de “elección simple de la mejor alternativa” (en inglés *simple beterness method*) (Rickard et al. 1967), que permite valorar los bienes de mercado (beneficios

monetarios) como los bienes públicos o intangibles (beneficios no monetarios) que no necesariamente tienen un precio en el mercado, y que generan bienestar a la sociedad (ver también Balvanera 2012 y Meave et al, 2012, en este número). Este método permite evaluar varias inversiones alternativas en el ámbito productivo monetario, y en el ámbito ambiental (índices de biodiversidad, de carbono, etc.). El análisis económico con este método nos permite llevar este estudio al ámbito económico ambiental para valorar por un lado la rentabilidad de varios usos alternativos de la tierra en términos monetario (interés privado), y por otro lado los servicios ambientales o bienes públicos de cada uno de estos usos de la tierra sin necesidad de monetizarlos. El método de elección simple de la mejor alternativa permite comparar en este estudio usos de la tierra como el bosque, plantaciones forestales, ganadería y cultivos de banano y piña de forma simultánea (**Fig. 4**), y contrapone el interés del inversionista (bienes privados medidos en un índice monetario en US\$ ha⁻¹) y la sociedad (bienes públicos medidos con un índice de algún servicio ambiental, en CER ha⁻¹).

Análisis económico productivo-ambiental

Se determinaron los beneficios marginales (para la sociedad) de tener más servicios ambientales, y los costos marginales (para el propietario) de reducir el valor de su inversión cuando se contrastan diferentes usos alternativos de la tierra. De la comparación entre el beneficio marginal y el costo marginal entre dos usos de la tierra se calculó el valor de compensación del servicio ambiental y los montos a compensar para desarrollar y/o mantener usos de la tierra forestales menos rentables, pero que brindan más servicios ambientales, en sitios donde existe un costo de oportunidad alto a favor de usos más competitivos de la tierra. Para este tipo de análisis se aplicó el método de "elección simple de la mejor alternativa" (Rickard et al. 1967) que permite calcular cuál sería el monto a compensar, sea como valor presente neto o como anualidad, para que una actividad productiva que no es competitiva con otro uso de la tierra pueda ser compensada para que se mantenga en el paisaje sin que el inversionista pierda o reduzca el valor de mercado de su activo, en este caso la tierra.

Resultados

Costos de las plantaciones y bosque secundario

El análisis de las inversiones se realizó en función de la estructura de costos e ingresos para el establecimiento y manejo de plantaciones forestales, por un lado, y una aproximación para el bosque secundario con y sin manejo, por otro. Las diferentes actividades identificadas y su costo por hectárea aparecen en la **Tabla 1**. Para las plantaciones de *V. guatemalensis* se estimó un costo total de US\$4770,7 ha⁻¹ y para las de *H. alchorneoides* de US\$5626,7 ha⁻¹, mientras que para el bosque secundario sin manejo se estimó un costo total de US\$1730 ha⁻¹. Los costos asociados al manejo del bosque secundario con manejo intensivo ascienden a US\$1373,5 ha⁻¹, aproximadamente el 27% de la inversión requerida para una plantación pura (plantación de cualquier especie, con una densidad inicial de aproximadamente 1000 árboles ha⁻¹). En las plantaciones y en el bosque secundario, uno de los rubros más altos es el correspondiente a los gastos varios (agua, electricidad, teléfono, transporte y alimentación, entre otros) debidos a la tenencia de la propiedad.

Ingresos por venta de madera, de CER y pago por servicios ambientales

Los ingresos estimados por la venta de la madera al precio más bajo superaron los US\$21142 ha⁻¹ en *V. guatemalensis* y US\$30730 ha⁻¹ en *H. alchorneoides* a los 15 y 20 años, respectivamente. El bosque secundario con manejo mínimo genera un ingreso por la venta de la madera de US\$1250 ha⁻¹ a los 40 años y de US\$13408 ha⁻¹ con manejo intensivo a los 20 años. Los ingresos por CER y por PSA se presentan en la **Tabla 3**.

Ecosistema	Madera (m ³ /ha)	CER	Ingresos por		
			madera	CER	PSA
<i>V. guatemalensis</i>	397,4	389,2	29884,5 21141,7	2490,9	980,0
<i>H. alchorneoides</i>	287,2	386,1	42103,5 30730,4	2471,0	980,0
losBosque secundario con manejo mínimo	20	588,6	1250,0	3767,0	2400,0
Bosque secundario con manejo intensivo	178,3	450,4	13408,2	2882,6	0,0

Tabla 3. Ingresos estimados por la producción de bienes y servicios ambientales en las plantaciones de *V. guatemalensis* y *H. alchorneoides* y por el bosque secundario con manejo mínimo y el bosque secundario con manejo intensivo en Costa Rica, en ciclos de rotación de 15, 20, 40 y 20 años respectivamente. Se consideró el valor del CER del CO₂ en US\$6,4.

Eficiencia económica (renta neta)

A medida que aumenta el precio de la madera, mayores son las posibilidades de establecer plantaciones en suelos de mayor valor. El análisis del VET revela que una TMA del 9% representa una carga financiera fuerte que afecta negativamente la rentabilidad de las inversiones, permitiendo su establecimiento solo en tierras marginales, razón por la cual no será considerada de aquí en adelante. Los proyectos con ingresos sólo por CER no son una actividad competitiva en ningún tipo de tierra (**Figs. 1a, 2a y 3a**). La combinación de la venta de la madera más el PSA, o de la madera más el ingreso por CER, aumenta la rentabilidad de la inversión independientemente del valor de la tierra (**Figs. 1bc, 2bc y 3bc**).

Una TMA baja (3%) favorece el establecimiento de plantaciones en todo tipo de terrenos y en la mayoría de los escenarios previstos, excepto cuando se trata de actividades de protección que reciben un ingreso único por almacenamiento de carbono. Para *V. guatemalensis* con TMA del 6% son rentables los proyectos en todo tipo de tierras cuando se tienen ingresos por madera a cualquier precio más el aporte de los créditos de carbono, madera más el PSA o por solo madera a precio alto (**Fig. 1**). Con *H. alchorneoides* (**Fig. 2**) y una TMA del 6% los proyectos son financieramente aceptables cuando se tienen ingresos por madera a precio alto (US\$146,6 por m³) más el aporte de los créditos de carbono, madera más el PSA o por solo madera a precio alto.

La regeneración natural sin manejo no resulta una actividad rentable o competitiva para los propietarios de tierra, contrariamente a lo que ocurre bajo la propuesta de manejo por medio de franjas de enriquecimiento. Con una TMA de 3% se puede restaurar en todo tipo de tierras si se perciben ingresos por madera, o madera más CER. Con una TMA de 6% solo es posible cuando el bosque es manejado y se perciben ingresos por madera más CER (**Fig. 3**).

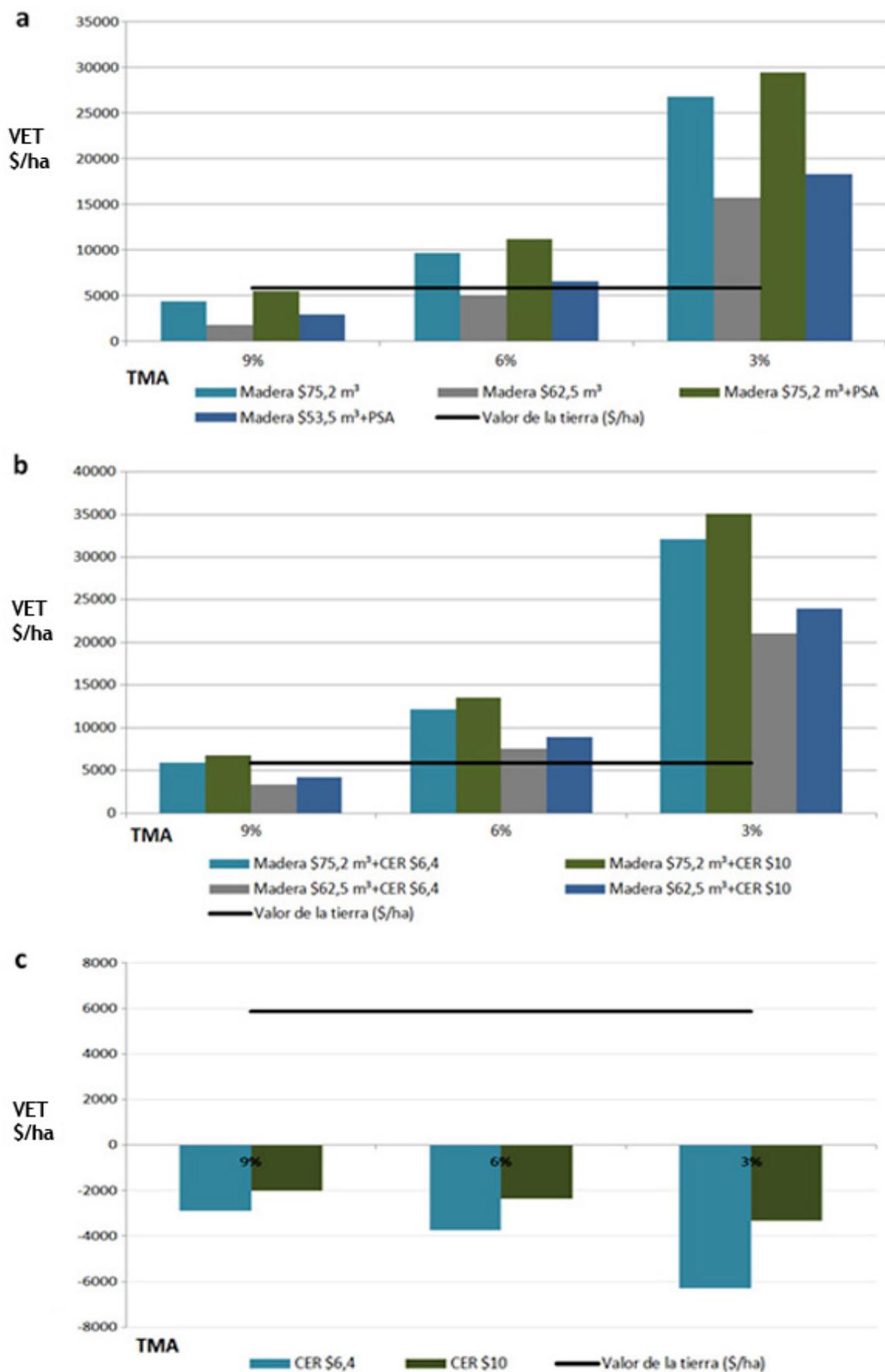


Figura 1. Valor esperado de la tierra bajo diferentes escenarios en *Vochysia guatemalensis*. **a)** ingresos por venta de madera y madera más PSA, **b)** ingresos por venta de madera más CER, **c)** ingresos por CER.

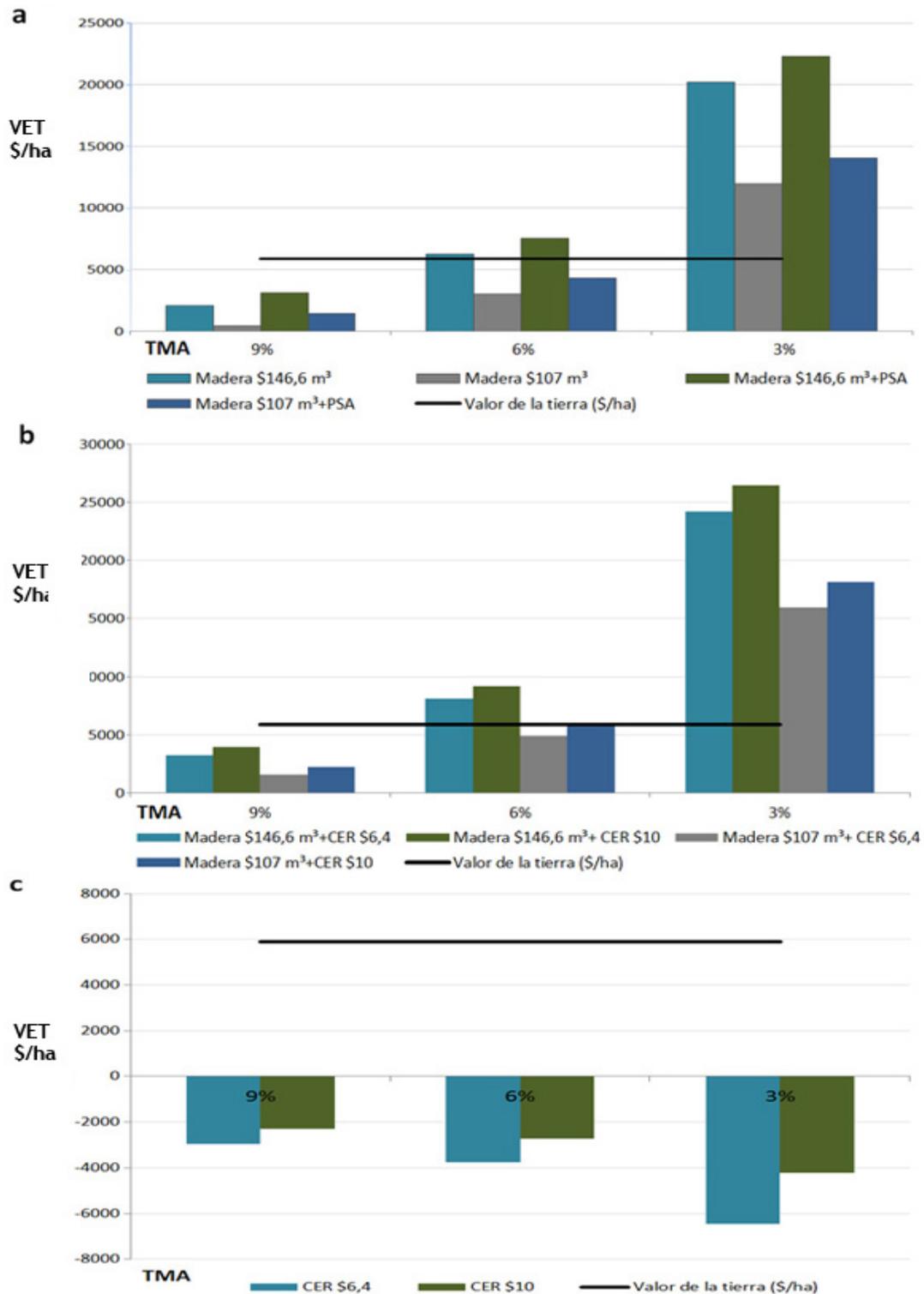


Figura 2. Valor esperado de la tierra bajo diferentes escenarios en *Hieronyma alchorneoides*. **a)** ingresos por venta de madera y madera más PSA, **b)** ingresos por venta de madera más CER, **c)** ingresos por CER.

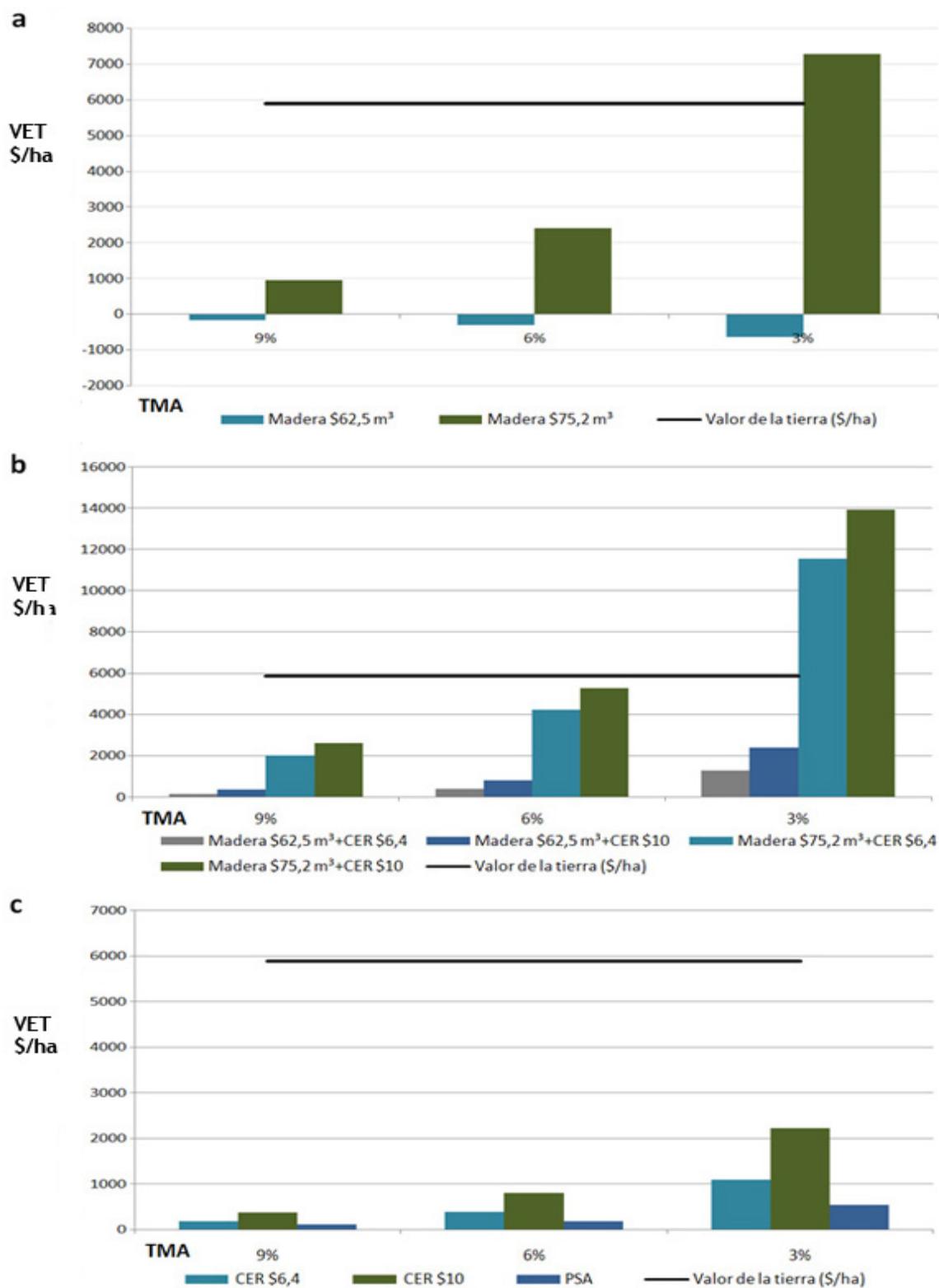


Figura 3. Valor esperado de la tierra bajo diferentes escenarios en bosque secundario. **a)** ingresos por venta de madera, **b)** ingresos por venta de madera más CER, **c)** ingresos por CER y por PSA. El precio de venta más bajo de la madera corresponde al bosque con manejo mínimo.

Análisis económico productivo-ambiental

Los resultados del análisis de inversiones utilizando el VET al 3% muestran que el cultivo de piña es la actividad más rentable junto con el cultivo de banano, constituyéndose en opciones atractivas de uso del suelo; seguida por las plantaciones forestales de *V. guatemalensis* e *H. alchorneoides*, bosque secundario manejado, la ganadería; y finaliza con el bosque con PSA.

En relación al carbono, el uso de la tierra o actividad productiva que almacena más carbono es el bosque secundario sin manejo (solo PSA), seguido por el bosque secundario con manejo, las plantaciones forestales y en menor cantidad el banano, piña y la ganadería.

Para ilustrar con más detalle los resultados antes mencionados en la **Figura 4** se presenta el método “elección simple de la mejor alternativa” (Rickard et al. 1967); en la escala de la derecha se representa la rentabilidad (en US\$ ha⁻¹) de cada sistema productivo, y en la escala de la izquierda el carbono almacenado (CER ha⁻¹) en cada uso de la tierra. Tomando como ejemplo la diferencia en rentabilidad de la plantación forestal de *V. guatemalensis* y el banano, tiene una diferencia de rentabilidad de US\$ 994 ha⁻¹ a favor del uso banano. Sin embargo, la plantación forestal de *V. guatemalensis* tiene una diferencia de 317 CER ha⁻¹ más que el cultivo del banano. Es decir, si un finquero quisiera pasar el cultivo de banano a plantación forestal de *V. guatemalensis* tendría un costo marginal de US\$994 ha⁻¹ en valor presente a cambio de un *beneficio marginal* de 317 CER ha⁻¹. Podríamos decir que el precio neto del CER en valor presente debería ser de US\$3,13 para que el finquero fuese indiferente entre la plantación forestal y el banano en el ámbito de rentabilidad. Sin embargo, la plantación sería el uso preferido por brindar un beneficio adicional fijando y almacenando carbono.

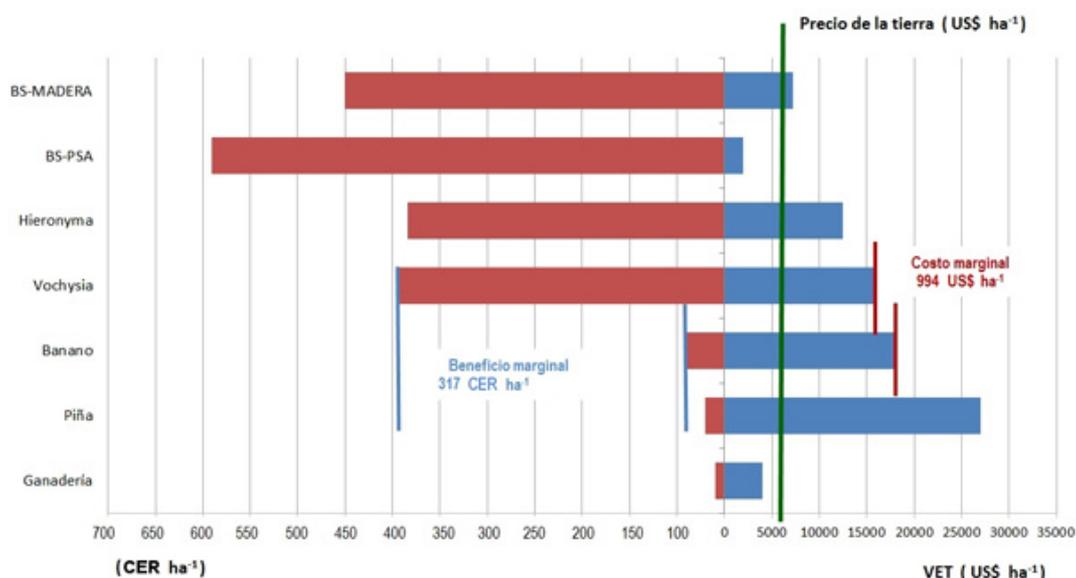


Figura 4. Relación rentabilidad (US\$ ha⁻¹ al 3%) y almacenamiento de carbono (CER ha⁻¹) para siete actividades productivas de la tierra en la región Caribe de Costa Rica.

El método “elección simple de la mejor alternativa” nos permite de una manera sencilla determinar el monto a compensar como PSA o CER para generar la acción deseada en función de maximizar los usos de la tierras forestales. La diferencia de US\$944 ha⁻¹ entre la rentabilidad del banano y la plantación de *V. guatemalensis*, puede abonarse como un pago único por la captura de carbono brindada a la sociedad en esa hectárea a perpetuidad, o bien puede pagarse anualmente un monto de US\$29,82 ha⁻¹ año⁻¹ de PSA. Con la **Figura 4** se pueden hacer los ejercicios de elección simple entre los demás usos de la tierra y calcular los montos a compensar que podrían eventualmente pagarse en condiciones de costo de oportunidad real de un inmueble a otro.

Restauración forestal frente a actividades agropecuarias

Al comparar la relación de rentabilidad y la provisión del servicio ambiental (almacenamiento de carbono) para siete actividades productivas de la tierra (**Fig. 4**), se observa cómo el cultivo de piña y de banano, que se ubican en terrenos aptos para todo tipo de cultivos, generan rentabilidades tan altas que el PSA o los CER tendrían que generar ingresos entre US\$790 a US\$1185 ha⁻¹ año⁻¹ y de 1164 a US\$1600 para que las plantaciones forestales y el bosque secundario, respectivamente, puedan competir con estos usos de la tierra.

La ganadería, asumiendo que se desarrolla en terrenos con aptitud para cultivos semipermanentes o permanentes, es menos rentable que las plantaciones forestales, por lo que cualquier monto de PSA o CER puede hacer a las plantaciones forestales más competitivas, y sobre todo, apoyar el problema de flujo de caja que estas tienen durante el horizonte de inversión. El PSA o los CER tendrán mayor impacto en bosques secundarios, pero sus montos deberían estar en un rango de US\$134 a US\$373 ha⁻¹ año⁻¹ para poder ser usos competitivos de la tierra.

Discusión

Los bosques y las plantaciones se deben promover en terrenos de capacidad de uso no mecanizables o de capacidad de uso IV en adelante, que son tierras que presentan fuertes limitaciones que restringen su uso a vegetación semipermanente y permanente como ganadería, frutales y producción forestal (Costa Rica 1994), donde el uso de la tierra alternativo es únicamente la ganadería. Los bosques y las plantaciones pueden también promoverse en terrenos mecanizables que no tienen condiciones favorables de acceso al mercado.

Para convertir terrenos de uso agrícola a uso forestal en las áreas donde el VET del uso alternativo de la tierra es mayor al VET de uso forestal bajo producción madera y almacenamiento de carbono, se requiere que el monto del PSA o del CER tenga una base que al menos compense el costo de oportunidad del uso alternativo de la tierra (que es principalmente ganadería). En los lugares donde el VET del uso forestal es mayor que el VET del uso alternativo de la tierra, el valor del CER debe definirse únicamente en el mercado de carbono. Este análisis ayuda a definir las zonas para desarrollar programas de PSA y de carbono; es decir, deben ser zonas en donde los usos eficientes en fijación de carbono puedan competir razonablemente con usos alternos en el contexto de un programa de PSA.

Las plantaciones de *V. guatemalensis* son la mejor opción para la restauración forestal de las estudiadas en este trabajo. Ello se debe, en primer lugar, a su valor y corto ciclo de rotación que permite al propietario un retorno de la inversión aceptable y en menor tiempo. Las plantaciones de *V. guatemalensis* ofrecen un VET más alto, por lo cual es posible establecer plantaciones en un mayor rango de calidades de tierra, y hasta bajo condiciones de TMA altas (9%). Adicionalmente, es una especie con mayor mercado para sus productos y por sus características silviculturales se adapta a gran variedad de sitios (Solís y Moya 2004). La segunda y tercera opción corresponde a la regeneración con manejo intensivo y a *H. alchorneoides*, respectivamente. La regeneración sin manejo, por lo explicado anteriormente, se descarta como una actividad forestal económicamente rentable para la restauración de sitios desprovistos de bosque en la zona de estudio.

En el área de estudio existen 92793 ha con potencial para fomentar usos forestales para producción de madera así como para la captura y almacenamiento de carbono en terrenos no mecanizables. Los PSA y los CERs pueden ofertarse de acuerdo al valor de los usos alternativos inmediatos con la metodología discutida. El método de “escogencia simple de la mejor alternativa” es una herramienta sencilla que nos permite considerar los montos de PSA y precios CER para mantener los usos forestales de forma competitiva en un paisaje.

Los escenarios que hacen rentables las inversiones forestales son aquellos donde la producción de carbono y madera son complementarias y no excluyentes, en un contexto de tasa de descuento (TMA) real bajas (3 a 6%) que representan inversionistas con liquidez o con posibilidades de acceso a créditos eficientes, o bien condiciones macroeconómicas estables para los inversionistas (bajo riesgo país, seguridad jurídica de la inversión, y un mercado de capitales eficiente y accesible). Estas condiciones hacen competitivos los usos de la tierra forestales evaluados en este estudio en relación a usos de la tierra como la ganadería.

Los usos de la tierra agrícola como piña y banano por sus condiciones de accesibilidad a mercados de insumos y sus productos, así como condiciones de sitio no deberían ser considerados usos alternativos a los forestales porque se ubican en el paisaje en lugares diferentes. Sobre este último punto, en una revisión sobre rentabilidad de diferentes actividades, Chomitz (2006), concluye que en los sitios donde las condiciones son aptas para actividades agrícolas, la deforestación es recompensada con altos ingresos por hectárea. Éste es el caso de la zona Caribe de Costa Rica, donde el cultivo de banano, piña, plantas ornamentales y otros de elevado valor en el mercado internacional generan ingresos elevados y en un tiempo corto, limitando así los procesos de restauración forestal.

La regeneración natural del bosque secundario sin manejo no es una actividad económicamente atractiva para los propietarios de la tierra. Esto puede explicarse por varias razones: a) aunque tienen un incremento acelerado en volumen o biomasa (Fonseca 2006; Fonseca et al. 2008; Fonseca et al. 2011b), los bosques secundarios en regeneración incluyen muchas especies sin valor comercial para aserrío (Emrich et al. 2000), alcanzando en el mejor de los casos un valor promedio en el mercado de 62,5 US\$/m³, que al cabo de un ciclo de 40 años constituye un ingreso muy bajo (Paniagua y Salazar 2011); b) los costos asociados a la tenencia de la tierra son altos y se distribuyen anualmente, c) los ingresos por bienes y servicios que genera son bajos y un alto porcentaje de ellos se produce al final de ciclos largos de aprovechamiento y d) es una actividad a largo plazo si se compara con plantaciones forestales con ciclos de corta de 15 años o menos.

Otros inconvenientes para restaurar sitios por medio de sucesión natural sin manejo son: a) el bajo precio de los CER en los mercados de carbono (Neeff et al. 2009; Hamilton et al. 2009), b) diversas barreras (citadas en la introducción) limitan la participación del sector forestal en los mercados de carbono (Salinas y Hernández 2008; Merger 2008; Basu 2009). Esta situación hace poco probable que un propietario destine toda o parte de su finca a la restauración por medio de la sucesión natural. La única posibilidad, en el caso de Costa Rica, es que los terrenos hayan sido abandonados con anterioridad, ya que

no se permite el cambio de uso según la Ley Forestal N° 7575 (Costa Rica 1996) o se trate de inversión extranjera. En este caso se compran propiedades y se abandonan, lo que ha originado pérdida de empleo rural y un desplazamiento de mano de obra. Según Sancho y Pratt (1999), los bosques naturales son una inversión rentable si los CER tienen un precio superior a US\$20 o si el precio del carbono cubre el costo de oportunidad de la tierra y esto implica alrededor de US\$30 por CER. Bajo estas circunstancias, la opción de manejar el bosque secundario de tal manera que logre producir más madera en ciclos más cortos, y que al mismo tiempo provea a la sociedad otros servicios ambientales, se convierte en una posibilidad para mejorar la rentabilidad de las actividades de restauración forestal (ver también Balvanera 2012, en este número). Cabe destacar que tanto los bosques secundarios como las plantaciones, al recibir ingresos por el PSA o por CER, mejoran sustancialmente su flujo de caja, con lo cual aumentan las posibilidades de restauración forestal.

Agradecimientos

Deseamos expresar nuestro más sincero agradecimiento a los Ing. Johan Montero Duarte y Henry Toruno Gutiérrez, funcionarios del Instituto de Investigación y Servicios Forestales de la Universidad Nacional de Costa Rica, por apoyo en la recolección de información de campo. Este trabajo ha sido financiado por la Universidad Nacional de Costa Rica, el Ministerio de Ciencia y Tecnología de Costa Rica y gracias al apoyo de la empresa privada.

Referencias

- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1): 136-147.
- Basu, P. 2009. A green investment. If growing forests in India can generate lucrative carbon credits, then why isn't everyone planting trees? News Feature. *Nature* 457(8):144-146.
- Bonan, G.B. 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320 (5882):1444-1449.
- Costa Rica 1994. Decreto N° 23214-MAG-MIRENEM, Metodología para la determinación de la capacidad de uso de las tierras de Costa Rica. *Gaceta* n° 107 del 06/06/1994.
- Costa Rica 1996. *Ley Forestal n° 7575, de la Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica*, Gaceta n° 72, del 17/04/1996. Disponible en: <http://www.tramites.go.cr/manual/espanol/legislacion/7575.pdf>
- Costa Rica 2011. *Decreto Ejecutivo n° 36935-MINAET*. Pago de servicios ambientales para el año 2012. Gaceta n° 15 del 20/01/2012. Disponible en: http://www.gaceta.go.cr/pub/2012/01/20/COMP_20_01_2012.html
- Chomitz, K.M. 2006. At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction, and Environment in the Tropical Forests. The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank, Washington DC, USA. Doi:10.1596/978-0-8213-6735-3.
- Emrich, A., Pokorny, B., Sepp, C. 2000. *Investigación de los bosques: Importancia del manejo de los bosques secundarios para la política de desarrollo bosques tropicales*. ECO – Society for socio-ecological programme consultancy Anette Emrich. 98 p + anexos. Eschborn. Alemania.
- Fonseca, W. 2006. Estimación de tasas de crecimiento en tierras de pastos degradados en el Pacífico Central de Costa Rica. 48 p + anexos. FONAFIFO-MINAE. San José, Costa Rica,
- Fonseca, W., Alice, F., Montero, J., Toruño, H., Leblanc, H. 2008. Acumulación de biomasa y carbono en bosques secundarios y en plantaciones forestales de *Vochysia guatemalensis* e *Hieronyma alchorneoides* en el Caribe de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 46:57-63.
- Fonseca, W., Alice, F., Rey Benayas, J.M. 2009. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque* 30(1):36-47.
- Fonseca, W., Alice, F., Rey Benayas, J.M. 2011a. Carbon accumulation in aboveground and belowground biomass and soil of different age forest plantations in the humid tropical lowlands of Costa Rica. *New Forest*. DOI 10.1007/s11056-011-9273-9.
- Fonseca, W., Rey Benayas, J.M., Alice, F. 2011b. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 262:1400-1408.

Hamilton, K., Sjardin, M., Marcello, T., Xu, G. 2008. *Forging a frontier: State of the voluntary carbon markets 2008*. Ecosystem Marketplace and New Carbon Finance. Washintong D.C. USA.

Hamilton, K., Sjardin, M., Shapiro, A., Marcello, T. 2009. *Fortifying the foundation: State of the voluntary carbon markets 2009*. Ecosystem Marketplace and New Carbon Finance. Washintong D.C. USA.

Holdridge, L. 1967. *Life Zone Ecology*. 82 p. Centro Científico Tropical. San José, Costa Rica,

ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica). 2004. *Atlas digital de Costa Rica*. Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Escuela de Ingeniería Forestal, Cartago, Costa Rica.

Liu, H., Zhao Lu, P., Si Wang, L., Biao Lin, Y., Quan Rao, X. 2008. Greenhouse gas fluxes from soils of different land-use types in a hilly area of South China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124(1-2):125-135.

Meave, J.A., Romero-Romero, M.A., Salas-Morales, S.H., Pérez-García, E.A., Gallardo-Cruz, J.A. 2012. Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21(1):000-000.

Mena, M. 2010. *Clima de Costa Rica, Vertiente del Caribe*. Instituto Meteorológico Nacional. San José. Costa Rica. Disponible en: http://www.imn.ac.cr/educacion/climacr/vertient_caribe.html.

Merger, E. 2008. *Forestry Carbon Standards 2008 - A comparison of the leading standards in the voluntary carbon market and the state of climate forestation projects*. Carbon Positive - <http://www.carbonpositive.net/>. November 2008. Copyright 2008 by Eduard Merger. Disponible en: <http://www.carbonfix.info/chameleon/outbox/public/55/Forestry-Carbon-Standards-Canterbury-University-Eduard-Merger-2008.pdf>

MIDEPLAN 2007. *Índice de desarrollo social 2007*. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica, Área de Análisis del Desarrollo. San José, Costa Rica. 132 p. ISBN 978-9977-73-026-4. Disponible en: <http://dc213.4shared.com/doc/vC1ZGuxb/preview.html>

MIDEPLAN 2008a. *Capacidad de uso del suelo por región*. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica, Área de Análisis del Desarrollo. San José, Costa Rica.

MIDEPLAN 2008b. *Nivel educativo de la población*. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica, San José, Costa Rica.

MIDEPLAN 2009. *Costa Rica: Estadísticas regionales 2001-2008*. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica, San José Costa Rica, 108 p. ISBN: 978-9977-73-037-0. 2012. Disponible en: <http://documentos.mideplan.go.cr/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/5db001fc-f306-4177-af24-4f4b2a975183/Costa-Rica-Estadisticas-Regionales-2001-2008.pdf>

MIDEPLAN 2010. *Plan Nacional de Desarrollo 2011-2014 "María Teresa Obregón Zamora"*. 235 p. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica, San José, Costa Rica. ISBN: 978-9977-73-056-1 Disponible en: <http://www.mideplan.go.cr/index.php/el-plan-nacional-de-desarrollo/114/822>

MINAET 2009. *Segunda Comunicación a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. 206 p. Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones. San José, Costa Rica.

MINAET/FONAFIFO 2010. *Propuesta para la preparación de Readiness R-PP Costa Rica*. Presentado a Forest Carbon Partnership Facility (FCPF). 156 p. Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones San José, Costa Rica. Disponible en: http://www.ing-agronomos.or.cr/archivos/RPP_Costa_Rica_6-9-10.jpg

Montero, M., De los Santos, H., Kanninen, M. 2007. *Hieronyma alchorneoides: Ecología y silvicultura en Costa Rica*. Serie técnica/Informe técnico n° 354. 50 p. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Navarro, G. 2006. *Análisis económico del impacto de las restricciones técnicas y legales sobre la rentabilidad del manejo bosques naturales y su competitividad respecto a otros usos de la tierra en Costa Rica*. 51 p. Proyecto Fortalecimiento Institucional para la Ejecución de la Estrategia Nacional de Control de la Tala Ilegal de Recursos Forestales en Costa Rica SINAC-FAO- TCP/COS/3003. San José, Costa Rica.

Neeff, T., Ashford, L., Calvert, J., Davey, C., Durbin, J., Ebeling, J., Herrera, T., Janson-Smith, T., Lazo, B. 2009. *The forest carbon offsetting survey 2009*. 33 p. EcoSecurities Dublin, Ireland. Disponible en: <http://www.ecosecurities.com/Registered/ECOForestrySurvey2009.pdf>

Neeff, T., Eichler, L., Deecke, I., Fehse, J. 2007. *Actualización sobre los mercados para compensaciones forestales para la mitigación del cambio climático*. Serie técnica. Manual técnico / CATIE; n° 77. 42 p. CATIE. Turrialba, Costa Rica, ISBN 978-9977-57-449-3.

Paniagua, R., Salazar, G. 2011. *Precios de la Madera en Costa Rica 2011 y tendencias de las principales especies comercializadas*. 13 p. Oficina Nacional Forestal. San José, Costa Rica.

Pitacuar, M. L. 2010. *Análisis económico para entender la forma en que se asignan los bosques y otros usos de la tierra en el Corredor Biológico San Juan La Selva, Costa Rica*. 109 p. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica,

Rey-Benayas, J.M., Navarro, J., Espigares, T., Nicolau, J.M., Zavala, M.A. 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *Forest Ecology and Management* 212(1-3):302-214.

Rickard, W; Hughes, J; Newport, C. 1967. *Economic evaluation an choice in old growth douglas fir landscape management*. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Forest Service Research Paper PNW49. 33 p. US Department of Agriculture. Washington D.C., USA.

Rodríguez, C. A. 2010. *Análisis económico de dos esquemas de comercialización de madera en pie para plantaciones forestales en la región atlántico Norte de Costa Rica*. Tesis Mag. Sc. 135 p. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Salinas, Z., Hernández, P. 2008. *Guía para el diseño de Proyectos MDL forestales y de bioenergía*. Serie Técnica. Manual Técnico/CATIE; no. 83. 171 p. CATIE. Turrialba, Costa Rica. ISBN 978-9977-57-461-5.

Sánchez, M. 1995. *Estudio de crecimiento y rendimiento en un bosque secundario y su aplicación a la elaboración de un plan de manejo, San Isidro. Costa Rica*. Tesis Mag. Sc. 132 p. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Sancho, F., Pratt, L. 1999. *Estimación del costo marginal de los servicios de fijación de carbono en Costa Rica*. 31 p. CEN 704. Centro Latinoamericano para la Competitividad y el Desarrollo Sostenible -CLACDS- INCAE. Alajuela. Costa Rica.

Solís, M., Moya, R. 2004. *Vochysia guatemalensis en Costa Rica*. 100 p. Fondo Nacional de Financiamiento Forestal. Ministerio de Energía y Minas. San José, Costa Rica. Disponible en: http://www.fonafifo.com/text_files/proyectos/ManualVochysia.pdf

van Bodegom, A.J., Van den Berg, Y., Van der Meer, P. 2008. *Forest plantations for sustainable production in the tropics*. Wageningen University and Research Centre, The Netherlands. ISBN 978-90-8585-231-5.

Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo

M. González-Espinosa ¹, J.A. Meave ², N. Ramírez-Marcial ¹, T. Toledo-Aceves ³, F.G. Lorea-Hernández ⁴, G. Ibarra-Manríquez ⁵

(1) Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, Área de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Apartado Postal 63, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

(2) Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad 3000, Circuito Exterior s/n, 04510 México, Distrito Federal, México.

(3) Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63, 91070 Xalapa, Veracruz, México.

(4) Red de Biodiversidad y Sistemática, Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63, 91070 Xalapa, Veracruz, México.

(5) Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Colonia Ex-Hacienda de San José de La Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

➤ Recibido el 10 de enero de 2012, aceptado el 12 de marzo de 2012.

González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. (2012). Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21(1-2):36-54.

El bosque de niebla de México, formación vegetal ampliamente conocida en este país como bosque mesófilo de montaña, incluye una variedad de asociaciones que ocupan aproximadamente 1% del territorio nacional. Por su distribución fragmentaria en las partes media y alta de las serranías húmedas (principalmente, pero no de manera continua entre 1500 y 2500 m de altitud), su compleja historia biogeográfica y su contacto con muchos otros tipos de vegetación, este bosque incluye al menos 10% de las plantas vasculares de la flora mexicana (alrededor de 27 000 especies). Recientemente se ha estimado que de un total de 762 especies arbóreas que prosperan en estos bosques, al menos 60% están en alguna categoría de amenaza de acuerdo con los criterios de la UICN (23% Vulnerable, 27% En Peligro y 11% En Peligro Crítico). Las tendencias actuales de crecimiento poblacional, de cambio de uso del suelo y el cambio climático mundial exigen acciones de conservación y restauración para revertir sus efectos. El modelo convencional de conservación consistente en establecer áreas naturales protegidas puede ser viable y todavía necesario en algunas áreas para conservar la integridad de los bosques de niebla en su conjunto. Sin embargo, en la mayor parte de su distribución se requiere de estrategias novedosas de restauración que logren conciliar su aprovechamiento sustentable y el bienestar de sus pobladores con la conservación del extraordinario patrimonio natural que representan para México y el mundo.

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, categorías de riesgo, Lauraceae, *Quercus*, Rubiaceae, UICN

González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. (2012). Cloud forests of Mexico: conservation and restoration of their tree component. *Ecosistemas* 21(1-2):36-54.

The cloud forest of Mexico, a plant formation widely known in this country as mesophyllous montane forest (*bosque mesófilo de montaña*), comprises a diverse array of plant associations that collectively occupy nearly 1% of the national territory. Because of its fragmented distribution at mid- and high elevations of the humid mountain ranges (mostly but not continuously between 1500 and 2500 m altitude), its complex biogeographic history, and its adjacency with many other vegetation types, Mexican cloud forests host at least 10% of the country's vascular plant flora, estimated at around 27 000 species. A recent appraisal showed that of a total of 762 tree species that thrive in these forests, at least 60% are in one of the various threat categories defined by the IUCN (23% Vulnerable, 27% Endangered, and 11% Critically Endangered). Current trends of population growth, land use/land cover change, and global climate change demand conservation and restoration actions to help revert their effects. The conventional conservation model consisting in the establishment of natural protected areas may be viable and still necessary in some areas to preserve the integrity of cloud forests as a whole. Nevertheless, novel restoration strategies are needed across most of its original range that are capable of reconciling the sustainable exploitation of these forests and the well-being of their inhabitants with the conservation of the extraordinary natural heritage that these forests signify for Mexico and the world.

Keywords: mesophyllous montane forest, risk categories, Lauraceae, *Quercus*, Rubiaceae, IUCN

Introducción

Los bosques de niebla (BN) de México constituyen uno de los ecosistemas con mayor biodiversidad y capacidad de provisión de recursos hídricos (**Fig. 1**). Paradójicamente, estos bosques se consideran como el ecosistema terrestre más amenazado a nivel nacional. Debido a cambios de uso del suelo y los efectos derivados del cambio climático global, se les asigna una alta prioridad para su conservación y la promoción del desarrollo sustentable en áreas aledañas (Aldrich et al. 1997; CONABIO 2010; Toledo-Aceves et al. 2011; Calderón Aguilera et al. 2012). En México se han aplicado numerosos nombres a los bosques de niebla, destacando el de 'bosque mesófilo de montaña' (Rzedowski 1978; véase una revisión reciente en Villaseñor 2010). Este tipo de bosque se asocia a una estacionalidad pluvial poco marcada, una presencia frecuente de neblina al nivel de la vegetación y la ausencia de heladas en su interior. Aunque ocupa sólo 0.5-1.0% del territorio mexicano, se trata del ecosistema con la mayor densidad de especies de flora y fauna en México (Challenger 1998). Su distribución actual es marcadamente residual, no sólo por razones de su historia biogeográfica, sino en gran medida por el reciente cambio de uso del suelo para la agricultura de cultivos anuales o plantaciones de café. Estudios recientes sobre su componente arbóreo señalan, quizá de manera conservadora, que al menos 60% de sus especies enfrentan algún grado de amenaza (González-Espinosa et al. 2011). En este trabajo se presenta una breve revisión sobre la distribución, composición florística, estructura, amenazas regionales y globales, potencial de conservación y acciones de restauración de los BN de México, concentrándonos en su componente arbóreo. El espacio disponible no permite tratar los temas con gran detalle y, por tanto, se ha privilegiado el criterio de abordar aquellos que puedan motivar más interés y nuevos estudios sobre este ecosistema.

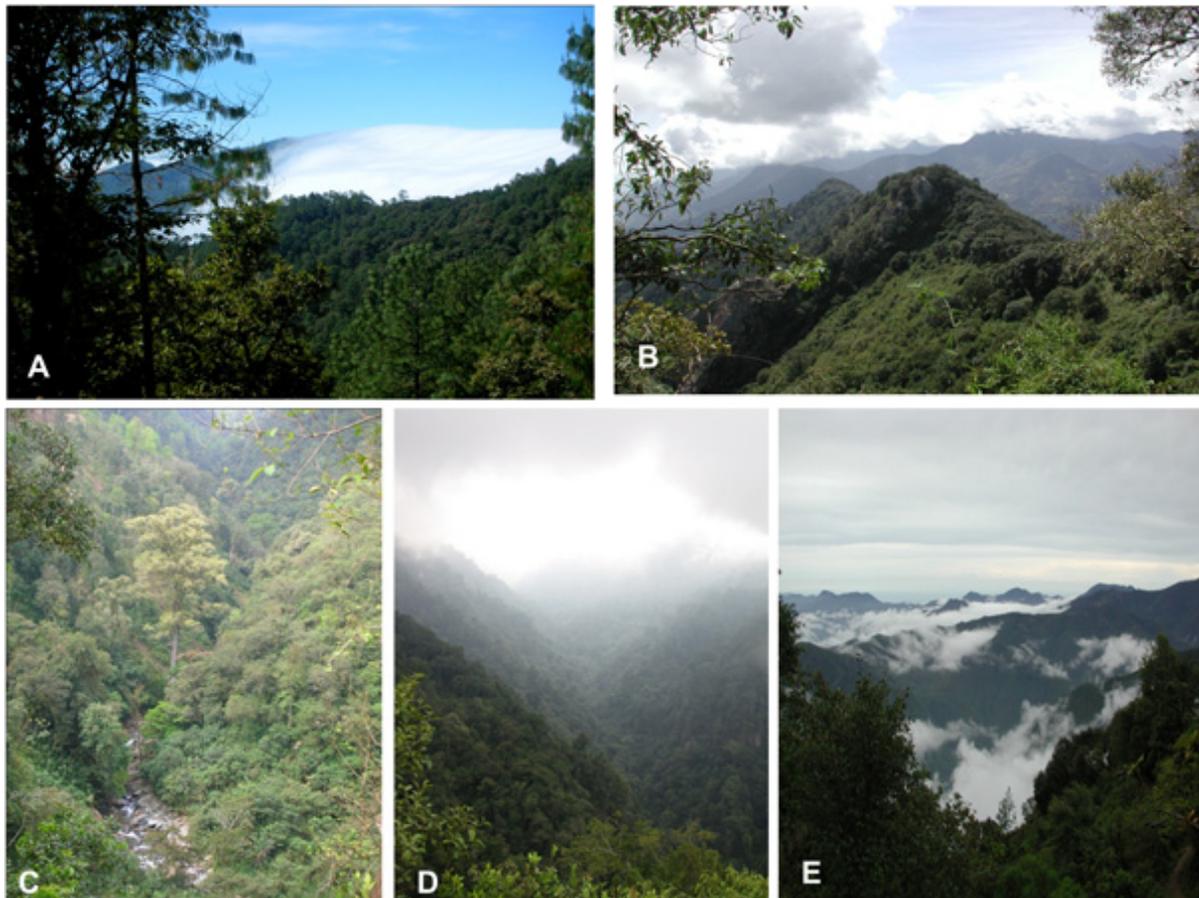


Figura 1. Bosques de niebla de México en buen estado de conservación. **(A)** Cimas cubiertas de nubes en la región de La Chinantla, estado de Oaxaca, una de las áreas que reciben mayor cantidad de lluvia en el país (aprox. 5,500 mm). En primer plano se aprecian algunas copas de pinos, especies que predominan en áreas perturbadas o en los bosques de coníferas que se ubican en la sombra orográfica de la serranía. Foto: Jorge A. Meave. **(B)** Cimas y pendientes abruptas en Teipán, estado de Oaxaca. Foto: Nancy Mejía-Domínguez. **(C)** Cañada en La Chinantla (Oaxaca) con un árbol de *Ulmus mexicana* de alrededor de 60 m de altura con follaje verde claro recientemente formado. Foto: Jorge A. Meave. **(D)** Cañada profunda en el ejido San Pedro Buenavista, estado de Veracruz. Foto: Tarín Toledo-Aceves. **(E)** Nubes sobre cañadas y laderas en Teipán (Oaxaca). Foto: Nancy Mejía-Domínguez.

Distribución de los bosques de niebla

Los bosques de niebla en México incluyen, de manera general, comunidades forestales transicionales de las montañas húmedas tropicales y subtropicales entre 1500 y 2500 m de altitud, al sur del paralelo 25° de latitud norte (Villaseñor 2010; Toledo-Aceves et al. 2011) (**Fig. 2**). Sin embargo, en algunos casos se incluyen también comunidades cuya distribución puede extenderse muy por debajo (600 m) o encima (3200 m) de estos límites altitudinales debido a la influencia de la topografía (efecto *Massenerhebung*; Grubb 1971) o la alta disponibilidad local de humedad (Luna et al. 2001). Comúnmente los BN ocupan áreas húmedas contiguas a bosques más secos y estacionales con dominancia de *Pinus*, *Quercus*, o ambos, y más frescas que las ocupadas por varios tipos de bosques tropicales a menores altitudes (Miranda y Hernández X. 1963; Rzedowski 1978). La precipitación anual en localidades de BN no es menor de 1000 mm, a menudo excede 1500 mm y en algunas áreas rebasa 3000 mm (Rzedowski 1978). La región de La Chinantla (Sierra Norte de Oaxaca) es posiblemente el área más lluviosa en México (más de 5500 mm) y alberga uno de los ejemplos mejor conservados de este tipo de vegetación en el país (Meave et al. 2006). La temperatura media anual de localidades con BN puede variar de 12 a 23°C. Las heladas pueden incidir en la parte alta del dosel y en áreas abiertas (Rzedowski 1978), pero no se presentan en el interior del bosque o al nivel del suelo (Breedlove 1981; Mejía-Domínguez et al. 2012). Los suelos de los BN pueden ser profundos o someros pero con abundante materia orgánica. El sustrato geológico es tan variable como en casi cualquier tipo de vegetación en México, aunque en muchas áreas se desarrolla sobre rocas sedimentarias. Los altos niveles de precipitación y una baja evapotranspiración, resultan en suelos saturados, adecuados para organismos anaerobios, que ocasionan suelos ácidos (pH de 4 a 6; Rzedowski 1978). Debido a que este bosque se desarrolla en regiones montañosas, las pendientes donde se establece son fuertes y los terrenos abruptos.

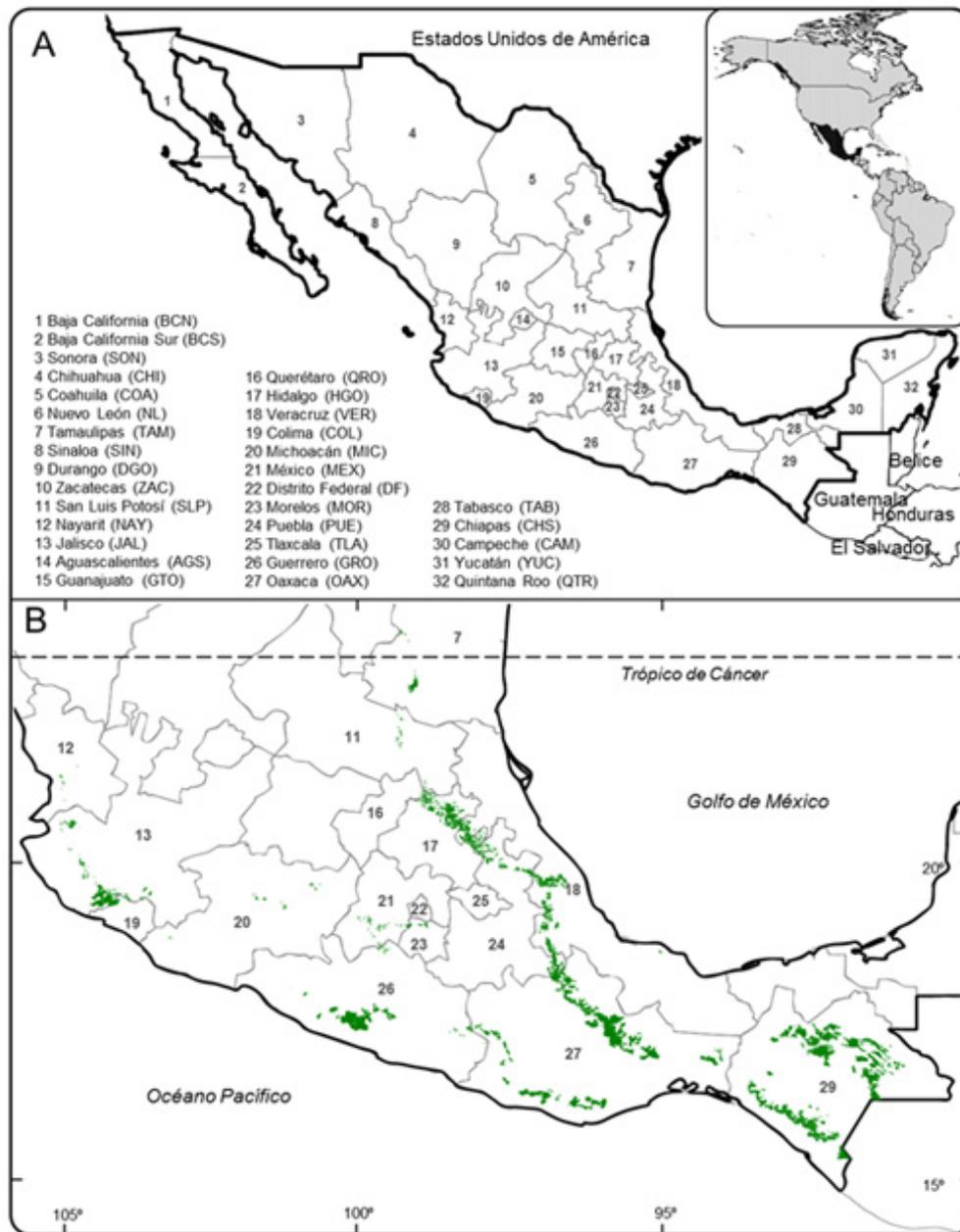


Figura 2. (A) Mapa que muestra la posición de México en Norteamérica respecto a Centroamérica y Sudamérica y la ubicación de los 31 estados de la federación y el Distrito Federal. (B) Distribución del bosque de niebla en México (manchas verdes). Elaborado por Marco A. Romero-Romero a partir de un mapa de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (González-Espinosa et al. 2011; Toledo-Aceves et al. 2011).

De manera similar a lo que ocurre con los bosques de niebla en otras regiones del mundo (Hamilton et al. 1995; Kappelle y Brown 2001; Buijnzeel et al. 2011), su patrón de distribución en México es discontinuo, análogo a un “archipiélago de islas” de bosques húmedos rodeado por una matriz de otras formaciones vegetales (CONABIO 2010). Esta discontinuidad es más evidente en la vertiente del Pacífico, donde su distribución en Chiapas estaba muy separada de los BN de Oaxaca, Guerrero y Jalisco, incluso antes de que se perdiera mucho de su superficie (Fig. 2). Los bosques que reciben la influencia de los vientos alisios húmedos del Golfo de México, desde el sureste de San Luis Potosí hasta el norte y centro de Oaxaca, muestran una distribución más continua incluso en la actualidad. La evidencia paleoecológica señala la presencia de elementos característicos del bosque de niebla en México desde el Terciario Temprano (Eoceno-Oligoceno) y, no obstante su distribución fragmentaria, es posible identificar desde el Mioceno Inferior un núcleo florístico básico (Rzedowski y Palacios-Chávez 1977; Rzedowski 1996). Estudios sobre cambios en la vegetación en los milenios recientes indican que la distribución del bosque de niebla puede considerarse como residual, con expansiones y retracciones recurrentes (Figueroa-Rangel et al. 2008, 2010, 2012). No se dispone de una estimación precisa de la extensión de los BN debido a la tasa de cambio de uso del suelo tan alta y a la persistencia de asociaciones secundarias cuya estructura y composición están severamente alteradas (Breceda Solís-Cámara y Reyes 1990; Romero-Romero et al. 2000; Cayuela et al. 2006a,b; Vaca et al. 2011). Se estima que

las comunidades maduras y secundarias de estos bosques todavía ocupan 8800 km² del territorio mexicano y que al menos 50% de su cobertura original ha sido reemplazada por otros usos del suelo (Challenger 1998; CONABIO 2010). La densidad poblacional en las áreas de BN es relativamente baja (25 hab./km²); para el año 2005 se calculó que en estos bosques habitaban aproximadamente 390 000 personas (CONABIO 2010), aunque este número se eleva a cerca de 3 millones de habitantes si se consideran áreas contiguas con otros tipos de vegetación o usos del suelo. Es preocupante que la mayoría de esta población vive en condiciones de elevada marginación (CONABIO 2010).

Riqueza de especies, composición y estructura

La extraordinaria riqueza biológica de los bosques de niebla ha sido ampliamente reconocida, pero pocos estudios han intentado explicarla y recopilar un inventario actualizado de su flora (Rzedowski 1996; Villaseñor 2010). Una de las causas de su alta riqueza florística se deriva de que en los BN y otros bosques húmedos colindantes se juntan elementos holárticos y meridionales, destacando el frecuente predominio de algunos de afinidad boreal en el dosel, bajo el cual crecen numerosos elementos de origen andino, en especial arbustos y hierbas (Miranda y Sharp 1950; Quintana-Ascencio y González-Espinosa 1993; Rzedowski 1996; Villaseñor 2010). Por otra parte, la distribución discontinua de los hábitats montañosos húmedos con frecuencia hace que los bosques de niebla se desarrollen sobre suelos derivados de una amplia gama de sustratos geológicos (sedimentario, granítico y basáltico) y en cañadas protegidas del viento y la insolación, así como en laderas protegidas o expuestas a vientos cargados de humedad (Rzedowski 1978). Como resultado de estos factores, el bosque de niebla presenta una incidencia alta de especies endémicas (posiblemente paleoendemismos que han persistido en microhábitats con continuidad microclimática), con estimaciones preliminares de 30% de especies endémicas a México, y cerca de 60% si se abarca el territorio de México hasta el norte de Nicaragua (Rzedowski 1991). Finalmente, en siglos recientes las secuencias sucesionales derivadas del disturbio humano posiblemente han jugado un papel importante en la distribución local de algunas especies y su incorporación a comunidades secundarias derivadas de los bosques de niebla (Quintana-Ascencio y González-Espinosa 1993; Ramírez-Marcial et al. 2001; Olvera-Vargas y Figueroa-Rangel 2012), contribuyendo con ello a aumentar el número de sus especies.

Rzedowski (1996) compiló una lista de 650 géneros pertenecientes a 144 familias de plantas vasculares que contienen al menos una especie con una distribución casi o totalmente exclusiva de los bosques de niebla. Previamente, el mismo autor había propuesto un total aproximado de 2500 especies como componentes exclusivos o preferentes de estos bosques (Rzedowski 1991). Más recientemente, Villaseñor (2010), usando una definición más amplia que la de otros autores al referirse a este tipo de vegetación, reportó cifras mayores de especies 'restringidas' a lo que él denominó como 'bosque húmedo de montaña' (2822 especies, 815 géneros y 176 familias). Esta estimación indica, en términos muy generales, la presencia de 10% de las especies, 52% de los géneros y 82% de las familias conocidas en la flora mexicana (unas 27 000 especies) (Villaseñor 2003, 2010).

Recientemente se elaboró una lista de las especies de árboles presentes en los bosques de niebla basada en la opinión de numerosos expertos (762 especies distribuidas en 85 familias). Se incluyeron especies de distribución exclusiva en este tipo de vegetación y aquellas compartidas con otras formaciones vegetales (González-Espinosa et al. 2011). Al concentrarse en las especies arbóreas se logró evaluar de manera novedosa la contribución de las familias y los géneros a la composición florística de los BN (**Fig. 3**). Destacan las contribuciones de Lauraceae (71 especies) y Rubiaceae (60 especies), muy por encima de las Fagaceae y Fabaceae, con 38 y 35 especies, que les siguen en tercero y cuarto lugar, respectivamente. Entre los géneros de especies arbóreas sobresale la riqueza de encinos o robles (*Quercus*, con 37 especies) (Olvera-Vargas y Figueroa-Rangel 2012), seguidos de *Ocotea*, *Clethra*, *Saurauia*, *Miconia*, *Inga*, *Eugenia* y *Arachnothyx*, cada uno con al menos 15 especies (**Fig. 4**).

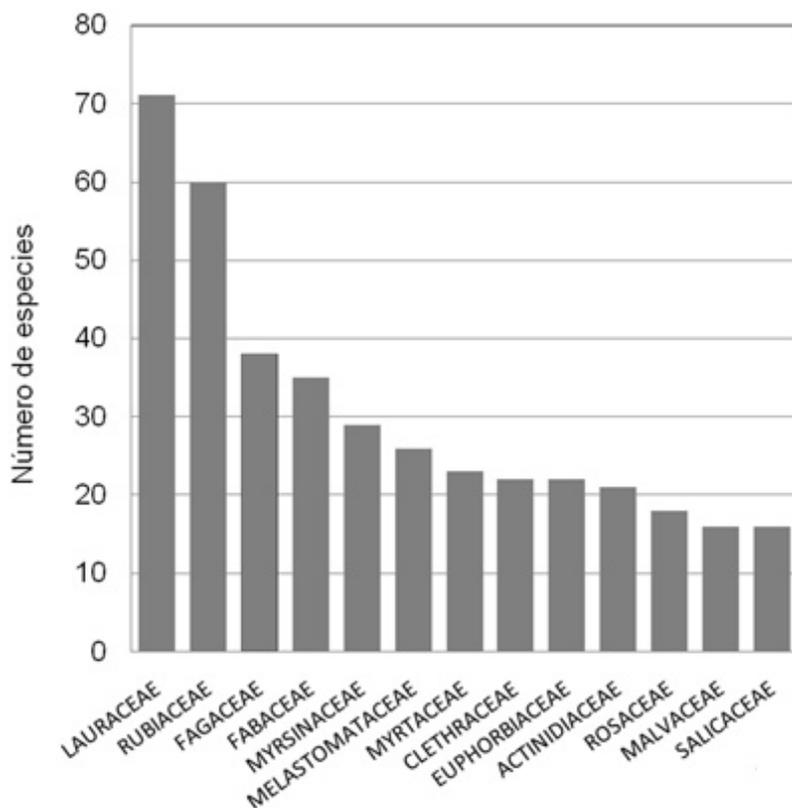


Figura 3. Familias con 15 o más especies de árboles entre las 85 familias botánicas incluidas en el listado de la Red List de México (González-Espinosa et al. 2011). Destaca la contribución de especies de las familias Lauraceae y Rubiaceae a la flora arbórea del bosque de niebla en México.

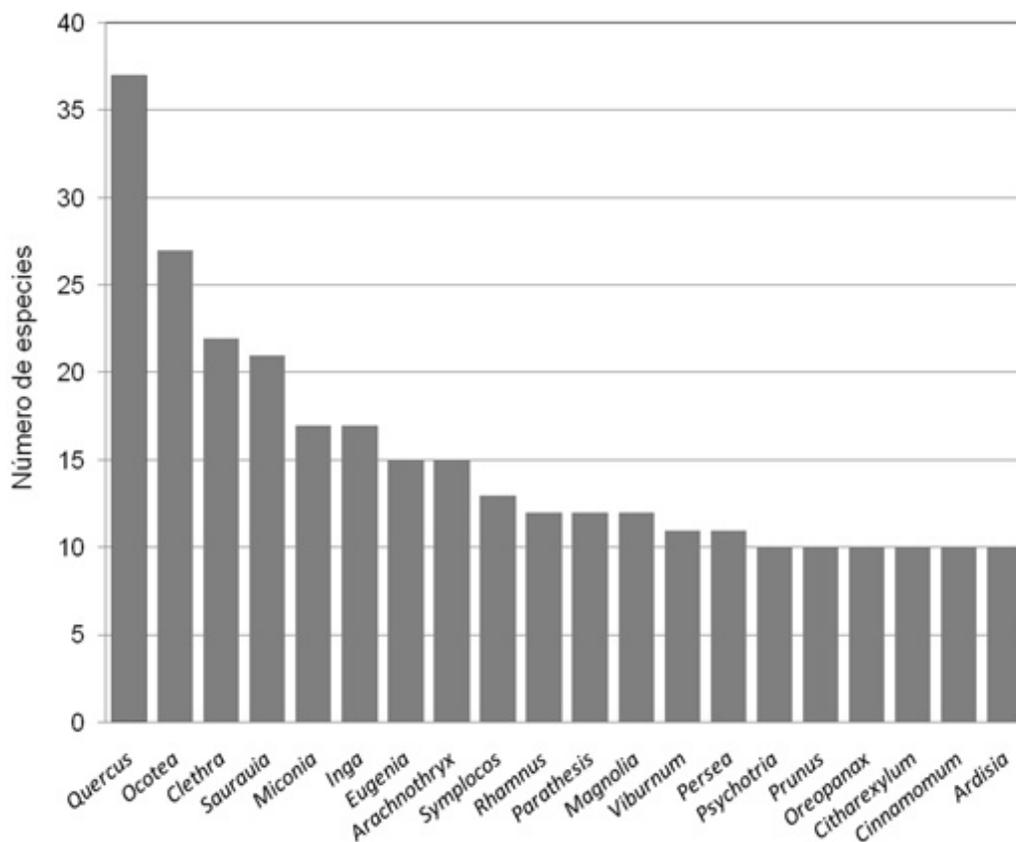


Figura 4. Géneros del bosque de niebla en México que cuentan con diez o más especies arbóreas (González-Espinosa et al. 2011).

Otro atributo relevante del bosque de niebla es su notable heterogeneidad fisionómica, determinada por el cambio de las especies dominantes entre sitios incluso muy cercanos (p. ej. Williams-Linera 1991, 2002; Rincón Gutiérrez 2007), con alturas de dosel muy variables, desde 2.5 m, como en las partes altas del volcán San Martín Tuxtla en Veracruz (Álvarez del Castillo 1977) y del cerro Salomón, en Oaxaca (Ishiki Ishihara 1988), hasta bosques con el dosel a 35-40 m de altura, del que sobresalen los que posiblemente son los árboles más altos en México, pertenecientes a la especie *Ulmus mexicana*, con individuos que alcanzan hasta 75 m de altura, en zonas muy húmedas de Oaxaca y de la Sierra Madre de Chiapas (Miranda 1952; González-Espinosa et al. 2011). El bosque de niebla incluye especies arbóreas tanto perennifolias como caducifolias, con tamaños y formas de hojas muy variables (Rzedowski 1996; Williams-Linera 2007), sobre todo dependiendo del gradiente altitudinal (Velázquez-Rosas et al. 2002). Si se consideran las 2500 especies de plantas vasculares que Rzedowski (1996) incluye como casi o totalmente asociadas a los BN en México, la mayor riqueza se encuentra en las epífitas (32%), seguidas de los arbustos y las hierbas (24%), los árboles (18%) y con porcentajes menores, los bejuocos y lianas (2%). Se observa un claro predominio de las dicotiledóneas (52%) sobre las monocotiledóneas (28%) y las pteridofitas (20%), con sólo 10 especies de gimnospermas.

Aunque la fauna que habita los bosques de niebla en México no ha sido evaluada de manera tan completa como la flora, diferentes estudios indican también una diversidad elevada. Por ejemplo, se ha propuesto que estos bosques tienen el promedio más alto de especies de mamíferos al compararlos con otros ecosistemas (Fa y Morales 1993). Las causas principales que se han invocado para explicar la alta riqueza de fauna son similares a las mencionadas para la vegetación, así como procesos de coevolución de las plantas y la fauna asociada, especialmente los polinizadores (Gentry 1982). Además de ser muy diversa, la fauna también muestra un componente endémico importante (Fa y Morales 1993); se estima que 11% de las 182 especies de aves reportadas para el BN están restringidas a este ecosistema (Challenger 1998). De las especies endémicas de Mesoamérica, Flores-Villela y Navarro (1993) reportan la presencia de 126 especies de reptiles, 100 de anfibios y 45 de mamíferos en este tipo de vegetación en México.

Conservación y amenazas sobre los bosques de niebla

Las principales amenazas para los bosques de niebla en México, como en otras regiones del mundo, se asocian con el cambio de uso del suelo y la limitada migración hacia altitudes mayores (y posible extinción) de algunas poblaciones por cambio climático global (Pounds et al. 1999; Still et al. 1999; Téllez-Valdés et al. 2006; Williams-Linera 2007; Boehmer 2011; Toledo-Aceves et al. 2011) (**Fig. 5**). Se ha estudiado poco cómo el calentamiento global puede afectar la distribución de las especies que alcanzan el límite de los 2500 m, generalmente aceptado como cota superior del BN en México (p. ej. Téllez-Valdés et al. 2006; Golicher et al. 2008). En muchas áreas fuera del Eje Neovolcánico Transversal (EVT), que corre del Océano Pacífico al Golfo de México, en las latitudes centrales del país, las especies que alcanzan esta cota de altitud difícilmente encontrarían áreas más arriba donde refugiarse. Sin embargo, debe notarse que en el EVT los fragmentos de este tipo de bosque son escasos y pequeños (**Fig. 2**) y que, posiblemente, las migraciones dependerían fuertemente de factores fisiográficos y climáticos locales. También será importante evaluar los efectos sobre las distribuciones de las especies, y del BN en su conjunto, no sólo en términos de la altitud, sino también a lo largo de las serranías que se extienden hacia el norte, como la historia paleogeográfica indica que ha ocurrido.

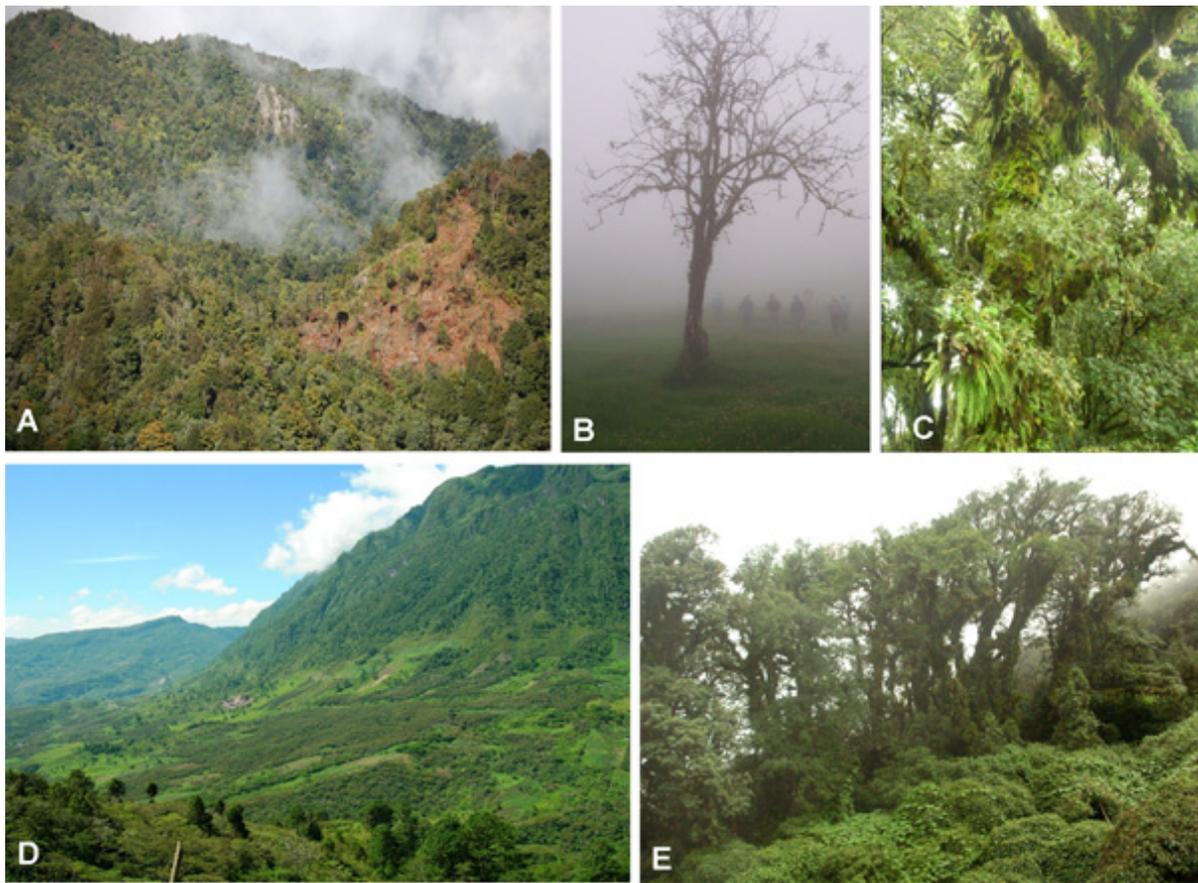


Figura 5. Paisajes de bosques de niebla en México con diferentes tipos de disturbio. **(A)** Laderas con deslizamientos de suelo y deforestación selectiva de *Quercus* spp. para obtener leña y producir carbón (primer plano) en las faldas del volcán Tzontehuitz, Meseta Central de Chiapas. Foto: Neptalí Ramírez-Marcial. **(B)** Árbol remanente en terreno convertido a potrero para ganado bovino y caballar en el centro de Veracruz. Foto: Tarín Toledo-Aceves. **(C)** Carga abundante de epífitas en las ramas de un árbol ubicado en el borde de un fragmento remanente de bosque de niebla en la Sierra Mazateca (Oaxaca). Las epífitas (orquídeas, helechos, bromeliáceas y otras), típicas de los bosques de niebla tropicales, son muy sensibles, aunque en grado diferente, a los efectos de la fragmentación y al disturbio humano. Foto: Jorge A. Meave. **(D)** Plantaciones de café de sombra, y algunos maizales y potreros en la parte baja de una ladera abrupta en la región de las Montañas del Norte de Chiapas. Foto: Neptalí Ramírez-Marcial. **(E)** Árboles remanentes con sus copas recortadas por los vientos fuertes en la región de la Sierra Mazateca, estado de Oaxaca. Foto: Jorge A. Meave.

A pesar de esfuerzos considerables recientes, no se dispone aún de bases de información adecuadas sobre dos variables básicas para definir el grado de afectación de los BN: el tamaño de los fragmentos relativamente conservados y el grado de la degradación en la composición y estructura de sus comunidades secundarias (CONABIO 2010; Calderón-Aguilera et al. 2012). Se ha mencionado que al menos la mitad de la extensión original ha sido deforestada o dedicada a usos que implican transformaciones severas en su interior, aunque mantengan un dosel parecido al original, notablemente por el cultivo de 'café de altura', de alta calidad, en plantaciones bajo la sombra de algunas especies de árboles nativos (Challenger 1998). Investigaciones recientes sobre la deforestación en las montañas del centro de Chiapas confirman que más de la mitad de la superficie clasificada como 'bosque' corresponde a comunidades secundarias (De Jong et al. 1999; Vaca et al. 2011), y que cerca de 50% del área forestal se perdió entre 1975 y 2000 (Cayuela et al. 2006b). Estudios más enfocados en la clasificación de las imágenes de satélite (Cayuela et al. 2006c), han mostrado con claridad sobrestimaciones previas de la superficie de los BN, las cuales se han utilizado en la planificación y ejecución de acciones para su conservación (p. ej. Palacio-Prieto et al. 2000; CONABIO 2010). Una conclusión preliminar, pero preocupante, sugiere que los bosques de niebla se encuentran en condiciones más precarias en cuanto a la amplitud de su extensión de lo que está generalmente aceptado a nivel nacional.

Una evaluación de la flora arbórea de los bosques de niebla de México efectuada con las categorías establecidas por la UICN (González-Espinosa et al. 2011) ha permitido, con base en el conocimiento de expertos, un acercamiento a la degradación de los BN remanentes a través de la evaluación de las poblaciones. Se encontró que más de 60% de las 762 especies incluidas en el estudio pueden ser calificadas a nivel mundial bajo alguna categoría de amenaza: VU (Vulnerable, 23%), EN (En Peligro, 27%) y CR (En Peligro Crítico, 11%). Aunque sólo se reportan en la categoría NT (Casi Amenazada) 10.2% de las especies, es posible que el cambio de uso del suelo y el calentamiento global obliguen a incluir a varias de ellas en categorías de mayor

riesgo en pocos años. Solamente se declara como EX (Extinta) una pequeña fracción de las especies (0.4%), pero es posible que algunas ahora evaluadas como CR o EN puedan confirmarse como extintas en los próximos años, toda vez que los hábitats donde fueron recolectadas o registradas por última vez hace 40, 50 ó 60 años han sufrido severas transformaciones que hacen improbable su persistencia (p. ej. Navarrete et al. 2010). Es muy probable que si la evaluación con los criterios de la UICN se aplicara sólo a nivel nacional se tendría un incremento marcado en las categorías CR y EN, y algunas de las incluidas como de Preocupación Menor (LC, 28.3%) tendrían que incluirse en alguna de las categorías de amenaza.

Recientemente fueron publicados los estudios más detallados e incluyentes disponibles a la fecha sobre las amenazas y oportunidades de conservación y desarrollo sustentable del bosque de niebla en México (CONABIO 2010; Toledo-Aceves et al. 2011). Con base en talleres en los que participaron 40 expertos se obtuvo información respecto a la calidad de los sitios, las amenazas que ponen en riesgo su permanencia e integridad, y las oportunidades para su conservación. Mediante el uso de herramientas de análisis multicriterio se evaluaron 13 regiones previamente definidas. El reporte *in extenso* proporciona información detallada para identificar 15 subregiones de prioridad crítica, 17 de alta prioridad y 10 de prioridad moderada (CONABIO 2010).

Limitaciones y oportunidades para la conservación

Las mayores oportunidades para la conservación de los bosques de niebla en México deberán buscar el desarrollo rural de las poblaciones que los habitan o que ocupan áreas aledañas a ellos a partir de la sustentabilidad de sus modos de vida. A pesar de las dificultades de acceso a muchos sitios donde se localizan estos bosques, el clima favorable y sus fértiles suelos han atraído a las poblaciones humanas desde hace siglos. Además, estos ecosistemas representan un capital natural importante para el presente y el futuro de estas poblaciones, las cuales obtienen de ellos de manera directa alimentos, forrajes, madera para leña y construcciones rústicas, agua, hojarasca, medicinas, plantas para ornamento o ceremonias religiosas, entre otros (Miranda 1952; Challenger 1998; Wolf y Konings 2001; Gispert Cruells et al. 2004; Eleutério y Pérez-Salicrup 2006; Endress et al. 2006; Sánchez-Velázquez et al. 2008). La estrategia de proteger fragmentos remanentes del BN en áreas remotas posiblemente no alcanzará para mantener este ecosistema en México. Para conservarlo de manera más integral serán necesarias estrategias de uso sustentable que concilien los intereses y el conocimiento de las poblaciones rurales con la provisión de servicios ecosistémicos a las poblaciones urbanas (cerca de 80% de los habitantes del país) (Koleff et al. 2012). Toledo-Aceves et al. (2011) presentaron un diagnóstico del estado actual y las amenazas del BN en México y recomendaciones para su conservación y manejo sustentable. A continuación discutimos algunas de las principales limitaciones y alternativas en el camino hacia la conservación de estos bosques.

Necesidad de una evaluación adecuada

La conservación y el manejo de la biodiversidad demanda su inventario confiable (Walters 2011). En el caso del bosque de niebla en México se requiere de mejores evaluaciones de su distribución y del grado de deterioro en su composición, estructura y funcionamiento (Toledo-Aceves et al. 2011; Calderón-Aguilera et al. 2012). Los avances logrados han dependido casi exclusivamente de información y herramientas analíticas basadas en sensores remotos (p. ej. Palacio-Prieto et al. 2000, Cayuela et al. 2006a,b; CONABIO 2010). Sin menoscabo de la enorme utilidad de esta tecnología para responder algunas preguntas en ciertas escalas espaciales, hay una ingente urgencia de confirmar, complementar o anticipar la interpretación de imágenes de satélite con la exploración botánica en las áreas estudiadas, el levantamiento de inventarios cuantitativos (preferiblemente con protocolos comparables a los aplicados en otras regiones), y la debida documentación del trabajo de campo con ejemplares de herbario para procurar la identificación inequívoca de las especies.

La deficiencia de información original de campo sobre la distribución y el estado de conservación de los bosques de niebla pueden ser aún más limitantes cuando se intenta modelar el área de distribución de las especies con base en su relación con variables abióticas (Golicher et al. 2008, en prensa; Cayuela et al. 2009) o evaluar las tendencias de cambio de la diversidad florística a niveles que trasciendan la superposición de coberturas en imágenes de satélite de diferentes años. Incluso para regiones evaluadas desde hace más de 20 años, como la Sierra de Manantlán en Jalisco (Santiago-Pérez y Jardel 1993; Santiago-Pérez et al. 2003), no se dispone de reportes de tendencias de la diversidad florística basados en inventarios repetidos. La necesidad de estas evaluaciones, sólo posibles con aves y mariposas en algunos países desarrollados (Walters 2011), no se restringe a los BN sino se reconoce como una prioridad mundial para todos los ecosistemas. A este respecto, es pertinente el desarrollo de capacidades humanas residentes o cercanas a los BN, que permitirían conseguir información original sobre la presencia de las especies y posibles cambios fenológicos derivados del calentamiento global. Ante los evidentes fracasos de conservación de la biodiversidad y la necesidad de actuar con mayor rapidez a nivel mundial (Walters 2011), hay un potencial importante en la estrategia de fortalecimiento de capacidades locales con parataxónomos y paraecólogos, personas sin entrenamiento escolarizado que mediante capacitación técnica y con el aporte de su conocimiento tradicional botánico y ecológico, pueden ayudar a conocerla mejor y más rápidamente y promover su conversión en un recurso sustentable (Janzen 1991; Simons 2011).

Alternativas del uso del suelo

La coincidencia espacial de los bosques de niebla con el hábitat adecuado para el cultivo del café ha sugerido una posible conciliación de la conservación con el manejo de sistemas tradicionales conocidos como 'café de sombra' (Perfecto y Snelling 1995; Greenberg et al. 1997; Moguel y Toledo 1999), al menos donde se mantienen cafetales con distinto grado de desarrollo o de edades diferentes (Bandeira et al. 2005). Sin embargo, el sistema tradicional del café de sombra no ha alcanzado a mostrar su apoyo a la conservación en los paisajes mixtos, encontrándose que favorece principalmente a especies animales de hábitos generalistas (Tejeda-Cruz y Sutherland 2004; Philpott et al. 2008; Tejeda-Cruz et al. 2010) o plantas francamente heliófilas (Bandeira et al. 2005; Toledo-Aceves et al. 2012). Muchas especies arbóreas del BN tienen una distribución muy restringida y sus pequeñas poblaciones sólo se encuentran en bosques maduros (González-Espinosa et al. 2011). Si se omite el estado de las poblaciones en los diferentes tipos de fragmentos de los paisajes, la distancia entre rodales de bosques maduros puede ser suficientemente grande como para impedir el movimiento de dispersores, incrementando el riesgo de extinción por aislamiento de pequeños grupos de individuos. Al considerar este tipo de efectos en cascada en el análisis de la integridad de la riqueza arbórea (Janzen 1970; Novotny et al. 2006), es razonable proponer que los cafetales de sombra serían más efectivos para la conservación de la diversidad del BN si se enriquecieran con la introducción de especies arbóreas escasas y propias de los bosques más maduros. Finalmente, además de mantener paisajes de estructura compleja con mezclas de fragmentos diferentes, que incluyan plantaciones, cultivos y remanentes forestales bajo aprovechamiento, seguirán siendo necesarias las reservas de bosques de niebla para (1) disponer de fuentes de propágulos para la restauración pasiva, (2) mantener los estratos arbustivo y de hierbas que son severamente dañados por las actividades de cultivo del cafetal y, (3) producir plantas necesarias en la restauración activa de áreas deforestadas y en el enriquecimiento de cafetales y bosques degradados.

México es un país con experiencias valiosas de manejo forestal comunitario (Bray et al. 2003, 2007). Aunque la riqueza silvícola de los bosques de niebla es notablemente menor que en otros ecosistemas forestales manejados comunitariamente en México, las poblaciones locales obtienen de ellos numerosos productos forestales que podrían ser manejados de una manera más sustentable. Ya se recalcó la notable presencia de especies de *Quercus* en el dosel de muchos BN en México. Además de la necesidad urgente de encontrar usos maderables industriales de mayor valor para la madera de los robles, es indudable que son la fuente más apreciada para leña y carbón, uno de los pocos productos forestales que brindan ingresos monetarios a las comunidades. Algunas experiencias en marcha en Chiapas y Oaxaca indican que, si se considera en primera instancia el interés de las propias comunidades en un plan de restauración forestal, es posible diseñar paisajes más complejos, con corredores y áreas más extensas para la producción de leña y de otros productos forestales no maderables (p. ej. epífitas; Wolf y Konings 2001), donde se maneje la densidad de plantación y de las copas de especies de *Quercus* y se incluya el enriquecimiento de otras especies de hábitats maduros bajo su dosel (González-Espinosa et al. 2008).

Restauración pasiva y activa

La restauración es un proceso clave para la conservación y manejo adecuado de los bosques de niebla en México y otras regiones con situaciones sociopolíticas y económicas similares. Incluso si se ampliaran las áreas protegidas con nuevos fragmentos de BN, la restauración de poblaciones en los bosques secundarios o degradados aledaños tendría efectos favorables, si se considera la conexión entre fragmentos maduros como parte de la estrategia (véase Janzen 1983, para el caso de fragmentos de hábitat maduro muy distantes). García-Barrios et al. (2009) señalan que en muchas regiones de México que antaño estuvieron cubiertas por BN se presenta la migración de jóvenes a regiones urbanas del país y los Estados Unidos, como una opción ante la prolongada crisis de la agricultura de economía campesina y la falta de empleo local. Estos autores también analizan porqué en México la emigración en áreas marginales no ha favorecido la conservación al fomentar la recuperación de los bosques, a diferencia de lo observado en otros países con condiciones socioeconómicas similares. En la República Dominicana y Puerto Rico la disminución poblacional ha reducido la presión sobre los bosques al concentrarse la actividad agrícola e industrial de altos insumos en áreas urbanas y suburbanas (Aide y Grau 2004; Grau y Aide 2008; Grau et al. 2008). Al parecer, desde la perspectiva de la conservación, la restauración pasiva en el BN en México no ha tenido efectos favorables similares debido a que la agricultura minifundista, típicamente mexicana, no ha dejado de tener impacto sobre los bosques. Esta situación señala la necesidad de diseñar nuevas estrategias para la coexistencia de la conservación con el desarrollo agrícola en paisajes complejos que incluyan pequeñas unidades productivas y el uso sustentable de bosques comunitarios.

Por el contrario, es posible augurar mayor éxito a la restauración activa en territorios comunitarios donde persisten bosques de niebla colindantes con áreas susceptibles de manejo sustentable (Ramírez-Marcial et al. 2006). Varios elementos relacionados con la presencia de especies de *Quercus* en muchos sitios de BN en México permiten sustentar esta opinión, ya que estos árboles reúnen atributos aprovechables en la restauración: (1) predominan en el BN (**Figs. 3 y 4**), frecuentemente en el dosel; (2) constituyen un grupo funcional natural en la sucesión, lo que facilita la restauración y el manejo silvícola (Ramírez-Marcial et al. 2008, 2010); (3) representan un grupo ecológico clave (*keystone*) en la estructura de los BN al facilitar el reclutamiento de muchas especies del interior del bosque y al proporcionar hábitats indispensables para muchísimas especies de epífitas, hongos, insectos y vertebrados; (4) son relativamente fáciles de utilizar en la restauración,

pues sus semillas se recolectan fácilmente, tienen alta germinación, sus plántulas se manejan con facilidad, sobreviven bien en condiciones de campo y facilitan el establecimiento natural de muchas otras especies tolerantes a la sombra (Quintana-Ascencio et al. 1992; Bonfil y Soberón 1999; Ramírez-Marcial et al. 2010); y (5) muchas especies de *Quercus* no presentan problemas agudos de conservación (González-Espinosa et al. 2011). Sin embargo, puede considerarse también el uso combinado de otras especies que tienen tasas de crecimiento mayores que las especies de *Quercus*, como *Alnus acuminata* subsp. *arguta*, *Carpinus caroliniana*, *Clethra* spp., *Liquidambar styraciflua*, *Meliosma dentata*, entre otras (Ramírez-Marcial et al. 2006).

Nuevos esquemas hacia la sustentabilidad

La política pública de fomento forestal maneja ahora dos nuevos esquemas que tienen potencial para incidir en la conservación y el uso sustentable de los bosques de niebla en México. Nos referimos al pago por servicios ambientales (PSA) y a la implementación del Programa de Colaboración de las Naciones Unidas para la reducción de las emisiones de carbono por deforestación y degradación de los bosques en los países en desarrollo (Programa REDD+) (Alexander et al. 2011; van Dam et al. 2011). Se trata de programas de intervención diseñados y aplicados por primera vez en países con condiciones sociales, económicas y políticas diferentes de las que prevalecen en México, y en especial en las áreas del BN, caracterizadas por su marginación y alto grado de identidad étnica. Ambas iniciativas tienen un potencial importante pero también algunas limitaciones, y han sido materia de debates en diferentes ámbitos, prevaleciendo por ahora posiciones divididas, con la postura entusiasta de las entidades gubernamentales y algunas instituciones académicas frente a la posición de las organizaciones de base, que en algunos casos se oponen a su aplicación sin cortapisas, por identificar elementos violatorios de la capacidad de decisión sobre sus territorios e incluso sobre la soberanía nacional (Corbera et al. 2011).

El PSA ha sido promovido desde hace algunos años por el gobierno y algunas organizaciones en ciertas regiones, pero no se ha establecido ampliamente como una estrategia viable para el desarrollo y conservación de bosques comunitarios. La principal limitante es que el monto de los pagos, en calidad de renta por el no uso, no alcanzan para que un ejidatario pueda dar a su familia una vida digna; esto podría superarse en parte si se establecieran programas complementarios de aprovechamiento sustentable de los recursos del bosque conforme se recupera. Sin embargo, un estudio reciente en México reveló que la mayoría de los apoyos otorgados como PSA se asignan a áreas con bajo riesgo de deforestación, señalando la necesidad de modificar los mecanismos para que, en efecto, ayuden a la recuperación de áreas degradadas circundantes (Muñoz-Piña et al. 2008). Para intentar un impacto positivo sobre la conservación y recuperación de los bosques, los apoyos debieran dirigirse a iniciativas de largo plazo de manejo en co-responsabilidad con los dueños de los bosques, en lugar de sólo servir como rentas para evitar su uso (Fonseca et al. 2012).

El programa REDD+ busca incidir más en mitigar la reducción de emisiones de carbono que en apoyar la adaptación de las poblaciones ante el cambio climático. Se busca apoyar los esfuerzos internacionales para conservar los bosques con el propósito de combatir el cambio climático global. Se plantea que la tarea a realizar redundará en otros beneficios: conservación de ecosistemas económicamente vinculados con el agua, suelos fértiles y otros servicios ambientales. El programa promete ir más allá de considerar la deforestación y la degradación de los bosques, para lo cual incluye la conservación, el manejo sustentable y la promoción de los almacenes de carbono en los bosques.

En ambos casos se trata de programas incipientes que no han logrado entusiasmar a grandes grupos de propietarios de predios donde hay, hubo o puede haber bosques de niebla. Las limitaciones actuales incluyen el bajo monto de los pagos, la falta de confianza y certidumbre en la durabilidad de los apoyos, la renuncia a la capacidad de decisión sobre los territorios durante lustros o décadas, y el no partir de las necesidades e intereses de las comunidades respecto al uso sustentable de los bosques. Ahora se debate en México acerca de cuánto pueden estos dos esquemas apoyar la conservación y el desarrollo sustentable de los BN y otros. Es posible que estos programas logren mejores y más rápidos beneficios si atienden, en primera instancia, las necesidades, los intereses y las aspiraciones de las comunidades dueñas y usufructuarias de los bosques y terrenos aledaños, y así alentar acciones de largo plazo que mejoren sus condiciones de vida y las de los bosques de niebla.

Conclusiones

El bosque de niebla en México representa un valiosísimo capital natural para la provisión de múltiples servicios ambientales, tanto para las poblaciones locales como para el resto de la sociedad mexicana y la comunidad internacional. Lamentablemente, su integridad se enfrenta a muy severas amenazas ante la carencia de opciones y planes de ordenamiento del territorio que conjuguen la conservación con el uso sustentable de los recursos en condiciones de pobreza de los pobladores locales, un conjunto de tareas que implican resolver problemas de gran complejidad a través de diferentes escalas espaciales. No obstante las dificultades inherentes y el poco tiempo disponible para resolverlas, es alentador ver que las comunidades tienen capacidad para organizarse y responder adaptativamente. A partir de esto, se vislumbra la posibilidad de un futuro mejor para los bosques de niebla y para las comunidades que los habitan si se trabaja con ellas, considerando en

primera instancia sus necesidades, y aplicando el mejor conocimiento que tanto ellas como las instituciones académicas y las agencias de desarrollo pueden usar en conjunto para superar su marginación.

Agradecimientos

Los autores agradecen la oportunidad brindada por el Dr. Luis Cayuela al invitarnos a contribuir con este artículo de síntesis en el número monográfico sobre diversidad y conservación de bosques neotropicales de la revista *Ecosistemas*.

Referencias

- Aide, T.M., Grau, H.R. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305:1915-1916.
- Aldrich, M., Billington, C., Edwards, M., Laidlaw, R. 1997. *Tropical Montane Cloud Forests: An Urgent Priority for Conservation*. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido.
- Alexander, S., Nelson, C.R., Aronson, J., Lamb, D., Cliquet, A., Erwin, K.L., Finlayson, C.M., de Groot, R.S., Harris, J.A., Higgs, E. S., Hobbs, R.J., Robin Lewis III, R.R., Martinez, D., Murcia, C. 2011. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. *Restoration Ecology* 19:683-689.
- Álvarez del Castillo, C. 1977. Estudio ecológico y florístico del cráter del volcán San Martín Tuxtla, Veracruz, México. *Biotica* 2:3-54.
- Bandeira, F.P., Martorell, C., Meave, J.A., Caballero, J. 2005. The role of rustic coffee plantations in the conservation of wild tree diversity in the Chinantec region of Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14:1225-1240.
- Boehmer, F.J. 2011. Vulnerability of tropical montane rain forest ecosystems due to climate change. En: Brauch, H.G., Oswald Spring, U., Grin, J., Mesjasz, C., Kameri-Mbote, P., Nehera, N.C., Chourou, B., Krummenacher, H. (eds.), *Coping with Global Environmental Change, Disasters and Security*, pp. 789-802. Springer, Heidelberg, Alemania.
- Bonfil, C., Soberón, J. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics as related to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. *Applied Vegetation Science* 2:189-200.
- Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J.M., Vester, H.F.M. 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17:672-677.
- Bray, D.B., Merino, L., Barry, D. 2007. *Los Bosques Comunitarios de México: Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*. Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT)/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, México, Distrito Federal, México. Disponible en: http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/download.html?cv_pub=532&tipo_file=pdf&filename=532
- Breceda Solís-Camara, A., Reyes, G. 1990. Composición florística de la vegetación secundaria inducida por actividades agrícolas en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biósfera "El Cielo", Tamaulipas, México. *Biotam* 2:30-41.
- Breedlove, D.E. 1981. *Flora of Chiapas. Part I: Introduction to the Flora of Chiapas*. California Academy of Sciences, San Francisco.
- Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Hamilton, L.S. 2011. *Tropical Montane Cloud Forests. International Hydrological Series*. Cambridge University Press, Reino Unido.
- Calderón-Aguilera, L.E., Rivera-Monroy, V.H., Porter-Bolland, L., Martínez-Yrizar, A., Ladah, L.B., Martínez-Ramos, M., Alcocer, J., Santiago-Pérez, A.L., Hernández-Arana, H.A., Reyes-Gómez, V.M., Pérez-Salicrup, D. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps. *Biodiversity and Conservation* 21:589-617.
- Cayuela L., Golicher D.J., Rey-Benayas J.M. 2006a. The extent, distribution, and fragmentation of vanishing montane cloud forest in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 38:544-554.

- Cayuela, L., Rey Benayas, J.M., Echeverría, C. 2006b. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226:208-218.
- Cayuela, L., Golicher, J.D., Salas Rey, J., Rey Benayas, J.M. 2006c. Classification of a complex landscape using Dempster-Shafer theory of evidence. *International Journal of Remote Sensing* 27:1951-1971.
- Cayuela, L., Golicher, J.D., Newton, A.C., Kolb, M., de Albuquerque, F.S., Arets, E.J.M.M., Alkemade, J.R.M., Pérez, A.M. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2:319-352.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México/Agrupación Sierra Madre, México, Distrito Federal, México.
- CONABIO. 2010. *El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, Distrito Federal, México. Disponible en: <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bMesofilo.html>
- Corbera, E., Estrada, M., May, P., Navarro, G., Pacheco, P. 2011. Rights to land, forests and carbon in REDD+: insights from Mexico, Brazil and Costa Rica. *Forests* 2:301-342.
- De Jong B.H.J., Cairns, M.A. Haggerty, P.K., Ramírez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., González-Espinosa, M., March-Mifsut, I. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970's and 1990's in central highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 23:373-385.
- Eleutério, A.A., Pérez-Salicrup, D. 2006. Management of tree ferns (*Cyathea* spp.) for handicraft production in Cuetzalan, Mexico. *Economic Botany* 60:182-186.
- Endress, B.A., Gorchoy, D.L., Berry, E.J. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *Forest Ecology and Management* 234:181-191.
- Fa, J.E., Morales, L.M. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico. En: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. pp. 319-361, Oxford University Press, Nueva York.
- Figueroa-Rangel, B.L., Willis, K.J., Olvera-Vargas, M. 2008. 4200 years of pine-dominated upland forest dynamics in west-central Mexico: human or natural legacy? *Ecology* 89:1893-1907.
- Figueroa-Rangel, B.L., Willis, K.J., Olvera-Vargas, M. 2010. Cloud forest dynamics in the Mexican neotropics during the last 1300 years. *Global Change Biology* 16:1689-1704.
- Figueroa-Rangel, B.L., Willis, K.J., Olvera-Vargas, M. 2012. Late-Holocene successional dynamics in a transitional forest of west-central Mexico. *The Holocene* 22:143-153.
- Flores-Villela, O., Navarro, A.G. 1993. Un análisis de los vertebrados terrestres endémicos de Mesoamérica en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 44:387-395.
- Fonseca, W., Navarro, G., Alice, F., Rey-Benayas, J.M. 2012. Análisis económico de las inversiones forestales considerando el mercado de la madera, el pago de los servicios ambientales, y los pagos por créditos de carbono como incentivos en la región Caribe de Costa Rica. *Ecosistemas* 21(1-2):21-35.
- García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y.M., Valdivieso-Pérez, I.A., Masera, O.R., Bocco, G., Vandermeer, J. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: the Mexican experience. *BioScience* 59:863-873.
- Gentry, A.H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557-593.

Gispert Cruells, M., González Esquinca, A.R., Rodríguez González, H., Luna Cazáres, L., de la Cruz-Chacón, I. 2004. *La Montaña de Humo: Tesoros Zoques de Chiapas*. Universidad Nacional Autónoma de México/Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México, Distrito Federal, México.

Golicher, D.J., Cayuela, L., Alkemade, J.R.M., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 2008. Applying climatically associated species pools to the modeling of compositional change in tropical montane forests. *Global Ecology and Biogeography* 17:262-273.

Golicher, D.J., Cayuela, L., Newton, A.C. (En prensa). Effects of climate change on the potential species richness of Mesoamerican forests. *Biotropica*. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2011.00815X.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Rey Benayas, J.M. 2008. Restauración de bosques en montañas tropicales de territorios indígenas de Chiapas, México. En: González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N. (eds.), *Restauración de Bosques en América Latina*, pp. 137-162, Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE)/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.

González-Espinosa, M., Meave, J.A., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G., Newton, A.C. 2011. *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees*, Fauna and Flora International, Cambridge, Reino Unido. Disponible en: http://globaltrees.org/rl_mexican_cloudforest.htm

Grau, H. R., Aide, M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2):16. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/>

Grau, H.R., Pérez-Ceballos, M., Martinuzzi, S., Encarnación, X., Aide, T.M. 2008. Cambios socioeconómicos y regeneración del bosque en República Dominicana. En: González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N. (eds.), *Restauración de Bosques en América Latina*, pp. 211-227, Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE)/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.

Greenberg, R., Bichier, P., Angón, A.C., Reitsma, R. 1997. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* 29:501-514.

Grubb, P.J. 1971. Interpretation of the 'Massenerhebung' effect on tropical mountains. *Nature* 229:44-45.

Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N. 1995. *Tropical Montane Cloud Forests*. *Ecological Studies* 110. Springer, Nueva York.

Ishiki Ishihara, M. 1988. Las selvas bajas perennifolias del cerro Salomón, región de Chimalapa, Oaxaca: flora, comunidades, y relaciones fitogeográficas. Tesis de Maestría en Ciencias, Colegio de Postgraduados, Chapingo, Estado de México, México.

Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104:501-528.

Janzen, D.H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41:402-410.

Janzen, D.H. 1991. How to save tropical biodiversity: The National Biodiversity Institute of Costa Rica. *American Entomologist* 37:159-171.

Kappelle M., Brown A.D. 2001. *Bosques Nublados del Neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.

Koleff, P., Urquiza-Haas, T., Contreras, B. 2012. Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas* 21(1-2):6-20.

Luna, I., Velázquez, A., Velázquez, E. 2001. México. En: Kappelle M., Brown A.D. (eds.), *Bosques Nublados del Neotrópico*, pp. 183-229, Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.

Meave, J.A., Rincón, A., Romero-Romero, M.A. 2006. Oak forests of the hyper-humid region of La Chinantla, Northern Oaxaca Range, Mexico. En: Kappelle M. (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*, pp. 113-126, Springer, Berlín, Alemania.

- Mejía-Domínguez, N.R., Meave, J.A., Díaz-Avalos, C. 2012. Spatial structure of the abiotic environment and its association with sapling community structure and dynamics in a cloud forest. *International Journal of Biometeorology* 56:305-318.
- Miranda, F. 1952. *La Vegetación de Chiapas*, dos volúmenes. Ediciones del Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Miranda, F., Sharp, A.J. 1950. Characteristics of the vegetation in certain temperate regions of eastern Mexico. *Ecology* 31:313-333.
- Miranda, F., Hernández-X., E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 29:29-179.
- Moguel, P., Toledo, V.M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J.M., Braña, J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Navarrete, D., Méndez, D., Flamenco, A., Alba, P. 2010. Situación actual, fragmentación, áreas prioritarias de conservación y principales amenazas del bosque mesófilo de Chiapas. En: Pérez Farrera, M.A., Tejeda Cruz, C., Silva Rivera, E. (eds.), *Los Bosques Mesófilos de Montaña en Chiapas: Situación Actual, Diversidad y Conservación*, pp. 295-321. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Novotny, V., Drozd, P., Miller, S.E., Kulfan, M., Janda, M., Basset, Y., Weiblen, G.D. 2006. Why are there so many species of herbivorous insects in tropical rainforests? *Science* 313:1115-1118.
- Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L. 2012. Estructura diferencial y zonación de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México. *Ecosistemas* 21(1-2): 74-84.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.-F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma-Muñoz, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta-Higuera, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R., González-Medrano, F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43:83-203.
- Perfecto, I., Snelling, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications* 5:1084-1097.
- Philpott, S.M., Arendt, W.J., Armbrrecht, I., Bichier, P., Diestch, T.V., Gordon, C., Greenberg, R., Perfecto, I., Reynoso-Santos, R., Soto-Pinto, L., Tejeda-Cruz, C., Williams-Linera, G., Valenzuela, J., Zolotoff, J.M. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. *Conservation Biology* 22:1093-1105.
- Pounds A.J., Fogden P.L., Campbell J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398:611-615.
- Quintana-Ascencio, P. F., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119:6-18.
- Quintana-Ascencio, P.F., González-Espinosa, M. 1993. Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de Los Altos de Chiapas, México. *Acta Botanica Mexicana* 21:43-57.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Williams-Linera, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 154:311-326.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M., López-Barrera, F. 2006. Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forests in Chiapas, Mexico. En: Kappelle, M. (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Oak Forests, Ecological Studies No. 185*, pp. 177-189, Springer, Berlín, Alemania.

- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M. 2008. Clasificación de grupos funcionales vegetales para la restauración del bosque mesófilo de montaña. En: Sánchez-Velázquez, L.R., Galindo-González, J.R., Díaz-Fleischer, F. (eds.), *Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*, pp. 51-72, CONABIO/Universidad Veracruzana/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Martínez-Icó, M., Luna-Gómez, A., Golicher, D., González-Espinosa, M. 2010. *Árboles y Arbustos de los Bosques de Montaña en Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Rincón Gutiérrez, A.A. 2007. Estructura y composición florística de los bosques tropicales húmedos de montaña de Santa Cruz Tepetotutla, Oaxaca, México. Tesis de licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, Distrito Federal, México.
- Romero-Romero, M., Castillo, S., Meave, J., van der Wal, H. 2000. Análisis florístico de la vegetación secundaria derivada de la selva húmeda de montaña de Santa Cruz Tepetotutla (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67:89-106.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, Distrito Federal, México.
- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación preliminar. *Acta Botanica Mexicana* 15:47-64.
- Rzedowski J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana* 35:25-44.
- Rzedowski J., Palacios-Chávez, R. 1977 El bosque de *Engelhardtia (Oreomunnea) mexicana* en la region de la Chinantla (Oaxaca, México): una reliquia del Cenozoico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 36:93-123.
- Sánchez-Velázquez, L.R., Ramírez-Bamonde, E., Andrade-Torres, A., Rodríguez-Torres, P. 2008. Ecología, florística y restauración del bosque mesófilo de montaña. En: Sánchez-Velázquez, L.R., Galindo-González, J.R., Díaz-Fleischer, F. (eds.), *Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*. pp. 9-49, CONABIO/Universidad Veracruzana/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.
- Santiago-Pérez, A.L., Jardel, E.J. 1993. Composición y estructura del bosque mesófilo de montaña de la Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Biotam* 5:13-26.
- Santiago-Pérez, A. L., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R. (2002) [2003]. Rareza y estado de conservación de especies arbóreas del bosque mesófilo de montaña en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Ibugana* 10:5-22.
- Simons, C. 2011. Uncertain future for tropical ecology. *Science* 332:298-299.
- Still, C.J., Foster, P.N., Schneider, S.H. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature* 398:608-610.
- Tejeda-Cruz, C., Sutherland, W.J. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* 7:169-179.
- Tejeda-Cruz, C., Silva-Rivera, E., Barton, J.R., Sutherland, W.J. 2010. Why shade coffee does not guarantee biodiversity conservation. *Ecology and Society* 15:13. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art13/>
- Télez-Valdés O., Dávila-Aranda P., Lira-Saade R. 2006. The effects of climate change on the long-term conservation of *Fagus grandifolia* var. *mexicana*, an important species of the cloud forest in eastern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 15:1095-1107.
- Toledo-Aceves, T., Meave, J.A., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92:974-981.
- Toledo-Aceves, T., García-Franco, J. Hernández-Rojas, A., MacMillan, K. 2012. Recolonization of vascular epiphytes in a shaded coffee agroecosystem. *Applied Vegetation Science* 15: 99-107

- Vaca, R.A., Golicher, D.J., Cayuela, L. 2011. Using climatically based random forests to downscale coarse-grained potential natural vegetation maps in tropical Mexico. *Applied Vegetation Science* 14:388-401.
- van Dam, C. 2011. Indigenous territories and REDD in Latin America: opportunity or threat? *Forests* 2:394-414.
- Velázquez-Rosas, N., Meave, J., Vázquez-Santana, S. 2002. Elevational variation of leaf traits in montane rain forest tree species at La Chinantla, southern México. *Biotropica* 34:534–546.
- Villaseñor, J.L. 2003. Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia* 28:160-167.
- Villaseñor J.L. 2010. *El Bosque Húmedo de Montaña en México y sus Plantas Vasculares: Catálogo Florístico-Taxonómico*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Walters, M. 2011. *Adequacy of Biodiversity Observations Systems to Support the CBD 2020 Targets. A report prepared by the Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network (GEO BON) for the Convention on Biological Diversity*. Disponible en: <http://www.ebone.wur.nl/UK/Publications/>
- Williams-Linera, G. 1991. Nota sobre la estructura del estrato arbóreo del bosque mesófilo de montaña en los alrededores del campamento "El Triunfo", Chiapas. *Acta Botanica Mexicana* 13:1-7.
- Williams-Linera, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation* 11:1825–1843.
- Williams-Linera, G. 2007. *El Bosque de Niebla del Centro de Veracruz: Ecología, Historia y Destino en Tiempos de Fragmentación y Cambio Climático*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.
- Wolf, J.H.D., Konings, C.J.F. 2001. Toward the sustainable harvesting of epiphytic bromeliads: a pilot study from the highlands of Chiapas, Mexico. *Biological Conservation* 101:23-31.

Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina

L. Malizia^{1,2}, S. Pacheco², C. Blundo^{2,3}, A.D. Brown²

(1) Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47, (4600) San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina.

(2) Fundación ProYungas. Perú 1180, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina.

(3) Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán. CC 34, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina.

Malizia, L., Pacheco, S., Blundo, C., Brown, A.D. (2012). Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2):53-73.

Las Yungas subtropicales se extienden por el noroeste de Argentina y sur de Bolivia, ocupando aproximadamente 56 000 km². Se caracterizan por su amplia distribución altitudinal (400-2300 msnm), donde el recambio de especies de árboles determina la ocurrencia de tres pisos altitudinales (selva pedemontana, selva montana y bosque montano) con cambios consistentes en la fenología foliar y los síndromes de dispersión de las especies arbóreas. Dominan las especies caducifolias en los extremos del gradiente, y las especies semicaducifolias y siempreverdes en las elevaciones intermedias. Por su parte, las especies dispersadas por el viento o la gravedad caracterizan la parte baja del gradiente, mientras que las dispersadas por animales caracterizan los pisos superiores de vegetación. Los cambios físicos y biológicos en el gradiente altitudinal condicionan los usos y las estrategias de conservación de las Yungas subtropicales. La deforestación alcanzaba 18% de la superficie original de este ambiente en Argentina en la década de los 70 y 31% en el año 2010, principalmente (>90%) en las zonas bajas y planas. Las Yungas de Argentina presentan protección formal estatal (nacional, provincial y municipal) en 22% de su extensión actual, sin considerar las categorías internacionales, que pueden ser instrumentos valiosos, si se logra una implementación efectiva de los criterios de uso sustentable de los recursos naturales. Adicionalmente, los planes de ordenamiento territorial en marcha vinculados a compensaciones económicas podrían jugar un papel importante en el marco de estrategias regionales de uso y conservación.

Palabras clave: áreas protegidas, bosque nublado, distribución de árboles, gradiente altitudinal, ordenamiento territorial.

Malizia, L., Pacheco, S., Blundo, C., Brown, A.D. (2012). Altitudinal characterization, use and conservation of subtropical Yungas of Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2):53-73.

Subtropical Yungas are distributed in northwestern Argentina and southern Bolivia over approximately 56 000 km². This vegetation type expands across a large altitudinal gradient (400-2300 m asl), where tree species turnover promotes the occurrence of three altitudinal belts (pre-montane forest, lower montane forest and upper montane forest), with associated changes in leaf phenology and dispersal syndromes. Deciduous tree species are dominant at the extremes of the gradient, and semi-deciduous and evergreen species are dominant at mid elevations. Alternatively, wind- and gravity-dispersed tree species characterize the lower part of the gradient, while animal-dispersed trees characterize the upper part of the gradient. Physical and biological changes along the altitudinal gradient determine uses and conservation strategies. Deforestation of subtropical Yungas reached 18% of the original distribution in Argentina during the 1970's, and raised up to 31% by 2010, mainly (>90%) over low and flat areas. To date, 22% of the current distribution of Argentinean Yungas is formally protected (at national, provincial and municipal levels), not including international categories that may prove useful if sustainable-use criteria are successfully implemented. Additionally, land-use plans articulated with economic compensations might play a key role for planning regional use and conservation of subtropical Yungas.

Keywords: altitudinal gradient, land-use planning, montane forest, protected areas, tree distribution.

Introducción

Las Yungas subtropicales representan el límite austral de distribución de un extenso sistema boscoso conocido como bosques andinos yungueños, que se extienden en América del Sur desde Venezuela hasta Argentina (Brown y Kappelle

2001). Las Yungas subtropicales, conocidas regionalmente como selva tucumano-boliviana, se distribuyen en el sur de Bolivia y noroeste de Argentina (19°-29° S), ocupando una superficie aproximada de 56 000 km².

En el contexto de Argentina, las Yungas subtropicales tienen gran importancia en términos de biodiversidad y provisión de bienes y servicios ambientales (Brown et al. 2006). Con relación a la biodiversidad, albergan un elevado número de especies animales y vegetales, que si bien no ha sido cuantificado en detalle, podría llegar a representar hasta un 40% de la riqueza de especies del país, en menos del 2% del territorio continental nacional. En términos de bienes ambientales, las Yungas generan recursos forestales madereros y no madereros de importancia, entre los cuáles podemos destacar el uso de una docena de especies arbóreas maderables comercializadas en los mercados regionales y nacional (Malizia et al. 2009). Por otro lado, el principal servicio ambiental de las Yungas es la provisión de agua para riego y consumo humano (Balvanera 2012), que abarca aproximadamente 400 000 ha de cultivos y alcanza a más de 2 millones de personas.

Una de las principales características de las Yungas subtropicales es su desarrollo sobre un gradiente altitudinal de unos 2000 m de desnivel (ca. 400-2300 msnm). Esta extensión altitudinal alberga una gran heterogeneidad de características ambientales, que se refleja en la composición y riqueza específica de la vegetación desde el pie de las montañas hacia las cimas. En cuanto a los árboles, su distribución en el gradiente altitudinal responde en primer lugar a cambios de precipitación y temperatura y, en segundo lugar, a factores locales relacionados a la topografía y los disturbios (Brown et al. 2001; Blundo et al. 2012). Adicionalmente, los factores ambientales condicionan las estrategias de vida de los árboles, pudiendo generar gradientes de ocurrencia de caracteres funcionales a lo largo del espacio geográfico (Box 1995).

La principal amenaza de las Yungas subtropicales en la actualidad es probablemente la transformación del bosque a otros usos de la tierra, principalmente en áreas bajas planas y de suelos profundos. Adicionalmente, se puede listar la degradación del bosque y de la biodiversidad que alberga, por efectos directos e indirectos del aprovechamiento no sustentable de productos forestales madereros, de la ganadería extensiva no manejada, de incendios forestales y de proyectos de infraestructura y expansión urbana inadecuados, entre otros. Sin embargo, falta a la fecha una evaluación detallada de estos efectos (u otros) realizada a escala regional, que permita cuantificar sus alcances y consecuencias concretas, y las posibles soluciones y compromisos desde una óptica social ambientalmente responsable.

En este trabajo se presenta una revisión del estado de situación actual de las Yungas subtropicales de Argentina. Los objetivos específicos del estudio son: (i) realizar un análisis florístico del gradiente altitudinal de las Yungas, basado en la riqueza y recambio específico, la fenología y los síndromes de dispersión de las especies de árboles; (ii) definir la distribución de los principales pisos altitudinales de vegetación utilizando ensamblajes de modelos de distribución potencial para las especies más características de cada piso altitudinal; (iii) describir espacialmente y cuantificar la historia de transformación del bosque en las últimas cuatro décadas, y analizar las estrategias de conservación vigentes con sus ventajas y limitaciones.

Métodos

Área de estudio

En Argentina, los bosques de estudio en este trabajo pertenecen a la provincia fitogeográfica de las Yungas (Cabrera 1976). Ocupan una superficie actual de aproximadamente 31 000 km² (sin incluir las áreas transformadas para actividades productivas, que suman 14 000 km²), desde la frontera con Bolivia hasta el norte de la Provincia de Catamarca, pasando por las Provincias de Salta, Jujuy y Tucumán (**Fig. 1**). Presentan una longitud de 600 km en sentido norte-sur y menos de 100 km de ancho en sentido este-oeste. El clima es definido como subtropical, con una marcada estación seca (abril a octubre) y nevadas ocasionales durante los meses fríos. A lo largo del gradiente altitudinal se reconocen esquemáticamente tres pisos de vegetación con características fisionómicas y florísticas diferenciadas: (i) selva pedemontana, aproximadamente entre los 400 y 900 msnm en el piedemonte y serranías de escasa altitud, ocupando 11 217 km², con precipitaciones anuales medias de 820 mm (550–1400 mm) y temperatura media anual de 21.5°C (media máxima = 27.6°C, media mínima = 15.4°C); (ii) selva montana, en las laderas de las montañas, aproximadamente entre los 900 y 1600 msnm, con precipitaciones anuales medias de 1800 mm (1100–2300 mm); y (iii) bosque montano, aproximadamente entre los 1600 y 2300 msnm como bosque continuo, con precipitaciones anuales medias de 1100 mm (800–1400 mm). Los dos últimos pisos altitudinales ocupan 19 721 km² y representan, a grandes rasgos, lo que se denomina como bosques nublados (ver González-Espinosa et al. 2012), en los cuáles la neblina puede aportar hasta un 100% adicional a la precipitación vertical (Hunzinger 1997), y la temperatura media anual es de 11.7°C (media máxima = 21.8°C, media mínima = 8.8°C) (Bianchi y Yáñez 1992; Arias y Bianchi 1996; Brown et al. 2001).

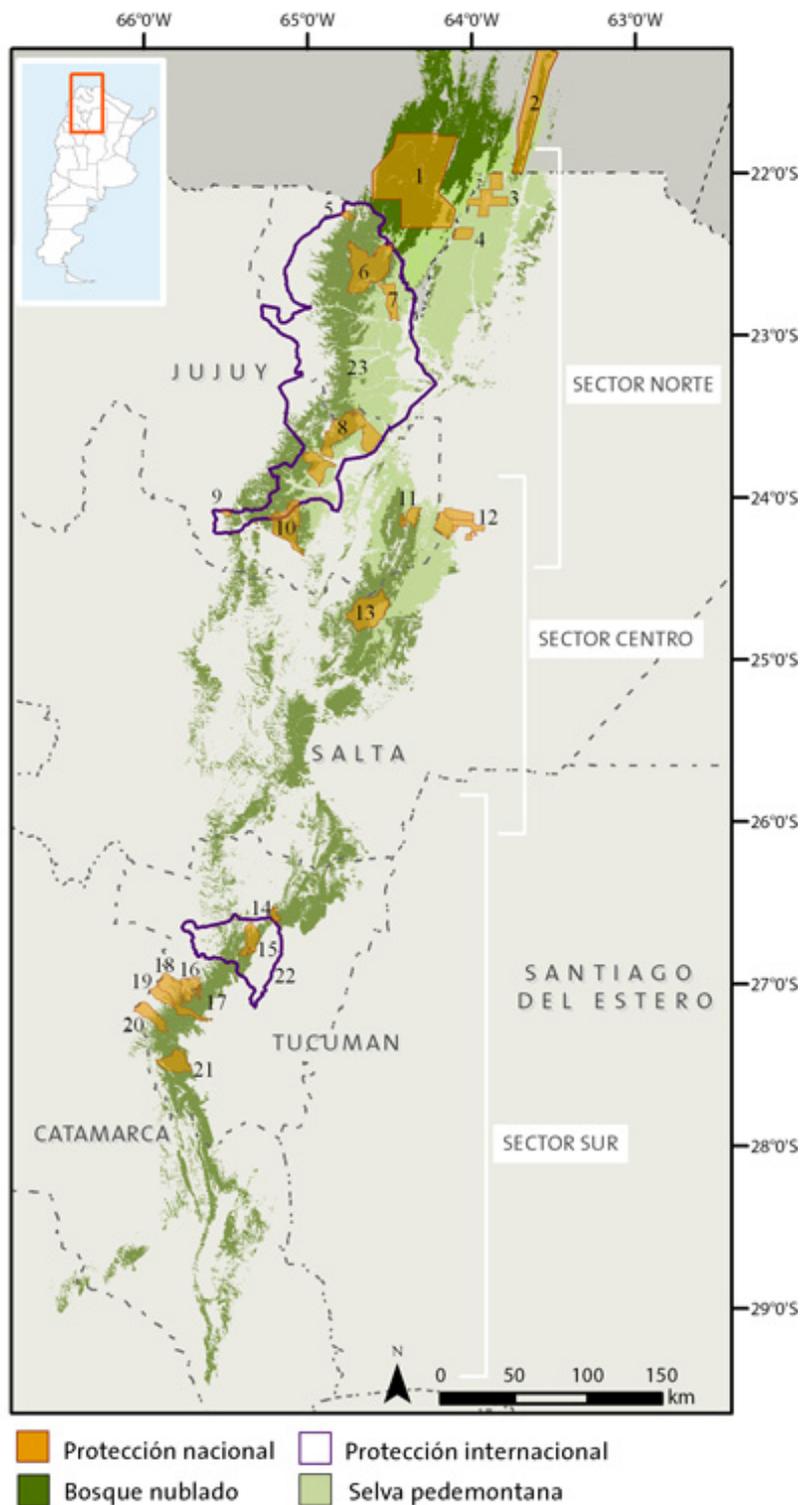


Figura 1. Distribución de Yungas subtropicales en Argentina y Bolivia. Se diferencian las áreas de selva pedemontana y bosque nublado. Las referencias de las áreas protegidas numeradas en este mapa se encuentran en el **Anexo 2**.

Las Yungas en Argentina presentan también un gradiente latitudinal de diversidad biológica originado principalmente por la discontinuidad de las masas de bosques, que responden a la distribución irregular de los cordones montañosos sobre los que se desarrollan. En tal sentido, se reconocen tres sectores geográficos latitudinales (norte, centro y sur; **Fig. 1**) que coinciden con los grandes bloques orográficos y que se contactan entre sí a través de los bosques chaqueños serranos en las áreas intermedias (Brown et al. 2002).

Establecimiento de parcelas permanentes

En 2002 iniciamos el establecimiento de una Red Subtropical de Parcelas Permanentes (RedSPP) en el gradiente altitudinal de las Yungas, cuyo objetivo principal es monitorear a mediano (años) y largo plazo (décadas) la diversidad, estructura y dinámica de los bosques subtropicales del noroeste de Argentina, y relacionar estas observaciones con factores ambientales y caracteres funcionales de las especies.

Actualmente existen 50 parcelas permanentes de 1 ha distribuidas en un gradiente altitudinal de 2000 m y un rango latitudinal de 250 km, incluyendo el sur de Bolivia y las provincias de Salta y Jujuy en Argentina, cubriendo una superficie aproximada de 25 000 km² (**Fig. 2**). Las parcelas están establecidas en los principales pisos de vegetación de las Yungas subtropicales y el ecotono con el chaco seco: tres parcelas en la transición selva pedemontana-chaco (ca. 300 msnm), 20 parcelas en selva pedemontana (ca. 600 msnm), 11 parcelas en selva montana (ca. 1100 msnm), siete parcelas en la transición selva montana-bosque montano (ca. 1600 msnm) y nueve parcelas en bosque montano (ca. 2100 msnm).

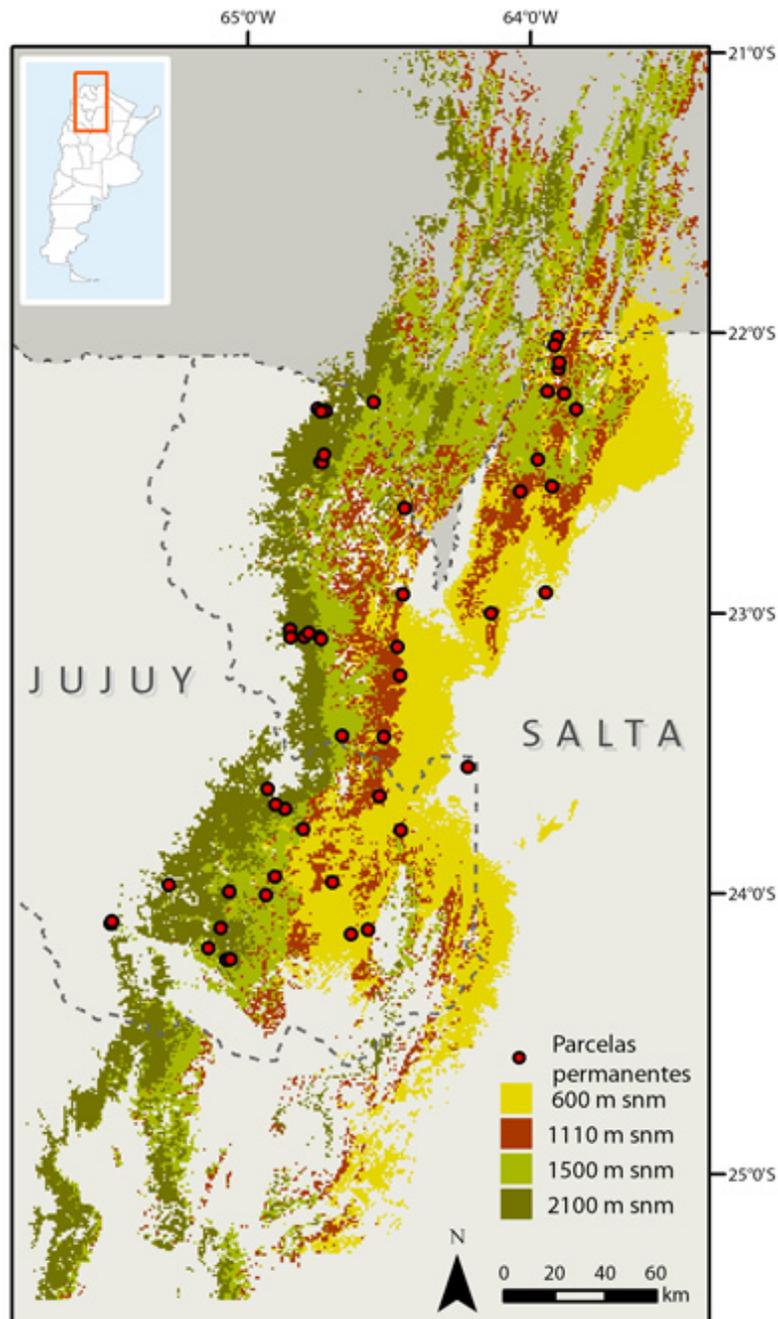


Figura 2. Distribución de pisos altitudinales de Yungas subtropicales en el norte de Argentina, determinados con base en modelos de distribución de especies características de cada piso (600 msnm: selva pedemontana; 1100 msnm: selva montana; 1500 msnm: transición selva montana-bosque montano; 2100 msnm: bosque montano).

Las parcelas son rectangulares (20 x 500 m) y corregidas por pendiente para cubrir 1 ha (Condit 1998). En cada parcela se identificaron, marcaron (con chapa numerada de aluminio) y midieron todos los árboles ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho y altura superior a 1.3 m. Cada individuo se identificó a nivel de especie o morfoespecie, si su identificación en el campo no era posible. El término morfoespecie hace referencia a especies identificables de sus congéneres por uno o más rasgos morfológicos únicos. Colectamos muestras de todas las especies y morfoespecies censadas en las parcelas. Estas muestras fueron consultadas con material identificado de herbarios o distribuidas entre especialistas taxónomos para su correcta identificación. La flora arbórea en el área de estudio es relativamente bien conocida (Digilio y Legname 1966; Legname 1982; Killeen et al. 1993; Demaio et al. 2002). Clasificamos alrededor del 80% de las especies censadas en las parcelas según su fenología foliar (caducifolias, semicaducifolias y siempreverdes) y su modo de dispersión (anemocoria, zocoria y autocoria). Esta tarea se realizó con base en la bibliografía disponible, consultas con expertos y observaciones en el campo.

Análisis

Efectos de las variables ambientales sobre la composición de especies

Realizamos un análisis de correspondencia canónica (ter Braak 1990) con CANOCO 4.5 (Lepš y Šmilauer 2003) para determinar las relaciones entre la variación en la composición de especies y la variación ambiental (variables climáticas, topográficas y de disturbio) (para más detalles ver Blundo et al. 2012). La abundancia relativa de las especies fue transformada (i.e. $\log(x+1)$) para reducir la influencia de las especies dominantes (Lepš y Šmilauer 2003). Realizamos un gráfico de dos dimensiones (especies y variables ambientales significativas) para mostrar el recambio fenológico y la disposición de los síndromes de dispersión de las especies de árboles más comunes a lo largo del gradiente altitudinal.

Modelos de distribución de los pisos altitudinales

Los modelos de distribución se utilizan para predecir los rangos de distribución de las especies o comunidades, con base en localidades de ocurrencia y variables climáticas, topográficas y ambientales, entre otras (Scott et al. 2002; Guisan y Thuiller 2005).

En este trabajo, se elaboraron modelos de distribución para cada uno de los pisos altitudinales de vegetación de las Yungas. A la fecha, los mapas de distribución disponibles representan una esquematización rudimentaria, ya que básicamente toman en cuenta la altitud, a partir de la cual se trazan límites de distribución. Como es de suponer, las especies que componen los pisos de vegetación se van reemplazando de manera gradual en el gradiente, lo que imposibilita encontrar límites marcados en el terreno. Como una aproximación para resolver esta limitación, se pueden proponer decisiones informadas de "corte" basadas en la integración de múltiples especies, para obtener mapas de mayor detalle de la distribución de los ambientes en estudio. Para esto, desarrollamos mapas de distribución para cada una de las cinco especies más características de cada piso altitudinal (**Anexo 1**), utilizando como indicador el Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada especie. El IVI es un índice que expresa la importancia ecológica de las especies dentro de los ecosistemas y resulta de la suma relativa de la densidad, la frecuencia y la dominancia, esta última estimada mediante el área basal ($IVI = DeR + FR + DoR$) (Lamprecht 1990). Luego, superpusimos los mapas de las cinco especies correspondientes a cada piso y consideramos como área de distribución de un determinado piso altitudinal al área donde coincidieron al menos dos de las especies modeladas.

Las variables ambientales utilizadas para la construcción de los modelos incluyeron datos climáticos (Worldclim: <http://www.worldclim.org/download>), topográficos (GLCF: <http://glcf.umd.edu/data/srtm/>) y de vegetación, estos últimos obtenidos a partir de imágenes satelitales (Land Processes Distributed Active Archive Center; Parra et al. 2004). En total, se utilizaron nueve coberturas: temperatura media anual, isothermalidad, estacionalidad en la temperatura, exposición, pendiente, elevación, valor máximo del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés), estacionalidad del NDVI y "verdor" medio (número de meses en los cuales el valor de NDVI se encuentra entre 109 y 150; Holben 1986). Las tres últimas variables son indicadores del verdor o vigor fotosintético de la vegetación en distintas épocas del año.

Se utilizó el programa GARP para modelar la distribución de las especies (Peterson et al. 1999; Anderson et al. 2002). Para cada especie, se obtuvieron 100 modelos y se generó un mapa final para cada una, sumando los 20 mejores modelos de acuerdo a la metodología propuesta por Anderson et al. (2003). Cada modelo fue validado mediante puntos de presencia-ausencia de especies tomados tras la construcción de los modelos. La significancia de los modelos fue evaluada usando la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (Elith y Burgman 2002).

Cambios de uso del suelo

Para determinar el proceso de cambio de uso del suelo, se realizó una interpretación visual de una serie temporal de imágenes satelitales Landsat, que cubren el área plana de las Yungas en el norte de Argentina. Esto se hizo siguiendo el

método desarrollado por el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos de Argentina (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2005). La serie temporal consideró imágenes de los años 1976, 1986, 1990, 2000 y 2010, todas de la estación invernal, tomadas entre los meses de julio y septiembre. Se utilizaron imágenes Landsat MSS y TM (corridas 246-247 y 231-230, filas 75 a 79). Estas imágenes fueron adquiridas de GLCF-USA (<http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>) e INPE-Brasil (<http://www.inpe.br/>). Para cada año, se identificaron zonas con distintos tipos de cultivos y se calculó la superficie total deforestada para cada uno de los años analizados y la tasa anual de transformación. La distinción entre bosque y área productiva es fácil de realizar de forma visual debido al patrón y la forma de la transformación. La distinción entre las distintas actividades productivas es, en algunos casos, más difícil de realizar. Por lo tanto, se definieron categorías productivas generales, y se tomaron como referencia los mapas de cultivos para la región noroeste producidos por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de Argentina. El mapa resultante para el año 2010 fue validado con 100 muestreos de campo distribuidos en toda el área de estudio.

Resultados y Discusión

Análisis florístico del gradiente altitudinal

Riqueza y recambio de especies

En las 50 parcelas permanentes se marcaron y midieron un total de 22 947 árboles, pertenecientes a 158 especies, 124 géneros y 60 familias. El número (i.e. riqueza) promedio de especies, géneros y familias de árboles por hectárea fue máximo a altitudes intermedias (**Fig. 3**). Este patrón de máxima riqueza a altitudes intermedias también ha sido reportado en gradientes altitudinales de bosques neotropicales (Gentry 1988; Lieberman et al. 1996; Vazquez y Givnish 1998; Lopez y Duque 2010) y en gradientes altitudinales de otros bosques subtropicales del mundo (Bhattarai y Vetaas 2003; Carpenter 2005).

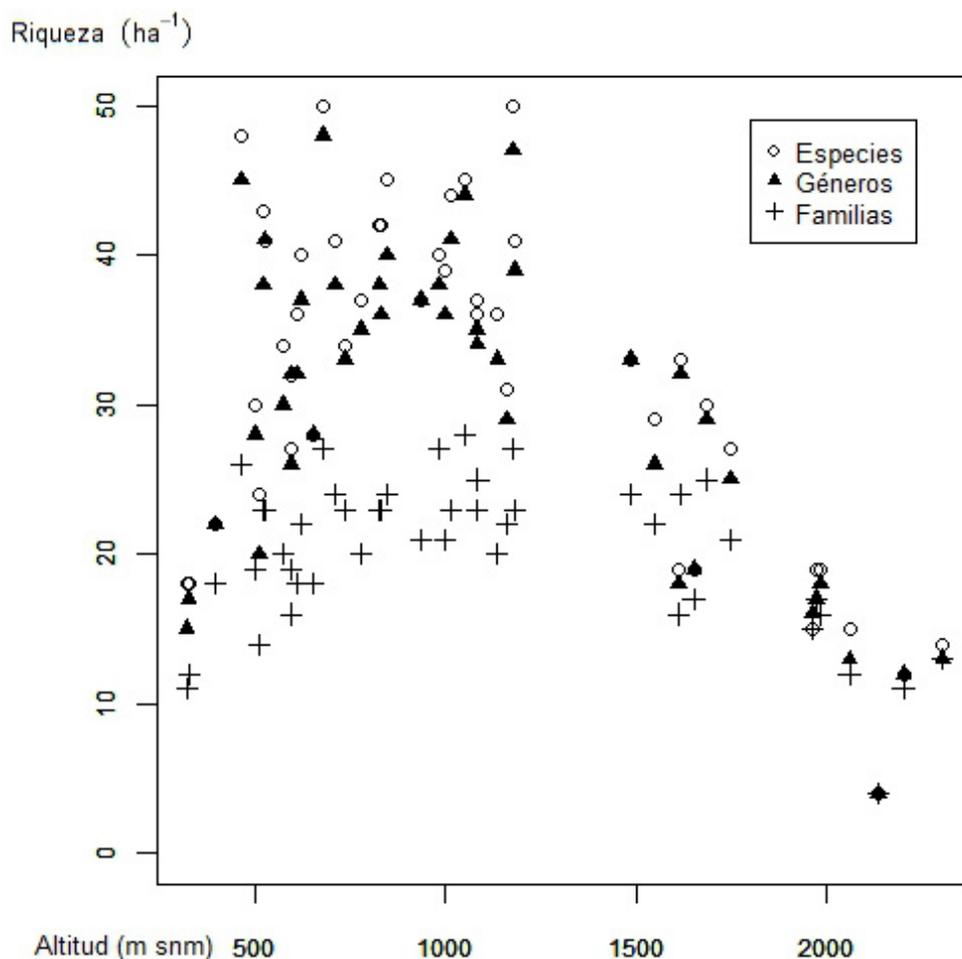


Figura 3. Riqueza de especies, géneros y familias por hectárea en el gradiente altitudinal de las Yungas subtropicales del noroeste de Argentina.

Las familias más diversas en Yungas son Leguminosae (19 especies), Mirtaceae (12), Compositae (6), Anacardiaceae (5), Euphorbiaceae (5) y Rutaceae (5). En la selva pedemontana y la selva montana, la familia Leguminosae presenta una mayor importancia ecológica (i.e. valores altos de IVI), seguida por Sapindaceae, Lauraceae, Euphorbiaceae y especies del género *Cordia* de la familia Boraginaceae. Por encima de los 1600 msnm, las Mirtaceae cobran mayor importancia, seguidas por la única especie representante de las Podocarpaceae, *Podocarpus parlatorei*, las Adoxaceae (*Viburnum seemenii* y *Sambucus nigra*) y las especies de los géneros *Eupatorium* y *Kaunia* de la familia Compositae (**Anexo 1**).

Un número reducido de especies están presentes en todo el gradiente altitudinal con valores relativamente altos de IVI, presentando su mayor importancia ecológica en altitudes intermedias del gradiente. *Allophylus edulis*, *Parapiptadenia excelsa*, *Blepharocalyx salicifolius* y *Cinnamomum porphyrium* están presentes en todo el gradiente y presentan mayor importancia ecológica entre los 1300 y 1500 msnm (**Anexo 1**) (**Fig. 4**). Por encima de los 1500 msnm ocurre el mayor recambio florístico en todos los niveles taxonómicos, inclusive a nivel de familia. En el bosque montano predominan taxones de origen holártico (e.g. *Viburnum seemenii*, *Ilex argentina*, *Juglans australis*) y gondwánico (e.g. *Podocarpus parlatorei*), en oposición al origen tropical de la mayoría de las especies de la selva pedemontana y la selva montana (Brown et al. 2001).

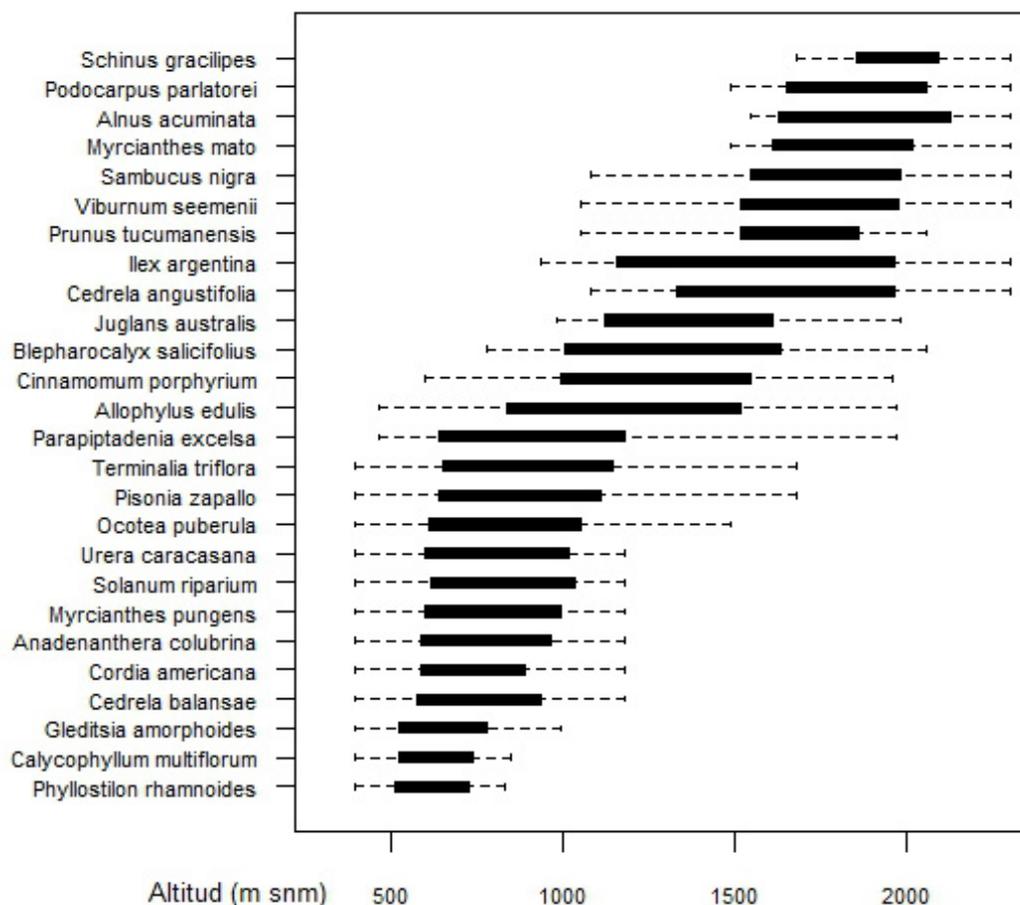


Figura 4. Distribución de las especies con mayor Índice de Valor de Importancia por piso altitudinal (**Anexo 1**). Se detalla el rango altitudinal mínimo-máximo dónde se ha registrado cada especie (líneas punteadas) y la franja altitudinal donde presenta mayor importancia ecológica (cajas).

Fenología y dispersión

En términos generales, la variación en la composición florística se explica en primer lugar por los cambios en las condiciones climáticas a lo largo del gradiente altitudinal, y en segundo lugar por las variables topográficas y de disturbio (Blundo et al. 2012). Este recambio de especies de árboles con la altitud se traduce en un marcado gradiente fenológico y de síndromes de dispersión (**Fig. 5**). Por un lado, la fenología foliar muestra una distribución bimodal, con los mayores números de especies caducifolias en los extremos del gradiente, siendo máximo en la selva pedemontana y en menor medida en el bosque montano, por encima de los 1600 msnm. Por otro lado, las especies semicaducifolias y siempreverdes caracterizan a las elevaciones intermedias, comprendiendo la selva montana y la transición entre la selva montana y el bosque montano, donde especies de las familias Mirtaceae y Lauraceae son las más abundantes.

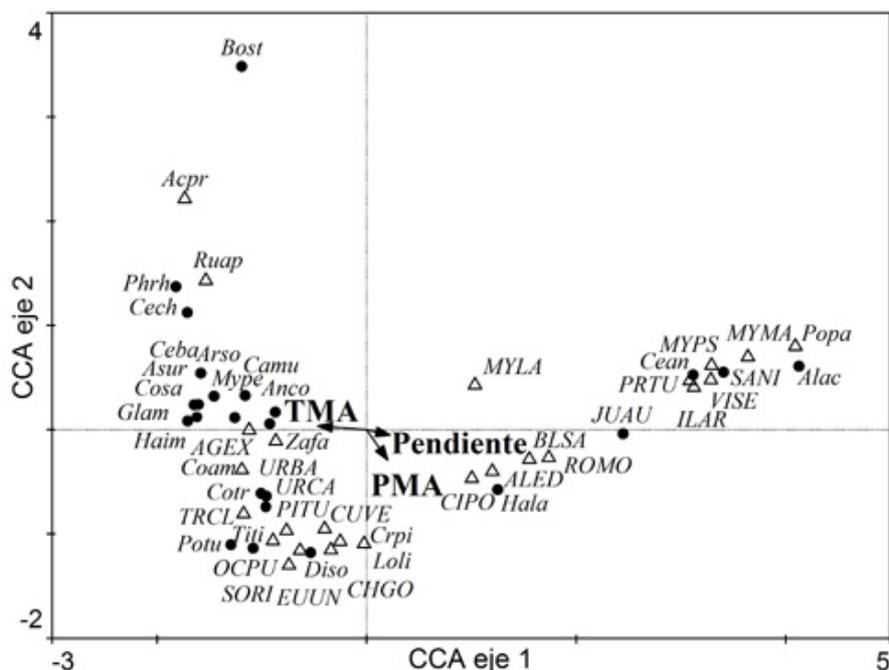


Figura 5. Posición relativa de las especies de árboles más comunes (>10% ajuste y >20% peso) en un análisis de correspondencia canónica (CCA) con 50 parcelas permanentes situadas a lo largo del gradiente altitudinal. El eje 1 del CCA refleja de modo indirecto el gradiente de elevación, desde altitudes bajas situadas a la izquierda hasta altitudes altas situadas a la derecha. Los símbolos indican la fenología: (●) especies caducifolias, (Δ) especies semicaducifolias y siempreverdes. En mayúsculas se mencionan las especies que tienen dispersión por animales y en minúsculas las especies que tienen dispersión por viento. Las flechas indican el sentido y magnitud de las variables ambientales más importantes: PMA = precipitación media anual, TMA = temperatura media anual. Los códigos de las especies se detallan en el **Anexo 1**.

Un patrón fenológico similar fue reportado por Carpenter (2005), quién encuentra que las especies siempreverdes son más abundantes a elevaciones intermedias y las especies caducifolias son más abundantes en ambos extremos del gradiente altitudinal de bosques tropicales y subtropicales en el Himalaya. El recambio de especies caducifolias a semicaducifolias o siempreverdes refleja diferencias fisiológicas en las especies, impuestas por el clima a lo largo del gradiente altitudinal (Borchert et al. 2002). En bosques estacionales, la fenología foliar no está sincronizada, y generalmente los bosques están constituidos por un mosaico de especies de árboles pertenecientes a distintos tipos funcionales, en los cuales el recambio foliar ocurre en diferentes momentos durante la estación seca (Rivera et al. 2002). En la selva pedemontana, >79% de las especies de árboles son caducifolias (Sarmiento 1972), perdiendo la totalidad de su follaje en la estación seca (abril-octubre). A altitudes intermedias, el mayor régimen de precipitaciones y un aporte adicional de humedad debido a la niebla (Hunzinger 1997) explican el alto porcentaje de especies siempreverdes y de especies semicaducifolias que recambian parcialmente su follaje durante la estación seca. Por encima de los 1600 msnm, donde las bajas temperaturas invernales coinciden con la estación seca, vuelve a predominar la pérdida de hojas como respuesta fisiológica a las exigencias impuestas por el clima.

La distribución de los síndromes de dispersión de los propágulos (i.e. semillas o frutos) también se asocia al gradiente altitudinal (**Fig. 5**). Las especies de árboles no dispersadas por animales (i.e. anemocoria y autocoria) caracterizan a la selva pedemontana, mientras que las especies dispersadas por animales (i.e. zoocoria) caracterizan a la selva montana y al bosque montano. Los frutos o semillas dispersados por animales están disponibles durante la estación húmeda, mientras que la dispersión mediada por viento ocurre durante la estación seca, cuando la mayoría de los árboles carecen de follaje (Brown 1995; Brown et al. 2001; Malizia 2001).

El predominio de especies con frutos carnosos o semillas con arilos vistosos en bosques nublados y siempreverdes es un patrón que se repite en los bosques neotropicales, albergando mayor zoocoria los bosques lluviosos (Gentry 1988), en concordancia con la mayor diversidad de avifauna frugívora en estos bosques (Givnish 1998). Alternativamente, la anemocoria es más efectiva en bosques con una marcada estacionalidad, pues durante la estación seca tiende a aumentar la velocidad del viento y la apertura del dosel ya que la mayoría de las especies arbóreas pierden sus hojas en esta época (Vazquez y Givnish 1998).

Prado y Gibbs (1993) sugieren, con base en similitud florística, que la selva pedemontana estaría más emparentada con otros bosques estacionales de Sudamérica (e.g. Caatinga del noreste de Brasil, Mata Atlántica del sur de Brasil y Paraguay y noreste de Argentina) que con los pisos superiores de Yungas (i.e. selva y bosque montano). Siguiendo esta evidencia, la estacionalidad climática y el origen de las especies podrían explicar el predominio de especies caducifolias y dispersadas por el viento en la selva pedemontana.

Distribución de los pisos altitudinales

La superposición de los modelos de distribución de las especies más características de cada piso altitudinal permitió elaborar un mapa de detalle de la distribución de los diferentes pisos altitudinales de Yungas (**Fig. 2**). Este mapa representa a la fecha la mejor aproximación cartográfica de estos pisos de vegetación para el área de estudio.

Consideradas en conjunto, las especies características de la selva pedemontana son las más exclusivas en términos de distribución espacial, ya que un 30% de la distribución de sus especies se presenta separado de las distribuciones de las especies de los otros pisos altitudinales. Las especies características de la selva montana se separan un 12.5% de su área de distribución de las especies de la pedemontana y del sector inferior (1600 msnm) del bosque montano. Las especies características del bosque montano (2100 msnm) son las menos exclusivas de todo el gradiente, ya que sólo presentan un 6% de sus distribuciones sin superposición con la distribución de especies de otros pisos de vegetación.

Uso y conservación

Historia de transformación

Las Yungas subtropicales en Argentina tienen una larga historia de deforestación iniciada a fines del siglo XIX. En la década de 1970 ya se encontraba transformado 18% de las Yungas subtropicales. Este porcentaje fue en incremento constante hasta alcanzar 31% en el año 2010 (**Tabla 1**). Estas áreas transformadas se ubican mayoritariamente (90%) en tierras planas por debajo del 5% de pendiente, correspondientes en su mayoría a selva pedemontana.

Años	Superficie transformada para actividades productivas (km ²)	% transformado con respecto al total transformado	% acumulativo de Yungas transformadas
Hasta 1976	8237	58.7	18.3
1976-1986	10 592	75.5	23.6
1986-1990	10 815	77	24.0
1990-2000	12 304	87.6	27.4
2000-2010	14 038	100	31.2

Tabla 1. Incremento de superficie transformada para actividades productivas en el período 1970-2010 a expensas de las Yungas subtropicales del noroeste de Argentina.

El proceso de transformación a áreas productivas comenzó en el sur de la distribución y se fue extendiendo hacia el norte (**Fig. 6**). Este avance estuvo vinculado a las condiciones climáticas favorables (temperatura y precipitación), a la disponibilidad de agua para riego, a la presencia de grandes superficies planas y a la ampliación del ferrocarril, que permitió trasladar la producción a bajo costo. El cultivo más abundante hasta la década de los 80 fue la caña de azúcar (**Fig. 7**). A partir de este momento, se observó una expansión de las tierras productivas en sentido oeste-este con la incorporación del cultivo de granos, sobre todo en el norte de la distribución de Yungas en Argentina. Este constituye un eje actual de transformación, donde se encuentran los núcleos de deforestación más recientes. Esta expansión se produjo impulsada por la necesidad de nuevas tierras para el cultivo de soja, un producto que se posicionó como altamente rentable desde el punto de vista económico. Estas nuevas tierras de expansión agrícola están localizadas en áreas cercanas al umbral de precipitaciones para la agricultura de secano (600 mm/año). La expansión de las tierras cultivadas hacia el este se vio favorecida por el aumento regional en las precipitaciones ocurridas durante el siglo XX, el desarrollo tecnológico, la incorporación de cultivares transgénicos de soja y el uso de herbicidas eficientes en el control de malezas (Gasparri y Grau 2006).

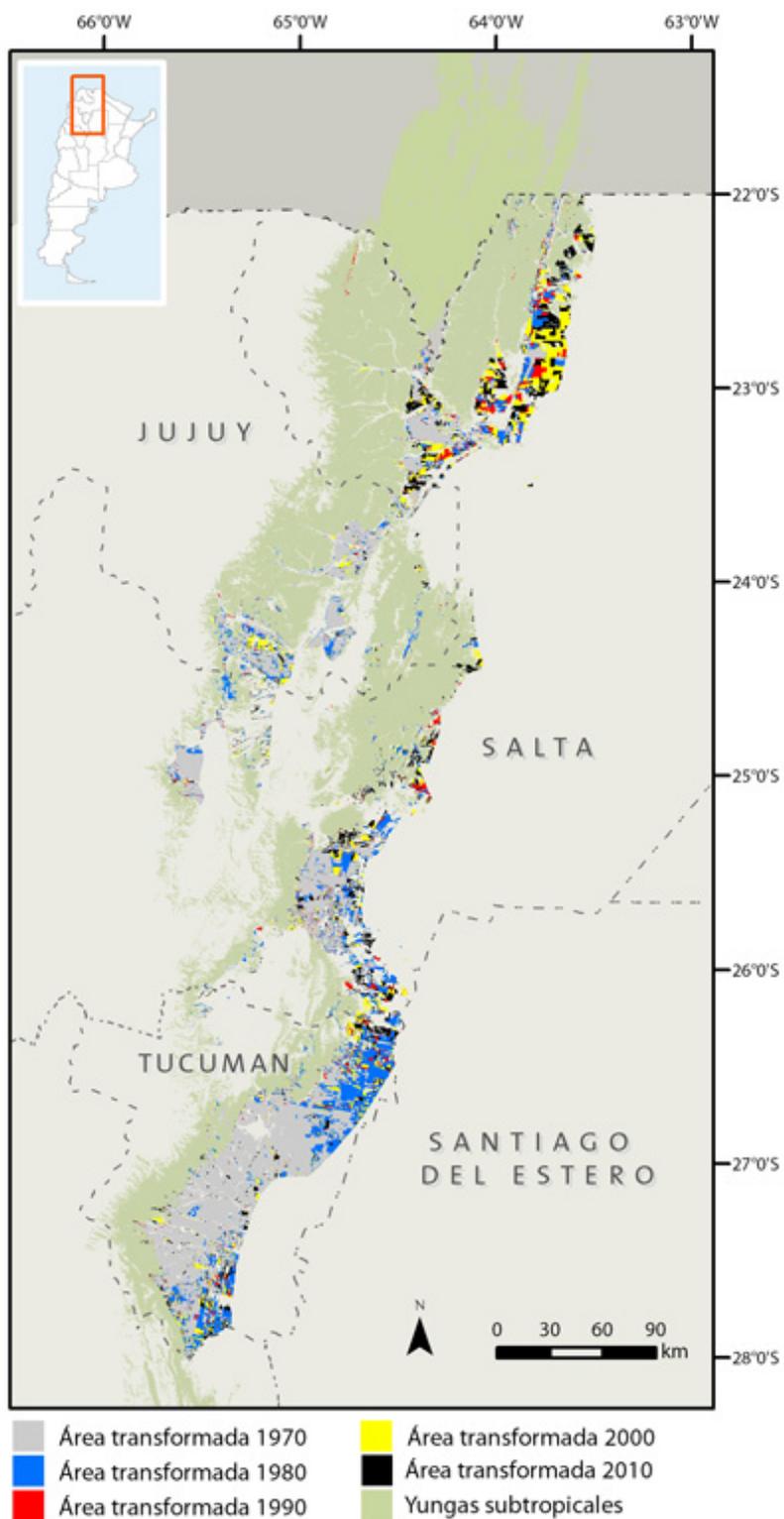


Figura 6. Desarrollo espacial del proceso de cambio de uso de la tierra en las Yungas subtropicales de Argentina, para el periodo 1976-2010. Se presenta el área total transformada hasta la década del 70 y los incrementos en superficie transformada, para cada fecha posterior analizada.

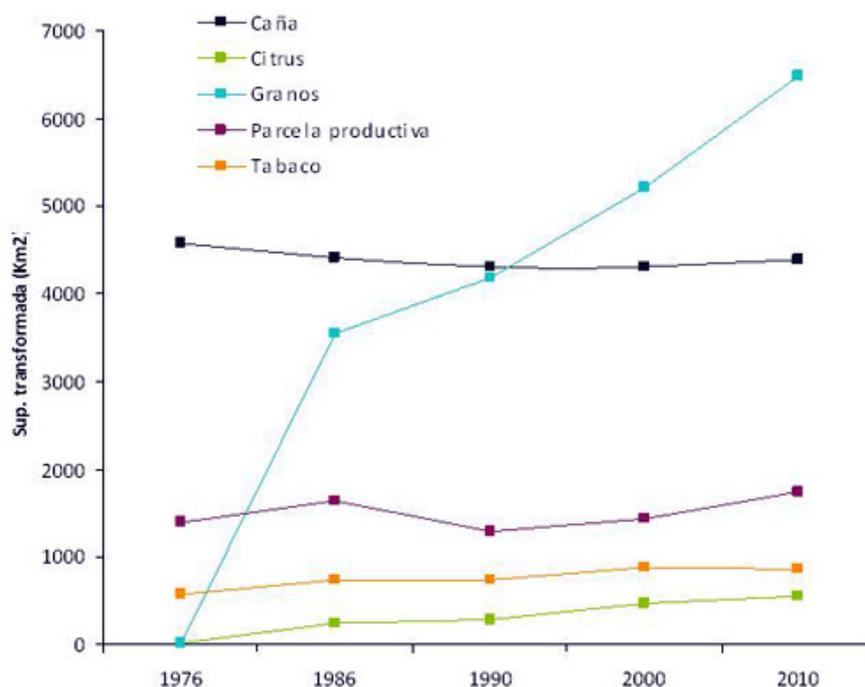


Figura 7. Superficie transformada por diferentes actividades productivas en las Yungas subtropicales de Argentina, para el periodo 1976-2010.

Áreas protegidas

Aproximadamente el 13% de la distribución actual de las Yungas subtropicales de Argentina y Bolivia se encuentra bajo alguna categoría de protección, ya sea nacional, provincial/departamental o municipal, sin considerar las designaciones internacionales (**Tabla 2**). En Argentina, 11% de la distribución actual de Yungas se encuentra protegido, y este valor se eleva a 30% si se consideran las áreas de designación internacional. Los porcentajes de selva pedemontana protegida pueden estar sobreestimados, ya que su distribución se superpone con la distribución de la selva montana (**Tabla 2, Anexo 2**).

Tipo Bosque	Designación	Superficie (km ²)	Protección en km ² (%)
Bolivia			
SP	Nac., Depart. y Mun.	3962	509 (12,8)
BN	Nac., Depart. y Mun.	21 305	3854 (18.1)
Argentina			
SP	Nac., Depart. y Mun.	11 217	1256 (11.2)
BN	Nac., Depart. y Mun.	19 721	2083 (10.6)
SP	Internacional*	11 217	3606 (32.2)
BN	Internacional*	19 721	5447 (27.6)

Tabla 2. Superficie protegida de selva pedemontana (SP) y bosque nublado (BN) en las Yungas subtropicales en Argentina y Bolivia.

Las áreas protegidas se distribuyen a lo largo de casi toda la extensión de las Yungas subtropicales, si bien quedan espacios intermedios sin protección (**Fig. 1**). En Argentina, las áreas protegidas cubren buena parte del gradiente altitudinal del sector norte de Yungas, que para algunos grupos taxonómicos (e.g. mamíferos) es el más diverso (Ojeda et al. 2008; Di Bitetti et al. 2011). En el sector central hay una falta de áreas protegidas, particularmente hacia el oeste y sur de la distribución en la

Provincia de Salta. En el sector sur, debido a la transformación casi completa de la selva pedemontana, sólo se protege el bosque nublado, y no hay áreas protegidas hacia el extremo sur, particularmente en la Provincia de Catamarca (**Fig. 1**).

Las áreas protegidas de designación internacional (Reserva de Biosfera y Bosque Modelo) proponen un manejo del paisaje integrando las áreas protegidas nacionales, provinciales y municipales, que actúan como núcleos. Afuera de estas áreas núcleo, el grado de protección que ofrecen las figuras internacionales es muy flexible, y su implementación efectiva es aún precaria. A pesar de estas limitaciones, las áreas protegidas internacionales, por su mayor tamaño con respecto al resto, incluyen en su diseño territorial a los diferentes pisos altitudinales de Yungas e incluso a sectores de la ecorregión Altoandina, altitudinalmente por arriba de las Yungas, lo que representa un avance positivo en términos de conectividad ambiental. Un desafío importante es el mantenimiento de la vinculación de las Yungas con la ecorregión del Chaco, hoy inferior al 16% de su conexión original. El Chaco se ubica altitudinalmente por debajo de las Yungas y está poco representado en el sistema actual de áreas protegidas. Esto supone una fragilidad del sistema de áreas protegidas, ya que no contempla los intercambios biológicos entre ecorregiones y lo torna más vulnerable frente a los diferentes escenarios de cambio climático.

En un estudio de respuesta de la selva pedemontana al cambio climático para el noroeste de Argentina, se observó que habría una tendencia del ecosistema en su conjunto y de algunas especies en particular, a migrar en altura y hacia el sur, buscando en el futuro condiciones climáticas similares a las actuales (Pacheco et al. 2010). Si esto ocurriera con el bosque nublado, en parte o en toda la extensión de las Yungas subtropicales, se puede hipotetizar que el sistema actual de protección no albergaría necesariamente a largo plazo las mismas superficies o incluso los mismos tipos de bosque que en la actualidad. Por lo tanto, se debería diseñar un sistema de vinculaciones ambientales (e.g. corredores, mosaicos, etc.) bajo distintas formas de manejo que asegure la comunicación entre áreas y ecorregiones, permitiendo intercambios biológicos (e.g. migración de especies, dispersión de propágulos) que acompañen eventuales impactos del cambio climático.

Ordenamiento territorial

En el año 2007 se aprobó en Argentina la Ley 26 331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Esta ley “establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos, y de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad. Asimismo, establece un régimen de fomento y criterios para la distribución de fondos por los servicios ambientales que brindan los bosques nativos.”

En el marco de esta ley, las provincias están obligadas a realizar el ordenamiento territorial de sus bosques nativos, considerando tres categorías de conservación:

- Categoría I (rojo): sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse.
- Categoría II (amarillo): sectores de mediano valor de conservación, que pueden estar degradados, pero que a juicio de la autoridad de aplicación jurisdiccional, con la implementación de actividades de restauración, pueden tener un valor alto de conservación. Estas zonas pueden ser sometidas a aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica.
- Categoría III (verde): sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad.

A la fecha, los ordenamientos territoriales de las provincias del noroeste de Argentina destinan un porcentaje variable de sus superficies a cada una de estas categorías (**Tabla 3**).

Provincia	% rojo	% amarillo	% verde	Sup. total (km ²)
Tucumán	57.8	24.1	18.1	No disponible
Salta	15.6	65.1	19.3	102 307
Jujuy	17.6	68.8	13.6	14 798

Tabla 3. Porcentaje de superficie de las categorías de conservación de los planes de ordenamiento territorial de las masas boscosas de las provincias con Yungas subtropicales en el noroeste de Argentina.

La incorporación de la figura de ordenamiento territorial de los bosques nativos a la normativa argentina se muestra como una herramienta importante para abordar su uso y conservación. Por un lado, permite planificar a mediano plazo, reconociendo la necesidad de realizar revisiones periódicas que incorporen nuevos intereses y necesidades de la sociedad. Por otro, permite

disponer de recursos económicos tanto a los actores estatales como privados para realizar planes de manejo forestal y de conservación del bosque, con fiscalización adecuada de los órganos del gobierno. Esto debería a su vez redundar en un avance hacia el desarrollo de producciones sustentables y en el involucramiento de los privados en una estrategia de conservación regional del bosque, incluidas las Yungas subtropicales.

Conclusiones

Las Yungas subtropicales presentan características ambientales y sociales que se replican a lo largo de los Andes, y de allí que los entendimientos que se logren para un área pueden ser potencialmente aplicados al resto de los bosques andinos y yungueños. En este sentido, los esfuerzos por entender los patrones y procesos que determinan la distribución de los árboles y otros organismos a lo largo del gradiente altitudinal (y latitudinal) son de importancia, tanto para usar como para conservar los bosques andinos.

Las Yungas subtropicales presentan también características propias vinculadas a su historia de uso y conservación. En Argentina, particularmente en las áreas en ladera, la situación relativa en términos de transformación y conservación permite ser moderadamente optimista en comparación con otros países andinos, donde se registran transformaciones sobre grandes espacios de bosques andinos yungueños incluso en sectores de alta pendiente. Sin embargo, no debemos tomar esta situación como algo invariable, ya que nuevos escenarios socio-políticos podrían suscitar cambios drásticos. Por ejemplo, problemas de abastecimiento energético derivados de la reducción del uso de gas natural podrían generar grandes necesidades de biomasa forestal como combustible y/o la habilitación de grandes superficies de bosque para el cultivo de biocombustibles. En este sentido, es muy importante la incorporación de las necesidades y demandas de uso y conservación del bosque en los planes de ordenamiento territorial, que sopesen los diversos intereses y expectativas de los diferentes actores sociales. En el noroeste de Argentina, los planes de ordenamiento territorial con respaldo legal representan una herramienta técnica y política importante, sabiendo a las claras que estos planes deben ser revisados y ajustados a medida que surjan demandas y necesidades en las sociedades que los implementan. En esa dirección, se está avanzando significativamente en la protección de importantes espacios en tierras privadas, que al momento representan una superficie similar a la protección pública de Yungas subtropicales.

En concreto, este trabajo muestra que, de la superficie original de Yungas subtropicales, a la fecha 31% ha sido transformado, 24% está protegido de algún modo y 45% permanece como bosque potencialmente sujeto a algún uso. Este panorama muestra que el camino andado ya es importante y propone importantes desafíos para el futuro. El modelo actual vigente, de conservación casi exclusiva en las áreas protegidas y poca regulación ambiental en los espacios externos, necesita ser revisado. Son momentos de cambio, tal vez más profundos de los que imaginamos, y como tales aún no han sido completamente entendidos e internalizados, y mucho menos implementados. Las próximas décadas mostrarán en la región una mayor intervención del Estado en los temas ambientales, con más participación y presión ciudadana. En este contexto, es importante alcanzar acuerdos sociales que se cimienten tanto en información técnica como en las expectativas de los actores intervinientes, promoviendo espacios de diálogo que se traduzcan en políticas públicas responsables. No sería de extrañar que el futuro nos plantee necesidades de usos más intensos de los sistemas silvestres y de los recursos naturales que albergan. Por ende, necesitamos visualizar e implementar una estrategia más creativa, holística y eficiente de conservación de la biodiversidad.

Para concluir, presentamos una lista de los desafíos que consideramos más importantes para la próxima década:

- Avanzar en una cuantificación detallada de la identidad y distribución de las especies vegetales y animales que albergan las Yungas, considerando aspectos ecológicos y biogeográficos.
- Implementar efectivamente las áreas protegidas existentes y en particular las de designación internacional, que por su mayor superficie relativa y el énfasis que ponen en el desarrollo sustentable y la participación social pueden ser modelos a seguir.
- Analizar la necesidad de proteger nuevos espacios de Yungas a lo largo de su distribución, particularmente en los "huecos" detectados, incorporando activamente los esfuerzos privados.
- Desarrollar una visión holística de uso y conservación de las Yungas en vinculación a las ecorregiones vecinas, particularmente el Chaco, atendiendo incluso los potenciales impactos del cambio climático.
- Integrar más profundamente las visiones y expectativas productivas y ambientales, generando equipos de trabajo interdisciplinarios e instancias de toma de decisión compartidas entre gobiernos, empresas, comunidades locales y organizaciones de la sociedad civil.
- Revisar periódicamente los ordenamientos territoriales provinciales e incorporar más profundamente las vinculaciones interprovinciales.
- Desarrollar más y mejores mecanismos de integración entre Bolivia y Argentina para alcanzar visiones y desarrollar acciones conjuntas para las Yungas subtropicales.

Referencias

- Anderson, R., Peterson, A., Gómez-Laverde, M. 2002. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South America pocket mice. *Oikos* 98:3-16.
- Anderson, R., Lew, D., Peterson, A. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Arias, M., Bianchi, A. 1996. *Estadísticas climatológicas de la Provincia de Salta*. INTA, Salta, Argentina.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1):136-147.
- Bhattarai, K.R., Vetaas, O.R. 2003. Species richness on a subtropical elevation gradient in Nepal. *Global Ecology and Biogeography* 12:327-340.
- Bianchi, A., Yáñez, C. 1992. *Las precipitaciones en el noroeste de Argentina*. (Segunda edición). INTA, Salta, Argentina.
- Blundo, C., Malizia, L.R., Blake, J.G., Brown, A.D. 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology* 28:83-95.
- Borchert, R., Riverra, G., Hagnauer, W. 2002. Modification of vegetative phenology in a tropical semideciduous forest by abnormal drought and rain. *Biotropica* 34:27-39.
- Box, E. 1995. Factors determining distributions of tree species and plant functional types. *Vegetatio* 121:101-116.
- Brown, A.D. 1995. Fitogeografía y conservación de las selvas de montaña del noroeste de Argentina. En: Churchill, S.P., Balslev, H., Forero, E., Luteyn, J.L. (eds.). *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*, pp. 663-672, New York Botanical Garden, Nueva York, USA.
- Brown, A.D., Grau, A., Lomáscolo, T., Gasparri, N.I. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. *Ecotrópicos* 15:147-159.
- Brown, A.D., Grau, H.R., Malizia, L.R., Grau, A. 2001. Argentina. En: Kappelle, M., Brown, A.D. (eds.). *Bosques nublados del geotrópico*, pp. 623-659, Instituto Nacional de Biodiversidad, San José, Costa Rica.
- Brown, A.D., Kappelle, M. 2001. Introducción a los bosques nublados neotropicales. En: Kappelle, M., Brown, A.D. (eds.). *Bosques Nublados de Latinoamérica*, pp. 25-40, Editorial INBio, Costa Rica.
- Brown, A.D., Pacheco, S., Lomáscolo, T., Malizia, L.R. 2006. Situación ambiental de los Bosques Andinos Yungueños. En: Brown, A., Martínez Ortíz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.). *La situación ambiental argentina 2005*, pp. 53-61, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En: Parodi, L.R. (ed.) *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Tomo II, Fasc. I. (Segunda edición.) pp. 27, Editorial ACME SACI. Buenos Aires. Argentina
- Carpenter, C. 2005. The environmental control of plant species density on Himalayan elevation gradient. *Journal of Biogeography* 32:999-1018.
- Condit, R. 1998. Tropical forest census plots: methods and results from Barro Colorado Island, Panama and a comparison with others plots. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Di Bitteti, M.S., Albanesi, S., Fouget, M.J., Cuyckens, G.A.E., Brown, A.D. 2011. The Yungas Biosphere Reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. *Cat News* 54:25-29.
- Digilio, A., Legname, P. 1966. Los árboles indígenas de la Provincia de Tucumán. *Opera Lilloana* 15:1-107.
- Demaio, P., Karlin, U.O., Medina, M. 2002. *Árboles nativos del Centro de Argentina*. L.O.L.A., Buenos Aires. Argentina.

- Elith, J., Burgman, M. 2002. Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. En: Scott, J., Heglund, P., Morrison, M., Haufler, J., Raphael, R., Wall, W., Samson, F. (eds.). *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*, pp 303-313, Island Press, Washington, DC., USA.
- Gasparri, N.I, Grau, H.R. 2006. Patrones regionales de deforestación en el subtropico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. En: Brown, A.D., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.), *Situación Ambiental Argentina 2005*, pp 442-6, Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Gentry, A. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographic gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:1-34.
- Givnish, T.J. 1998. Adaptive plant evolution on islands: classical patterns, molecular data, new insights. En: Grant, P. (ed.), *Evolution on islands*, pp. 281-304, Oxford University Press, Oxford, UK.
- González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. 2012. Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21(1):36-52.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Holben, B., 1986. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* 7:1417-1434.
- Hunzinger, H. 1997. Hydrology of montane forests in the Sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. *Mountain Research and Development* 17: 299-308.
- Killeen, T., Garcia, E., Beck, S. 1993. *Guía de árboles de Bolivia*. Herbario Nacional de Bolivia, La Paz.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los Trópicos*. GTZ, Eschborn, Alemania.
- Legname, P. 1982. Árboles indígenas del noroeste argentino. *Opera Lilloana* 34:1-226.
- Lepš, S., Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., Hartshorn, G.S. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84:137-152.
- López, W., Duque, A. 2010. Patrones de diversidad alfa en tres fragmentos de bosques montanos en la región nortes de los Andes, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 58:483-498.
- Malizia, L.R. 2001. Seasonal fluctuations of birds, fruits and flowers in a subtropical forest of Argentina. *Condor* 103: 45-61.
- Malizia, L.R., Pacheco, S., Loiselle, B. A. 2009. Árboles de valor forestal en las Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P. (eds.). *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*, pp. 105-120, Ediciones del Subtrópico, Fundación ProYungas. Tucumán, Argentina.
- Ojeda, R.A., Bárquez, R.M., Stadler, J., Brandl, R. 2008. Decline of mammal species diversity along the Yungas forest of Argentina. *Biotropica* 40:515-521.
- Pacheco, S., Malizia, L.R., Cayuela, L. 2010. Effects of climate change on subtropical forests of South America. *Tropical Conservation Science* 3:423-437.
- Parra, J., Graham, C., Freile, J. 2004. Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes. *Ecography* 27:350-360.
- Peterson, A., Soberón, J., Sánchez-Cordero, V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265-1267.

Prado, D., Gibbs, P. E. 1993. Patterns of species distribution in the Dry Seasonal Forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 902-927.

Rivera, G., Elliott, S., Caldas, L.S., Nicolossi, G., Coradin, V.T.R., Borchert, R. 2002. Increasing day-length induces spring flushing of tropical dry forest trees in absence of rain. *Trees* 16: 445-456.

Sarmiento, G. 1972. Ecological and floristic convergences between seasonal plant formations of tropical and subtropical South America. *Journal of Ecology* 60: 367-410.

Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. 2002. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, DC. USA.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2005. *Primer inventario nacional de bosques nativos*. Proyecto bosques nativos y áreas protegidas BIRF 4085-AR 1998-2001 República Argentina. Informe Regional Selva Tucumano Boliviana. Disponible en: http://aplicaciones.medioambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/PINBN/STB/stb_informe_pinbn.pdf

ter Braak, C. J. F. 1990. Interpreting canonical correlation analysis through biplots of structural correlations and weights. *Psychometrika* 55:519-531.

Vazquez, J.A., Givnish, T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlan. *Journal of Ecology* 86: 999-1020.

Anexo 1

Lista de las 158 especies registradas en las 50 parcelas permanentes establecidas en el gradiente altitudinal de Yungas subtropicales de Argentina. Se detalla el Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies por piso altitudinal y el código de la especie correspondiente a la **Figura 5**. La nomenclatura botánica se basó en The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>). Se indican las especies usadas en los modelos de distribución y entre paréntesis la altura para la cual fueron usadas.

Familia	Especie	Código Fig. 3	IVI				
			300	600	1100	1600	2100
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus praecox</i>	Acpr	106.0	91.5	10.1		
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i> (2100)	SANI		5.0	20.6	73.0	75.0
	<i>Viburnum seemenii</i>	WISE			30.2	90.8	71.1
Anacardiaceae	<i>Astronium urundeuva</i>	Asur	33.6	89.1	20.7		
	<i>Loxopterygium grisebachii</i>			10.5			
	<i>Schinopsis lorentzii</i>		36.5				
	<i>Schinopsis marginata</i>			27.0			
	<i>Schinus gracilipes</i> (2100)					28.8	73.0
	<i>Schinus meyeri</i>					14.3	14.8
Annonaceae	<i>Rollinia emarginata</i>			5.0			
Apocynaceae	<i>Aspidosperma quebracho-blanco</i>		34.4	5.3			
Aquifoliaceae	<i>Ilex argentina</i> (1600)	ILAR			20.6	115.9	59.4
Araliaceae	<i>Aralia soratensis</i>	Arso		56.7	50.4		
	<i>Oreopanax kuntzei</i>					59.2	14.4
Asparagaceae	<i>Cordyline spectabilis</i>					14.3	
Berberidaceae	<i>Berberis jobii</i>						57.9
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	Alac				48.8	64.5
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Haim		84.4	10.2		
	<i>Handroanthus lapacho</i>	Hala		6.0	43.2	65.1	
	<i>Handroanthus ochraceus</i>			40.6	40.9		
	<i>Jacaranda mimosifolia</i>			35.5			
	<i>Tecoma stans</i>				10.6		
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (600)	Coam		103.7	51.8		
	<i>Cordia saccellia</i>	Cosa	33.4	88.1	20.1		
	<i>Cordia trichotoma</i>	Cotr		79.6	82.0		
Cactaceae	<i>Cereus forbesii</i>			15.1			
Cannabaceae	<i>Celtis ehrenbergiana</i>		67.7				
	<i>Celtis iguanea</i>			25.3		14.4	
Capparaceae	<i>Capparis petiolaris</i>			26.2			
	<i>Capparis retusa</i>			5.0			
Cardiopteridaceae	<i>Citronella apogon</i>				10.4	58.4	28.8
Caricaceae	<i>Carica quercifolia</i>			5.0			
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i>				10.0		14.7
Combretaceae	<i>Terminalia triflora</i> (1100)	Tetr	34.9	81.8	105.7	60.8	14.3
Compositae	<i>Baccharis latifolia</i>						12.7
	<i>Cnicothamnus lorentzii</i>			5.0	10.0		
	<i>Eupatorium arachnoideum</i>				10.6	14.4	
	<i>Kaunia lasiophthalmum</i>				10.7	14.3	
	<i>Kaunia saltense</i>		5.0	10.1	71.7	43.3	
	<i>Tessaria integrifolia</i>			5.0			
Cunoniaceae	<i>Weinmannia boliviensis</i>			5.5			14.4
Cyatheaceae	<i>Alsophila odonelliana</i>				11.1	14.3	

Elaeocarpaceae	<i>Crinodendron tucumanum</i>			10.1	15.2	51.7	
	<i>Vallea stipularis</i>					15.1	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i>			25.4			
Escalloniaceae	<i>Escallonia millegrana</i>				28.8	14.4	
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscopus vitifolius</i>			30.5			
	<i>Croton piluliferus</i>	Crpi		36.2	88.8	15.0	
	<i>Jatropha hieronymi</i>			5.0			
	<i>Sapium haematospermum</i>		71.3		41.2		
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>			60.6	40.8	14.3	
Juglandaceae	<i>Juglans australis</i>	JUAU		53.2	95.0	29.5	
Lamiaceae	<i>Aegiphila saltensis</i>			20.2	29.0		
Lauraceae	<i>Cinnamomum porphyrium</i>	CIPO		21.0	91.5	76.9	14.3
	<i>Nectandra cuspidata</i>			5.8	54.2		
	<i>Ocotea puberula</i> (1100)	OCPU		88.2	96.0	14.3	
Leguminosae	<i>Acacia caven</i>						14.3
	<i>Acacia praecox</i>		100.9				
	<i>Amburana cearensis</i>			30.2			
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (600)	Anco	66.8	123.1	75.6		
	<i>Caesalpinia paraguariensis</i>		113.1	20.5			
	<i>Caesalpinia pluviosa</i>			10.3			
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>			30.6	30.2		
	<i>Erythrina falcata</i>				20.2	59.7	
	<i>Geoffraea decorticans</i>		39.2				
	<i>Gleditsia amorphoides</i>	Glam	69.1	94.0			
	<i>Inga edulis</i>			10.3	41.3		
	<i>Inga marginata</i>			15.7	44.8		
	<i>Inga saltensis</i>			5.2	20.7		
	<i>Lonchocarpus lilloi</i>	Loli		31.3	63.5		
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	Mype		92.6	72.0	14.3	
	<i>Parapiptadenia excelsa</i> (1100 y 1600)		37.2	97.1	107.5	112.8	14.3
	<i>Piptadenia viridiflora</i>			5.0			
	<i>Prosopis alba</i>		73.0				
	<i>Prosopis nigra</i>		68.6				
	<i>Pterogyne nitens</i>			5.2			
	<i>Senna spectabilis</i>			40.3	50.2		
	<i>Tipuana tipu</i>	Titi		48.3	44.8		
Malpighiaceae	<i>Ptilochaeta nudipes</i>			5.0			
Malvaceae	<i>Ceiba chodatii</i>	Cech	67.3	75.1	10.2		
	<i>Heliocarpus popayanensis</i>			15.3	61.4		
	<i>Luehea grandiflora</i>				50.7		
	<i>Pseudobombax argentinum</i>			45.9			
	<i>Tartaglia roseorum</i>			10.1			
Melastomataceae	<i>Miconia molybdea</i>			5.0	69.6		
Meliaceae	<i>Cedrela angustifolia</i> (2100)	Cean			41.3	96.7	77.0
	<i>Cedrela balansae</i> (600)	Ceba	34.9	100.4	61.2		
	<i>Trichilia clausenii</i>	TRCL		84.8	82.3		
Moraceae	<i>Ficus maroma</i>			11.2	22.3		
	<i>Maclura tinctoria</i>			35.9			
	<i>Morus insignis</i>				10.1	28.7	
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>			5.1			

Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (1600)	BLSA	25.8	78.8	123.3	29.7	
	<i>Eugenia hyemalis</i>				14.5		
	<i>Eugenia moraviana</i>		10.1				
	<i>Eugenia repanda</i>		5.0				
	<i>Eugenia uniflora</i>	EUUN	48.6	51.3			
	<i>Gomidesia barituensis</i>				31.6		
	<i>Myrcianthes callicoma</i>				14.7	14.3	
	<i>Myrcianthes mato</i>	MYMA			103.3	73.6	
	<i>Myrcianthes pseudomato</i>	MYPS		10.0	81.5	58.1	
	<i>Myrcianthes pungens</i>		97.0	72.9			
	<i>Paramyrciaria ciliolata</i>			71.1	14.3		
	<i>Siphoneugena occidentalis</i>			30.2	31.9		
	Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea stipitata</i>	Bost	104.3	30.2	21.4	14.4
<i>Pisonia zapallo</i> (1100)				82.1	95.3	43.7	
Olacaceae	<i>Ximenia americana</i>		66.8				
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i>	AGEX	91.8	51.0			
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus acuminatus</i>			10.0			
Picrodendraceae	<i>Parodiodendron marginivillosum</i>		5.0				
Piperaceae	<i>Piper tucumanum</i>	PITU	45.9	82.2			
Podocarpaceae	<i>Podocarpus parlatoresi</i> (2100)	POPA			113.9	209.0	
Polygonaceae	<i>Coccoloba cordata</i>		20.1	10.0			
	<i>Coccoloba tiliacea</i>		40.6	40.9			
	<i>Ruprechtia apetala</i>	Ruap	104.5	79.4	31.9		
	<i>Ruprechtia laxiflora</i>		67.4	46.2	82.0	43.5	
	<i>Ruprechtia triflora</i>		115.9		62.2	45.2	14.5
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>				14.4		
	<i>Myrsine laetevirens</i>	MYLA	36.0	15.1	83.0	73.9	
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	Romo	5.0				
Rhamnaceae	<i>Condalia buxifolia</i>		35.1		14.3	57.4	
	<i>Rhamnus sphaerosperma</i>		5.0	20.4	58.2		
	<i>Scutia buxifolia</i>			91.8	51.0		
	<i>Ziziphus mistol</i>		111.6				
Rosaceae	<i>Prunus tucumanensis</i> (2100)	PRTU		72.3	90.5	104.8	
Rubiaceae	<i>Calycophyllum multiflorum</i> (600)	Camu		100.1			
	<i>Coutarea hexandra</i>			35.4	10.1		
	<i>Pogonopus tubulosus</i>	Potu		47.8	30.1		
	<i>Randia armata</i>				20.1	28.7	72.8
Rutaceae	<i>Citrus aurantium</i>			10.1	14.3		
	<i>Zanthoxylum coco</i>				58.1		
	<i>Zanthoxylum fagara</i>	Zafa		40.3	20.1		
	<i>Zanthoxylum petiolare</i>		67.2	61.2	41.6		
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>			30.1	30.3		
Salicaceae	<i>Azara salicifolia</i>				14.4	14.3	
	<i>Casearia sylvestris</i>			15.2	10.0		
	<i>Salix humboldtiana</i>		33.5				
	<i>Xylosma longipetiolata</i>			15.3		57.9	28.8
	<i>Xylosma pubescens</i>			5.0	40.3		
Santalaceae	<i>Acanthosyris falcata</i>		33.5	15.1			
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (1100 y 1600)	ALED	46.1	103.4	118.9	14.4	
	<i>Athyana weinmanniifolia</i>			20.9			
	<i>Cupania vernalis</i>	CUVE	62.9	82.8	43.8		
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Diso	73.0	86.9	14.6		
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	CHGO	64.0	79.1	14.3		
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i>			40.8	20.2	43.4	
	<i>Sideroxylon obtusifolium</i>		67.0				

Solanaceae	<i>Solanum riparium</i>	SORI	76.4	92.2		
	<i>Solanum trichoneuron</i>		10.0	60.3	43.0	15.2
	<i>Vassobia breviflora</i>		25.3	40.9	57.7	14.3
Styraceaceae	<i>Styrax subargenteus</i>			11.1	29.7	
Ulmaceae	<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (600)	Phrh	101.0	95.3	10.0	
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i>				10.0	
	<i>Myriocarpa stipitata</i>			26.6	10.4	
	<i>Urera baccifera</i>	URBA		88.3	81.8	
	<i>Urera caracasana</i>	URCA		83.7	93.5	
Verbenaceae	<i>Citharexylum joergensenii</i>					14.8
	<i>Duranta serratifolia</i>				87.7	57.6

Anexo 2

Áreas protegidas de las Yungas subtropicales en Argentina y Bolivia (BN: bosque nublado; SP: selva pedemontana). N°: hace referencia al número en la Figura 1. SR: sin representación en la **Figura 1**.

N°	País	Designación/ Administración	Nombre	Superficie (km ²)	Ambiente
SR	Bol.	Nacional/ SERNAP-Chuquisaca	Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Serranía del Iñaño	2630	BN, SP
1	Bol.	Nacional/ SERNAP	Reserva Nacional de Flora y Fauna Tariquíá	2468	BN, SP
2	Bol.	Nacional/ SERNAP c/Municipios del Gran Chaco	Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Serranía del Aguara Güe	1083	BN, SP
3	Arg.	Provincial/Salta	Reserva Provincial de Usos Múltiples Acambuco	314	SP
4	Arg.	Provincial/Salta	Piarfon	87	SP
5	Arg.	Nacional/APN	Reserva Nacional El Nogalar de los Toldos	32	BN
6	Arg.	Nacional/APN	Parque Nacional Baritú	622	
7	Arg.	Provincial/Salta	Parque Provincial Laguna Pintascayo	155	SP
8	Arg.	Nacional/APN	Parque Nacional Calilegua	737	BN, SP
9	Arg.	Provincial/Jujuy c/ONG	Parque Provincial Potrero de Yala	17	BN
10	Arg.	Municipal/ Palpalá	Reserva Ecológica de Uso Múltiple Serranías del Zapla	371	BN, SP
11	Arg.	Provincial/Jujuy	Reserva Natural Provincial Las Lancitas	97	BN, SP, Chaco
12	Arg.	Nacional y Salta	Parque Nacional y Reserva Nacional Campo Pizarro	322	SP, Chaco
13	Arg.	Nacional/APN	Parque Nacional El Rey	419	BN, SP
14	Arg.	Provincial/ Tucumán	Reserva Natural Aguas Chiquitas	33	BN
15	Arg.	Nacional/UNT	Parque Sierra de San Javier	141	BN
16	Arg.	Provincial/ Tucumán	Parque Provincial Los Ñuñorcos	130	BN
17	Arg.	Provincial/ Tucumán	Reserva Provincial Los Sosa	12	BN
18	Arg.	Provincial/ Tucumán	Reserva Provincial Quebrada del Portugués	181	BN
19	Arg.	Provincial/ Tucumán	Reserva Forestal La Florida	175	BN, SP
SR	Arg.	Municipal/Yerba Buena c/ONG	Parque Percy Hill	0.01	SP
20	Arg.	Nacional/APN	Parque Nacional Campo de los Alisos	155	BN

21	Arg.	Provincial/ Tucumán	Reserva Provincial Santa Ana	195	BN
22	Arg.	Internacional/ Tucumán	Bosque Modelo Tucumán	1806	BN
23	Arg.	Internacional/ Salta y Jujuy	Reserva de Biosfera de las Yungas	13 489	BN, SP
SR	Arg.	Municipal/S. S. de Jujuy	Parque Botánico Barón C. M. Schuel	0.15	BN
SR	Arg.	Municipal/S. S. de Jujuy	Reserva Natural Municipal Río Xibi - Xibi	0.3	Ribereño
SR	Arg.	Provincial/ Tucumán	Parque Provincial Aconquija	5	BN
SR	Arg.	Provincial/ Tucumán	Parque Provincial Ibatín	1	Ribereño

Caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México

M. Olvera-Vargas¹, B.L. Figueroa-Rangel¹

(1) Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de la Costa Sur. Apartado Postal # 108. Autlán de Navarro, Jalisco. CP. 48900. México.

Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L. (2012). Caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México. Ecosistemas 21(1-2):74-84.

Se estudiaron tres asociaciones florísticas dominadas por encinos (*Quercus* spp) en bosques montanos del centro-occidente de México con el fin de conocer si existe diferenciación estructural de sus poblaciones en función de las características del sitio donde se localizan. Se establecieron 84 parcelas circulares a lo largo de un gradiente ambiental de 10 km. Las variables consideradas para caracterizar la estructura de las poblaciones fueron la densidad, el área basal, la distribución diamétrica y un índice de rendimiento (IR) estimado mediante la sumatoria de los valores de densidad relativa y volumen relativo de cada una de las especies presentes en cada asociación florística. Para cada especie se estimó el coeficiente de Gini con el fin de determinar si se presenta una desigualdad en la distribución diamétrica de las poblaciones en función de la asociación florística donde se localiza; además se aplicó una prueba no-paramétrica para evaluar la diferencia en tamaños diamétricos de las seis especies que presentaron las abundancias más sobresalientes entre asociaciones y un modelo lineal general para determinar si la especie y la asociación donde ésta se encuentra, tiene un impacto en el tamaño diamétrico.

Los resultados indicaron que existe diferenciación estructural entre especies de acuerdo a la asociación florística; la asociación donde se encontró el mayor número de especies de encino coexistiendo en el dosel (ocho especies), presentó valores intermedios de IR y la mayor desigualdad (G) en tamaños diamétricos. Con respecto a la variación de los tamaños diamétricos, solo tres especies mostraron diferencias significativas entre asociaciones. A partir de los resultados obtenidos se hipotetiza que la estructura diferencial de las especies por asociación, y en particular el tamaño diamétrico de las especies de encino, puede ser una respuesta estratégica de las especies para compartir, proporcionalmente al tamaño, los recursos del sitio y coexistir en el dosel.

Palabras clave: Coeficiente de Gini, Densidad, Distribución diamétrica, Índice de rendimiento, Volumen

Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L. (2012). Structural characterization of oak-dominated montane forests in west-central Mexico. Ecosistemas 21(1-2):74-84.

Three floristic associations dominated by oaks (*Quercus* spp) in montane forests in west-central Mexico were studied in order to discern population differential structure among them. Eighty-four circular plots were established along a 10 km environmental gradient. Structural characterization included density, basal area, diametric distributions and index of performance (IP); the IP estimated through the sum of relative density and volume of each species by association. The analysis consisted of an estimation of the Gini coefficient (G) to determine diameter distribution equality, a non-parametric test to evaluate differences in diameter sizes for the six more important species among the three floristic associations, and a general lineal model to determine the effect of the species and the floristic association in diameter sizes.

Results indicated that there is structural differentiation among species in relation to the floristic association. The floristic association with the largest number of oak species (eight species) coexisting in the canopy presented intermediate values of IP and the highest inequality (G) in diameter sizes; only three species showed statistical significant differences in diameter sizes among associations.

Species structural differentiation by association, in particular oak species diameter size, seems to be a species strategic response to share site resources, proportional to their sizes, in order to coexist in the canopy.

Keywords: Density, Diameter distribution, Gini coefficient, Index of Performance, Volume

Introducción

La estructura de un sitio forestal es el resultado de los hábitos de crecimiento de las especies arbóreas, así como de las condiciones ambientales y de las prácticas de manejo bajo las cuales se desarrolló y originó el sitio a través del tiempo

(Wenger 1984). De esta manera la caracterización estructural se constituye en uno de los fundamentos principales para el entendimiento de la distribución y dominancia espacial de las especies forestales. La variación estructural de las poblaciones forestales depende en gran medida de la composición de especies de las comunidades, de tal forma que una misma especie puede presentar diferente condición estructural de acuerdo a la asociación florística donde se encuentra coexistiendo (Johnson et al. 2002).

Los bosques dominados por encino, que se caracterizan por una amplia variación florística y estructural, son los más diversos y de gran distribución en los bosques neotropicales de montaña (Kappelle 2006). México, debido a su localización entre el Neártico y el Neotrópico, constituye una región muy particular donde confluyen elementos biogeográficos de origen templado y tropical. Los encinos son elementos dominantes de los bosques de esta región, y se distribuyen sobre un amplio rango de condiciones biogeográficas, que van desde los bosques templados hasta los bosques sub-tropicales de montaña, incluido el bosque mesófilo de montaña o bosque de niebla (Rzedowski 1978; González-Espinosa et al. 2012). La heterogeneidad ambiental, donde se incluye la altitud, la topografía, la pendiente y la exposición representa una de las principales explicaciones para entender la complejidad estructural y florística de los encinares mexicanos.

En el centro-occidente de México, particularmente en los estados de Jalisco y Colima, se localizan diferentes asociaciones florísticas dominadas por encino, de las cuales destacan el bosque mesófilo de montaña o bosque de niebla (González-Espinosa et al. 2012), el bosque de pino-encino, el bosque de pino y el bosque de encino. Aun cuando el dosel de estos ecosistemas forestales se encuentra dominado por distintas especies de encinos, la composición florística y estructural varía de forma notable a escalas espaciales relativamente pequeñas, de tal manera que se pueden encontrar hasta 5 especies de encino coexistiendo sobre superficies no mayores a 500m² (Olvera-Vargas et al. 2010).

El conocimiento de la estructura de los bosques dominados por encino así como su relación con el ambiente donde se desarrollan, es un tema fundamental para sustentar el diseño de estrategias de conservación y manejo a largo plazo de estos ecosistemas (Kappelle 2006, Luna-Vega et al. 2006). En este sentido, los objetivos del presente estudio fueron i) caracterizar la estructura de las especies presentes en tres asociaciones florísticas dominadas por encino y ii) comparar sus diferencias estructurales con énfasis en la variación de tamaños diamétricos.

Métodos

Zona de estudio

El presente trabajo fue realizado en la Sierra de Manantlán, un área montañosa localizada en la Sierra Madre del Sur, en el centro-occidente de México. La Sierra de Manantlán forma parte del componente mexicano de montaña, particularmente del Eje Volcánico Transmexicano. Este es un complejo montañoso en donde convergen los límites de las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical, constituyendo un área de alta diversidad florística. Se ubica entre los 19° 26' - 19° 42' norte y los 103° 51' - 104° 27' oeste (**Fig. 1**). En el área de estudio se presentan dos zonas climáticas bien definidas: una zona templada – sub-húmeda donde dominan las exposiciones norte, con una precipitación anual de 1200 a 1300 mm y una temperatura media anual que oscila entre 12 y 18°C, mientras que en las exposiciones sur y este, domina un clima semicálido–sub-húmedo, con una precipitación anual de 1000 a 1100 mm y una temperatura media anual superior a los 18°C (Martínez-Rivera et al. 1992).



Figura 1. Mapa del área de estudio.

En esta zona geográfica se localizan cinco ecosistemas forestales principales: el bosque de encino, el bosque mesófilo de montaña o bosque de niebla, el bosque de pino, el bosque de oyamel y el bosque tropical caducifolio, enmarcados por una alta heterogeneidad fisiográfica y ambiental a escalas espaciales relativamente pequeñas caracterizadas por depresiones kársticas, cañadas de extrema humedad, laderas secas y pendientes que varían de 10 a 60% de inclinación.

Método de muestreo

La información utilizada en este estudio se derivó de un sistema de 84 parcelas circulares de 500 m², establecidas en bosques montañosos dominados por encino a lo largo de un gradiente florístico de 10 km de longitud y un rango altitudinal de 2000 a 2450 msnm que comprende las siguientes asociaciones forestales:

1. Asociación 1: Corresponde a sitios dominados en el dosel por *Quercus crassipes* y *Pinus leiophylla* con *Prunus serotina* y *Alnus jorullensis* co-dominando.
2. Asociación 2: Contiene sitios dominados en el dosel por *Quercus candicans*, *Quercus castanea* y *Quercus rugosa* con *Ternstroemia lineata* y *Garrya laurifolia* co-dominando.
3. Asociación 3: Corresponde a sitios donde convergen casi la totalidad de las especies de encino dominando el dosel; *Quercus laurina*, *Q. candicans*, *Q. castanea*, *Quercus aff. excelsa*, *Q. gentryi* y *Quercus scytophylla*.

En cada una de las asociaciones se establecieron 28 parcelas circulares de 500 m² en las cuales se registró la especie, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura de todos los árboles adultos (individuos ≥ 5 cm DAP y ≥ 1.30 m de altura).

Análisis de datos

Para caracterizar la condición estructural de cada asociación florística, se estimó la densidad total por hectárea, el área basal total por hectárea, el diámetro medio, así como el índice de rendimiento (IR) de todos los individuos de cada especie presente en cada asociación florística.

El índice de rendimiento es un estimador integrado por la densidad relativa y el volumen relativo de cada especie de acuerdo a la siguiente fórmula (Olvera-Vargas et al. 2010):

Donde:

$$IR = \text{Densidad Relativa} + \text{Volumen Relativo}$$

$$\text{Densidad Relativa} = \left(\frac{DSp_i}{\sum DSp_i} \right) * 100$$

$$\text{Volumen Relativo} = \left(\frac{VolSp_i}{\sum VolSp_i} \right) * 100$$

DSp_i es el número de individuos de la especie i en la parcela j ; $VolSp_i$ es el volumen de la especie i en la parcela j . El volumen se calculó de acuerdo a Husch et al. (1982):

$$Vol = (\bar{h})(G)(f)$$

Donde:

$$\bar{h} = \frac{n_1 g_1 h_1 + n_2 g_2 h_2 + \dots + n_z g_z h_z}{G} = \frac{\sum_{i=1}^z n_i g_i h_i}{\sum_{i=1}^z n_i g_i}$$

n_i es el número de individuos por especie por clase diamétrica, g_i es el área basal media por especie por clase diamétrica, y h_i es la altura media por especie y clase diamétrica; G es el área basal total por parcela; f es el factor de forma que se definió con un valor de 0.5 para todas las especies. 0.5 se considera como un valor estandarizado para aquellas especies para las cuales el valor específico es desconocido (Husch et al. 1982).

Se aplicó la prueba no-paramétrica Kruskal-Wallis con la frecuencia de individuos por clase diamétrica para determinar si existían diferencias entre los tamaños diamétricos entre las especies que presentaron las densidades más sobresalientes en las tres asociaciones (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. crassipes*, *Q. rugosa*, *Symplocos citrea* y *T. lineata*); esto debido a que no se encontró homogeneidad de varianzas entre las diferentes asociaciones considerando la frecuencia de la clase diamétrica de cada especie como una variable cuantitativa ordenada en tamaños diamétricos de menor a mayor.

Para conocer si la diferencia en los tamaños diamétricos entre las cuatro especies de encino, son dependientes de la asociación y de la especie, se desarrolló un modelo lineal general en SPSS (2007); la asociación florística y la especie se consideraron como variables categóricas independientes.

Para evaluar la igualdad de las distribuciones diamétricas de las especies por asociación florística se utilizó el coeficiente de Gini (G); G es un índice basado en la curva de Lorenz; su rango va de 0 a 1; 0 representa igualdad perfecta y 1 desigualdad total. Se calculó el G utilizando los datos individuales de cada especie por asociación (Dixon 2001):

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n (2i-n-1)X_i}{(n-1)\sum_{i=1}^n X_i}$$

Donde: n = número de individuos en la muestra; X_i es el tamaño (diámetro) del individuo i th, ordenado del menor al mayor, $X_1 \leq X_2 \leq \dots \leq X_n$; i representa el diámetro individual de cada árbol.

Resultados

Variación estructural

La composición de especies de cada asociación reportó variaciones importantes, siendo la asociación 3 la de mayor riqueza florística con 34 especies de un total de 36 registradas en las tres asociaciones estudiadas. La asociación con menor número de especies fue la asociación 1, con solo 18 de las especies presentes, mientras que la asociación 2 registró 23 especies (**Tabla 1**).

Considerando esta diferenciación florística se encontró que la abundancia de las especies, medida a través de su densidad, varió dependiendo de la asociación donde esta se encuentra; *Quercus crassipes* fue la especie más abundante en la asociación 1 y *Ternstroemia lineata* en la asociación 3. Sin embargo, un gran número de especies presentaron densidades muy bajas, independientemente de la asociación, con valores de hasta 1 individuo/ha; de éstas resaltan en particular *Xylosma flexuosa* y *Zinowiewia concinna* con 1 individuo/ha en las tres asociaciones. Solo 6 especies (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. crassipes*, *Q. rugosa*, *Symplocos citrea* y *T. lineata*) con abundancias mayores a 2 individuos/ha estuvieron presentes en las tres asociaciones (**Tabla 1**).

En cuanto a la dominancia, evaluada por medio del área basal, tres especies de encino presentaron los valores más altos; *Q. crassipes* en la asociación 1 ($17.5 \text{ m}^2/\text{ha}$) y 3 ($7.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Q. rugosa* ($6.79 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y *Q. candicans* ($5.77 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) en la asociación 2. Otras especies importantes en área basal fueron *Q. castanea* ($3.0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en la asociación 1 y $3.67 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en la 2) y *Abies religiosa* ($2.16 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en la asociación 3) (**Tabla 1**).

Para el caso de los valores del IR, que incorpora la densidad relativa y el volumen relativo, las especies de encino (e.g. *Q. aff. excelsa*, *Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. crassipes*, *Q. laurina*, *Q. scytophylla* y *Q. rugosa*) fueron las más sobresalientes en cada una de las asociaciones donde se encuentran; la más importante de todas las especies de encino, tanto en la asociación 1 como en la 3, fue *Q. crassipes*. Sin embargo algunas especies presentaron IR muy dispares entre asociaciones, por ejemplo *A. religiosa* presentó valores bajos en la asociación 1 y 2 (3.64% y 3.74% respectivamente), mientras que en la asociación 3 reportó el segundo valor de mayor IR (83%) de todas las especies. *Ilex tolucana* también presentó un contraste en IR con 2.88% en la asociación 1 y 39.38% en la 3. Otras especies por destacar son *Pinus pseudostrabus* con solo 7.35% en la asociación 2 y 34.61% y 42.84% en la asociación 1 y 3 respectivamente, y *S. citrea* y *T. lineata*, que se mantuvieron relativamente constantes en IR en las tres asociaciones (**Tabla 1**).

Especie	DAP (cm)			Densidad (individuos ha ⁻¹)			Area basal (m ² ha ⁻¹)			IR (%)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Asociaciones												
<i>Acacia farnesiana</i>	-	20.3	-	-	2	-	-	0.07	-	-	-	21.27
<i>Alnus jorullensis</i>	20.4	11.3	24.5	44	1	18	1.7	0.01	0.96	14.86	3.61	26.97
<i>Abies religiosa</i>	17.0	22.8	24.8	1	1	36	0.01	0.02	2.16	3.64	3.74	83.0
<i>Arbutus xalapensis</i>	16.8	20.3	28.4	7	1	7	0.18	0.07	0.62	12.94	8.56	16.77
<i>Buddleja parviflora</i>	-	-	15.0	-	-	1	-	-	0.01	-	-	3.91
<i>Clethra vicentina</i>	-	-	44.0	-	-	3	-	-	0.51	-	-	23.12
<i>Comarostaphylis discolor</i>	-	17.5	18.6	-	4	13	-	0.10	0.59	-	7.25	10.35
<i>Cornus excelsa</i>	14.6	9.8	5.6	6	11	1	0.11	0.10	0.01	17.27	5.42	2.10
<i>Crataegus pubescens</i>	-	-	10.4	-	-	1	-	-	0.01	-	-	4.51
<i>Dendropanax arboreous</i>	-	-	28.0	-	-	15	-	-	1.22	-	-	24.92
<i>Fraxinus uhdei</i>	-	35.4	37.1	-	6	1	-	0.69	0.04	-	17.98	8.50
<i>Garrya laurifolia</i>	32.0	23.1	19.0	5	19	7	0.5	0.88	0.25	19.36	12.21	6.74
<i>Ilex tolucana</i>	8.7	20.9	20.8	1	24	44	0.01	0.97	1.94	2.88	26.50	39.38
<i>Lippia umbellata</i>	-	13.6	-	-	1	-	-	0.01	-	-	3.09	-
<i>Oreopanax xalapensis</i>	51.8	36.0	32.5	1	3	16	0.26	0.25	1.73	66.80	9.71	21.06
<i>Ostrya virginiana</i>	-	-	15.7	-	-	16	-	-	0.47	-	-	28.38
<i>Persea hintonii</i>	-	-	15.8	-	-	1	-	-	0.02	-	-	2.27
<i>Pinus douglasiana</i>	-	-	27.0	-	-	2	-	-	0.15	-	-	13.70
<i>Pinus leiophylla</i>	27.9	-	22.1	21	-	5	1.9	-	0.26	22.07	-	12.42
<i>Pinus pseudostrobus</i>	27.8	21.9	38.3	16	1	2	0.79	0.05	0.27	34.61	7.35	42.84
<i>Prunus serotina</i>	10.2	26.0	19.3	74	1	1	0.78	0.07	0.03	18.69	6.17	5.65
<i>Quercus aff. excelsa</i>	-	-	15.0	-	-	46	-	-	2.04	-	-	47.86
<i>Quercus candicans</i>	29.0	33.5	35.3	20	44	6	2.0	5.77	0.94	54.94	61.41	33.60
<i>Quercus castanea</i>	23.7	24.4	23.3	39	60	35	3.0	3.67	1.18	50.55	68.37	26.64
<i>Quercus crassipes</i>	19.1	19.7	24.6	409	9	108	17.5	0.52	7.3	119.82	20.03	123.75
<i>Quercus gentryi</i>	-	-	12.2	-	-	7	-	-	0.28	-	-	14.14
<i>Quercus laurina</i>	-	23.8	17.9	-	47	120	-	3.12	5.63	-	64.44	49.28
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	21.5	-	-	20	-	-	1.12	-	-	66.88
<i>Quercus rugosa</i>	25.0	55.4	34.0	18	24	9	1.36	6.79	1.45	26.30	75.14	22.35
<i>Styrax ramirezii</i>	-	12.7	17.5	-	31	40	-	0.49	1.20	-	16.56	10.11
<i>Symplocos citrea</i>	20.3	19.8	13.6	4	10	25	0.16	0.39	0.50	16.42	8.23	9.15
<i>Temstroemia lineata</i>	10.0	11.0	10.0	63	210	276	0.59	2.41	2.66	68.53	52.44	40.19
<i>Tilia americana var. mexicana</i>	-	-	23.1	-	-	4	-	-	0.19	-	-	62.65
<i>Viburnum hartwegii</i>	-	-	9.9	-	-	1	-	-	0.01	-	-	13.43
<i>Xylosma flexuosa</i>	11.7	11.7	17.7	1	1	1	0.01	0.02	0.02	5.16	2.92	6.23
<i>Zinowiewia concinna</i>	17.8	25.0	6.4	1	1	1	0.01	0.07	0.01	5.79	5.72	2.40

Tabla 1. Características estructurales de las especies de acuerdo a la asociación florística. IR: Índice de Rendimiento, DAP: Diámetro a la altura del pecho.

Variación del tamaño diamétrico

Con relación a los tamaños diamétricos, se encontró un amplio rango de variación entre las especies, así como entre los individuos de la misma especie; la especie con menor tamaño diamétrico fue *Cornus excelsa* (5.6 cm) en la asociación 3, mientras que *Oreopanax xalapensis* en la asociación 1 (51.8 cm) y *Q. rugosa* en la asociación 2 (55.4 cm), presentaron los mayores tamaños diamétricos (**Tabla 1**). *Q. castanea* y *T. lineata* mostraron una alta similitud en tamaños diamétricos mientras que *I. tolucana* y *Prunus serotina* fueron muy diferentes en tamaños en las tres asociaciones (**Tabla 1**).

En las tres asociaciones, seis especies (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. crassipes*, *Q. rugosa*, *S. citrea* y *T. lineata*), de las 36 encontradas en el área de estudio presentaron abundancias altas en las diferentes clases diamétricas. La forma de las distribuciones fue irregular en las cuatro especies de encino, excepto por una ligera tendencia de J-invertida, a partir de los 7.5 cm de diámetro, para *Q. crassipes* en la asociación 1 y para *S. citrea* y *T. lineata* en la asociación 3 (**Fig. 2**).

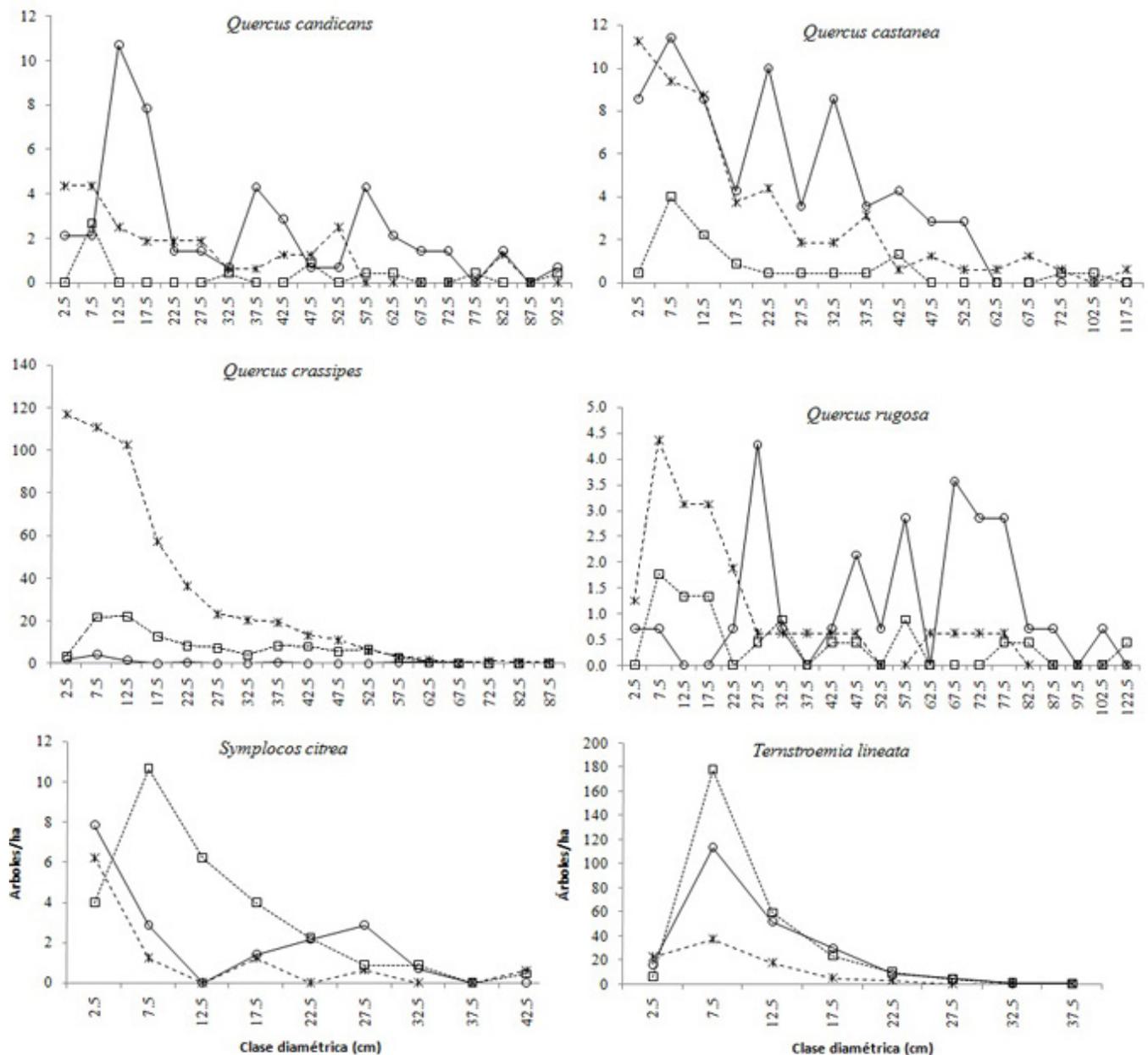


Figura 2. Distribuciones diamétricas de las 6 especies con densidades importantes en las tres asociaciones florísticas. Línea con guiones grandes representa a la asociación 1; línea continua a la asociación 2, y línea con guiones chicos a la asociación 3.

Los resultados de la prueba Kruskal-Wallis indicaron que solo tres especies de encino (*Q. candicans*, *Q. castanea* y *Q. crassipes*) presentaron diferencias significativas ($p= 0.001$, 0.009 , 0.001 respectivamente) en diámetro en las tres asociaciones, mientras que *Q. rugosa*, *S. citrea* y *T. lineata* ($p=0.06$, 0.19 y 0.30 respectivamente) no presentaron diferencias significativas entre las tres asociaciones.

El modelo lineal general mostró que tanto la especie como la asociación, así como la interacción entre ambas, ejercen influencia en los tamaños diamétricos ($F=12.26$, 8.67 y 8.42 ; $p=0.001$, 0.001 , 0.001 respectivamente).

Los resultados de coeficiente de Gini indicaron que, dependiendo de la asociación donde se encuentre la especie, existe desigualdad en los tamaños diamétricos entre sus individuos (**Tabla 2**). En este sentido, *Q. crassipes* de la asociación 2 presentó la mayor desigualdad de tamaños diamétricos ($G=0.55$) de todas las especies. En contraste *Clethra vicentina* de la asociación 3, así como *Comarostaphylis discolor*, *Fraxinus uhdei* y *Oreopanax xalapensis* de la asociación 2 presentaron las mayores similitudes en diámetros (**Tabla 2**). Las cuatro especies de encino más importantes en las tres asociaciones (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. crassipes* y *Q. rugosa*) presentaron coeficientes muy similares entre la asociación 1 y la 3 y, con excepción de *Q. crassipes*, los valores menores en el Gini fueron para la asociación 2. La asociación 3, en general, presentó mayores diferencias de tamaños diamétricos para una misma especie (**Tabla 2**).

Especie	G		
	Asociación		
	1	2	3
<i>Acacia farnesiana</i>	-	-	-
<i>Alnus jorullensis</i>	0.23	-	0.24
<i>Abies religiosa</i>	-	-	0.27
<i>Arbutus xalapensis</i>	0.30	-	0.38
<i>Buddleja parviflora</i>	-	-	-
<i>Clethra vicentina</i>	-	-	0.16
<i>Comarostaphylis discolor</i>	-	0.13	0.40
<i>Cornus excelsa</i>	0.22	0.25	-
<i>Crataegus pubescens</i>	-	-	-
<i>Dendropanax arboreous</i>	-	-	0.31
<i>Fraxinus uhdei</i>	-	0.19	-
<i>Garrya laurifolia</i>	-	0.21	0.32
<i>Ilex toluicana</i>	-	0.26	0.30
<i>Lippia umbellata</i>	-	-	-
<i>Oreopanax xalapensis</i>	-	0.17	0.28
<i>Ostrya virginiana</i>	-	-	0.34
<i>Persea hintonii</i>	-	-	-
<i>Pinus douglasiana</i>	-	-	-
<i>Pinus leiophylla</i>	0.29	-	0.35
<i>Pinus pseudostrobus</i>	0.20	-	-
<i>Prunus serotina</i>	0.24	-	-
<i>Quercus aff. excelsa</i>	-	-	0.47
<i>Quercus candicans</i>	0.40	0.39	0.48
<i>Quercus castanea</i>	0.44	0.32	0.48
<i>Quercus crassipes</i>	0.36	0.55	0.36
<i>Quercus gentry</i>	-	-	0.38
<i>Quercus laurina</i>	-	0.47	0.41
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	0.40
<i>Quercus rugosa</i>	0.44	0.23	0.49
<i>Styrax ramirezii</i>	-	0.26	0.29
<i>Symplocos citrea</i>	0.40	0.29	0.31
<i>Ternstroemia lineata</i>	0.23	0.26	0.25
<i>Tilia mexicana</i>	-	-	0.22
<i>Viburnum hartwegii</i>	-	-	-
<i>Xilosma flexuosum</i>	-	-	-
<i>Zinowewia concinna</i>	-	-	-

Tabla 2. Coeficiente de Gini por asociación florística. *G*: Coeficiente de Gini. *G* es un índice basado en la curva de Lorenz; su rango va de 0 a 1; 0 representa igualdad perfecta y 1 desigualdad total.

Discusión

Diferenciación estructural

Los resultados de la caracterización estructural de los bosques dominados por encinos en el centro-occidente de México indican que la composición florística ejerce una influencia importante en la forma como se estructuran las poblaciones que los componen.

Al igual que en otras latitudes del Neotrópico donde los encinos son los elementos dominantes (Kappelle 2006), en el área de estudio las especies de encino dominan es su mayoría los valores estructurales, ya sea en densidad o área basal, seguidos por las especies de pino, en tanto que el resto de las especies se presentan como especies raras que contribuyen poco en la conformación de la estructura de los rodales.

La asociación 3, la más diversa en cuanto número de especies de encino, presentó valores intermedios de IR en las cuatro especies de encino que se comparten entre las asociaciones (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. crassipes* y *Q. rugosa*). Tanto la estructura como la composición florística de esta asociación se interpreta como una etapa sucesional intermedia por donde transitan las ocho diferentes especies de encino del área de estudio; su coexistencia puede deberse a que las especies de encino estratégicamente equilibran su composición estructural con valores de dominancia y abundancia intermedios, como lo expresan sus respectivos IR. El IR también puede ser interpretado como un indicador de la influencia de la calidad del sitio sobre la heterogeneidad estructural observada entre asociaciones, ya que comprende características de los árboles como la densidad y el volumen que son afectadas por condiciones del sitio (Daehler 2003).

En lo que concierne a las tres especies de pino, encontramos que éstas solo coinciden en la asociación 3; sin embargo en la asociación 1, *P. leiophylla* fue importante en densidad e IR con lo cual se corrobora lo encontrado en otros estudios (Galindo-Jaimes et al. 2002, González-Espinosa et al. 1991, Ramírez-Marcial et al. 2001) donde se establece que, bajo regímenes de alta perturbación, generalmente se presenta una tendencia de reemplazo de encinos por especies de pino y que dicha sustitución se acentúa en sitios ambientalmente secos. Este proceso parece llevarse a cabo en el área de estudio, donde observamos la ocurrencia de aprovechamientos forestales dirigidos hacia la extracción de individuos de pino; igualmente estos sitios son los más secos dada su exposición en laderas sur, los cuales se encuentran orientadas en dirección opuesta al Océano Pacífico (Olvera-Vargas 2006). En este sentido, el aprovechamiento forestal diferencial de especies en las tres asociaciones, ligado a las características de sitio, explica la desigualdad en la importancia de las especies entre asociaciones, situación que ha sido observada en otros bosques dominados por encino en otras regiones del país (Galindo-Jaimes et al. 2002, Johnson et al. 2002, Luna-Vega et al. 2006, Ramírez-Marcial et al. 2001).

Otra de las especies importantes, tanto en abundancia como en dominancia fue *T. lineata*. Esta especie, aun considerando sus tamaños diamétricos así como sus alturas relativamente más bajas que las especies de encino, domina estructuralmente el estrato medio de los rodales en el área de estudio, lo cual también fue observado por Rubio-Licona et al. (2011) en bosques dominados por encino en el Estado de México. Esto se debe, probablemente, a su tolerancia a la sombra y su baja palatabilidad, lo que le permite, por un lado, compartir los estratos intermedios del dosel bajo especies de pino y encino, que generalmente se encuentran dominando en altura, y lograr que sus renuevos se establezcan sin ser consumidos por el ganado, el cual se observó abundante en la zona de estudio.

Desigualdad de tamaños

La asociación 3, la más diversa de las tres asociaciones, presentó las mayores desigualdades en tamaños diamétricos. Esta desigualdad se asume como una respuesta diferencial de las especies presentes en esta asociación, en particular las especies de encino, que efectúan procesos competitivos con mayor número de especies, por tanto la distribución de la población en tamaños diferentes, a lo largo de la asociación, les permite compartir los recursos del sitio proporcionalmente a su tamaño, así como responder equitativamente a las perturbaciones, sean naturales o antrópicas.

La desigualdad en los tamaños diamétricos es un efecto asociado a procesos competitivos que llevan a cabo las especies durante las diferentes etapas de desarrollo del rodal. De acuerdo a Metsaranta y Lieffers (2008) un valor de $G < 0.5$ indica que el tamaño de todos los individuos en la población es el mismo. Consecuentemente, la competencia entre los individuos de la población es simétrica entre todos los tamaños. Cuando los individuos de una población presentan en su mayoría tamaños diamétricos pequeños o relativamente similares, la competencia es simétrica como el caso de *T. lineata*, sin embargo a medida que los individuos crecen y envejecen, la competencia se torna asimétrica y se presenta un efecto negativo sobre clases diamétricas inferiores, como en el caso de la mayoría de las especies de encino en el área de estudio.

Aun cuando las ocho especies de encino mostraron valores de $G < 0.5$ en la asociación 3, la mayoría presentó valores cercanos a 0.5 y su estructura fue irregular; esta estrategia de distribuir su densidad en tamaños diamétricos diferentes les permite coexistir compartiendo diferencias micro-ambientales, en donde cada categoría de tamaño se beneficia proporcionalmente con relación a sus dimensiones. Otro factor importante puede estar relacionado con las diferentes respuestas de los encinos a las intensidades de las perturbaciones en las tres asociaciones. Por ejemplo, especies como *Q. crassipes*, *Q. castanea* y *Q. rugosa* se ven favorecidas por incendios forestales periódicos de mediana intensidad, mientras que especies como *Q. candicans*, *Q. laurina* y *Q. scytophylla* no son capaces de responder favorablemente a los incendios forestales (Olvera Vargas 2006).

El hecho de que solo *Q. rugosa* no presentó diferencias significativas en las distribuciones diamétricas de las tres asociaciones puede deberse al pequeño rango de sus tamaños diamétricos. Lo mismo ocurrió con *S. citrea*, cuyos rangos de densidad por clase diamétrica fueron muy similares. Por su parte *T. lineata*, que mostró gran diferencia en densidad en la asociación 3, con referencia a las otras dos asociaciones, no presentó diferencias significativas entre estas debido, probablemente, a la igualdad en la forma de sus distribuciones en forma de *J*-invertida. La forma de la distribución en *J*-invertida corresponde al patrón típico de especies tolerantes o semi-tolerantes a la sombra; altas densidades en sitios de alta riqueza de especies experimentan competencia por recursos entre individuos de la misma especie, lo cual conduce a la eliminación de los individuos menos competitivos produciendo una configuración donde generalmente se presenta un mayor número de individuos pequeños y un reducido número de individuos grandes (Lehman y Tilman 2000, Mouquet et al. 2002, Zobel 1997).

La distribución en forma de *J*-invertida en especies tolerantes a la sombra como *T. lineata*, *S. citrea* y *Q. crassipes* también es un patrón relacionado con especies que se regeneran o establecen por semilla a diferentes intervalos de tiempo, con una alta densidad de individuos en las categorías diamétricas más pequeñas y una disminución logarítmica a medida que aumenta el tamaño de los diámetros (Swaine et al. 1987).

La dependencia en la reproducción por semilla como el único recurso para restablecer un nuevo rodal después de un aprovechamiento es una estrategia poco adecuada, particularmente para aquellas especies que no manifiestan una producción regular de semillas como es el caso de especies tales como *Q. laurina* y *Q. scytophylla* de zonas más húmedas. En cambio, las especies de encino de la asociación 1 (*Q. crassipes* y *Q. rugosa*) se desarrollan mejor en sitios abiertos donde rebrotan con facilidad pero presentan baja producción de semillas (Olvera Vargas et al. 1998).

Conclusiones

La caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México demuestra que la diferenciación en la composición florística del dosel de estos bosques actúa sustancialmente en la forma como se estructuran las especies para coexistir. Esta diferenciación, se presenta en función de las condiciones de sitio donde cada especie se encuentre, así como de las prácticas de manejo a la cuales han sido sujetas.

La diferenciación en los tamaños diamétricos, en particular de las distintas especies de encino dentro de una misma asociación florística, desempeña una estrategia fundamental para que individuos del mismo género puedan compartir con eficiencia los recursos disponibles en el sitio.

Sin embargo, no todas las especies manifiestan variación estructural aun cuando se encuentren creciendo en condiciones ambientales relativamente contrastantes, tal como se observó con *Q. rugosa*; esta especie no presentó variación significativa en las tres asociaciones florísticas, por lo que se asume que manifiesta mayor plasticidad a variaciones ambientales que las demás especies de encino.

La distribución de los encinos en el espacio horizontal y vertical expresada a través de su densidad, área basal y volumen en las tres asociaciones florísticas asegura el éxito de auto-reemplazo de estas especies. Es factible que este comportamiento sea una de las principales estrategias que les permite a los encinos dominar la mayoría de los bosques neotropicales de montaña, en particular los del área de estudio.

Agradecimientos

Agradecemos la valiosa colaboración de J. Martín Vázquez López, Oscar Sánchez Rodríguez y Saúl Moreno Gómez en el establecimiento y remediación de las parcelas permanentes. Los comentarios de Luis Cayuela e Iñigo de la Cerda, así como dos revisores anónimos, mejoraron sustancialmente el contenido del presente artículo.

Referencias

- Daehler, C.C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:183-211.
- Dixon, P.M. 2001. Design and Analysis of Ecological Experiments. En: Scheiner, S.M., Gurevitch, J. (eds.), *The Bootstrap and the Jackknife. Describing the precision of ecological indices*, pp.267-288, Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P.F. García-Barios, L. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology* 162:259-272.
- González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. 2012. Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21(1):36-52.
- González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P.F., Ramírez-Marcial, N. Gaytán-Guzmán, P. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Journal of Vegetable Science* 2:351-360.
- Husch, B., Miller, C.I. Beers, T.W. 1982. *Forest Mensuration*. Wiley, Ronald Press, New York, USA.
- Johnson, P.S., Shifley, S.R. Rogers, R. 2002. *The Ecology and Silviculture of Oaks*. CABI Publishing, Oxford, UK.
- Kappelle, M. 2006. *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

- Lehman, C.L. Tilman, D. 2000. Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. *The American Naturalist* 156:534-552.
- Luna-Vega, I., Alcántara-Ayala, O., Ruíz-Jiménez, C.A. Contreras-Medina, R. 2006. Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests. En: Kappelle, M., (ed.), *Composition and structure of humid montane oak forests at different sites in Central and Eastern Mexico*, pp.102-112, Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Martínez-Rivera, L.M., Sandoval-Legaspi, J.J. Guevara, R.D. 1992. El clima en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (Jalisco-Colima, México) y en su área de influencia. *Agrociencia* 2:107-119.
- Metsaranta, J.M. Lieffers, V.J. 2008. Inequality of size and size increment in *Pinus banksiana* in relation to stand dynamics and annual growth rate. *Annals of Botany* 101:561-571.
- Mouquet, N., Moore, J.L. Loureau, M. 2002. Plant species richness and community productivity: why the mechanism that promotes coexistence matters. *Ecology letters* 5:56-65.
- Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L. Vázquez-López, J.M. 2010. Is there environmental differentiation in the Quercus-dominated forests of west-central Mexico? *Plant Ecology* 211:321-335.
- Olvera-Vargas, M. 2006. *Spatio-temporal dynamics of Neotropical high-altitude mixed-oak forest in Western Mexico*. Doctoral Thesis, University of Oxford, Oxford, UK.
- Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L., Moreno Gómez, S. Solís-Magallanes, A. 1997. Resultados preliminares de la fenología de cuatro especies de encino (*Quercus*) en Cerro Grande, Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. *Biotam* 9:7-18.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M. Williams-Linera, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in the montane rain forest in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 154:311-326.
- Rubio-Licon, L.E., Romero-Rangel, S. Rojas-Zenteno, E.C. 2011. Estructura y composición florística de dos comunidades con presencia de *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17:77-90.
- Rzedowski, J. 1978. *La vegetación de México*. Editorial Limusa, México City, DF, México
- SPSS 2007. *SPSS Statistics for Windows (version 16.0)*. IBM Software. Disponible en: <http://www-01.ibm.com/software/analytics/spss/downloads.html> .
- Swaine, M.D., Hall, J.B. Alexander, I.J. 1987. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3:331-345.
- Wenger, K.F. 1984. *Forestry Handbook*. Wiley-Interscience, New York, USA.
- Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12:266-269.

Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México

J.A. Meave¹, M.A. Romero-Romero¹, S.H. Salas-Morales^{1,2}, E.A. Pérez-García¹, J.A. Gallardo-Cruz¹

(1) Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad 3000, Circuito Exterior s/n, 04510 México, Distrito Federal, México.

(2) Sociedad para el Estudio de los Recursos Bióticos de Oaxaca A.C., San Sebastián Tutla 71246, Oaxaca, México.

➤ Recibido el 21 de diciembre de 2011, aceptado el 13 de marzo de 2012.

Meave, J.A., Romero-Romero, M.A., Salas-Morales, S.H., Pérez-García, E.A., Gallardo-Cruz, J.A. (2012). Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21(1-2):85-100.

El bosque tropical caducifolio es uno de los ecosistemas más característicos del estado de Oaxaca (sur de México). Se estima que este ecosistema ocupó alrededor de 30% del territorio estatal antes de la acción humana. La exploración botánica ha demostrado que en él se alberga aproximadamente una tercera parte de la diversidad vegetal total de este estado. A pesar de su importancia basada en sus atributos únicos, su función como hábitat para una fauna muy diversa y con un alto nivel de endemismo, así como los servicios ecosistémicos que presta, el bosque tropical caducifolio oaxaqueño ha sido eliminado o seriamente afectado en una proporción grande de su extensión original. La permanencia de este tipo de vegetación está amenazada principalmente por la expansión agrícola y ganadera, el establecimiento de cultivos comerciales a gran escala y el desarrollo de infraestructura turística e industrial. A diferencia de otros ecosistemas presentes en el estado, el bosque tropical caducifolio es menos carismático o atractivo y por lo tanto se vislumbran menos oportunidades para su conservación. Por estas razones, es urgente que distintas organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, junto con la sociedad entera, se involucren en acciones serias y efectivas encaminadas a su conservación y restauración.

Palabras clave: áreas naturales protegidas, cambio de uso del suelo, conservación biológica comunitaria, ecosistemas tropicales secos, pérdida de cobertura vegetal, selva baja caducifolia, servicios ecosistémicos.

Meave, J.A., Romero-Romero, M.A., Salas-Morales, S.H., Pérez-García, E.A., Gallardo-Cruz, J.A. (2012). Diversity, threats and opportunities for tropical dry forest conservation in Oaxaca State, Mexico. *Ecosistemas* 21(1-2):85-100.

The tropical dry forest is one of the most iconic ecosystems in the State of Oaxaca (southern Mexico). This ecosystem may have occupied close to 30% of the state's territory prior to human-caused disturbance. Botanical exploration suggests that this ecosystem sustains approximately one third of the state's total plant diversity. This forest plays an important role as a habitat for a diverse and highly endemic fauna, as well as providing essential ecosystem services. Despite its importance, the tropical dry forest of Oaxaca has been eliminated or dramatically modified throughout a large portion of its original range. The future of this ecosystem is threatened by the expansion of agriculture and cattle ranching activities, the establishment of large-scale cash crops, and the development of infrastructure for tourism and industry. Unlike other ecosystems in the state, the tropical dry forest is less charismatic or attractive, and therefore opportunities for its conservation seem in jeopardy. It is urgent that government agencies, NGOs, ENGOs, and society at large should begin serious and effective actions aimed at its conservation and restoration.

Key words: natural protected areas, land use/land cover change, community-based biological conservation, tropical dry ecosystems, plant cover loss, tropical deciduous forest, ecosystem services.

Introducción

México alberga en sus casi dos millones de kilómetros cuadrados de territorio continental un asombroso mosaico de ecosistemas que abarca desde formaciones boscosas tropicales húmedas hasta matorrales desérticos propios de sitios prácticamente carentes de lluvia y páramos alpinos en sus montañas más elevadas (Rzedowski, 1978; Challenger, 1998). El sureño estado de Oaxaca, con una superficie de 93 793 km² (un poco más grande que Portugal), puede considerarse como la entidad federativa más biodiversa de esa nación (García-Mendoza et al., 2004), no sólo por su fauna y su flora tan ricas (Lorence y García-Mendoza, 1989; García-Mendoza, 2004; González-Pérez et al., 2004), sino también por la gran heterogeneidad de su cubierta vegetal (Torres-Colín, 2004).

La vegetación predominante en la región tropical estacionalmente seca de Oaxaca es la formación boscosa conocida como bosque tropical caducifolio (*sensu* Rzedowski, 1978, o selva baja caducifolia *sensu* Miranda y Hernández-X., 1963). El bosque tropical caducifolio (BTC) es uno de los más emblemáticos y representativos del estado, tanto por la superficie que ocupa como por su presencia en las regiones donde se concentra la mayor proporción de la población oaxaqueña (**Fig. 1**).



Figura 1. Paisaje de bosque tropical caducifolio (BTC) en la región de La Cañada en el noroeste del estado de Oaxaca, durante la época de máximo crecimiento vegetal en la temporada lluviosa (junio-octubre). En esta región el BTC crece en contacto estrecho con matorrales xerófilos propios de climas más secos.

Las presión demográfica derivada de las actividades económicas de una población de más de 112 millones de habitantes en todo el país, de los cuales casi cuatro millones viven en Oaxaca (INEGI, 2010), es un factor constante de deterioro de los ecosistemas oaxaqueños. Entre éstos, el BTC es particularmente susceptible de ser eliminado para el impulso de actividades agrícolas y de producción ganadera. El ritmo del deterioro del BTC en Oaxaca parece haber aumentado en las últimas dos décadas (Velázquez et al., 2003), lo cual constituye un motivo de preocupación, pues pone en riesgo una proporción considerable de la diversidad biológica de Oaxaca y de México.

En este trabajo ofrecemos en primer lugar un panorama general del BTC en el estado de Oaxaca; posteriormente analizamos la situación de conservación de estas comunidades vegetales, intentamos identificar qué amenazas ponen en riesgo su persistencia y señalamos oportunidades para su conservación.

Distribución geográfica y relaciones ambientales

El término bosque tropical caducifolio se refiere a un tipo de comunidad vegetal o ecosistema propio de las partes más secas de las regiones tropicales (principalmente áreas con clima cálido subhúmedo en sus tres variantes de humedad creciente – Aw_0 , Aw_1 y Aw_2 – y en menor grado con clima semiárido cálido BS1), donde la precipitación presenta una fuerte estacionalidad (Trejo-Vázquez, 1999; Trejo, 2004). En estos ambientes es notable el contraste fisonómico entre las

temporadas lluviosa (junio a octubre) y seca (noviembre a mayo, ésta de mayor duración que la anterior). Dada esta limitante hídrica, el BTC se distingue por tener un dosel relativamente bajo (7-15 m, raramente 20 m), y por presentar un comportamiento rítmico muy marcado de pérdida y producción de follaje (**Fig. 2**).



Figura 2. Vistas generales y contraste fisonómico del bosque tropical caducifolio oaxaqueño entre la época lluviosa (derecha arriba) y la época seca (derecha abajo). La foto de la izquierda corresponde al momento de la transición, a finales de noviembre. En esta región se estima que más de 90% de los árboles pierden su follaje, pero algunas especies (p.ej. *Jacquinia macrocarpa*) sólo producen hojas en la época seca del año.

La distribución del BTC en Oaxaca está restringida a las porciones del estado al oeste, sur y sureste de la Sierra Norte de Oaxaca, macizo montañoso con picos de > 3000 m de altitud que detiene el paso de los vientos alisios cargados de humedad provenientes del Golfo de México. La región ecológica que abarca la distribución potencial del BTC en Oaxaca no es continua sino que está conformada por seis núcleos principales con diferentes grados de aislamiento (**Fig. 3**). Éstos muestran una correspondencia general con las regiones fisiográficas del estado. Las mayores extensiones se ubican en la vertiente pacífica del Istmo de Tehuantepec (región marcada IT en la **Figura 3**), por un lado, y una franja colindante con ésta que se extiende y se estrecha paulatinamente hacia el oeste, bordeando la región de la costa (CO). Otra porción importante se ubica al oeste de la región istmeña y se extiende de manera irregular a lo largo de las partes bajas de la cuenca del río Tehuantepec (CT) y sus tributarios. Los Valles Centrales (VC), justo en el corazón del estado, albergaban una extensión considerable de BTC a lo largo de tres valles principales que se extienden hacia el NO, E y S desde la capital estatal (Rodrigo-Álvarez, 1994). Otra porción importante es la región de la Cañada (CA), de gran diversidad biológica y que alberga la mayor diversidad de cactáceas columnares del mundo (Dávila et al., 2002). Una quinta área importante se sitúa en la esquina SO, en el límite con el estado de Guerrero, alrededor del poblado de Pinotepa Nacional (PN). El núcleo más pequeño se ubica en las partes bajas de la región de la Mixteca (MX), en las estribaciones orientales de la cuenca del río Balsas. Todas estas áreas forman parte de la Provincia Morfotectónica de la Sierra Madre del Sur (Ferrusquía-Villafranca, 1993), en la que se distinguen un gran número de terrenos tectonoestratigráficos y una notable variedad de sustratos geológicos (Centeno-García, 2004). El BTC está bien representado en seis de las 12 subprovincias fisiográficas delimitadas por Ortiz-Pérez et al. (2004) para el estado (aunque aparece con extensiones menores en otras cuatro).

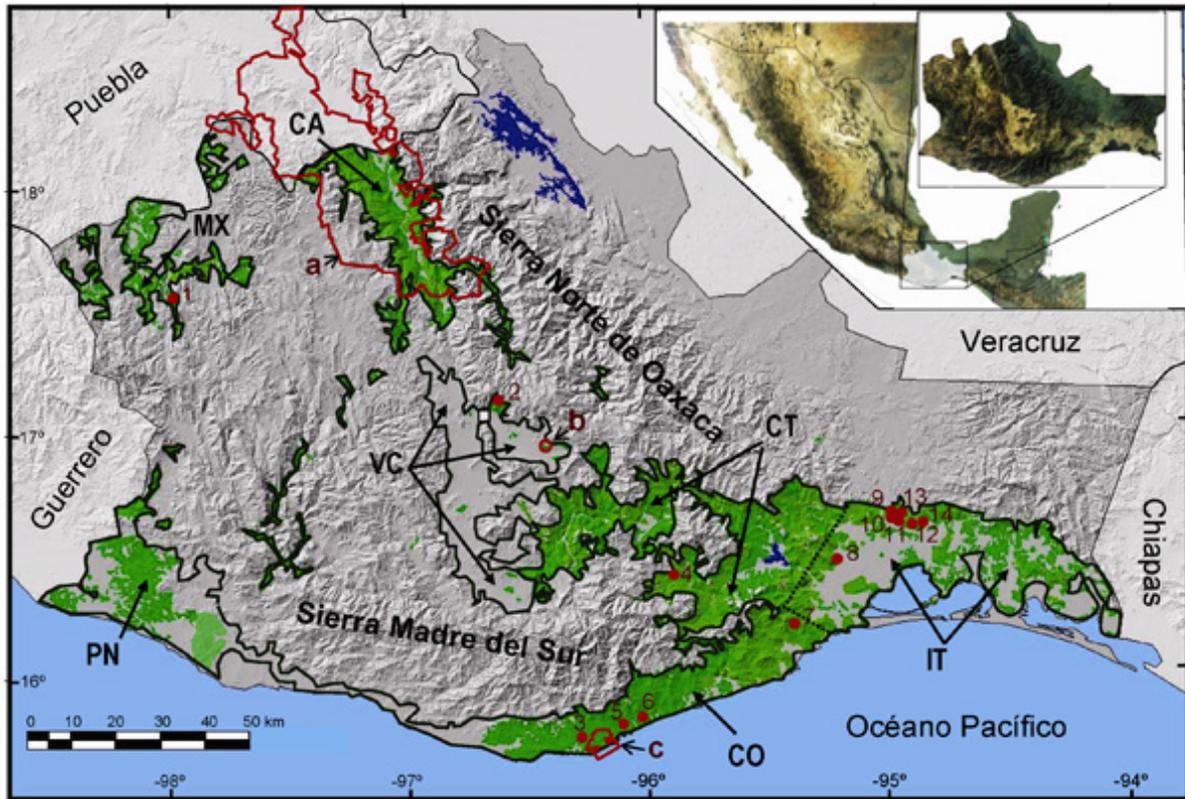


Figura 3. Distribución del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca. Los polígonos delimitados por líneas de color verde oscuro denotan el área de distribución original o potencial de este ecosistema. El área de color verde claro representa la distribución remanente del BTC. Las letras mayúsculas indican los seis núcleos definidos para el BTC del estado: Cañada (CA), Mixteca (MX), PN (Pinotepa Nacional), Valles Centrales (VC), Cuenca del río Tehuantepec (CT), Costa (CO), Istmo de Tehuantepec (IT). Los polígonos delimitados por líneas de color rojo oscuro representan las áreas naturales protegidas del sistema federal: Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán (a), Monumento Natural Yagul (b), Parque Nacional Huatulco (c). Los 14 puntos de color rojo corresponden a las Áreas de Conservación Certificadas a nivel municipal o comunitario mencionadas en la **Tabla 2**.

La estructura vegetal, la composición florística y los procesos dinámicos del BTC varían local y regionalmente de acuerdo con la disponibilidad de agua (Trejo y Dirzo, 2002; Segura et al., 2003; Gallardo-Cruz et al., 2009). Las variaciones edáficas grandes permiten la coexistencia de diversas formaciones vegetales en el mismo paisaje (Gallardo-Cruz et al., 2010). Por ejemplo, en el piedemonte de los cerros o en las cañadas las mismas especies alcanzan tallas mayores y tienden a ser más perennifolias que en las laderas altas o en las cimas (Trejo, 2010). Cuando la humedad en el suelo es mayor la vegetación puede clasificarse como bosque tropical subperennifolio o subcaducifolio. Además, se presentan palmares en sitios inundables, así como mezquitales (bosques de árboles espinosos perennifolios del género *Prosopis*) en suelos aluviales con mantos freáticos poco profundos.

En condiciones de suelo más somero la disponibilidad de agua y nutrientes es menor. Por lo tanto la vegetación tiende a ser más baja y caducifolia, pudiéndose clasificar como matorral subinermes o espinoso, o incluso como sabana xerófila (Pérez-García et al., 2010b). En un extremo, en sitios con roca expuesta se establece el matorral xerófilo, dominado por plantas suculentas (Pérez-García y Meave, 2004).

Diversidad biológica

Aun en el contexto de un país megadiverso como lo es México (Goettsch-Mittermeier et al., 1997), Oaxaca destaca por su enorme diversidad biológica (García-Mendoza et al., 2004), la cual sólo encuentra paralelo en la registrada en sus vecinos estados de Chiapas y Veracruz. No obstante los esfuerzos realizados en las últimas dos décadas para documentar la biodiversidad oaxaqueña, los datos disponibles aún no permiten desglosar la información por tipo de ecosistema.

En el caso de la flora, para el estado de Oaxaca se publicó recientemente un inventario que incluye 8903 especies de plantas vasculares (García-Mendoza y Meave, 2011). A partir de las cifras regionales publicadas para las distintas áreas de BTC en Oaxaca, y según la base de datos del herbario de la Sociedad para el Estudio de los Recursos Bióticos de Oaxaca (SERO),

se puede estimar que en el BTC de Oaxaca existen alrededor de 3000 especies, lo cual significa que este ecosistema alberga un poco más de la tercera parte de la flora del estado y prácticamente 10% de las 29 000 especies de angiospermas estimadas para México (Villaseñor, 2003).

La información sobre la diversidad de los grupos de fauna presentes en el BTC de Oaxaca es asimétrica. Entre los grupos mejor conocidos están las aves y los mamíferos, aunque también destaca la gran riqueza de reptiles en algunas zonas (**Tabla 1**). En términos generales, la fauna que habita en este ecosistema se caracteriza por incluir muchas especies endémicas (es decir, de distribución restringida) si se toma la vertiente pacífica de México como referencia geográfica (Ceballos et al., 2010 y trabajos incluidos ahí), y aunque falta evaluar con precisión el nivel de endemismo propio del BTC oaxaqueño, hay indicios de que éste es alto (González-Pérez et al., 2004).

Nombre del área	Grupo biológico	Riqueza	Referencia
Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán	Plantas vasculares	2621	
	Anfibios	11-25	
	Reptiles	48-78	
	Aves	141-336	Dávila et al. (2002), <tehuacan-cuicatlán.conanp.gob.mx>
	Mamíferos	131	
	Murciélagos	34	
	Hemípteros	24	
Tonalá	Plantas vasculares	400	S. Salas-Morales (inédito)
La Tuza-Chacahua	Anfibios	4	Salas-Morales (2010)
	Reptiles	23	
	Aves	136	
	Mamíferos	20	
Huatulco	Plantas	736	Salas-Morales et al. (2007), Lira y Ceballos (2010)
	Anfibios	15	
	Aves	291	
	Mamíferos*	61	
	Reptiles	72	
Zimatán	Plantas	1384	Salas-Morales et al. (2003), Salas-Morales y Casariego-Madorell (2010)
	Aves	400	
Cuenca de Río Tehuantepec	Plantas	780	Acosta-Castellanos (2002)
Nizanda	Plantas vasculares	915	Pérez-García et al. (2010a, b), Barreto-Oble (2000), Rodríguez-Contreras (2004)
	Anfibios	12	
	Reptiles	47	
	Aves	132	

* Incluye mamíferos marinos. Las referencias corresponden a cada sitio, no a cada grupo biológico por separado.

Tabla 1. Ejemplos de la riqueza biológica documentada en diferentes zonas de BTC en el estado de Oaxaca, México.

Servicios ecosistémicos

Todavía no conocemos con precisión el valor de los servicios ecosistémicos que brinda el BTC a la población, por lo que se requieren investigaciones que los cuantifiquen adecuadamente. Entre los esfuerzos más significativos que se han hecho sobre este tema están los trabajos de Maass et al. (2005) y Balvanera y Maass (2010), quienes sintetizaron la información disponible para el BTC de México (aunque con muy poca información para Oaxaca), compilando datos referentes al mantenimiento de la diversidad, la regulación biológica de polinizadores, plagas y vectores de enfermedades, los controles de la erosión y el ciclo hidrológico, así como la provisión de bienes y servicios culturales (ver también Balvanera, 2012, en este número).

Entre los principales productos que se extraen del BTC oaxaqueño destaca la madera de varias especies. Si bien en general ésta no es de buena calidad, la madera es muy utilizada para la construcción de casas tradicionales y encierros (**Fig. 4a, b**), así como para la fabricación de diversos utensilios (**Fig. 4c**). Es notoria la extracción de troncos de algunas especies del género *Bursera* para producir artesanías conocidas como alebrijes (**Fig. 4d**) (Hernández-Apolinar et al., 2006; Peters, 2011;

Balvanera, 2012). Asimismo, en este sistema se practica la cacería furtiva de varias especies de animales; algunas, como los pericos (*Aratinga* spp.), las tortugas (*Rhynoclemis* spp.) y las tarántulas (principalmente *Brachypelma* spp.), se comercializan como mascotas en el mercado ilegal, y otras especies son consumidas con frecuencia, como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el armadillo (*Dasyurus novemcintus*), la chachalaca (*Ortalis poliocephala*) y especialmente la iguana negra (*Ctenosaura pectinata*), entre otros (Naranjo y Cuarón, 2010; Balvanera, 2012).



Figura 4. Ejemplos de servicios ambientales de provisión que brinda el BTC de Oaxaca a la población: (A) madera para la construcción de casas. (B) madera para la construcción de cercos. (C) material para la construcción de carretas y otros utensilios. (D) madera para la elaboración de alebrijes.

Aunque parezca paradójico, el mantenimiento de la diversidad biológica del BTC depende de la existencia misma del bosque original. Por ejemplo, la mayoría de sus especies están ausentes en los estadios sucesionales tempranos y sus propágulos no permanecen en los bancos de semillas en campos agrícolas (Meave et al., 2012). Aparentemente, la regeneración natural del BTC ocurre de forma natural mediante el establecimiento ocasional de plántulas de los árboles del dosel debajo de las copas de los preexistentes (Dechnik, 2011). En contraste, el sistema agrícola usado tradicionalmente en México, conocido como roza-tumba y quema, altera radicalmente las condiciones de establecimiento de las especies (Lebrija-Trejos et al., 2011) y la regeneración del BTC toma otro rumbo. Según datos obtenidos en Oaxaca y en coincidencia con observaciones de otros sitios de BTC en México, el proceso sucesional comienza con el establecimiento de unas pocas especies de leguminosas espinosas (principalmente de los géneros *Mimosa* y *Acacia*). Estas especies no son propias de los bosques maduros, pero son las que dominan el proceso de regeneración por casi 50 años (Lebrija-Trejos et al., 2008, 2010a, b).

La capacidad del BTC para mantener biodiversidad va más allá de su propia circunscripción, ya que también influye de manera importante sobre otros ecosistemas. Quizás el ejemplo más ilustrativo sea la conservación de numerosas especies de animales, particularmente aves y murciélagos que suelen migrar entre pisos altitudinales. Este flujo estacional podría verse interrumpido al alterarse el BTC y así afectar negativamente no sólo a la fauna (Sánchez-Cordero, 2001) sino también a la flora de ecosistemas adyacentes (p.ej. el matorral xerófilo y los bosques templados de elevaciones mayores), ya que muchas especies migratorias son polinizadores importantes. Por otro lado, en una visión temporal de largo plazo, un servicio ecosistémico potencial se deriva de la gran tolerancia de las plantas del BTC a la sequía. Esta adaptación de sus especies podría permitir que sean usadas en actividades de restauración, principalmente en regiones afectadas por sequías más agudas debido al cambio climático global. Asimismo, se ha demostrado que abejas silvestres del BTC de los géneros *Peponapis* y *Xenoglossa* son polinizadores más eficientes de algunas plantas cultivadas que la especie introducida *Apis mellifera*.

La provisión de servicios ecosistémicos del BTC ha sido poco estudiada y por lo tanto está subvalorada, sobre todo si se le compara con otros ecosistemas cuyos servicios ambientales tienen un valor muy obvio, como es el caso de la gran capacidad de suministrar agua del bosque nuboso (Toledo et al., 2011). En términos del agua, Balvanera y Maass (2010) destacaron la fuerte limitación hídrica de este sistema que resulta del balance desfavorable entre la evaporación y el consumo de agua por parte de las plantas, por un lado, y la precipitación relativamente baja y muy estacional, por el otro. En consecuencia, el excedente de agua en el BTC de Oaxaca es bajo, lo que hace necesario mantener grandes extensiones de vegetación bien conservada para asegurar el abasto a la población.

En un esfuerzo por sintetizar las consecuencias funcionales de la intervención humana sobre el BTC asociada al sistema de roza-tumba y quema (**Fig. 5a**), Jaramillo et al. (2010) y García-Oliva y Jaramillo (2011) analizaron en detalle el funcionamiento ecosistémico del BTC de la región de Chamela (estado de Jalisco), localizada aproximadamente a 1000 km al NO de Oaxaca. Estos autores señalaron modificaciones preocupantes en variables hidrológicas (como el aumento en la demanda evaporativa), los bancos de nutrientes (como una reducción considerable en los almacenes totales de varios elementos en el suelo) y en los procesos biogeoquímicos (como un aumento sensible en las tasas de mineralización de N y de C orgánico). La magnitud de las alteraciones llevó a estos autores a señalar enfáticamente la necesidad de conservar tanto BTC como sea posible.

A pesar de los esfuerzos aislados por cuantificar los servicios ecosistémicos del BTC, la ausencia de esta información para el estado de Oaxaca es abrumadora. Precisamente esta carencia puede ser una de las razones por las cuales este tipo de bosque no es valorado en toda su magnitud. En consecuencia, en la actualidad y en todo el país, los beneficios económicos más inmediatos y tangibles se derivan de la transformación total del BTC para dar lugar a sistemas agropecuarios (Balvanera et al., 2011; Balvanera, 2012).



Figura 5. Ejemplos de las actividades económicas que amenazan la permanencia del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca. (A) agricultura practicada con el sistema de roza, tumba y quema. (B) ganadería extensiva. (C) desarrollos turísticos con campos de golf. (D) cultivos de *Agave* para la producción de tequila y mezcal. (E) parques eólicos para la producción de energía eléctrica.

Estado de conservación y amenazas

A principios de la segunda década del siglo XXI, la mayoría de los ecosistemas mexicanos presentan un estado de deterioro que fluctúa entre moderado en el mejor de los casos a francamente grave, y que la situación alarmante reportada a finales del siglo pasado (Challenger, 1998) sólo se ha acentuado. A nivel nacional, el BTC se enlista entre los ecosistemas más afectados por el impacto de la creciente población humana. Por ejemplo, Trejo y Dirzo (2000) estimaron que ya en 1990 sólo persistía 27% de la superficie total de BTC en México, y que en algunos estados la pérdida llegaba a 60%. La situación en Oaxaca es incierta, pero hay datos que permiten intentar un ejercicio de cuantificación semejante.

A principios de este siglo, Anta-Fonseca y Merino (2003) señalaron que un poco más de la mitad (54%) de las 9.5 millones de hectáreas del estado aún estaban cubiertas por selvas y bosques en buen estado de conservación. Esta estimación, sin duda acertada para algunas regiones, no parece reflejar fielmente la situación en todo el estado. Por ejemplo, mediante un análisis multitemporal de imágenes Landsat, Velázquez et al. (2003) reportaron una pérdida de medio millón de hectáreas de vegetación nativa en el estado en un periodo de 20 años y predijeron que para 2022 sólo quedaría una superficie equivalente a 22% del territorio oaxaqueño cubierta con vegetación nativa (sus datos confirman que el BTC tuvo una pérdida neta en ese periodo). Nuestros cálculos para el BTC oaxaqueño también arrojan cifras alarmantes. El polígono potencial de BTC señalado en la **Figura 3** cubre una superficie de 26 731 km² (28.5% del estado). El área aún cubierta por vegetación más o menos inalterada es de cerca de 14 000 km², es decir, sólo se conserva un poco más de la mitad (52.4%) de la superficie original del BTC en Oaxaca. Al margen de la necesidad de hacer una cuantificación más precisa para cada una de las regiones de BTC por separado, la magnitud de la pérdida es indiscutible.

No obstante esta destrucción tan acelerada y masiva (siendo el caso de los Valles Centrales el más extremo), el BTC de algunas regiones está suficientemente bien conservado como para poderlo considerar entre las prioridades de conservación nacional (Arriaga-Cabrera et al., 2000). Usando este criterio, proponemos a las regiones de la costa, el Istmo de Tehuantepec y la cuenca del río Tehuantepec como áreas prioritarias de conservación del BTC; en todas ellas existen aún grandes superficies cubiertas con este tipo de vegetación, en algunos lugares prácticamente intactas.

Desafortunadamente, para todas estas regiones también existen diferentes amenazas que ponen en riesgo su permanencia. Durante la mayor parte de los últimos 10 000 años la principal causa del cambio del uso de suelo y la concomitante pérdida de vegetación nativa en la región oaxaqueña de BTC fue la agricultura de subsistencia (Flannery, 1986), sobre todo la basada en el cultivo de maíz (p.ej. Solano-Hernández, 1997; **Fig. 5a**). Sin embargo, en décadas más recientes la implementación de políticas de desarrollo por parte del Estado mexicano ha representado un importante motor de deforestación y cambio de uso del suelo, al promover actividades extensivas como la ganadería (**Fig. 5b**) y los cultivos comerciales (Velázquez et al., 2003).

En la región costera del Pacífico, por ejemplo, la amenaza más severa está representada por el desarrollo poco (o nada) planeado de polos turísticos. Los puntos de mayor riesgo son las Bahías de Huatulco y Puerto Escondido, destinos turísticos alrededor de los cuales ya se han perdido extensas áreas de BTC por la expansión de las zonas urbanas y creación de campos de golf, con el consecuente aumento de la contaminación de suelos y aguas (**Fig. 5c**). Con el fin de dar un mayor impulso turístico a esta zona, se inició recientemente la construcción de la autopista que comunicará Puerto Escondido con Huatulco, acción que ya impacta fuertemente el BTC en este tramo. Además del impacto por la construcción en sí, su presencia puede fomentar la aparición de nuevas zonas urbanas a lo largo de ella, como ha sucedido repetidamente en todo el país.

La cuenca del río Tehuantepec merece especial atención, ya que se trata de una región de baja densidad poblacional y con buen estado de conservación de la cubierta vegetal nativa (aunque también una de las más desconocidas desde el punto de vista biológico). Desafortunadamente, en este momento se cierne una amenaza grave sobre esta región, pues se proyecta la construcción de una carretera que uniría la ciudad de Oaxaca con la región del Istmo de Tehuantepec a lo largo de la cuenca de este río. Además, en la región se ha dado recientemente un acelerado proceso de desmonte de vegetación original de BTC a fin de crear parcelas para el cultivo de agave mezcalero y tequilero. Este fenómeno repentino fue causado por la acción de promotores gubernamentales que distribuyeron pagos entre los pobladores para extender la superficie sembrada con *Agave* spp. (**Fig. 5d**). En este momento la tendencia parece haber disminuido, pero la amenaza sigue latente. Recientemente, Davis et al. (2011) propusieron que debería fomentarse el cultivo de especies de *Agave* como fuente de biocombustible, si bien para amortiguar nuevos cambios de uso de suelo ellos sugieren recuperar áreas antiguamente dedicadas a la producción de fibras duras (p.ej. henequén) perdidas por la introducción de fibras sintéticas en el mercado. Sin embargo, la experiencia en Oaxaca arriba descrita demuestra que cuando media un estímulo económico casi nada puede detener la eliminación de la cubierta vegetal original, a pesar de que dicha transformación está prohibida por la legislación ambiental mexicana.

Muchos de los procesos de cambio de uso del suelo descritos hasta ahora también tienen vigencia en la región del Istmo de Tehuantepec, pero en ella existen además otros factores particulares y muy variados de deterioro del BTC. Además del desarrollo ganadero (**Fig. 5b**) y la creación de extensos campos agrícolas para el cultivo de sorgo, esta región es testigo del crecimiento de grandes complejos industriales, sobre todo aquellos ligados al puerto petrolero de Salina Cruz, la construcción de una densa red de autopistas y la apertura de extensos parques eólicos (**Fig. 5e**) destinados a aprovechar los vientos fuertes de la región (Chelton et al., 2000) para generar energía eléctrica.

Otras amenazas patentes poco consideradas son la cacería ilegal, la explotación no planeada de recursos forestales (maderables y no maderables), la sobreexplotación de especies, la presión asociada a malas prácticas turísticas, la contaminación de agua y suelo y el tráfico ilegal de especies silvestres.

En contraste con este escenario poco alentador, la situación que se percibe en relación con las plantas invasoras es poco preocupante, ya que éstas no parecen constituir una amenaza seria para el BTC de Oaxaca. Nuestros datos florísticos,

provenientes principalmente del Istmo de Tehuantepec y la región costeña, revelan una notoria escasez de especies de esta categoría, sobre todo en áreas con vegetación original o vegetación secundaria con cierto grado de desarrollo. De hecho, sólo hemos detectado cuatro especies invasoras con cierta prominencia: *Calotropis procera* (Apocynaceae), *Caesalpinia pulcherrima*, *Parkinsonia aculeata* (ambas Leguminosae) y *Ricinus communis* (Euphorbiaceae). Ninguna de estas especies es suficientemente abundante como para formar masas monoespecíficas, sino que más bien tienden a entremezclarse con las especies nativas.

Oportunidades para la conservación del BTC en Oaxaca

En Oaxaca hay muy pocas áreas naturales protegidas por decreto oficial por parte del Gobierno Federal. Algunas porciones considerables de BTC están protegidas dentro de tres de estas áreas, cada una con un estatus de conservación diferente (**Fig. 3**). La porción más extensa de BTC (alrededor de 142 000 ha) está protegida dentro de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán (aproximadamente 29% de las 490 187 ha que abarca esta Reserva). A su vez, en el Parque Nacional Huatulco se protegen más de 6000 ha de BTC, mientras que en el Monumento Natural Yagul la superficie de BTC es mucho menor (apenas 1076 ha). Algunos de estos sitios podrían servir como escenario de estudios a largo plazo que produzcan información sobre el funcionamiento ecosistémico del BTC en Oaxaca (Maass et al., 2010).

Considerando la necesidad de conservar extensiones tan grandes como sea posible de BTC en Oaxaca, esta lista de áreas protegidas resulta a todas luces insuficiente. El análisis de las causas de este avance tan restringido queda fuera de los objetivos de este trabajo, pero seguramente tiene que ver, al menos en parte, con la falta de percepción social clara sobre la importancia ecológica de este ecosistema. Aparentemente, el carisma que caracteriza a los bosques húmedos tropicales de tierras bajas o de montaña no se comparte con un ecosistema que carece de follaje y que por lo tanto adquiere un aspecto desolado durante la mitad del año. Además, también parece intervenir cierto recelo entre sectores de la población rural oaxaqueña sobre las áreas naturales protegidas con reconocimiento federal (Wilshusen et al., 2002), quizá debido a que son asociadas con la posibilidad de perder capacidad de decisión sobre su territorio.

Por estas razones es interesante que en el estado se haya venido impulsando una vertiente completamente diferente de conservación biológica, basada en la certificación de áreas comunitarias o privadas. Las áreas de conservación certificadas constituyen una modalidad en la que los propietarios proponen de manera voluntaria sus terrenos como áreas de conservación y representan una buena oportunidad para incorporar un mayor número de hectáreas de BTC a la conservación (Ortega del Valle et al., 2010). La conservación que tiene una base comunitaria ha sido considerada como una estrategia oportunista y carente de fundamento científico sólido (Gordon et al., 2006). Sin embargo, si tuviéramos que esperar a que dicho fundamento estuviera disponible para cada región digna de ser protegida, seguramente nunca se lograría su protección. La mayor desventaja de este tipo de áreas es su tamaño relativamente pequeño (**Tabla 2**); no obstante, siendo éstas tan numerosas y su distribución tan amplia, su potencial de constituir una estrategia efectiva de conservación es alto. Quizá parte de su éxito se deba a que 77% del territorio del estado está bajo régimen ejidal o comunal. Por ello, aunque la superficie del estado formalmente protegida en las áreas naturales es muy pequeña (3.3%), las áreas comunitarias protegidas, junto con otros instrumentos no convencionales de conservación biológica como las UMAS (unidades de manejo de vida silvestre) y los ordenamientos territoriales comunitarios constituyen una esperanza para la conservación de estos ecosistemas (ver también Perfecto y Vandermeer, 2012, en este número, sobre el valor de esta estrategia para la conservación). En su totalidad estas áreas cubren un territorio que equivale a casi 15% del estado (Anta-Fonseca y Sánchez, 2009), con el valor añadido de que allí se protegen varios tipos de ecosistemas además del BTC.

Áreas de protección ecológica	Superficie (ha)	BTC (%)
<i>Cañada</i>		
a. Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (sólo Oaxaca)	296 272*	50
<i>Mixteca Baja</i>		
1. Las Huertas (San Marcos Arteaga)	20	50
<i>Valles Centrales</i>		
2. La Cruz Corral de Piedra (San Pablo Etla)	2335	15
b. Monumento Natural Yagul	1076	90
<i>Costa</i>		
c. Parque Nacional Huatulco	6375	80
3. Sistema comunal de áreas protegidas de Santa María Huatulco	8129	100
<i>Cuenca del Río Tehuantepec</i>		
4. El Convento, Cerro Verde-Las Minas (San Juan Lajarcia)	3080	¿?
<i>Istmo de Tehuantepec</i>		
5. Área comunitaria protegida San Isidro (San Isidro Chacalapa)	5308	100
6. Reserva comunal Mascalco (San Pedro Huamelula)	10 000	90
7. Las Ánimas (Morro Mazatán)	2500	100
8. Cerro de la Garza (San Pedro Comitancillo)	208	100
9. El Bejucal (Rincón Vaquero)	935	100
10. Área de uso común (Mena Nizanda)	725	100
11. Área de uso común (La Ventosa)	2178	80
12. Ojo de Agua del Cerro Tolistoque (La Venta)	1307	100
13. Cerro Bandera de la Sierra Tolistoque (Mazahua)	328	100
14. Cerro del Chilar (El Porvenir)	762	100

* El área total de la Reserva, incluyendo la porción ubicada en el estado de Puebla, es de 490 186 ha.

Tabla 2. Síntesis de información sobre las áreas de protección ecológica en Oaxaca que incluyen porciones de BTC, agrupadas de acuerdo con las regiones descritas en el texto. Se incluye la superficie total del área protegida y la proporción porcentual aproximada de bosque tropical caducifolio (BTC) en su interior. Los números y las letras minúsculas al inicio del nombre corresponden con los mostrados en la Fig. 3.

Por supuesto, es necesario analizar los factores que motivan la creación de estas reservas pequeñas. Si bien en algunos casos las comunidades han llegado a valorar los beneficios que acarrea el mantener sus bosques, en muchos otros la motivación más fuerte ha sido el otorgamiento de estímulos económicos por parte del Gobierno Federal en el marco de los programas de pago por conservación de bosques. Por lo tanto, la continuidad de estos programas dependerá de que el país cuente con la capacidad económica –y la voluntad política– para mantenerlos. El monitoreo adecuado y permanente de estas áreas proporcionaría información muy útil para poder evaluar, y en su caso fortalecer, las iniciativas más serias y mejor organizadas. A la larga, este esfuerzo podría convertirse en un prototipo que podría ser conocido como el ‘modo oaxaqueño de la conservación biológica’.

Conclusiones

La importancia biológica y ecológica del BTC de Oaxaca reside principalmente en su biota tan rica y en el conjunto de valiosos servicios ecosistémicos que brinda, si bien éstos aguardan aún una evaluación adecuada. Por ello, no sólo debe preocupar la afectación tan severa que ha sufrido este ecosistema debido a diversos factores cuya intensidad, lejos de atenuarse, aumenta día a día, sino también la falta de información y conciencia sobre este ecosistema entre la población que coexiste con él de forma cotidiana. En las áreas de BTC que ya están fuertemente deterioradas habría que impulsar acciones de restauración. Sin embargo, en este rubro el estado de Oaxaca ha hecho un progreso casi nulo, por lo que será necesario hacer inversiones muy grandes de recursos económicos y humanos para este fin. Respecto a la conservación de áreas remanentes de BTC, es preocupante la escasez de áreas naturales protegidas de carácter federal. No obstante, la existencia de iniciativas comunitarias y privadas de conservación en Oaxaca da lugar a un cierto optimismo, pero sus logros deberán ser revisados y evaluados con objetividad.

Es urgente que los distintos sectores de los gobiernos estatal y federal en México, así como las organizaciones no gubernamentales nacionales e internacionales más pertinentes, encaren el problema del deterioro del BTC oaxaqueño con

seriedad y responsabilidad para intentar detener y revertir esta situación. Sin embargo, estas acciones podrían ser insuficientes si la sociedad en su conjunto no se involucra en el esfuerzo para alcanzar estas metas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Luis Cayuela y a Íñigo Granzow de la Cerda su invitación para participar en este monográfico y a los revisores anónimos, cuyos acertados comentarios ayudaron a mejorar este artículo. Este trabajo forma parte del proyecto "Perspectiva paisajística de la diversidad, dinámica y regeneración de la vegetación en el trópico estacionalmente seco", el cual ha sido financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) de México (proyecto CB-2009-01-128136).

Referencias

Acosta-Castellanos, S. 2002. Plantas vasculares raras, amenazadas, o en peligro de extinción del estado de Oaxaca, un panorama preliminar. *Polibotánica* 13:47-82.

Anta-Fonseca, S., Merino, L. 2003. El manejo comunitario de los recursos naturales en Oaxaca. *The Common Property Resource* 66:1-3.

Anta-Fonseca, S., Sánchez, G. 2009. El modelo comunitario de conservación en Oaxaca. Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México. En: Sarukhán, J. (coord.). *Capital Natural de México. Vol II. Estado de conservación y tendencias de cambio*, p. 424. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF, México.

Arriaga-Cabrera, L., Espinoza-Rodríguez, J.M., Aguilar-Zúñiga, C., Martínez-Romero, E., Gómez-Mendoza, L., Loa-Loza, E. 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF, México.

Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1):136-147.

Balvanera, P., Castillo, A., Martínez-Harms, M.J. 2011. Ecosystem services in seasonally dry tropical forests. En: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests. Ecology and Conservation*, pp. 259-277. Island Press, Washington DC, EUA.

Balvanera, P., Maass, M. 2010. Los servicios ecosistémicos que proveen las selvas secas. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 251-269. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.

Barreto-Oble, D. 2000. Análisis ecológico y distribucional de los anfibios y reptiles de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México DF, México.

Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury-Creel, J., Dirzo, R. 2010. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF, México.

Centeno-García, E. 2004. Configuración geológica del estado. En: García-Mendoza, A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*, pp. 29-42. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México y Agrupación Sierra Madre S.C., México DF, México.

Chelton, D.B., Freilich, M.H., Esbensen, S.K. 2000. Satellite observations of the wind jets off the Pacific Coast of Central America. Part I. Case studies and statistical characteristics. *Monthly Weather Review* 128:1993-2018.

Dávila, P., Arizmendi, M. del C., Valiente-Banuet, A., Villaseñor, J.L., Casas, A., Lira, R. 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Biological Conservation* 11:421-442.

- Davis, S.C., Dohleman, F.G., Long, S.P. 2011. The global potential for Agave as a biofuel feedstock. *Global Change Biology Bioenergy* 3:68-78.
- Dechnik, Y.A. 2011. Efectos de la apertura de claros del dosel en un bosque tropical caducifolio. Tesis, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Ferrusquía-Villafranca, I. 1993. Geology of Mexico: a synopsis. En: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (eds.). *Biological diversity of Mexico*, pp. 3-107. Oxford University Press, Nueva York, EUA.
- Flannery, K.V. (ed). 1986. *Guilá Naquitz: archaic foraging and early agriculture in Oaxaca, Mexico*. Academic Press, San Diego, EUA.
- Gallardo-Cruz, J.A., Meave, J.A., Pérez-García, E.A., Hernández-Stefanoni, J.L. 2010. Spatial structure of plant communities in a complex tropical landscape: implications for β -diversity, *Community Ecology* 11:202-210.
- Gallardo-Cruz, J.A., Pérez-García, E.A., Meave, J.A. 2009. β -diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology* 24:473-482.
- García-Mendoza, A.J. 2004. Integración del conocimiento florístico del estado. En: García-Mendoza A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*, pp. 305-325. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.
- García-Mendoza, A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. 2004. Introducción. En: García-Mendoza, A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.) *Biodiversidad de Oaxaca*, pp. 19-26. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.
- García-Mendoza, A.J., Meave, J.A. 2011. *Diversidad florística de Oaxaca: de musgos a angiospermas (colecciones y lista de especies)*. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF, México.
- García-Oliva, F., Jaramillo, V.J. 2011. Impact of anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forests on ecosystem biogeochemical processes. En: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests. Ecology and Conservation*, pp. 159-172. Island Press, Washington DC, USA.
- Goettsch-Mittermeier, C., Mittermeier, R.A., Nations, J., Robles, A., Carvajal, M.A., Robles-Gil, P. 1997. México. En: Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P., Goettsch-Mittermeier, C. (eds.) *Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo*, pp. 140-177. Cemex, México DF, México.
- González-Pérez, G., Briones-Salas, M., Alfaro, A.M. 2004. Integración del conocimiento faunístico del estado. En: García-Mendoza, A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*, pp. 449-466. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.
- Gordon, J.E., Bowen-Jones, E., González, M.A. 2006. What determines dry forest conservation in Mesoamerica? Opportunism and pragmatism in Mexican and Nicaraguan protected areas. En: Pennington, R.T., Lewis, G.P., Ratter, J.A. (eds.). *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation*. Pp. 343-357, Taylor and Francis CRC Press, Boca Raton, USA.
- Hernández-Apolinar, M., Valverde, T., Purata, S. 2006. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in southern Mexico: an evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management* 223:139-151.
- INEGI. 2010. Censo de Población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. Disponible en: [<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx>]
- Jaramillo, V., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A. 2010. La selva seca y las perturbaciones antrópicas en un contexto funcional. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 235-250. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.

- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E.A., Meave, J.A. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40:422-431.
- Lebrija-Trejos, E., Meave, J.A., Poorter, L., Pérez-García, E.A., Bongers, F. 2010a. Pathways, mechanisms and variability of tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12:267-275.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Bongers, F., Poorter, L. 2010b. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical landscape. *Ecology* 91:386-398.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Poorter, L., Bongers, F. 2011. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 27:477-489.
- Lira, I., Ceballos, G. 2010. Huatulco, Oaxaca. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 520-526. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Lorence, D.H., García-Mendoza, A. 1989. Oaxaca, Mexico. En: Campbell, D.G., Hammond, H.D. (eds.). *Floristic inventory of tropical countries*, pp. 253-269. The New York Botanical Garden, Nueva York, EUA.
- Maass, J., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R., Sarukhán, J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10:17.
- Maass, J.M., Jardel, E.J., Martínez-Yrizar, A., Calderón-Aguilera, L.E., Herrera, J., Castillo, A., Euán-Ávila, J., Equihua, M. 2010. Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Ecosistemas* 19:69-83.
- Meave, J.A., Flores-Rodríguez, C., Pérez-García, E.A., Romero-Romero, M.A. 2012 (en prensa). Edaphic and seasonal heterogeneity of seed banks in agricultural fields of a tropical dry forest region in southern Mexico. *Botanical Sciences* 90 (3):000-000.
- Miranda, F., Hernández-X., E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.
- Naranjo, E.J., Cuarón, A.D. 2010. Uso de la fauna silvestre. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 271-283. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Ortega del Valle, D., Sánchez-Benítez, G., Solano-Solano, C., Huerta-García, M.A., Meza-Oliva, V., Galindo-Leal, C. 2010. *Áreas de conservación certificadas en el estado de Oaxaca*. WWF, CONANP-SEMARNAP, Oaxaca, México.
- Ortiz-Pérez, M.A., Hernández-Santana, J.R., Figueroa-Mah-Eng, J.M. 2004. Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. En: García-Mendoza, A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*, pp. 43-54. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.
- Pérez-García, E.A., Meave, J.A. 2004. Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region. *Plant Ecology* 175:147-163.
- Pérez-García, E.A., Meave, J., Salas-Morales, S.H. 2010a. Nizanda, Oaxaca. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 538-542. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Villaseñor, J.L., Gallardo-Cruz, J.A., Lebrija-Trejos, E.E. 2010b. Vegetation heterogeneity and life-strategy diversity in the flora of the heterogeneous landscape of Nizanda, Oaxaca, Mexico. *Folia Geobotanica* 45:143-161.
- Perfecto, I, Vandermeer, J. 2012. Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "land-sharing versus land-sparing". *Ecosistemas* 21(1):180-191.

- Peters, C.M. 2011. Economic botany and management potential of Neotropicsl seasonally dry forests. En: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests. Ecology and Conservation*, pp. 239-257. Island Press, Washington DC, USA.
- Rodrigo-Álvarez, L. 1994. *Geografía General del Estado de Oaxaca*, 2ª ed. Carteles Editores, Oaxaca, México.
- Rodríguez-Contreras, V. 2004. Distribución de las aves en Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Tesis, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México DF, México.
- Salas-Morales, S.H. 2010. La Tuza-Chacahua, Oaxaca. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 516-519. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Salas-Morales, S.H., Casariego-Madorell, M.A. 2010. Zimatán, Oaxaca. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 527-531. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Salas-Morales, S.H., Sánchez-Vásquez, A., Schibli, L. 2003. Flora de la costa de Oaxaca, México: lista florística de la región de Zimatán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72:21-58.
- Salas-Morales, S.H., Schibli, L., Nava-Zafra, A., Saynes-Vásquez, A. 2007. Flora de la costa de Oaxaca, México (2): lista florística comentada del Parque Nacional Huatulco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81:101-130.
- Sánchez-Cordero, V. 2001. Elevational gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, México. *Global Ecology and Biogeography* 10:63-76.
- Segura, G., Balvanera, P., Durán, E., Pérez, A. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology* 169:259-271.
- Solano-Hernández, L. 1997. Estudio florístico y descripción de la vegetación del municipio de Asunción Cuyotepeji, Distrito de Huajuapán de León, Oaxaca, México. *Polibotánica* 5:37-75.
- Toledo, T., Meave, J.A., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92:974-981.
- Torres-Colín, R. 2004. Tipos de vegetación. En: García-Mendoza, A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*. pp: 67-85. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.
- Trejo, I. 2004. Clima. En: García-Mendoza A.J., Ordóñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*, pp. 67-85. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México DF, México.
- Trejo, I. 2010. Las selvas secas del Pacífico mexicano. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 41-51. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Trejo-Vázquez, I. 1999. El clima de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas* 39:40-52.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-142.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11:2063-2084.
- Velázquez, A., Durán, E., Ramírez, I., Mas, J-F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L. 2003. Land use-cover change

processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change* 13:175-184.

Villaseñor, J.L. 2003. Diversidad y distribución de las Magnoliphyta en México. *Interciencia* 28:160-167.

Wilshusen, P.R., Raleigh, L., Russell, V.A. 2002. By, for and of the people: the development of two community-managed protected areas in Oaxaca, Mexico. *Journal of Forestry* 15:113-126.

El impacto de los principales usos indígenas del suelo en la estructura, la diversidad y la composición de especies arbóreas en la Reserva de la Biosfera de Bosawás, Nicaragua

D.M. Griffith^{1,3}, I. Coronado², C. Asa¹, J. Polisar^{1,4}, I. Carmona⁵

(1) Proyecto Biodiversidad del Zoológico de Saint Louis, One Government Drive, St. Louis, Missouri 63110, EEUU.

(2) Missouri Botanical Garden, P.O. Box 299 St. Louis, Missouri 63166-0299, EEUU.

(3) Centro de Investigaciones Aplicadas al Desarrollo Agroforestal (IDAF), Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo da Vinci, Ctra. Madrid-Cádiz Km 396, Córdoba 14071, España.

(4) Wildlife Conservation Society, Jaguar Conservation Program, 2300 Southern Boulevard, Bronx, New York 10460, EEUU.

(5) Instituto de Agricultura Sostenible, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Finca Alameda del Obispo Apdo. 4084, Córdoba 14080, España.

➤ Recibido el 7 de diciembre de 2011, aceptado el 23 de marzo de 2012.

Griffith, D.M., Coronado, I., Asa, C., Polisar, J., Carmona, I. (2012) El impacto de los principales usos indígenas del suelo en la estructura, la diversidad y la composición de especies arbóreas en la Reserva de la Biosfera de Bosawás, Nicaragua. *Ecosistemas* 20(1-2):101-117. Tradicionalmente se afirma que las sociedades indígenas que habitan bosques tropicales preservan la biodiversidad y los recursos naturales a través de sus pautas tradicionales de subsistencia. Sin embargo, pocos estudios han cuantificado el impacto relativo de esas pautas de uso del suelo en la estructura y en la biodiversidad de especies forestales. En este estudio se compararon el tamaño, la densidad, la diversidad y la composición de árboles entre las tres principales zonas de uso del suelo (agricultura, caza y conservación) en un territorio indígena de la Reserva de Bosawás. Se identificaron y se midieron los árboles que presentaban un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm en 13 transectos de 1 km de longitud repartidos entre las tres zonas. La primera hipótesis plantea que el tamaño, la densidad y la diversidad de árboles son menores en el mosaico de bosques de la zona agrícola que en los bosques de las zonas de caza y de conservación. Ésta se aceptó sólo para el caso del DAP total por transecto, mientras que la altura media, el DAP medio, la densidad de individuos, la densidad de tallos (algunos individuos constaban de múltiples tallos) y la diversidad estimada no fueron significativamente diferentes entre las tres zonas de uso del suelo. En la segunda hipótesis se considera que la composición de especies arbóreas es diferente en la zona agrícola. Los resultados confirman esta afirmación, no obstante la composición también fue distinta entre las zonas de caza y de conservación, y ésta no estuvo significativamente relacionada con la distancia a las comunidades. A pesar de que la zona agrícola abarca toda la actividad agrícola y la mayor parte de la extracción de productos forestales en los territorios indígenas, el mosaico de bosques secundarios y maduros que constituye la mayor superficie de esta zona fue similar en estructura y diversidad a la zona de conservación, donde el impacto humano es casi nulo. Sin embargo, los usos indígenas del suelo incidieron en la composición de especies, recalcando la necesidad de mantener remanentes de bosque maduro en la zona agrícola para servir como refugios de especies y la de fortalecer las normativas que protegen el bosque en las zonas de caza y de conservación.

Palabras clave: bosque tropical, agricultura, caza, conservación, paisaje

Griffith, D.M., Coronado, I., Asa, C., Polisar, J., Carmona, I. (2012). Impact of indigenous land uses on tree structure, diversity, and species composition in Bosawás Biosphere Reserve, Nicaragua. *Ecosistemas* 20(1-2):101-117.

Indigenous societies inhabiting tropical forests have been recognized for their role in conserving biodiversity and natural resources through traditional patterns of subsistence. However, few studies have quantified the relative impact of these land use patterns on the structure and diversity of forest species. This study compared the size, density, diversity, and species composition of trees between three principal land use zones (agriculture, hunting, and conservation) in an indigenous territory of Bosawas Biosphere Reserve. Trees with a minimum diameter at breast height (DBH) of 10 cm were identified and measured in 13 1-km transects located among the three zones. The first hypothesis was that tree size, density, and diversity are less in the forest mosaic of the agricultural zone than in the forests of the hunting and conservation zones. This hypothesis was accepted in the case of total DBH per transect, while mean height, mean DBH, individual tree density, stem density (some trees had multiple stems), and estimated diversity were not significantly different among the three zones. The second hypothesis that tree species composition in the agricultural zone is distinct from that of the other two zones was accepted. However,

composition was also different between the hunting and conservation zones and was not significantly related to distance from the nearest indigenous community. Although all indigenous farming and nearly all forest product extraction occurs in the agricultural zone, the mosaic of secondary and mature forests that constitute the majority of land use cover in this zone exhibited tree structure and diversity similar to that of the conservation zone, where human impact is minuscule. In contrast, indigenous land uses influenced species composition. This last result emphasizes the importance of maintaining remnants of mature forest in the agricultural zone to serve as species refuges and of strengthening traditional norms that insure forest protection in the hunting and conservation zones.

Key words: tropical forest, agriculture, hunting, conservation, landscape

Introducción

Existen estudios que afirman que las sociedades indígenas que habitan regiones forestales tropicales conservan la biodiversidad y los recursos naturales a través de sus pautas tradicionales de manejo comunitario y de subsistencia (Posey 1985; Gadgil et al. 1993). Muchas de estas sociedades están integradas en áreas protegidas y comparten la responsabilidad junto con el Estado de desarrollar actividades que sean ecológicamente sostenibles sin obviar sus valores y sus sistemas normativos tradicionales. Se han desarrollado planes de manejo modernos con el fin de asegurar la base de recursos naturales y proteger de forma permanente una porción de sus tierras para fines ecológicos y socioculturales. En los territorios donde los grupos indígenas han conseguido el acceso y el control sobre la tierra y los recursos naturales a través de la tenencia y la custodia legal, se ha logrado proteger grandes superficies de bosque tropical al impedir la deforestación causada por la expansión de la frontera agrícola (Schwartzman et al. 2000; Nepstad et al. 2006).

A pesar de la amplia atención dada a los sistemas de manejo indígenas y a su papel en la conservación, el impacto de los usos indígenas del suelo a nivel del paisaje ha recibido relativamente menos atención. Varios estudios se han enfocado en la complejidad y en la alta biodiversidad de los agroecosistemas indígenas a nivel local (Diemont et al. 2011; Fifanou et al. 2011) y en la preservación de la cobertura forestal en reservas indígenas a nivel regional, en contraste con los usos del suelo no indígenas (Stocks et al. 2007; Nelson y Chomitz 2011). En la actualidad son pocos los estudios que han examinado el efecto de los usos indígenas del suelo en la estructura y la biodiversidad forestal, así como a nivel paisajístico (Sirén y Brondizio 2009).

Las pautas de uso del suelo en las sociedades indígenas suelen estar organizadas según gradientes espaciales relativos a la comunidad. Las actividades agrícolas y las zonas deforestadas como consecuencia de estas actividades suelen localizarse alrededor de las comunidades. La caza y la recogida de productos forestales también se concentran cerca de las comunidades (Sirén et al. 2004; Peres y Nascimento 2006), aunque estas actividades suelen practicarse en un radio más amplio que la actividad agrícola. Muchas sociedades indígenas en el trópico designan áreas llamadas "bosques sagrados", donde se prohíbe o se restringe cualquier actividad dañina para los bosques debido a su importancia cultural y social. Aunque normalmente son remotas, estas áreas pueden cumplir importantes funciones ecológicas al proporcionar servicios ambientales, fuentes de poblaciones de caza y refugios para la biodiversidad. El resultado de esta distribución de los usos del suelo es un gradiente de impacto antropogénico que disminuye a mayor distancia de las comunidades. Sin embargo, pocos estudios han cuantificado el impacto relativo de estas pautas de uso del suelo en la estructura, la biodiversidad y la composición de especies forestales.

Como otras sociedades indígenas, los Miskitus y Mayangnas de la Reserva de Biosfera Bosawás han preservado la biodiversidad y los recursos naturales de esta región extensiva a través de sus pautas tradicionales de subsistencia. Con una superficie de 19 926 km², Bosawás es parte del "Corazón del Corredor Mesoamericano" que, junto con las Reservas Río Plátano, Tawahka Asangni y Patuca en Honduras, constituye una de las áreas más extensas de bosque en Centroamérica. En reconocimiento de esto y con el propósito de apoyar las demandas indígenas para la autonomía, Bosawás fue declarada Reserva de Recursos Naturales en 1991 y luego Reserva Internacional de Biosfera en 1997 (Kaimowitz et al. 2003). The Nature Conservancy (TNC) trabajó con los indígenas para desarrollar un plan de manejo y delimitar las zonas de uso del suelo basándose en la pauta del uso histórica (Stocks 2003).

Las tres principales zonas de uso del suelo en los territorios indígenas de Bosawás son la agricultura, la caza y la conservación (Smith 2003). La zona agrícola suele estar ubicada cerca de las comunidades que habitan la reserva y suelen formar una franja más bien estrecha cercana a las orillas de los ríos principales. Esta zona está compuesta por un mosaico de áreas cultivadas (arroz, frijoles, yuca y maíz), de pastizales, de sistemas agroforestales, de áreas bajo sucesión y de fragmentos de bosque que se puede considerar maduro, pero sin olvidar que ha sido intervenido por la tala selectiva. La zona de caza se localiza más alejada de la zona agrícola y está atravesada por los afluentes de los ríos principales. No se practica la agricultura en esta zona, sólo se utiliza para la caza, la pesca y la recogida de ciertas especies de árboles para la

construcción de casas y botes. La zona de conservación está ubicada más allá de la zona de caza y contiene las cabeceras de esos caños y ríos. En esta zona no se permite la caza ni la pesca salvo en ocasiones especiales como la Navidad. La zona de conservación, también llamada “Waula” por los indígenas de Bosawás, es considerada por ellos como una zona de elevada importancia cultural y espiritual.

Para evaluar el impacto de estos usos del suelo en la comunidad forestal de Bosawás, se comparó la estructura, la diversidad y la composición de la vegetación arbórea entre las tres zonas de uso del suelo en uno de los territorios indígenas, Miskitu Indian Tasbaika Kum (MITK). La primera hipótesis fue que, debido a la mayor perturbación antropogénica, el tamaño, la densidad y la diversidad de los árboles son menores en el mosaico de bosques de la zona agrícola que en los bosques de las zonas de caza y de conservación. La segunda hipótesis fue que, por la misma razón, la composición de especies es distinta en la zona agrícola que en las demás zonas y que varía a mayor distancia de las comunidades. El objetivo no fue de comparar la agricultura activa en sí en la zona agrícola, sino el mosaico de bosques en diferentes etapas de sucesión que caracterizan un paisaje sujeto a un sistema de agricultura migratoria y de tala selectiva. Este estudio fue parte de un proyecto de investigación y cooperación dirigido por el Zoológico de Saint Louis (EEUU) entre 2000 y 2007 para integrar la información científica y tradicional de la flora y la fauna, promover el uso sostenible de los recursos naturales y fortalecer la protección de la diversidad biológica y cultural de la reserva (Griffith 2007, Griffith et al. 2009, Williams-Guillén et al. 2006).

Metodología

Área de estudio

Ubicada en la vertiente del Caribe de Nicaragua, Bosawás se caracteriza por la alta pluviosidad, entre 1800 y 2800 mm de precipitación anual, con 3 meses de estación seca entre febrero y abril (MARENA-SETAB 2002). La temperatura no varía significativamente en el transcurso del año, con una media de 26.5° C. La región está clasificada como bosque húmedo tropical, con un dosel entre 10 y 30 m de altura (MARENA-SETAB 2002).

El territorio de MITK, con una extensión de 682 km², se encuentra en el límite noroeste de la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera de Bosawás (**Fig. 1**). Está habitado por 24 comunidades indígenas de etnia Miskita ubicadas en la margen oriental del Río Coco, con una población total de aproximadamente 8500 personas (SINAPRED 2007).

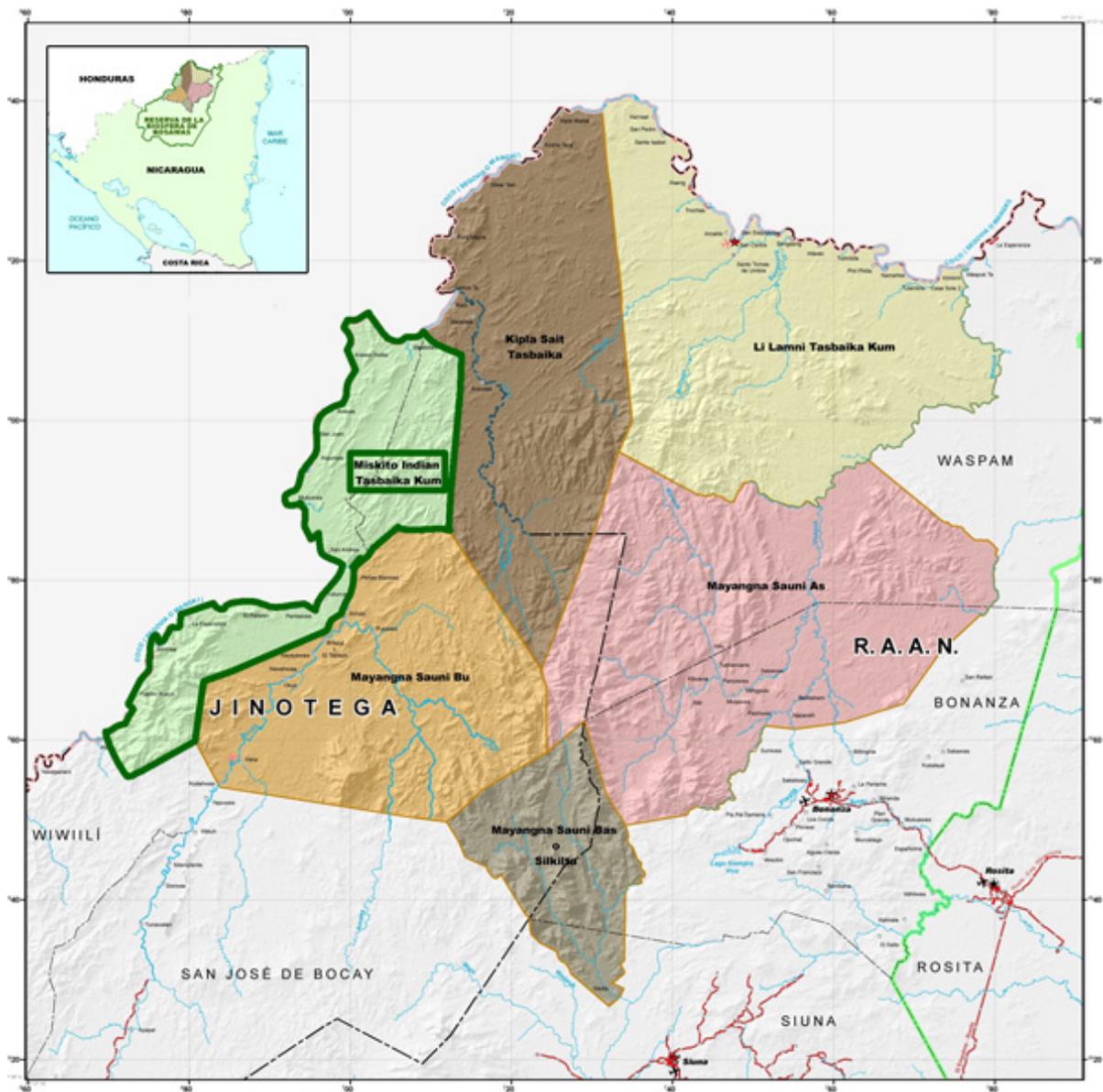


Figura 1. Los territorios indígenas de la Reserva de la Biosfera de Bosawás con el territorio de Miskito Indian Tasbaika Kum (MITK) resaltado (MARENA-SETAB 2005)

Diseño del estudio

En este estudio se compararon el tamaño, la densidad y la diversidad de árboles entre las tres principales zonas de uso del suelo (agricultura, caza y conservación) en MITK desde enero de 2005 hasta febrero de 2006. No se estudiaron zonas con usos del suelo tales como la *guirisiría* (lavado de oro) o la protección de caños por estar éstas escasamente representadas en superficie dentro del territorio estudiado (**Fig. 2**). Los muestreos se realizaron a lo largo de transectos de 1 km de longitud establecidos en el Río Coco entre las comunidades de Kisiksik y de Walakitang (**Fig. 2**). La distancia entre transectos fue como mínimo de 1.5 kilómetros y la elevación entre ca. 200 y 500 m.s.n.m. Se marcaron 13 transectos elegidos aleatoriamente: 5 en la zona agrícola, 5 en la zona de caza y 3 en la zona de conservación (**Tabla 1**). El número de transectos es menor en la zona de conservación debido a la dificultad en el acceso.

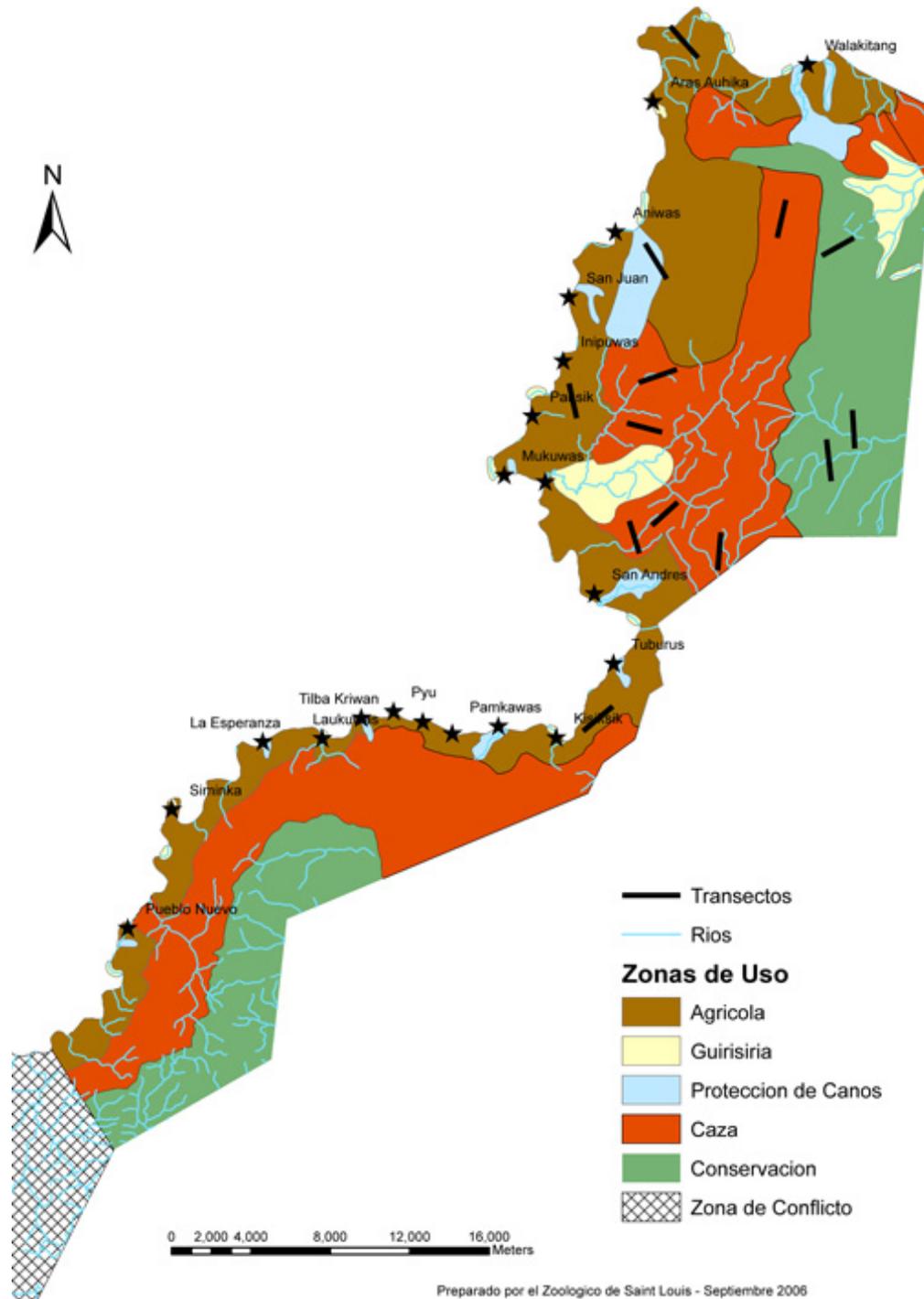


Figura 2. Las zonas de uso del suelo del MITK. Las barras negras marcan los 13 transectos establecidos en las tres principales zonas de uso del suelo: agricultura, caza y conservación.

Zona de uso del suelo	Transecto	Coordenadas del origen	Distancia del origen a la comunidad más cercana (km)
Agricultura	Kriwan Ilka	N 14.26230 O 85.16553	2.20
Agricultura	Urang Tingni	N 14.33232 O 85.15325	2.97
Agricultura	Drapapa Tingni	N 14.41012 O 85.18475	1.27
Agricultura	Was Ulwa Sirpi Tingni	N 14.47458 O 85.14917	1.57
Agricultura	Tilba Tingni	N 14.57405 O 85.13642	3.87
Caza	Tingni Painkira	N 14.32477 O 85.11652	6.28
Caza	Arilia Tingni	N 14.34578 O 85.14608	4.58
Caza	Limsi Tingni	N 14.39223 O 85.15893	4.45
Caza	Yalnu Tingni	N 14.41028 O 85.15085	4.13
Caza	Suita Ilka	N 14.49358 O 85.08405	7.07
Conservación	Wari Ilka	N 14.36548 O 85.06293	13.2
Conservación	Susum Was	N 14.38027 O 85.05237	15.0
Conservación	Sikia Kiamp	N 14.46860 O 85.06627	9.74

Tabla 1. Transectos establecidos en el territorio indígena Miskitu Indian Tasbaika Kum de la Reserva de la Biosfera de Bosawás.

Los transectos de la zona agrícola se localizaron principalmente en los bosques secundarios jóvenes que fueron intervenidos por agricultura en el pasado. Estos transectos atraviesan áreas agrícolas recién abandonadas (indicadas por tramos de 50-400 m de largo sin árboles grandes) y fragmentos de bosque maduro que habían sido sujetos a tala selectiva. No se incluyeron transectos en pastizales y en áreas en ese momento cultivadas dentro de la zona agrícola localizadas cerca de las comunidades (aproximadamente 1-2 km), por lo cual el estudio no abarca todo el gradiente de perturbación de esa zona. No obstante, y a pesar de este inconveniente, se puede afirmar que los transectos muestreados representan los hábitats más comunes de la zona agrícola: el mosaico de bosques secundarios de todas las edades que resulta de la agricultura migratoria y de la tala selectiva (Smith 2003; Stocks et al. 2007).

En cada transecto se realizaron muestreos en parcelas de 5 x 5 m cada 50 metros, obteniendo un total de 21 parcelas muestreadas por transecto. En cada parcela se identificaron las especies de árboles por su nombre local en miskitu y en español, además de registrar los usos tradicionales de cada especie, gracias a la colaboración de personal miskitu local. En cada parcela, se midieron el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura mediante una pértiga de todos los árboles que presentaban DAP \geq 10 cm. También se contó el número de tallos con DAP \geq 10 cm para árboles con múltiples pies. Se depositaron testigos de cada árbol muestreado en los herbarios de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua-León (HULE) y del Jardín Botánico de Missouri (MO).

Análisis estadístico

La comparación del tamaño, densidad y diversidad de la vegetación arbórea entre las diferentes zonas de uso del suelo se realizó mediante la evaluación de seis parámetros: la altura media, el DAP medio, el DAP total y la densidad de árboles, así como la densidad de tallos y la diversidad estimada. La altura media y el DAP medio se compararon por separado a través de un modelo lineal mixto, considerando la zona de uso del suelo como efecto fijo y los errores como efectos aleatorios con las

parcelas de 5 x 5 m anidadas dentro de cada transecto. El DAP total, la densidad de árboles individuales y la densidad de tallos en cada transecto se analizaron con un ANOVA y los niveles del factor dos a dos entre las zonas de uso del suelo con un test de Bonferroni. El número total estimado de especies en cada transecto, incluyendo aquéllas que se encontrarían en un conjunto de muestras más grande en esa misma comunidad, se basó en el número de individuos encontrados para cada especie (Colwell et al. 2004). Esta diversidad estimada se calculó extrapolando la diversidad en cada transecto con los estimadores Chao 1 (basados en el número de especies con uno o dos individuos) y ACE (*Abundance-base Coverage Estimator*, basado en el número de especies con 10 o menos individuos, Chazdon et al. 1998). Se comparó mediante un ANOVA la diversidad entre las zonas de uso del suelo calculada por ambos estimadores. Se evaluaron los residuos de cada parámetro, gráficamente y con el test de Shapiro-Wilk y el test de Levene para comprobar los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

Para determinar si las variables predictoras, zona de uso del suelo (agricultura, caza y conservación) –definida como variable *dummy*– y distancia de la comunidad más cercana, explican la variación en la composición de especies arbóreas, se utilizó un análisis de correspondencias canónico (CCA, ter Braak 1986). Se aplicó un test de permutación aleatoria similar a un ANOVA para evaluar si el modelo completo del CCA (incluyendo ambas variables predictoras) fue significativo, basado en el criterio de que la inercia restringida generada por las permutaciones es menor que la inercia restringida observada al menos en el 95% de los casos (Oksanen 2011). Se analizó si cada eje del CCA por separado explicó más variación que un eje simulado aleatoriamente con un test de permutación basado en el método *marginal* (Legendre et al. 2011) utilizado en el paquete *vegan* en R (Oksanen et al. 2011). Se evaluó cada variable predictora por separado con un test de permutación aleatoria de Tipo III que analizó los efectos marginales causados por la eliminación de cada variable del modelo que incluye las demás variables (Oksanen 2011).

Se utilizaron el paquete *nlme* para el modelo lineal mixto (Pinheiro et al. 2011), el paquete *stats* para el ANOVA y el paquete *vegan* para la estimación de riqueza de especies y el CCA (Oksanen et al. 2011) en R versión 2.14.0 (R Development Core Team 2011).

Resultados

Tamaño, densidad y diversidad de árboles

En los 13 transectos muestreados se identificaron un total de 109 taxones de árboles de los que cuatro se determinaron a nivel de género y uno hasta familia. No se pudieron identificar 13 de los 411 (3.2%) individuos del estudio (**Anexo 1**).

De los seis parámetros analizados, sólo el DAP total por transecto ($F_{2,10} = 8.1$, $P = 0.0082$) presentó diferencias significativas entre las zonas de uso del suelo estudiadas. El DAP total fue significativamente mayor en la zona de conservación que en la zona agrícola (Bonferroni ajustado $P = 0.0084$) pero no se encontraron diferencias entre estas zonas y la zona de caza (**Fig. 3**). Las densidades de árboles individuales y de tallos por transecto disminuyeron desde la zona de conservación hasta la zona agrícola, debido en parte al elevado número de parcelas en la zona agrícola sin árboles con el DAP mínimo, aunque las diferencias no fueron significativas. En la zona agrícola, de caza y de conservación, la diversidad media estimada por Chao 1 fue de 69, 52 y 60 especies respectivamente, mientras la diversidad media estimada por ACE fue de 58, 68 y 70 especies (**Fig. 4**). Estas diferencias no fueron significativas.

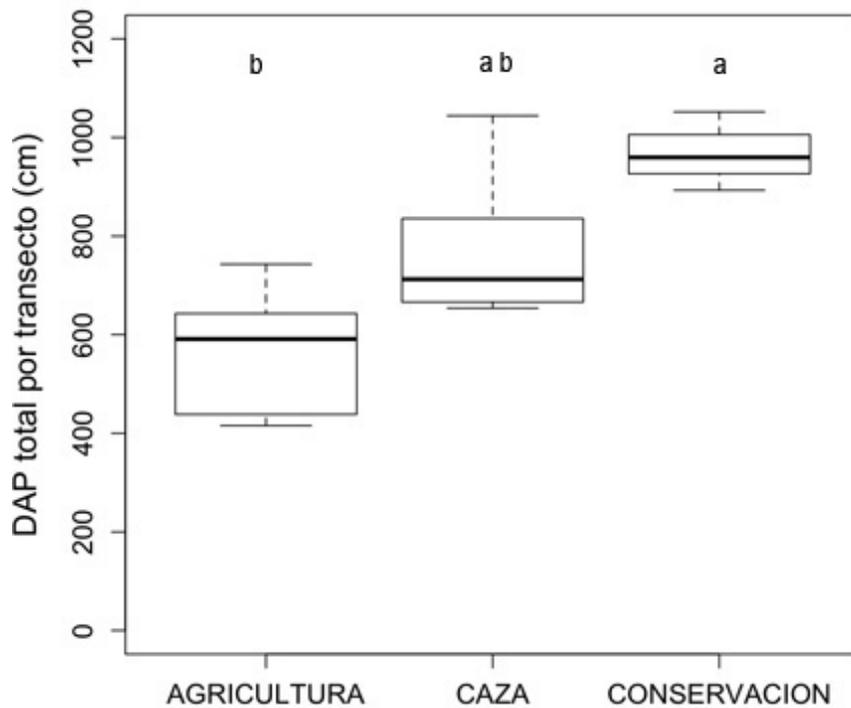


Figura 3. Sumatorio del diámetro a la altura de pecho (DAP) de los árboles presentes en cada transecto en las zonas de uso del suelo. Letras distintas representan diferencias significativas entre los niveles del factor dos a dos basado en el test de Bonferroni ($\alpha = 0.05$).

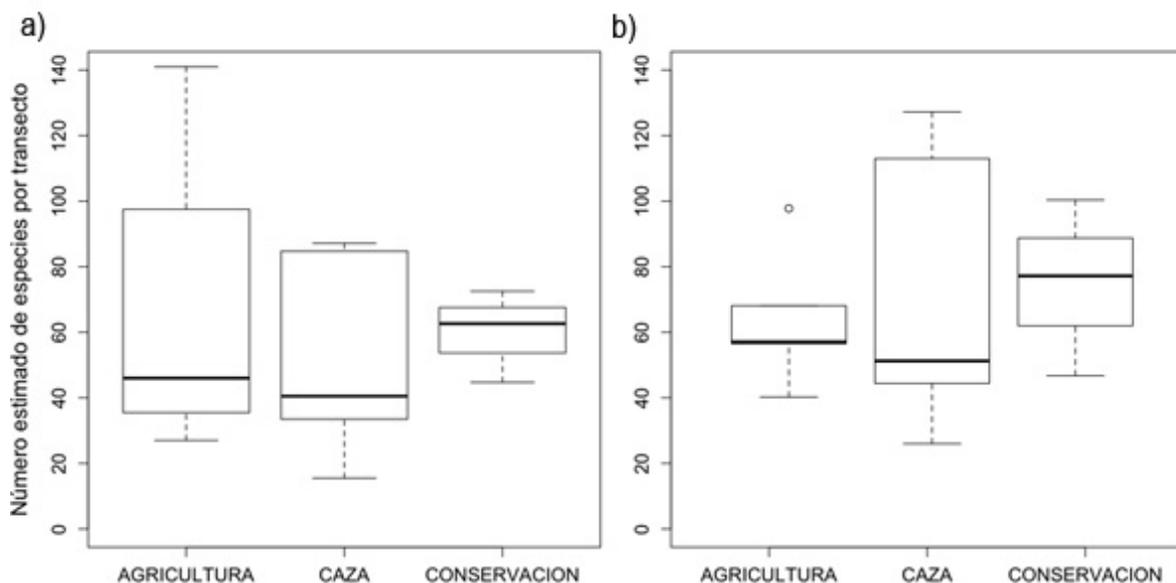


Figura 4. Número de especies arbóreas por transecto estimado con a) Chao 1 y b) ACE.

Composición de especies

La especie más abundante fue *Dialium guianense*, presente en las tres zonas de uso de suelo, seguida de *Tetragastris panamensis*, encontrada principalmente en las zonas de caza y de conservación, y *Ampelocera hottlei* con mayor presencia en las zonas agrícola y de conservación. Las restantes con más de 5 individuos en total, en su mayoría sólo abundaron en una única zona de uso. Por ejemplo, *Cecropia insignis*, *C. peltata* y *Trichospermum grewiiifolium* abundaron en la zona agrícola; *Mabea klugii*, *Guarea grandifolia*, *Pausandra trianae*, *Pourouma bicolor* y *Guarea guidonia* en la de caza; y *G. bullata* en la de conservación.

El modelo completo del CCA explicó significativamente la composición de especies arbóreas con las variables predictoras ($\chi^2 = 1.13$, $P = 0.032$). El gráfico en dos dimensiones de ordenación muestra una separación de los transectos entre las zonas de

uso del suelo (**Fig. 5**). Sólo el primer eje fue significativo según el test de permutación aleatoria basado en el método marginal ($\chi^2 = 0.44$, $P = 0.015$). Según el test de permutación aleatoria de Tipo III, la zona de uso del suelo fue significativa ($\chi^2 = 0.80$, $P = 0.032$). El vector que representa la distancia de la comunidad más cercana señaló la dirección hacia la zona de conservación, que a su vez es la zona más lejana, pero esta variable no fue significativa.

Discusión

La primera hipótesis de que el tamaño, la densidad y la diversidad de árboles son menores en el mosaico de bosques de la zona agrícola con respecto a los bosques de las zonas de caza y de conservación se aceptó sólo en el caso del DAP total por transecto. El DAP total refleja dos parámetros, el tamaño de los árboles y la densidad total. Por separado estos parámetros no fueron significativamente diferentes entre las zonas de uso del suelo, a pesar del menor DAP medio (21.8 frente a 26.5 cm) y la menor densidad (503 frente a 698 árboles ha^{-1}) en la zona agrícola en comparación con la zona de conservación, respectivamente. Esta diferencia en la densidad se atribuye al elevado número de parcelas en los transectos de la zona agrícola que tenían vegetación en una etapa temprana de sucesión. Por ejemplo, en tres de estos transectos no se encontraron árboles con el DAP mínimo en casi la mitad de las parcelas. A pesar de la ausencia de diferencias significativas en el tamaño y en la densidad por separado, la combinación de estos dos parámetros resultó en una diferencia significativa en el DAP total, lo que indica un número mayor de árboles grandes en la zona de conservación que en la zona agrícola.

La segunda hipótesis de que la composición de especies arbóreas es distinta en la zona agrícola y que ésta varía en función de la distancia de las comunidades, se aceptó pero con dos salvedades. La primera es que la composición fue distinta entre las tres zonas de uso del suelo, tanto en la zona de caza como en la zona agrícola con respecto a la zona de conservación. Los transectos de la zona agrícola se distanciaron claramente de los transectos de las zonas de caza y de conservación a lo largo del primer eje de ordenación (**Fig. 5**). Los transectos de las zonas de caza y de conservación se separaron a lo largo del segundo eje, lo cual fue relacionado principalmente con la distancia a la comunidad más cercana. La separación de las zonas de uso del suelo en el espacio de ordenación indica la presencia de comunidades distintas de especies. La segunda salvedad es que la variable distancia no fue significativa y explicó relativamente poca variación en el CCA, lo que muestra que el impacto de los usos indígenas del suelo sobre la composición del bosque está más relacionado con la zona de uso del suelo que con la distancia a las comunidades. Por ejemplo, en algunas ocasiones existen sectores de las zonas de caza que se encuentran más próximos a las comunidades que las propias zonas agrícolas. Aunque estas zonas cercanas a las comunidades son utilizadas sobre todo como zona agrícola, en estos casos y a modo de excepción, los indígenas han respetado la delimitación de las zonas y no han modificado la zona de uso de suelo, de tal forma que no suelen cultivar dentro de estas áreas de caza. Durante reuniones para desarrollar estrategias para el plan de manejo con representantes de las comunidades, se mencionaba que algunas personas entraban en la zona de caza para cultivar. Los participantes discutían los procedimientos para sancionarles, indicando la importancia sociocultural de las normas que rigen en el uso de los recursos naturales. No obstante, la demarcación de las zonas está sujeta a cambios de forma continua, mientras la población interna de la reserva sigue aumentando y muchos de sus habitantes adoptan sistemas ganaderos.

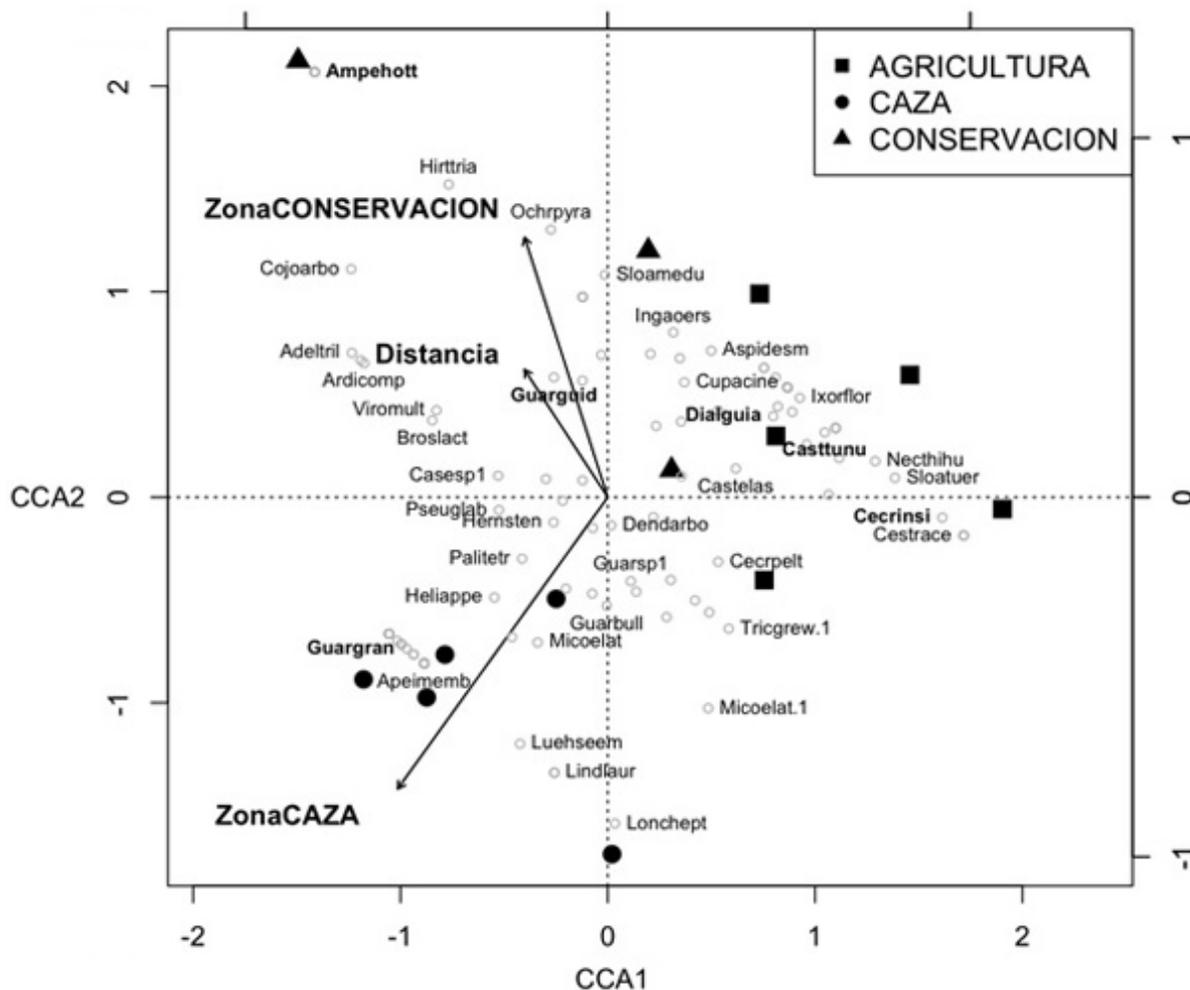


Figura 5. Ordenación restringida según el CCA de la composición de especies arbóreas en los 13 transectos de la Reserva de la Biosfera de Bosawás. Los símbolos rellenos indican los transectos y los círculos abiertos indican las especies. Los nombres de las especies se indican por las primeras cuatro letras del género junto con las de la especie. Las especies en negrita son aquellas de las que se encontraron al menos 10 individuos en total. La dirección de los vectores representa el gradiente de la variable indicada y la longitud representa la potencia del gradiente (la correlación entre la ordenación de la matriz de especies y la variable predictora).

Aparte del área más cercana de las comunidades (en un radio de aproximadamente 1-2 km, donde la agricultura y la ganadería suelen ser más frecuentes), el efecto de los usos múltiples de los miskitos sobre la estructura y la diversidad del bosque húmedo de Bosawás al nivel del paisaje parece haber sido bajo. Se puede considerar que la zona de conservación representa un control natural que permite que la comunidad vegetal de los bosques intervenidos de la zona agrícola y la zona de caza sea comparable con la de un bosque intacto. Aunque hace más de 50 años se realizó la tala selectiva de algunas especies de alto valor comercial (ej. *Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata*), la zona de conservación contiene una de las selvas con menor perturbación antropogénica de Nicaragua. La ausencia de diferencias significativas entre las zonas de uso del suelo en cuanto a tamaño (excepto DAP total), densidad y diversidad de árboles, parece indicar que el impacto indígena sobre los parámetros estudiados no haya sido perjudicial para la conservación del bosque en la zona de caza y en la mayor parte del bosque en la zona agrícola. No obstante, un mayor número de muestras daría mayor robustez a estos resultados.

A diferencia de la estructura y la diversidad de estas comunidades arbóreas, el impacto de los usos del suelo se refleja en la composición de especies. La especie más abundante en todas las zonas era *Dialium guianense*. Es probable que esta especie sea tan común en las tres zonas estudiadas debido a la dureza y rusticidad de su madera que hace que los agricultores eviten tumbarla en sus parcelas. Exceptuando esa especie, la abundancia relativa de la mayoría del resto de especies fue diferente entre las zonas estudiadas. En la zona agrícola, las actividades productivas y la tala selectiva favorecieron a especies pioneras como *Cecropia insignis*, *C. peltata* y *Trichospermum grewiifolium*, que colonizan y crecen rápido después de perturbaciones (Dalling et al. 2009). En la zona de caza, es probable que la recogida de especies maderables y las consecuentes perturbaciones leves también influyeran en la composición de especies, favoreciendo pioneras de corta vida como *Pourouma bicolor* (Laurance et al. 2004) y de larga vida como *Guarea guidonia* (Chazdon et al. 2010). De

todas las especies muestreadas las asociadas con el bosque maduro, como *G. bullata*, fueron las que dominaron en la zona de conservación.

Sin embargo, no se deben atribuir estas diferencias en la composición de especies exclusivamente a las actividades humanas. También es probable que factores de interferencia como el suelo, la topografía y la fauna incidan en la comunidad arbórea. El gradiente espacial desde la zona agrícola (ubicada cerca de los grandes ríos), hasta la zona de conservación (mayores relieves en el terreno) se caracteriza no sólo por diferentes niveles de perturbación humana sino también por cambios en la composición de suelos y en la topografía, aunque la máxima diferencia en elevación registrada entre los transectos fue de sólo 300 m, aproximadamente, que probablemente explica poca de la variación en la composición. Además, la mayor presión de caza cerca de las comunidades influye en la abundancia relativa de animales (Williams-Guillén et al. 2006; Griffith et al. 2009), lo que puede incidir en la abundancia de especies arbóreas a través de la dispersión de semillas y la depredación de brinzales. Distinguir entre los efectos de factores antropogénicos y ambientales en la estructura y en la composición arbórea queda como pregunta importante para una futura investigación.

En conclusión, el impacto de los usos indígenas sobre los recursos naturales no se manifestó en el tamaño (exceptuando el DAP total), la densidad, ni en la diversidad de árboles, sino en la composición de especies. A pesar de que la zona agrícola abarca toda la actividad agrícola y la mayor parte de la extracción de productos forestales, el mosaico de bosques secundarios y maduros que constituye la mayor superficie de esta zona fue similar en cuanto a la estructura y a la diversidad a la zona de conservación, donde el impacto humano es casi nulo. Sin embargo, parece que los usos indígenas del suelo influyen en la composición de especies, incluso en la zona de caza donde la actividad más perturbadora es la tala selectiva para la construcción local. El impacto en la composición arbórea resalta la importancia de proteger remanentes de bosque intacto en el paisaje que sirven como fuentes de propágulos para la reforestación de especies asociadas con el bosque maduro (Norden et al. 2009) y de fortalecer las normativas tradicionales que mantienen la zona de conservación intacta.

Agradecimientos

Se agradece a Olga Martha Montiel del Centro para la Conservación y el Desarrollo Sostenible del Jardín Botánico de Missouri por su apoyo en la coordinación logística del estudio. Amy Pool, W. Douglas Stevens, Michael H. Nee, Charlotte M. Taylor, Ricardo Rueda y Hendrik van der Werff participaron en la identificación de los nombres científicos de las plantas. Gabriel Pérez, Fredy Moncado y Fermín Rojas aportaron los nombres comunes y los usos tradicionales de las especies y Martín Barrios realizó un gran esfuerzo en el trabajo de campo. También se agradece a la asociación indígena ADEPCIMISUJIN y las numerosas personas de MITK que nos apoyaron con su hospitalidad. Sugerencias de Í. Granzow-de la Cerda y dos revisores anónimos ayudaron mucho en mejorar el manuscrito. Este estudio fue realizado gracias a la financiación de la Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) a través del Programa Parques en Peligro de The Nature Conservancy (TNC), el Fondo de un legado de Conservación (CEF) de la Asociación Americana de Parques Zoológicos y Acuarios (AZA) y el Zoológico de Saint Louis.

Referencias

- Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Denslow, J.S., Guariguata, M.R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. En: Dallmeier, F., Comiskey, J. A. (eds.). *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and Old World case studies*. Pp. 285-309. Parthenon Publishing, Paris, France.
- Chazdon, R.L., Finegan, B., Capers, R.S., Salgado-Negret, B., Casanoves, F., Boukili, V., Norden, N. 2010. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. *Biotropica* 42:31-40.
- Colwell, R.K., Mao, C.X., Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85:2717-2727.
- Dalling, J.W., Pearson, T.R.H., Ballesteros, J., Sanchez, E., Burslem, D.F.R.P. 2009. Habitat partitioning among neotropical pioneers: a consequence of differential susceptibility to browsing herbivores. *Oecologia* 161:361-370.
- Diemont, S. A. W., Bohn, J. L., Rayome, D. D., Kelsen, S. J., Cheng, K. 2011. Comparisons of Mayan forest management, restoration, and conservation. *Forest Ecology and Management* 261:1696-1705.
- Fifanou, V.G., Ousmane, C., Gauthier, B., Brice, S. 2011. Traditional agroforestry systems and biodiversity conservation in Benin (West Africa). *Agroforestry Systems* 82:1-13.

- Gadgil, M., Berkes, F., Folke, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio* 22 (No. 2/3, Biodiversity: Ecology, Economics, Policy):151-156.
- Griffith, D., Coronado, I., Polisar, J., Bauman, K., Asa, C., Camilo, G., Bradshaw, L., Espinoza-Mendiola, V. 2009. Poblaciones de animales y plantas silvestres y la sostenibilidad de la caza en Miskitu Indian Tasbaika Kum, Bosawás, Nicaragua. Reporte técnico para la asociación indígena ADEPCIMISUJIN. Español y Miskitu. Proyecto Biodiversidad del Zoológico de Saint Louis, Managua, Nicaragua.
- Griffith, D. 2007. *Investigación y capacitación ecológica en colaboración con las comunidades Mayangnas y Miskitus de la Reserva de Biosfera Bosawás*. Informe final para la Secretaria Técnica de Bosawás - Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales, Nicaragua.
- Kaimowitz, D., Faune, A., Mendoza, R. 2003. Your Biosphere is my backyard: the story of Bosawás in Nicaragua. *Policy Matters* 12:6-15.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Condit, R., D'Angelo, S., Andrade, A. 2004. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *Forest Ecology and Management* 190:131-143.
- Legendre, P., Oksanen, J., ter Braak, C.J.F. 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 2:269–277.
- MARENA-SETAB 2002. *Consensuado básico de la Reserva de Biosfera de Bosawás, Nicaragua*. Secretaría Técnica de Bosawás. Managua, Nicaragua.
- MARENA-SETAB 2005. *Territorios indígenas. Ministerio del Ambiente y Los Recursos Naturales*. Secretaría Técnica de Bosawás con la colaboración de The Nature Conservancy y GTZ. Managua, Nicaragua.
- Nelson, A., Chomitz, K.M. 2011. Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PLoS ONE* 6: e22722. Doi:10.1371/journal.pone.0022722
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., Rolla, A. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology* 20:65-73.
- Norden, N., Chazdon, R.L., Chao, A., Yi-Huei, J., Vélchez-Alvarado, B. 2009. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters* 12:385-394.
- Oksanen, J. 2011. *Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial*. [Extraído noviembre 2011] Disponible en: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H. 2011. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-1*. Disponible en: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Peres, C.A., Nascimento, H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15:2627-2653.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., the R Development Core team 2011. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-102*. Disponible en: <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/>
- Posey, D.A. 1985. Indigenous management of tropical forest ecosystems: the case of the Kayapó indians of the Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems* 3:139-158.
- R Development Core Team 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Disponible en: <http://www.R-project.org>.
- Schwartzman, S., Moreira, A., Nepstad, D. 2000. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology* 14:1351-1357.

- SINAPRED 2007. *Censo de las comunidades en MSB y MITK después del Huracán Felix*. SINAPRED, MAKALAHNA, ADEPCIMISUJIN y Centro Humboldt. Managua, Nicaragua.
- Sirén, A., Hamback, P., Machoa, J. 2004. Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology* 18:1315-1329.
- Sirén, A.H., Brondizio, E.S. 2009. Detecting subtle land use change in tropical forests. *Applied Geography* 29:201-211.
- Smith, J.H. 2003. Land-cover assessment of conservation and buffer zones in the BOSAWÁS Natural Resource Reserve of Nicaragua. *Environmental Management* 31:252-262.
- Stocks, A. 2003. Mapping dreams in Nicaragua's Bosawás biosphere reserve. *Human Organization* 62:65-78.
- Stocks, A., McMahan, B., Taber, P. 2007. Indigenous, colonist, and government impacts on Nicaragua's Bosawás Reserve. *Conservation Biology* 21:1495-1505.
- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Williams-Guillén, K., Griffith, D., Polisar, J., Camilo, G., Bauman, K. 2006. Abundancia de animales de caza y características de caza en el territorio indígena de Kipla Sait Tasbaika, Reserva de Biosfera, Bosawás. *Wani* 46:37-61.

Anexo 1.

Especies de árboles encontradas a lo largo de 13 transectos en el territorio indígena Miskitu Indian Tasbaika Kum en la Reserva de la Biosfera Bosawás, Nicaragua. Se indica el número de árboles de cada especie encontrada en las zonas de uso del suelo (AGR = agricultura, CAZ = caza, CON = conservación). Nombres con (?) indican determinación incierta.

Nombre científico	Nombre común	Uso	AGR	CAZ	CON	Total
1. <i>Abarema adenophora</i>	tilba arbaica			2		2
2. <i>Adelia triloba</i>	kajamikia	Leña		1		1
3. <i>Ampelocera hottlei</i>	wikius, yayo	Leña, ceniza utilizada para nesquizar maíz, construcción	5	2	7	14
4. <i>Apeiba membranacea</i>	kum			1	1	2
5. <i>Ardisia compressa</i> (?)	desconocido	Leña			1	1
6. <i>Aspidosperma desmanthum</i>	bambita	Construcción		1		1
7. <i>Astronium graveolens</i>	guacamaya	Construcción		1	1	2
8. <i>Bravaisia integerrima</i>	monton, yauma	Leña	2		1	3
9. <i>Brosimum alicastrum</i> subsp. <i>alicastrum</i>	ojoche	Hojas para el ganado, extracción de látex en el pasado			1	1
10. <i>Brosimum guianense</i> (?)	desconocido			1		1
11. <i>Brosimum lactescens</i>	leche de vaca, ojoche, tasmuk	Hojas para el ganado, construcción	2	1	2	5
12. <i>Bursera simaruba</i>	hombre desnudo	Cáscara utilizada para lavar heridas.	1	1		2
13. <i>Calophyllum brasiliense</i> var. <i>reko</i>	maría	Construcción		3	3	6
14. <i>Casearia sylvestris</i>	auka, baspara	Leña, construcción	2		1	3
15. <i>Casearia</i> sp.1*	palo de agua	Leña		1		1
16a. <i>Castilla elastica</i> subsp. <i>elastica</i>	hule	Extracción de látex en el pasado			1	1
16b. <i>Castilla elastica</i> subsp. <i>costaricana</i>	hule	Extracción de látex en el pasado		1		1
17. <i>Castilla tunu</i>	tuno	Extracción de látex en el pasado, artesanías	2	4	4	10
18. <i>Cecropia insignis</i>	pasica	Hojas para envolver alimentos como tamales, pisques, cáscara para la fiebre de San Antonio, construcción	7	2	1	10
19. <i>Cecropia obtusifolia</i>	guarumo, guarumillo	Hojas para envolver alimentos como tamales pisques	5		1	6
20. <i>Cecropia peltata</i>	pasica	Hojas para envolver alimentos como tamales pisques, construcción.	6			6
21. <i>Cestrum racemosum</i>	flor de noche	Leña		1		1
22. <i>Chimarrhis parviflora</i>	salamo	Leña, construcción	3	2		5
23. <i>Christiana africana</i>	majaguita, tuburus		3			3
24. <i>Cinnamomum</i> sp.1	cujulan	Construcción		1		1
25. <i>Citharexylum guatemalense</i>	tubandusa				1	1

26. <i>Clarisia biflora</i> (?)	ojoche macho	Construcción	1		1	2
27. <i>Coccoloba tuerckheimii</i>	apopata	Leña		1		1
28. <i>Cojoba arborea</i>	barbachumpe, barbalote	Construcción	3		1	4
29. <i>Cordia bicolor</i>	laurel macho	Leña, poste de casa, madera rústica		4	1	5
30. <i>Croton schiedeanus</i>	copalchil	Medicinal: cáscara para retortijones		1	2	3
31. <i>Cupania cinerea</i>	akbati, cola de pava macho	Leña			1	1
32. <i>Cupania scrobiculata</i> (?)	cola de pava	Construcción		1		1
33. <i>Dalbergia cubilquitzensis</i>	granadillo	Construcción			4	4
34. <i>Dendropanax arboreus</i>	libandusa (dimansuko)	Leña	5	2	1	8
35. <i>Dialium guianense</i>	tamarindo, comenegro	Construcción	8	14	9	31
36. <i>Erythroxylum macrophyllum</i>	kusuasava, palo de agua	Leña, construcción		2	2	4
37. <i>Esenbeckia pentaphylla</i> subsp. <i>australensis</i>	guayabo macho, ocotillo	Construcción	1		1	2
38. <i>Ficus insipida</i>	chilamate	Sombra	1			1
39. <i>Ficus tonduzii</i>	chilamate				1	1
40. <i>Ficus yoponensis</i>	chilamate		1			1
41. <i>Garcinia intermedia</i>	cocomico, sakipah	Frutos comestibles, madera para hacer cabo de hacha	3	2	4	9
42. <i>Guarea bullata</i>	awanka, cola de pava, prontoalivio	Leña, construcción	2	1	5	8
43. <i>Guarea grandifolia</i>	awanka, cola de pava, prontoalivio	Construcción, medicinas	3	8	2	13
44. <i>Guarea guidonia</i>	cola de pava, prontoalivio	Leña, construcción	4	7	2	13
45. <i>Guarea pterorhachis</i>	caobillo	Construcción		2		2
46. <i>Guarea</i> sp.1	cola de pava	Construcción			1	1
47. <i>Gymnanthes riparia</i>	cusuadusa	Leña	1	1	2	4
48. <i>Hamelia</i> cf. <i>axillaris</i>	desconocido			1		1
49. <i>Heliocarpus appendiculatus</i>	desconocido		1			1
50. <i>Henriettella fascicularis</i>	siaya	Construcción		2		2
51. <i>Hernandia stenura</i>	panulan	Medicinal		3	1	4
52. <i>Hieronyma alchorneoides</i>	nancite	Construcción		1	1	2
53. <i>Hirtella guatemalensis</i>	tururia	Leña, construcción		1	1	2
54. <i>Hirtella triandra</i> subsp. <i>triandra</i>	tururia	Construcción		1		1
55. <i>Inga oerstediana</i>	siaskiki, guaba	Leña	1			1
56. <i>Inga sapindoides</i>	guaba	Leña			2	2

57. <i>Ixora floribunda</i>	cusuasabaika, kusuasava	Leña	1		1	2
58. <i>Lindackeria laurina</i>	salamo	Leña, construcción	2	3	1	6
59. <i>Lonchocarpus heptaphyllus</i>	chaperno macho, coyote	Leña, construcción	2			2
60. <i>Luehea seemannii</i>	guacimo	Hojas para alimentar al ganado		1		1
61. <i>Lunania parviflora</i>	desconocido			1		1
62. <i>Mabea klugii</i>	singwawa	Leña, construcción		9		9
63. Melastomataceae spp.**	siaya pauni	Leña, construcción		2		2
64. <i>Miconia chrysophylla</i> (?)	siaya pauni	Construcción		1		1
65. <i>Miconia elata</i>	siaya pauni	Leña, construcción	1	2		3
66. <i>Miconia hondurensis</i>	salamo blanco, siaya pihni	Leña, construcción	1	4		5
67. <i>Miconia multispicata</i> (?)	siaya	Leña, construcción	1	2		3
68. <i>Miconia splendens</i>	siaya pihni	Construcción			1	1
69. <i>Nectandra hihua</i> (?)	cujulan	Leña			1	1
70. <i>Nectandra martinicensis</i>	cujulan	Leña	1			1
71. <i>Ochroma pyramidale</i>	guano	Madera utilizada para construir balsa, algodón para almohadas	3			3
72. <i>Ocotea cernua</i>	cujulan	Leña			2	2
73. <i>Ouratea valerioi</i>	bambita	Construcción	1		1	2
74. <i>Palicourea tetragona</i>	bakbaka	Leña	3			3
75. <i>Parathesis trichogyne</i>	bakbaka, palo tostado			1		1
76. <i>Pausandra trianae</i>	tabacón	Leña	3	8	1	12
77. <i>Pourouma bicolor</i> subsp. <i>scobina</i>	lija	Construcción, hojas para lijar trastos	3	8	2	13
78. <i>Pouteria campanulata</i> (?)	kyakikulka, sapote de guatusa			1		1
79. <i>Pouteria campechiana</i>	tempisque	Extracción de látex en el pasado			1	1
80. <i>Pouteria izabalensis</i>	sapotillo, tasmuk	Construcción, extracción de latex	1		3	4
81. <i>Pouteria sapota</i>	sapote	Fruto comestible		1		1
82. <i>Protium confusum</i>	ojoche macho	Leña, construcción	2	2		4
83. <i>Pseudolmedia glabrata</i>	leche de burra, ojoche macho	Construcción	2			2
84. <i>Pseudolmedia spuria</i>	ojoche macho, leche de vaca	Construcción	2	5	1	8
85. <i>Psychotria simiarum</i>	libandusa	Leña		1		1
86. <i>Pterocarpus rohrii</i> (?)	desconocido		2			2
87. <i>Quararibea funebris</i> subsp. <i>funebris</i>	guiso	Construcción		1		1
88. <i>Schizolobium parahyba</i> (?)	palmera	Construcción		1		1

89. <i>Sideroxylon capiri</i> subsp. <i>tempisque</i>	laulu		1			1
90. <i>Simarouba amara</i>	limoncillo			1		1
91. <i>Sloanea medusula</i>	apopata	Medicinal: cáscara utilizada para la disentería			1	1
92. <i>Sloanea meianthera</i>	desconocido			1		1
93. <i>Sloanea tuerckheimii</i>	apopata	Cabo de hacha	1		1	2
94. <i>Spondias mombin</i>	jobo	Cáscara utilizada para curar granos de piel		1	1	2
95. <i>Spondias radlkoferi</i>	jocote silvestre	Fruto comestible	1			1
96. <i>Swietenia macrophylla</i>	caoba	Construcción		1		1
97. <i>Symphonia globulifera</i>	samo	Medicinal: látex utilizado para curar granos			1	1
98. <i>Tabernaemontana arborea</i>	cojón de burro	Látex utilizado para extraer tórsalo en el ganado, cáscara utilizada para dolor de muelas	2		1	3
99. <i>Tapirira mexicana</i> (?)	kerosine	Construcción		1		1
100. <i>Terminalia amazonia</i>	eginsa, guayabo macho	Construcción		4		4
101. <i>Terminalia oblonga</i>	guayabo macho, guayabo de charco	Construcción	2	1		3
102. <i>Tetragastris panamensis</i>	kerosine	Leña, construcción	3	8	6	17
103. <i>Thouinidium decandrum</i> (?)	panslim	Medicinal: hojas utilizadas para curar el karate, construcción			1	1
104. <i>Trichilia hirta</i>	chaperno	Leña	1			1
105. <i>Trichilia pallida</i>	cacao	Leña, construcción	1	4	4	9
106. <i>Trichospermum grewifolium</i>	capulín, majagua	Construcción, forrar casas y para amarre (bambiador)	7	1	2	10
107. <i>Virola multiflora</i>	samo	Medicinal: látex utilizado para curar granos			1	1
108. <i>Virola sebifera</i>	cebo macho, sirsir	Leña, construcción	3	3		6
109. <i>Vochysia</i> spp.**	manga larga	Construcción	1	3	2	6
no identificados			5	5	3	13
TOTAL			132	169	110	411

* Podría tratarse de especie no descrita

** Puede que incluya más de una especie

Estudiando el Amazonas: la experiencia de la Red Amazónica de Inventarios Forestales

G. Lopez-Gonzalez ¹, O.L. Phillips ¹

(1) School of Geography, University of Leeds, Leeds, UK

➤ Recibido el 7 de diciembre de 2011, aceptado el 20 de marzo de 2012.

Lopez-Gonzalez, G., Phillips, O.L. (2012). Estudiando el Amazonas: la experiencia de la Red Amazónica de Inventarios Forestales. *Ecosistemas* 21(1-2):118-125.

El establecimiento y monitoreo de parcelas permanentes en los trópicos es indispensable para entender la dinámica y biodiversidad de los bosques tropicales. La conformación de la Red Amazónica de Inventarios Forestales (RAINFOR) ha permitido estudiar el Amazonas a nivel regional y ha promovido el intercambio de información entre investigadores independientes.

En esta revisión se presentan: a) los objetivos y lecciones aprendidas por la red RAINFOR; b) la importancia de ForestPlots.net como herramienta de apoyo para una red de parcelas forestales; y c) algunos de los principales descubrimientos científicos generados por RAINFOR.

RAINFOR es una red científica que en los últimos diez años ha colectado, organizado y analizado datos de más de 200 parcelas forestales. Las mediciones diamétricas y la información taxonómica se guardan y manejan en la base de datos ForestPlots.net. Algunos de los principales descubrimientos de RAINFOR incluyen: 1) el incremento en biomasa en el Amazonas; 2) la diferencia en las tasas de recambio y biomasa entre la región Occidente y los bosques del Centro-Este; 3) cambios a largo plazo en la densidad de lianas, e incrementos en la mortalidad a corto plazo en respuesta a la sequía.

Dada la importancia del Amazonas, debido a su gran diversidad y su contribución al ciclo global de carbono, es necesario continuar con proyectos de investigación que permitan entender su repuesta a los cambios ambientales.

Palabras clave: base de datos, biomasa, carbono, ForestPlots.net, parcelas a largo plazo, mortalidad, RAINFOR, reclutamiento.

Lopez-Gonzalez, G., Phillips, O.L. (2012). Studying the Amazon: the experience of the Amazon Forest Inventory Network. *Ecosistemas* 21(1-2):118-125.

Establishing and monitoring permanent plots in the tropics is essential to understand the dynamics and biodiversity of tropical forests. The development of the Amazon Forest Inventory Network (RAINFOR) has allowed researchers to study the Amazon at a regional level and has promoted the exchange of information between independent researchers.

This review presents: a) the objectives and lessons learnt by the RAINFOR network; b) the importance of ForestPlots.net as a tool for a forest plots network; and c) some of the major scientific discoveries generated by RAINFOR.

RAINFOR is a scientific network that in the last ten years has collected organised and analysed data from more than two hundred plots. Diametric measurements and taxonomic information are stored and managed in the database ForestPlots.net. Some of the key findings include: 1) the increase in biomass in the Amazon; 2) the difference in turnover rates and biomass between the West and Central-East regions; 3) long-term increases in liana densities, and short-term increase in mortality in response to drought. Given the importance of the Amazon, due to its diversity and its contribution to the global carbon cycle, it is necessary to develop research projects that will allow us to understand how it responds to environmental changes.

Key words: database, biomass, carbon, ForestPlots.net, long term plots, mortality, RAINFOR, recruitment

Introducción

Los bosques tropicales son sistemas con gran diversidad biológica, en los cuales se encuentran aproximadamente 50% de las especies terrestres (Heywood 1995). Los bosques tropicales además ofrecen servicios ecosistémicos con impacto a nivel global (Balvanera 2012), ya que procesan y almacenan cantidades significativas de carbono (Denman et al. 2007) y promueven la formación de nubes y lluvia a nivel regional (Bala et al. 2007).

Los bosques del Amazonas juegan un papel importante en el ciclo de carbono, se ha estimado que estos bosques procesan anualmente mediante fotosíntesis y respiración 18 Pg C, lo que equivale aproximadamente a más del doble del CO₂ por emisiones de origen fósil (Mahli y Grace 2000). Debido a su contribución en el ciclo de carbono, cambios relativamente pequeños en la dinámica de los bosques del Amazonas pueden potencialmente afectar la concentración de CO₂ en la atmósfera y afectar la tasa de cambio climático (Phillips et al. 2009a).

El establecimiento y monitoreo de parcelas permanentes en los trópicos ha contribuido al entendimiento de la dinámica y biodiversidad de los bosques tropicales y su relación con el clima y suelos locales. En esta revisión se presentan: a) los objetivos y lecciones aprendidas por la Red Amazónica de Inventarios Forestales (RAINFOR); b) la importancia de ForestPlots.net como herramienta de manejo y análisis de datos de parcelas forestales; y c) algunos de los principales descubrimientos científicos generados por RAINFOR.

Objetivos y Estrategias de la Red Amazónica de Inventarios Forestales

La Red Amazónica de Inventarios Forestales (RAINFOR) se estableció en un inicio como parte de CARBONSINK - una contribución Europea al experimento de gran escala de la atmósfera en el Amazonas (The Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia, LBA, <http://lba.cptec.inpe.br/lba/>). La red ha crecido y se ha fortalecido gracias a la visión a largo plazo de los investigadores miembros de la misma. En la actualidad RAINFOR cuenta con más de cien participantes de América del Sur, Europa y los Estados Unidos. Los miembros de RAINFOR son investigadores independientes interesados en estudiar diferentes aspectos de la ecología del Amazonas.

Los objetivos científicos de la red son: a) relacionar la biomasa, la estructura y las dinámicas de los bosques con el clima local y las propiedades del suelo, b) comprender el impacto del clima y el suelo en los cambios futuros de la estructura y la dinámica del bosque, c) estudiar las relaciones entre productividad, mortalidad, biomasa y biodiversidad, d) investigar el impacto del cambio climático en la biomasa y la productividad de los bosques Amazónicos, y e) examinar la variabilidad de la biodiversidad de árboles y su relación con los suelos y el clima a través de la Amazonía. RAINFOR también tiene como objetivos facilitar el intercambio de ideas y de información entre los miembros de la red, promover el desarrollo de jóvenes investigadores, principalmente de los países que conforman el Amazonas, y difundir los resultados sobre el balance de carbono en el Amazonas al público general, la comunidad científica y los tomadores de decisiones (Malhi et al. 2002, www.rainfor.org).

Estrategias para el funcionamiento de RAINFOR

Promover una red internacional no es una tarea fácil ya que hay que tener en cuenta las preocupaciones científicas y prácticas de los diferentes participantes, así como las diferencias culturales y de lenguaje. En la etapa inicial del establecimiento de RAINFOR se identificaron y discutieron las dificultades para su funcionamiento entre las que destacan: a) protección de los derechos de los proveedores/colectores de datos; b) protocolos estandarizados para la colecta de datos; 3) selección no aleatoria de sitios de muestreo (Malhi et al. 2002).

En nuestra experiencia, para establecer una red duradera y eficiente es necesario contar con un código de ética y políticas de intercambio de datos y publicación que proteja los derechos de propiedad. El código de ética RAINFOR (http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/pages/manuals_eng.html) especifica que el intercambio de datos acordado entre investigadores no implica la transferencia de derechos para la publicación de los datos. Los proveedores de datos deben ser informados de las posibles publicaciones que incluyan sus datos, además deben ser invitados como co-autores y participar en la preparación científica de artículos que utilicen sus datos. Esta estrategia enriquece el proceso de intercambio de información y promueve el intercambio de ideas.

Uno de los principales retos para el análisis de datos históricos provenientes de diferentes fuentes es la disparidad de metodologías aplicadas para la toma y colecta de datos. Para facilitar la comparación entre sitios se han desarrollado metodologías estándar las cuales se deben aplicar durante las re-mediciones o en el establecimiento de nuevas parcelas. En las parcelas RAINFOR se etiquetan, identifican, miden y monitorean todos los árboles con un diámetro mínimo de 10 cm a 1.3 m (diámetro a la altura del pecho, dap). El diámetro de los árboles con deformidades o contrafuertes se mide por encima

de éstas y el punto de medición es registrado en las hojas de campo. En las subsecuentes campañas de monitoreo se registra si los árboles previamente medidos están vivos o muertos, los árboles sobrevivientes son re-medidos y los árboles que son reclutados (árboles que alcanzan un dap ≥ 10 cm) son etiquetados, identificados y medidos. Esto permite calcular; a) área basal; b) biomasa aérea, utilizando ecuaciones alométricas (Baker et al. 2004a; Chave et al. 2005; Feldpausch et al. 2010); c) crecimiento de los árboles; d) reclutamiento en cada censo, en función del número de individuos; y e) mortalidad, en número de individuos muertos en cada censo. La información detallada sobre el establecimiento y monitoreo de las parcelas de la red se encuentra en el manual de establecimiento y remediación (Phillips et al. 2009b; http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/pages/manuals_eng.html).

RAINFOR también ha desarrollado protocolos para el análisis de suelos y hojas, monitoreo intensivo de suelos, hojas, altura de los árboles, raíces y densidad de la madera (http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/pages/manuals_eng.html). Además se ha trabajado en el análisis de datos de múltiples sitios y el desarrollo de bases de datos que faciliten el manejo de la información, las cuales se presentan más adelante.

Para la selección de nuevos sitios de muestreo la estrategia RAINFOR incluye el establecimiento de nuevas parcelas a través de los diferentes ejes edáficos y climáticos presentes en el Amazonas (Malhi et al. 2002). Las nuevas parcelas deben establecerse de manera aleatoria dentro de una localidad, teniendo en cuenta el tipo de suelo, acceso adecuado a la parcela, perturbaciones atropogénicas potenciales y financiamiento para el monitoreo a largo plazo (Phillips et al. 2009b), y evitando en la medida de lo posible sesgos relacionados con la accesibilidad (proximidad a caminos) o estado sucesional del bosque (Malhi et al. 2002).

La primera campaña de campo de RAINFOR se realizó en el año 2001 (Malhi et al. 2002), durante la cual se re-midieron menos de 100 parcelas. Actualmente la red cuenta con más de 200 parcelas (**Fig. 1**). El incremento en el número de parcelas refleja: 1) la incorporación de nuevos participantes a la red, los cuales inicialmente establecieron parcelas de manera independiente, y 2) el establecimiento de nuevas parcelas RAINFOR.

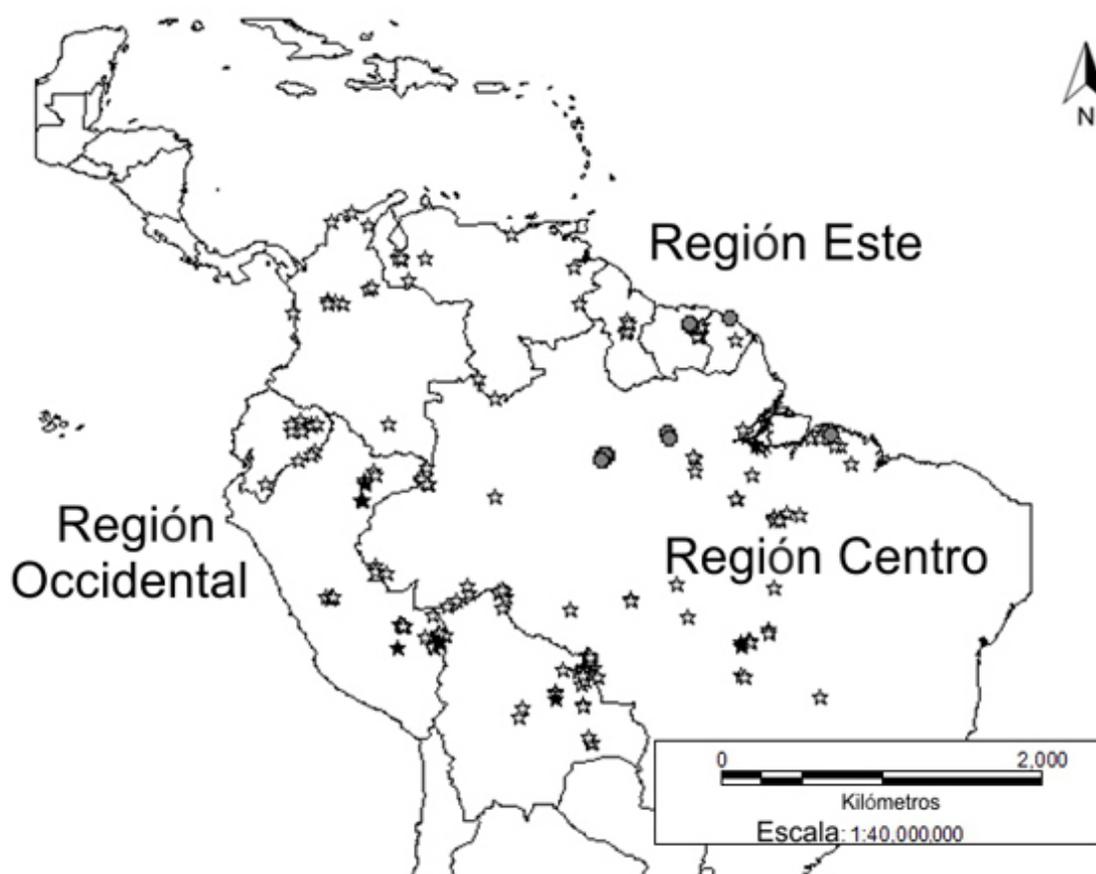


Figura 1. Mapa de las parcelas RAINFOR. Parcelas establecidas y monitoreadas por miembros de RAINFOR (☆); Parcelas establecidas por otras redes y colaboradores con las cuales RAINFOR ha establecido convenios de intercambio de información (○). En el mapa se muestra la ubicación aproximada de las regiones Este, Oeste y Centro del Amazonas.

Base de datos ForestPlots.net: una herramienta para el análisis de datos de parcelas monitoreadas a largo plazo

En los primeros años, después del establecimiento de RAINFOR, cada investigador independiente guardaba y manipulaba su información en archivos que no seguían un formato estándar. Al aumentar el número de parcelas y miembros de la red, surgió la necesidad de compilar la información de manera estandarizada. En el año 2004 se diseñó la base de datos RAINFOR, con la cual por primera vez se consolidó la información de la red y se estandarizó la taxonomía de los árboles monitoreados (Peacock et al. 2007). Sin embargo, esta base de datos tenía una funcionalidad limitada y su acceso estaba restringido a un usuario a la vez. Para facilitar el acceso a la información colectada por la red se desarrolló la base de datos y aplicación Forestplots.net (Lopez-Gonzalez et al. 2010). ForestPlots.net permite a los usuarios manejar su información en línea de manera segura, y promueve el intercambio de información entre la comunidad científica. La funcionalidad de la base de datos se describe en detalle en Lopez-Gonzalez et al. (2010).

Esta aplicación también proporciona acceso al público a los datos de las remediciones realizadas desde el 2008 cuando la red recibió una beca importante del programa Andes y Amazonia de la Fundación Moore (Gordon and Betty Moore Foundation). A la fecha, más de 150 censos de parcelas re-medidas desde el año 2008 se encuentran disponibles al público. Los interesados en ver y utilizar esta información sólo deben registrarse y aceptar las condiciones de uso (<http://www.forestplots.net/RequestAccess.aspx>).

De acuerdo con la información registrada en el "Global Index on Plot-Based Vegetation Databases" (GIVD; <http://www.givd.info/>; Dengler et al. 2011), ForestPlots.net es una de las pocas bases de datos diseñada para el estudio de los bosques tropicales. Esta base de datos cuenta no sólo con datos del Amazonas (RAINFOR, Mahli et al. 2002) sino también de África (African Tropical Rainforest Observation Network, AfriTRON, Lewis et al. 2009a) y otras regiones de los trópicos.

Descubrimientos científicos generados por RAINFOR

Phillips y Gentry (1994) documentaron por primera vez el incremento de las tasas de recambio de los bosques tropicales, incluyendo el Amazonas, y el incremento en la densidad de lianas y estranguladoras en parcelas localizadas en el Neotrópico. En un estudio subsecuente Phillips et al. (1998) encontraron un incremento en la biomasa aérea en parcelas Neotropicales, sugiriendo que los bosques de esta región actúan como un sumidero de carbono.

Estos resultados generaron un debate sobre las posibles causas de los cambios en la dinámica de los bosques tropicales, incluyendo problemas metodológicos y estadísticos como posibles causas (Clark 2002). Durante el establecimiento de RAINFOR se discutieron los posibles impactos de los errores metodológicos y de selección de sitio mejorando la estrategia de muestreo y de análisis de la red. El impacto de los diferentes problemas de muestreo de parcelas forestales se discute en profundidad en Phillips et al. (2002).

En esta sección se presentan algunos de los principales resultados publicados desde del establecimiento de RAINFOR. Baker et al. (2004a) estudiaron los cambios en la biomasa aérea utilizando 59 sitios del Amazonas, con parcelas establecidas entre 1979 y 1998. Los cambios en la biomasa de cada parcela se evaluaron comparando la biomasa en el año de establecimiento (fecha promedio de establecimiento = 1988) y el último muestreo (previo al año 2002; fecha promedio del último censo = 2000). Las parcelas estudiadas presentaron un incremento en la biomasa aérea desde su establecimiento equivalente a $1.22 \pm 0.40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Estos resultados sugieren una tasa de cambio equivalente o tal vez mayor a la reportada previamente por Phillips et al. (1998).

Además del incremento en biomasa, también se han observado diferencias regionales en la biomasa aérea de los bosques del Amazonas. Los bosques de la región Centro y Este del Amazonas presentan en general una biomasa aérea mayor que los bosques del Noroeste o Sureste (Baker et al. 2004b). La diferencia en la biomasa aérea está relacionada con la densidad específica de la madera de las especies encontradas en estos sitios. Las regiones con alta biomasa presentan una mayor proporción de especies con valores altos de densidad específica de la madera, dominadas por familias con madera densa como Lecythidaceae, Chrysobalanaceae, y la subfamilia Caesalpinaceae.

El estudio de la dinámica del Amazonas realizado por Lewis et al. (2004a), documentó por primera vez, para esta región, los cambios en los flujos de mortandad y crecimiento en décadas recientes. El análisis de 50 parcelas monitoreadas a largo plazo indica que, en las tres décadas anteriores al 2002, éstas mostraron un incremento en el área basal ($0.10 \pm 0.04 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), densidad de individuos ($0.94 \pm 0.63 \text{ individuos ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), tasas de reclutamiento y mortandad. Además, en estas parcelas se encontró que la ganancia en términos de incremento del área basal y reclutamiento excedían de manera consistente las

pérdidas en área basal y de individuos, por lo menos en las décadas de los 80 y 90. El incremento en las tasas de crecimiento y mortalidad, junto con el incremento en área basal sugieren que los cambios observados en la dinámica de estas parcelas corresponden a un incremento de los recursos disponibles.

En relación a la magnitud de la dinámica forestal, los bosques del Amazonas se pueden clasificar de manera general en lentos y rápidos (Lewis et al. 2004a). Los bosques rápidos se localizan en su mayoría en la región Oeste, y los bosques lentos en las regiones Centro y Este. Ambos tipos de bosques han mostrado un incremento en las tasas de reclutamiento y mortalidad, e incrementos del área basal. Las tasas de recambio absolutas de los bosques rápidos son, en promedio, el doble de las observadas en los bosques lentos. Análisis recientes muestran que esta gran diferencia en la ecología de los bosques amazónicos se debe a factores edáficos, y en particular, a las características físicas de los suelos. Los suelos de la región Oeste son menos profundos, mas arcillosos y más susceptibles a ser anegados (p.e., Aragão et al. 2009; Chao et al. 2008; Quesada et al. 2009).

Un estudio reciente sobre la biomasa del Amazonas, en el cual se incluyen 123 parcelas distribuidas a lo largo de diferentes gradientes ambientales por toda la cuenca del Amazonas, detectó un incremento en la biomasa aérea en la mayoría de las parcelas para el periodo de 1980 a 2005 (Phillips et al. 2009a). Estos resultados son consistentes con resultados previos que indican que la productividad del Amazonas está incrementando.

En África, donde se encuentra el 30% de los bosques tropicales (Mayaux et al. 2005), un análisis similar realizado por la Red de Observación de Bosques Tropicales de África (African Tropical Rainforest Observation Network, AfriTRON, www.afritron.org) encontró que los bosques tropicales de África tuvieron un incremento en la biomasa aérea en el periodo 1968-2007 (Lewis et al. 2009a). Al extrapolar y combinar la información de las parcelas monitoreadas en el Amazonas y los bosques tropicales de África, se estima que, de manera conjunta, estos bosques actúan como un sumidero de carbono (Lewis et al. 2009a).

A pesar de que el Amazonas ha ganado biomasa por muchos años, este proceso puede ser revertido fácilmente por cambios en el clima. En el 2005 el Amazonas sufrió una sequía anómala asociada con un incremento en la temperatura de la superficie del Océano Atlántico. Coincidiendo con la sequía se encontró que la mitad de las parcelas monitoreadas por la red tuvieron una disminución en biomasa. Esta disminución se debe a eventos ocasionales de mortalidad y una reducción del crecimiento generalizada. Además se encontró que los árboles que murieron durante la sequía tenían una densidad de la madera menor que los árboles muertos previos a este evento, lo que sugiere que las sequías pueden impactar la composición de los bosques del Amazonas (Phillips et al. 2009a). Esto sugiere que, si el clima cambia en el Amazonas a un régimen con sequías más severas y frecuentes, se afectaría la capacidad del Amazonas para actuar como sumidero de carbono (Phillips et al. 2009a).

Es probable que los cambios en la composición de especies y función del bosque se presenten a la par de los cambios observados en la estructura y dinámica de los bosques del Amazonas. Phillips et al. (2002) encontraron en parcelas localizadas en la región Oeste del Amazonas un incremento en la densidad, área basal y tamaño promedio de las lianas. Por otro lado, se ha encontrado que las lianas también reducen el crecimiento diamétrico y el incremento de la biomasa aérea de los árboles hospedadores por, aproximadamente, $0.51 \text{ Mg peso seco ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (van der Heijden y Phillips 2009). El incremento en la dominancia de las lianas, al afectar el incremento de biomasa y carbón de los bosques tropicales puede alterar su función en el ciclo del carbono.

¿Qué factores afectan a los bosques del Amazonas?

Lewis et al. (2004a) identificaron nueve posibles factores que afectan el crecimiento, reclutamiento y mortalidad de los árboles en bosques tropicales: a) incrementos en la temperatura atmosférica; b) cambios en la precipitación; c) cambios en la radiación solar; d) cambios en la frecuencia y/o intensidad de eventos con condiciones climáticas extremas; e) aumento de la concentración atmosférica de CO_2 ; f) incremento en la deposición de nutrientes (N y P); g) ozono y deposición ácida; h) presión por caza; i) cambio de uso del suelo; y j) cambios biológicos como la abundancia de lianas.

De los factores mencionados por Lewis et al. (2004a), los dos cambios ambientales más generalizados y evidentes que los bosques tropicales han experimentado en las décadas recientes son: a) un incremento en temperatura de $0.026 \pm 0.005^\circ\text{C a}^{-1}$ de 1978 a 1998 (Malhi y Wright 2004), y b) un incremento en las concentraciones atmosféricas de CO_2 de 1.66 ppm a^{-1} ó $0.46\% \text{ a}^{-1}$ desde 1980 a 2007 (Keeling y Whorf 2008).

El incremento en la biomasa aérea y la dinámica de los bosques del Amazonas sugiere que los cambios observados en esta región responden a un incremento en la disponibilidad de recursos que promueven el crecimiento. El incremento del CO_2 atmosférico es probablemente la causa principal de los cambios observados debido a su efecto positivo en las tasas de crecimiento, el cual se ha observado en plantas individuales y bosques completos. Sin embargo, dado que los posibles factores que afectan el crecimiento pueden afectar al bosque de manera conjunta, es necesario continuar su monitoreo. El

impacto de los diferentes factores ambientales en la dinámica de los árboles se discute en profundidad en Lewis et al. (2004b) y Lewis et al. (2009b).

El futuro de la Red Amazónica de Inventarios Forestales

Los bosques del Amazonas continúan siendo monitoreados por RAINFOR. Los datos de 150 campañas de campo post-sequía del 2005 están siendo utilizadas para evaluar si la biomasa y la dinámica de los bosques han regresado a niveles previos a ésta. En el año 2010 el Amazonas sufrió otra sequía severa, durante la cual también se realizaron mediciones. El análisis de los datos colectados en años recientes ayudará a entender qué tan susceptible es el Amazonas a la sequía, y qué especies de árboles y grupos funcionales son más resistentes a la misma.

Para responder a las nuevas interrogantes es necesario continuar involucrando a jóvenes investigadores, estudiantes de maestría y doctorado en el proceso de investigación. La organización de talleres en técnicas de campo y de análisis de datos y redacción de artículos debe ser parte complementaria a las actividades de monitoreo de parcelas. Recientemente RAINFOR organizó un taller de análisis de datos y desarrollo de manuscritos en el cual se dio entrenamiento a jóvenes investigadores en el uso de ForesPlots.net. Además se utilizaron los datos disponibles públicamente en esta aplicación para aprender nuevas técnicas de análisis estadístico.

El intercambio de ideas e información con otras redes permite examinar hipótesis a nivel continental, pantropical y global. Por ejemplo, la colaboración con AfriTRON permitió corroborar que el incremento en biomasa aérea no se limita sólo a los bosques del Amazonas. Además, al establecer convenios con otras redes se evita la duplicidad en la colecta de información y se maximiza el uso de la información capturada por los diferentes grupos. RAINFOR colabora con la Red de Información Botánica (BIEN, <http://www.nceas.ucsb.edu/featured/enquist>) y la Red de Diversidad de Árboles del Amazonas (Amazon Tree Diversity Network, ATDN, <http://web.science.uu.nl/Amazon/ATDN/>). Las ventajas del intercambio de datos han sido discutidas previamente en esta revista (Alonso y Valladares 2006).

Conclusión

El establecimiento de la Red Amazónica de Inventarios Forestales ha facilitado el entendimiento de los procesos ecológicos en el Amazonas. El desarrollo de la Red ha permitido la consolidación y la estandarización de la información, así como la estandarización de los protocolos de muestreo, lo que permite la comparación entre sitios y evaluar la ecología del Amazonas a nivel regional.

El análisis de las parcelas RAINFOR ha permitido establecer que los bosques del Amazonas son dinámicos y actúan como un sumidero de carbono y que las condiciones de sequía pueden revertir este proceso. Es necesario continuar monitoreando los bosques del Amazonas para evaluar su respuesta al cambio climático y participar en el diseño de mejores estrategias de manejo y conservación de los bosques de esta región.

Agradecimientos

El desarrollo de RAINFOR y ForestPlots.net es posible gracias al financiamiento y apoyo de Gordon Moore Foundation, y diferentes fondos de investigación de la Unión Europea y la Natural Environment Research Council (NERC), incluyendo el programa NERC-AMAZONICA.

Referencias

Alonso, B., Valladares, F. 2006. Bases de datos y metadatos en ecología: compartir para investigar en cambio global. *Ecosistemas* 15(2):83-88.

Aragão, L.E.O.C., Malhi, Y., Metcalfe, D.B., Silva-Espejo, J.E., Jiménez, E., Navarrete, D., Almeida, S., Costa, A.C.L., Salinas, N., et al. 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*. 6:2441-2488.

Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Higuchi, N., Killeen, T.J., et al. 2004a. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:353-365.

- Baker, T. R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Killeen, T.J., Laurance, S.G., et al. 2004b. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10:545-562.
- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T.J., Lobell, D.B., Delire, C., Mirin, A. 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104:6550-6555.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que proveen los bosques neotropicales. *Ecosistemas* 21(1): 136-147.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., et al. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- Chao, K-J, Phillips, O.L., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., Vásquez-Martínez, R. 2009. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetable Science* 20:260-268.
- Clark, D.A. 2002. Are tropical forests an important global carbon sink?: revisiting the evidence from long-term inventory plots. *Ecological Applications* 12:3-7.
- Dengler, J., Jansen, F., Gloeckler, F., Peet, R.K., De Caceres, M., Chytry, M., Ewald, J., Oldeland, J., Lopez-Gonzalez, G., et al. 2011. The Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): a new resource for vegetation science. *Journal of Vegetable Science* 22:582-597.
- Denman, K.L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E. et al. 2007: Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. En: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds.). *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IVth*, pp: 501-587. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Feldpausch, T.R., Banin, L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lewis, S.L., Quesada, C.A., Affum-Baffoe, K., Arets, E.J.M.M., et al. 2010. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences* 8:1081-1106.
- Heywood, V.H. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, Cambridge.
- Keeling, C.D., Whorf, T.P. 2008. *Atmospheric CO₂ records from sites in the SIO sampling network in Trends: A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge TN, USA.
- Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Sonke, B., Affum-Baffoe, K., Baker, T.R., Ojo, L.O., Phillips, O.L., Reitsma, J.M., White, L., et al. 2009a. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457:1003-U1003.
- Lewis, S.L., Lloyd, J., Sitch, S., Mitchard, E.T.A., Laurance, W.F. 2009b. Changing ecology of tropical forests: evidence and drivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 40:529-549.
- Lewis, S.L., Malhi, Y., Phillips, O.L. 2004a. Fingerprinting the impacts of global change on tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:437-62
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lloyd, J., Malhi, Y., Almeida, S., Higuchi, N., Laurance, W.F., Neill, D.A., et al. 2004b. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:421-436.
- Lopez-Gonzalez, G., Lewis, S.L., Burkitt, M., Phillips, O.L. 2010. ForestPlots.net: a web application and research tool to manage and analyse tropical forest plot data. *Journal of Vegetable Science* 22:610-613.
- Malhi, Y., Grace, J. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology and Evolution* 15:332-337.
- Malhi, Y., Phillips, O.L., Lloyd, J., Baker, T., Wright, J., Almeida, S., Arroyo, L., Frederiksen, T., Grace, J., et al. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetable Science* 13:439-450.

- Malhi, Y., Wright, J. 2004. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:311-29.
- Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H., Branthomme, A. 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360:373-384.
- Peacock, J., Baker, T.R., Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Phillips, O.L. 2007. The RAINFOR database: monitoring forest biomass and dynamics. *Journal of Vegetable Science* 18:535-542.
- Phillips, O.L., Aragao, L., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., et al. 2009a. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* 323:1344-1347.
- Phillips, O.L., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Brien R. 2009b. RAINFOR field manual for plot establishment and remeasurement. Disponible en:
http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/manuals/RAINFOR_field_manual_version_June_2009_ENG.pdf
- Phillips, O.L., Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263:954-58
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W.F., Nunez, P.V., Vasquez, R.M, Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Stern, M., et al. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. *Science* 282:439-442.
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Vinceti, B., Baker, T.R., Lewis, S.L., Higuchi, N., Laurance, W.F., Vargas, P.N., Martinez, R.V., et al. 2002. Changes in growth of tropical forests: Evaluating potential biases. *Ecological Applications* 12:576-587.
- Phillips, O.L., Martinez, R.V., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Mendoza, A.M., Neill, D., et al. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418:770-774.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8:1415-1440.
- van der Heijden, G.M.F., O.L. Phillips. 2009. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. *Biogeosciences* 6:2217-2226.

La Red Internacional de Inventarios Forestales (BIOTREE-NET) en Mesoamérica: avances, retos y perspectivas futuras

L. Cayuela¹, L. Gálvez-Bravo², F.S. de Albuquerque³, D.J. Golicher^{4,5}, M. González-Espinosa⁴, N. Ramírez-Marcial⁴, J.M. Rey Benayas⁶, R.A. Zahawi⁷, J.A. Meave⁸, B.M. Benito³, C. Garibaldi⁹, I. Chan⁵, R. Pérez Pérez³, R. Field^{10,43}, P. Balvanera¹¹, M.A. Castillo⁴, B.L. Figueroa-Rangel¹², D.M. Griffith¹³, G.A. Islebe¹⁴, D.L. Kelly^{15,43}, M. Olvera-Vargas¹², S.A. Schnitzer^{16,32}, E. Velazquez¹⁷, G. Williams-Linera¹⁸, S.W. Brewer¹⁹, A. Camacho-Cruz²⁰, I. Coronado²¹, B. de Jong²², R. del Castillo²³, I. Granzow-de la Cerda²⁴, J. Fernández²⁵, W. Fonseca²⁶, L. Galindo-Jaimes²⁰, T.W. Gillespie²⁷, B. González-Rivas²⁸, J.E. Gordon²⁹, J. Hurtado³⁰, J. Linares³¹, S.G. Letcher³³, S.A. Mangan¹⁶, V.E. Méndez³⁴, V. Meza³⁵, S. Ochoa-Gaona²², C.J. Peterson³⁶, V. Ruiz-Gutierrez³⁷, K.A. Snarr³⁸, F. Tun Dzul³⁹, M. Valdez-Hernández¹⁴, K.M. Viergever⁴⁰, D.A. White⁴¹, J.N. Williams⁴², F.J. Bonet³, R. Zamora³

- (1) Área de Biodiversidad y Conservación, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología (E.S.C.E.T.), Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, E-28933, España.
- (2) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC-CSIC-UCLM-JCCM), Ronda de Toledo s/n, E-13071 Ciudad Real, España.
- (3) EcoLab, Departamento de Ecología, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada - Junta de Andalucía, Avda. del Mediterráneo s/n, E-18006 Granada, España.
- (4) El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, San Cristóbal de las Casas, CP 29290, Chiapas, México.
- (5) School of Conservation Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, Reino Unido.
- (6) Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, 28871. Alcalá de Henares. Madrid. España
- (7) Las Cruces Biological Station & Wilson Botanical Garden, Organization for Tropical Studies. Apdo 73-8257, San Vito de Coto Brus, Costa Rica.
- (8) Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad 3000, Circuito Exterior s/n, 04510 México, Distrito Federal, México.
- (9) Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá, Panamá, República de Panamá.
- (10) School of Geography, University of Nottingham, University Park, Nottingham NG7 2RD, Reino Unido.
- (11) Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Apdo. Postal 27-3, Morelia, Michoacán 58090, México.
- (12) Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Apartado Postal 108. C.P. 48900 Autlán de la Grana, Jalisco, México.
- (13) Biodiversity of Bosawas Project (Nicaragua), Saint Louis Zoo, St. Louis, Missouri, EUA.
- (14) El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal, Herbario, Avenida Centenario Km 5.5, Chetumal, Quintana Roo, México.
- (15) Department of Botany, School of Natural Sciences, Trinity College, University of Dublin, Dublin 2, República de Irlanda.
- (16) Department of Biological Sciences, University of Wisconsin – Milwaukee, PO Box 413 Milwaukee WI 53201, EEUU.
- (17) Department of Ecological Modelling Helmholtz Centre for Environmental Research-UFZ Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Alemania.
- (18) Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C., Carretera antigua a Coatepec No. 351. Xalapa, Veracruz, C.P. 91070, México.
- (19) Belize Foundation for Research & Environmental Education, PO Box 129, Punta Gorda, Belice.
- (20) Biodiversidad: Conservación y Restauración, A.C, Tapachula # 17, El Cerrillo, San Cristóbal de Las Casas, CP 29220, Chiapas, México.
- (21) Missouri Botanical Garden, P.O. Box 299 St. Louis, Missouri 63166-0299, EEUU.
- (22) El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Apartado postal 1042, Villahermosa, Tabasco, CP 86100, México.
- (23) CIIDIR Oaxaca, IPN, Hornos 1003, Xoxocotlán, Oaxaca, CP 71230, México.
- (24) University Herbarium and Dept. of Ecology and Evolutionary Biology, University of Michigan, 3600 Varsity Dr., Ann Arbor, MI 48108-2228, EEUU.
- (25) School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, 205 Prospect Street, New Haven, CT 06511, EEUU.
- (26) Escuela de Ciencias Ambientales. (EDECA), Universidad Nacional de Costa Rica. Campus Omar Dengo. Apdo. 86-3000 Heredia, Costa Rica.
- (27) Department of Geography, 1255 Bunche Hall, Los Angeles, CA 90095-1524, EEUU.
- (28) Departamento de Manejo de Bosques y Ecosistemas, Universidad Nacional Agraria, Managua, Nicaragua.
- (29) Knowledge Management Officer, LLS, Forest Conservation Programme, IUCN, Rue Mauverney 28, CH-1196 Gland, Suiza.
- (30) Organization for Tropical Studies, Apartado 676-2050, San Pedro, Costa Rica.
- (31) Herbario Paul C. Standley, Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, P.O. Box 93, Tegucigalpa, Honduras.
- (32) Smithsonian Tropical Research Institute, Apartado 2072, Balboa, República de Panamá.
- (33) Department of Environmental Studies, Policy and Management, Ecosystem Sciences Division, 151 Hilgard Hall, University of California, Berkeley, CA 94720-3110. EEUU.
- (34) Environmental Program/Department of Plant & Soil Science, The Bittersweet- 153 South Prospect St., University of Vermont, Burlington, Vermont

05401, EEUU.

(35) Instituto de Investigación y Servicios Forestales. Universidad Nacional de Costa Rica. Campus Omar Dengo. Apdo. 86-3000. Heredia, Costa Rica.

(36) Dept. of Plant Biology, University of Georgia, 2502 Plant Science Building, Athens, GA 30602, EEUU.

(37) Neotropical Conservation Initiative, Cornell Lab of Ornithology, 159 Sapsucker Woods Rd, Ithaca, NY 14850, EEUU.

(38) Anthropology/Centre for Environment, University of Toronto, 33 Willcocks, Street, Toronto, Ontario M5S 3E8, Canadá.

(39) Laboratorio de SIG, Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, C-43 # 130 Col. Chuburná de Hidalgo, C.P. 97200, Mérida, Yucatán, Mexico.

(40) Ecometrica, Top Floor, Unit 3B, Kittle Yards, Edinburgh, EH9 1PJ, Reino Unido.

(41) Department of Biological Sciences, Loyola University, New Orleans, LA 70118, EEUU.

(42) Department of Environmental Science and Policy, University of California, One Shields Avenue, Davis, CA 95616, EEUU.

(43) Operation Wallacea, Hope House, Old Bolingbroke, Lincolnshire, PE23 4EX, Reino Unido.

➤ Recibido el 5 de junio de 2012, aceptado el 18 de junio de 2012.

Cayuela, L., Gálvez-Bravo, L., Albuquerque, F.S., Golicher, D.J., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J.M., Zahawi, R.A., Meave, J.A. et al. (2012). La Red Internacional de Inventarios Forestales (BIOTREE-NET) en Mesoamérica: avances, retos y perspectivas futuras. *Ecosistemas* 21(1-2): 126-135.

Los esfuerzos de conservación en la región neotropical están limitados por la falta de información disponible sobre las especies, ya que muchas no han sido descritas o se tiene poca información sobre ellas. La Red Internacional de Inventarios Forestales (BIOTREE-NET) concentra y facilita el acceso a la información y el intercambio entre investigadores, gestores y conservacionistas, organizando y estandarizando los datos de especies de árboles procedentes de inventarios forestales en la región mesoamericana en una única base de datos que incluya información espacial. Este artículo explica el ámbito y objetivos de la red, describe la estructura de la base de datos e identifica los principales avances realizados, así como los retos y perspectivas futuras.

La base de datos contiene más de 50 000 registros de árboles de unas 5000 especies, distribuidas en más de 2000 parcelas muestreadas desde el suroeste de México hasta Panamá. La información es heterogénea, tanto en su naturaleza y forma como en la cobertura geográfica de los inventarios. La base de datos tiene una estructura relacional, con 12 tablas interconectadas, incluyendo información sobre las parcelas, los nombres de las especies, el diámetro a la altura del pecho de los árboles medidos y sus atributos funcionales.

Se ha desarrollado un sistema para la corrección de errores tipográficos y la estandarización taxonómica y nomenclatural utilizando como referencia The Plant List (<http://theplantlist.org/>). También se han generado modelos de distribución potencial para cerca de 1700 especies utilizando distintos métodos y en el futuro se prevé habilitar también el acceso público a los modelos de distribución de especies a través del portal web (<http://portal.biotreenet.com>).

Aunque BIOTREE-NET ha contribuido al desarrollo de mejores modelos de distribución, su mayor potencial radica, en nuestra opinión, en el estudio a nivel de comunidades. Finalmente, se reconoce la necesidad de expandir la red a través de la participación de más investigadores interesados en colaborar con datos para ampliar el conocimiento sobre la biodiversidad forestal en la región neotropical.

Palabras clave: acceso a la información, bases relacionales, intercambio de datos, modelos de distribución de especies, neotrópico.

Cayuela, L., Gálvez-Bravo, L., Albuquerque, F.S., Golicher, D.J., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J.M., Zahawi, R.A., Meave, J.A. et al. (2012). The International Network of Forest Inventory Plots (BIOTREE-NET) in Mesoamerica: advances, challenges and future perspectives. *Ecosistemas* 21(1-2): 126-135.

Conservation efforts in Neotropical regions are often hindered by lack of data, since for many species there is a vacuum of information, and many species have not even been described yet. The International Network of Forest Inventory Plots (BIOTREE-NET) gathers and facilitates access to tree data from forest inventory plots in Mesoamerica, while encouraging data exchange between researchers, managers and conservationists. The information is organised and standardised into a single database that includes spatially explicit data. This article describes the scope and objectives of the network, its progress, and the challenges and future perspectives.

The database includes above 50 000 tree records of over 5000 species from more than 2000 plots distributed from southern Mexico through to Panama. Information is heterogeneous, both in nature and shape, as well as in the geographical coverage of inventory plots. The database has a relational structure, with 12 inter-connected tables that include information about plots, species names, dbh, and functional attributes of trees.

A new system that corrects typographical errors and achieves taxonomic and nomenclatural standardization was developed using The Plant List (<http://theplantlist.org/>) as reference. Species distribution models have been computed for around 1700 species using different methods, and they will be publicly accessible through the web site in the future (<http://portal.biotreenet.com>).

Although BIOTREE-NET has contributed to the development of improved species distribution models, its main potential lies, in our opinion, in studies at the community level. Finally, we emphasise the need to expand the network and encourage researchers willing to share data and to join the network and contribute to the generation of further knowledge about forest biodiversity in Neotropical regions.

Keywords: access to information, relational database, data sharing, species distribution modelling, Neotropic.

Introducción

Las regiones tropicales constituyen una de las mayores reservas de biodiversidad a escala mundial (Myers et al. 2000; Dirzo y Raven 2003; Funk y Fa 2010) y están entre las más afectadas por problemas de pérdida de hábitat y degradación ambiental (Laurance 1999; Brooks et al. 2002; Sodhi et al. 2004; Wright y Muller-Landau 2006). Sin embargo, uno de los principales problemas a los que se enfrenta la conservación en las regiones tropicales es la falta de datos sobre presencia y composición de especies (Myers et al. 2000; Brooks et al. 2001; Olson y Dinerstein 2002; Funk et al. 2005). Por un lado, se sabe que muchas especies no han sido descritas aún (Brown y Lomolino 1998), mientras que para muchas de las descritas faltan datos esenciales sobre su distribución a escalas regional y local (Lomolino 2004).

Algunas iniciativas a escala global, como el *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, www.gbif.org), han facilitado la compilación de millones de registros sobre presencia de especies procedentes fundamentalmente de colecciones de museos y herbarios (Yesson et al. 2007). Sin embargo, una gran parte de la información contenida en el GBIF corresponde a países desarrollados, mientras que persisten importantes lagunas en la información para países en vías de desarrollo, especialmente en la región neotropical (Cayuela et al. 2009). La efectividad y utilidad de estas iniciativas globales se ven reforzadas y complementadas con repositorios y bancos de datos más específicos, centrados en una sola región o grupo taxonómico.

Con este fin se han desarrollado varias iniciativas en la región neotropical que facilitan el acceso a la información y el intercambio de datos entre investigadores, conservacionistas y otros grupos de interés. Una de las iniciativas más ambiciosas es la Red Amazónica de Inventarios Forestales (RAINFOR, http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/indice_esp.html; Malhi et al. 2002), que lleva cerca de una década recopilando información de parcelas forestales permanentes en la cuenca del Amazonas, lo que ha permitido avanzar considerablemente en el conocimiento sobre el funcionamiento del ciclo del carbono y la dinámica de mortalidad y reclutamiento en los bosques amazónicos (Lopez-Gonzalez y Phillips 2012). Lamentablemente, para la región mesoamericana no se había realizado hasta el momento ningún esfuerzo de sistematización de la información procedente de inventarios forestales. Aunque existen varias iniciativas nacionales, como por ejemplo el *Biodiversity and Environmental Resource Database System* (BERDS) de Belice (<http://www.biodiversity.bz/>), muchas de ellas operan descoordinadamente y aún se encuentran en proceso de consolidación e integración.

En respuesta a esta necesidad surge en 2009 la Red Internacional de Inventarios Forestales (BIOTREE-NET, <http://www.biotreenet.com>), una iniciativa internacional cuyo objetivo principal es almacenar datos procedentes de inventarios forestales en Mesoamérica de una manera estructurada y estandarizada, incluyendo información espacial. La red pretende, en última instancia, hacer accesible información ya existente -y muchas veces ni siquiera publicada- para dar respuesta a preguntas de interés para la conservación de los bosques tropicales mesoamericanos y la investigación a escala macroecológica, centrándose fundamentalmente en los patrones de distribución de especies y la riqueza y composición de las comunidades de plantas leñosas, fundamentalmente árboles.

El objetivo de este artículo es explicar el ámbito y los objetivos de la red BIOTREE-NET, describir la estructura de la base de datos e identificar los principales avances, así como los retos y las perspectivas futuras de la misma.

Ámbito y objetivos de la red

BIOTREE-NET incluye información sobre árboles y, eventualmente, sobre lianas y otras especies leñosas, de una gama amplia de bosques tropicales, incluyendo bosques primarios y secundarios, desde el suroeste de México hasta la República de Panamá inclusive (**Fig. 1**). En el futuro se pretende ampliar la red para incluir información procedente de países de Sudamérica, con el objetivo de conseguir información más precisa sobre el área de distribución completa para el mayor número posible de las especies de árboles neotropicales.

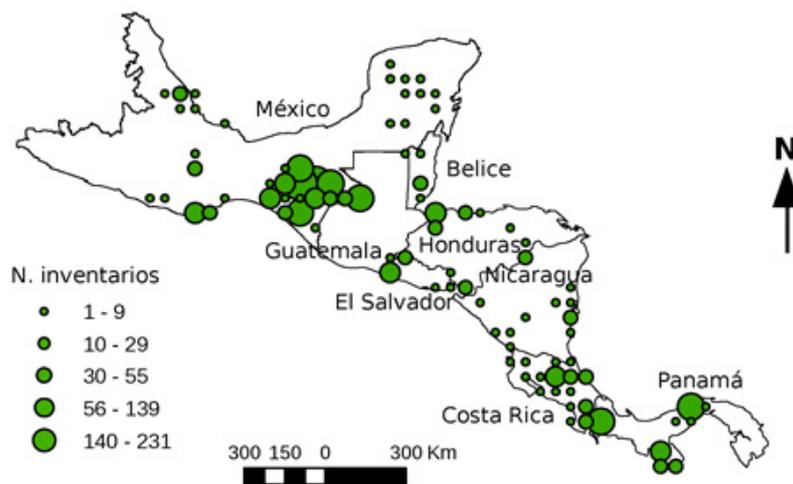


Figura 1. Distribución de los inventarios de BIOTREE-NET, agregados en celdas de 50x50 km, en Mesoamérica. El sur de México incluye los estados de Jalisco, Veracruz, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Tabasco, Chiapas, Campeche, Yucatán, Quintana Roo.

La red se centra en las especies arbóreas debido a que constituyen una parte significativa de la biomasa de los ecosistemas terrestres (Nic Lughadha et al. 2005) y por su gran relevancia para la conservación a escala global y especialmente en los trópicos. Además, los árboles son fuente de hábitat, refugio y alimento para otras especies (por ejemplo insectos, Novotny et al. 2006), y proporcionan soporte estructural para otras formas de vida, como los epífitos (Sporn et al. 2010), las lianas (Dewalt et al. 2000) y los hongos (Zhao et al. 2003). Su gran tamaño y naturaleza sésil los hace más fáciles de estudiar que grupos de organismos más evasivos, por lo que hay una mayor cantidad de información disponible sobre árboles en regiones tropicales, en comparación con otros grupos taxonómicos como insectos, hongos o plantas herbáceas.

Una de las principales motivaciones de BIOTREE-NET fue facilitar el acceso a la información y el intercambio de datos entre investigadores, gestores y conservacionistas. Los objetivos específicos de la red son: (1) recopilar la información existente sobre diversidad de árboles de Mesoamérica y hacerla accesible a la comunidad científica; (2) integrar, estandarizar y organizar los datos obtenidos mediante inventarios forestales, facilitando los metadatos relevantes; (3) proporcionar a los usuarios herramientas de análisis de datos y modelización, incluyendo modelos de distribución de especies; (4) conectar los registros espaciales de cada árbol con información actualizada sobre atributos funcionales; (5) identificar lagunas en el conocimiento actual de la distribución de las especies arbóreas en la región y formular propuestas de investigación dirigidas a completarlas; y (6) contribuir a los programas de intercambio de datos sobre biodiversidad a nivel global con datos bien estructurados y exhaustivos.

BIOTREE-NET contiene información muy heterogénea en lo que respecta a protocolos de muestreo, inclusión de solamente árboles o de árboles y lianas, datos de abundancia o presencia-ausencia, información sobre el área basimétrica de los individuos de una parcela o muestreos repetidos en el tiempo (Cayuela et al. 2011). No sólo los datos de inventarios forestales varían en su naturaleza, forma y extensión, sino que la cobertura geográfica de los datos es, por el momento, bastante irregular (**Fig. 1**); así cerca del 65% de los inventarios se encuentran en el sur de México, particularmente en el estado de Chiapas. Algunos países tienen una representación relativamente buena de inventarios, tanto en número como en cobertura geográfica, como son Costa Rica (10% de los inventarios) o Panamá (10%). Otros no tanto, como son Honduras (7%), El Salvador (3%), Belice (2%) o Nicaragua (2%). De Guatemala no hay todavía ningún inventario representado en la base de datos, aunque se espera incluir próximamente la información de inventarios realizados en bosque de niebla en el Cerro El Amay, en la región del Quiché (L. Merino, datos no publicados).

Esta heterogeneidad en los datos tiene su origen en la naturaleza y estructura de la red, que aprovecha la información ya existente, ya que de momento no tiene capacidad para promover la realización de nuevos inventarios de campo establecidos bajo protocolos comunes. Esto tiene, sin duda, ventajas y desventajas. La principal ventaja es en términos de ahorro de tiempo y costes asociados a la realización de nuevos inventarios. La principal desventaja son las limitaciones de la propia información: BIOTREE-NET apenas contiene parcelas remuestreadas en el tiempo de forma sistemática como las que existen en la red RAINFOR (Lopez-Gonzalez y Phillips 2012), y menos de un 10% de los inventarios contienen medidas estructurales de los árboles (por ejemplo, diámetro a la altura del pecho), que imposibilitan abordar cuestiones relacionadas con la captura de carbono o la dinámica temporal de los bosques. La variedad en los tamaños y formas de los inventarios también dificulta el análisis de los datos a escala de comunidad. Para solventar estos problemas será necesario desarrollar nuevas metodologías que permitan analizar muestras de distinto tamaño a escalas diferentes.

Descripción de la base de datos relacional

La red BIOTREE-NET está estructurada sobre una base relacional que incluye 12 tablas principales (Cayuela et al. 2011) y otras adicionales que incorporan información procedente de otras fuentes, como por ejemplo los datos existentes en el GBIF para las especies registradas en los inventarios. Cada tabla contiene información distinta sobre las parcelas, los nombres de las especies, las medidas del diámetro a la altura del pecho (DAP) y los atributos funcionales de las especies, aunque no todos los datos están disponibles para cada parcela. La información mínima necesaria para la inclusión de una parcela en la base de datos es la lista de especies encontrada en la misma. No obstante, los datos sobre la abundancia de cada especie están disponibles en algo más del 90% de los inventarios. Actualmente la base de datos cuenta con más de 2020 parcelas, la mayor parte de ellas (82.4%) con un tamaño comprendido entre 0.01 y 0.1 hectáreas, y unos 50 000 registros de alrededor de 5000 especies (230 de ellas incluidas en la Lista Roja de la IUCN), si bien cerca del 40% de estas son morfoespecies (es decir, están identificadas según caracteres morfológicos, como mucho, a nivel de género o familia).

Además, la red pretende incluir información sobre los atributos funcionales de cada especie, para que cada registro georreferenciado cuente con una conexión a otra tabla con información sobre atributos como el hábitat, el nivel de endemismo, el tamaño de la hoja y el modo de dispersión, entre otros. Actualmente se dispone de esta información para cerca de 300 especies, pero se espera recopilar estos datos para un mayor número de especies en el futuro próximo.

Avances técnicos y científicos

Estandarización taxonómica

Existe una problemática subyacente a los datos de inventarios que es la variabilidad taxonómica debida al conocimiento botánico todavía deficiente para muchas regiones, al uso de distintos sistemas de referencia para identificar los taxa y la ortografía de los nombres, al uso de distintos sistemas de referencia y los cambios frecuentes en nomenclatura. Por lo tanto, uno de los principales retos que surgieron durante el desarrollo de BIOTREE-NET fue el de la estandarización taxonómica. Esto es importante ya que la aparición de sinónimos tiende a inflar las estimaciones de riqueza de especies (Isaac et al. 2004), además de incorporar sesgos espaciales a la hora de estimar el área de distribución de las especies.

Por todo ello se ha desarrollado un sistema para la corrección de errores tipográficos, y la estandarización taxonómica y nomenclatural, que utiliza como referencia *The Plant List* (<http://www.theplantlist.org/>). La herramienta utilizada para la estandarización taxonómica está disponible en R (<http://cran.r-project.org/web/packages/Taxonstand/index.html>, Cayuela 2012) y los detalles del procedimiento se pueden consultar en Cayuela et al. (2012). Mediante la aplicación de este procedimiento automatizado fue posible corregir errores tipográficos en unas 300 especies y se identificaron 571 sinónimos que fueron reemplazados por las actuales formas aceptadas.

Modelos de distribución de especies

La semilla que originó el proceso de compilación de información procedente de inventarios forestales en Mesoamérica, y que más tarde dio lugar a la red BIOTREE-NET, fue el reconocimiento de que, como ecólogos y biólogos de la conservación, aún carecíamos de la información más básica sobre la biología de muchas especies de árboles y, en particular, de su área de distribución. El uso de modelos de distribución de especies (sensu Guisan y Zimmermann 2000) ofrece un atajo para suplir esta carencia de conocimiento. Por tanto, uno de los objetivos fundamentales de BIOTREE-NET es facilitar el desarrollo de modelos de distribución de especies que contribuyan al conocimiento y conservación de los árboles en Mesoamérica.

Algunos de los problemas que hemos encontrado para generar los modelos de distribución derivan de la propia naturaleza de los datos. Los datos de presencia de especies más habitualmente utilizados para alimentar estos modelos proceden de ejemplares depositados en los herbarios, pero estos datos no contienen información explícita sobre las áreas de ausencia de las especies. La falta de datos de ausencia impide conocer el área de distribución realizada de una especie (la expresión espacial de su nicho realizado; Jiménez-Valverde et al. 2008), y dificulta una validación robusta de los resultados que ofrecen los modelos al no ser posible evaluar el error de comisión de los modelos (Lobo et al. 2008; Golicher et al., 2012). En este contexto, se planteó el proceso de recopilación de información procedente de inventarios como una forma de obtener datos más completos para la modelación de las áreas de distribución de las especies, al contener información explícita sobre presencias y ausencias para un amplio conjunto de especies.

Al día de hoy, el volumen de información procedente de datos de herbario fácilmente accesibles a través del *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) sigue siendo considerablemente mayor que la información procedente de los inventarios incluidos en BIOTREE-NET, tanto en número de registros como en cobertura geográfica (**Fig. 2**). Por lo tanto, optamos por utilizar esta información para la generación de los modelos y mantener los datos de los inventarios para realizar

su validación. Para todas las especies presentes en BIOTREE-NET descargamos todos los registros disponibles en GBIF para toda América, los ajustamos a una resolución espacial de 5 minutos (celdas de aproximadamente 10 x 10 kilómetros), eliminamos registros duplicados y seleccionamos aquellas especies con más de 30 puntos de presencia. Como resultado obtuvimos datos aptos para generar modelos de unas 1700 especies. La modelación se realizó para toda el área de distribución de las especies, si bien los modelos resultantes se cortaron para restringirlos al área de Mesoamérica para su posterior evaluación y análisis.

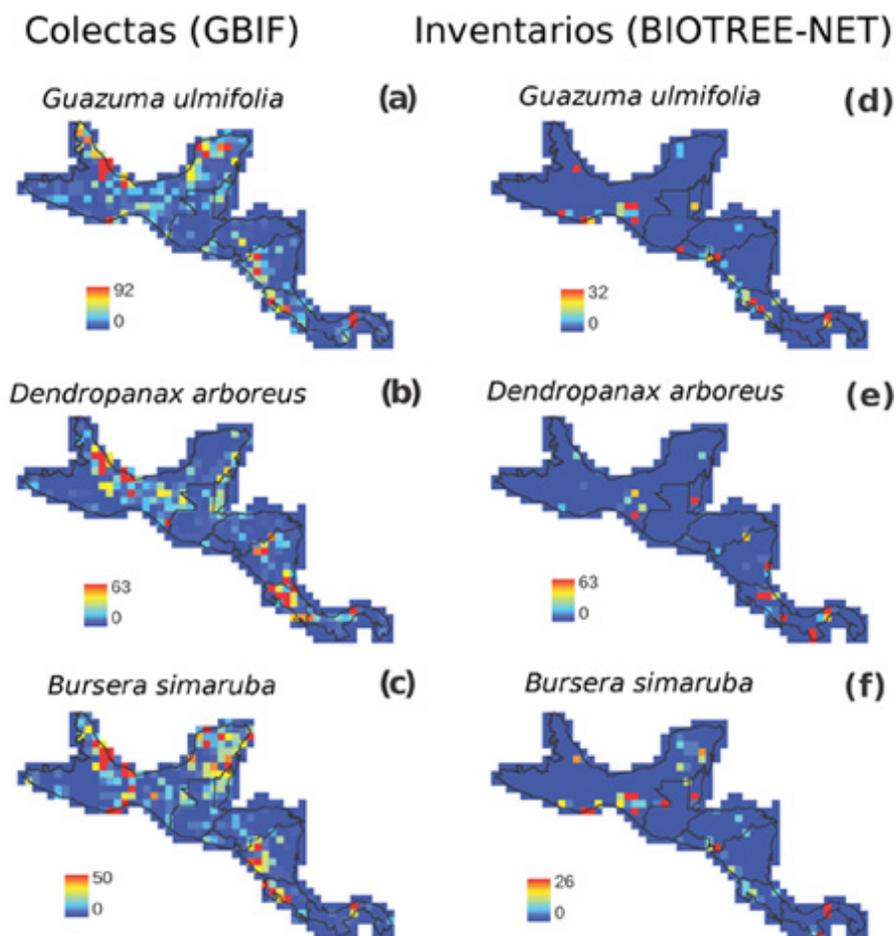


Figura 2. Número de datos, agrupados en celdas de 50x50 km, disponibles para distintas especies de árboles (*Guazuma ulmifolia*, *Dendropanax arboreus*, *Bursera simaruba*) procedentes del GBIF (mayoritariamente colectas; a-c) y de la Red de Inventarios Forestales BIOTREE-NET (d-f). Se observa que el volumen de información procedente de los datos de herbarios sigue siendo considerablemente mayor que la información contenida en BIOTREE-NET.

En cuanto a las técnicas de modelación utilizadas, se probaron varios algoritmos: distancias ecológicas (distancia de Chebyshev, distancia euclídeana, distancia de Manhattan, distancia de Mahalanobis), modelos basados en aprendizaje artificial (árboles de regresión, MaxEnt, redes neuronales, bosques aleatorios, máquinas de vectores de soporte), métodos de regresión (GLM, GAM y MARS), así como varios ensambles de grupos de modelos. En lugar de utilizar una técnica única de modelación para todas las especies se optó por elegir el modelo que mejor se ajustara a los datos de cada especie, usando como medida de comparación el área bajo la curva (AUC). Todos estos modelos están disponibles en la base de datos de BIOTREE-NET y en el futuro se habilitará su acceso público a través del portal de datos de la red (<http://portal.biotreenet.com>).

La validación utilizando datos de inventarios con presencias y ausencias explícitas sólo fue posible para cerca de 300 especies. Para el resto de los modelos, a falta de datos suficientes de inventarios, se utilizó la técnica de validación cruzada, separando el conjunto de datos de presencia (GBIF + BIOTREE) en dos grupos: 70% para generar los modelos, y 30% para validarlos. Aunque esta no es una validación totalmente independiente (ver Cayuela et al. 2009), permite por lo menos estimar una medida de cómo se ajusta cada modelo a los datos.

Portal de datos

Dado que uno de los objetivos más importantes de BIOTREE-NET es hacer los datos accesibles a la comunidad científica y al público en general, se ha desarrollado un portal de datos de acceso libre (<http://portal.biotreenet.com>). Con esta aplicación, los usuarios tienen acceso a una serie de servicios que les permiten visualizar los datos de presencia de las especies registradas en los inventarios de la red, así como los inventarios que hay en un país, ecorregión o tipo de bosque concreto y, previo registro, descargar esos datos si así se desea. En un futuro próximo se ampliará la funcionalidad del portal de datos para permitir la visualización y descarga de los modelos de distribución potencial de las especies en formato gráfico y vectorial.

Retos y perspectivas futuras

La generación de modelos de distribución de especies permite abordar otras cuestiones interesantes relacionadas con la distribución de los patrones de riqueza de especies y de diversidad beta (es decir, el solapamiento o reemplazo de especies en lugares próximos). Más allá de explorar espacialmente la distribución de dichos patrones, que ya de por sí aportan información relevante para la priorización de áreas para la conservación y restauración forestal, puede ser interesante investigar qué factores climáticos y antrópicos los determinan, evaluar si la red actual de espacios naturales protegidos recoge los sitios de mayor riqueza y diversidad beta o, si por el contrario, existen regiones de alto valor para la conservación que no están protegidas, e incluso sugerir corredores biológicos que conecten áreas de gran diversidad biológica dentro y entre ecorregiones.

Si bien BIOTREE-NET ha contribuido al desarrollo de mejores modelos de distribución potencial de especies con respecto a los que se obtenían anteriormente utilizando únicamente datos del GBIF procedentes en su mayor parte de colectas de herbario (solo presencia), el mayor potencial de los datos de BIOTREE-NET está, en nuestra opinión, en el estudio a nivel de comunidades. Cada inventario representa una muestra de una comunidad de plantas, por lo que pueden servir de referente para caracterizar la diversidad local. El conjunto de inventarios puede utilizarse para estudiar la respuesta de las comunidades a gradientes ambientales, clasificar las comunidades e investigar el grado de homogeneidad florística de las ecorregiones, entre otras aplicaciones.

La principal desventaja se afronta en el análisis de los datos, al trabajar con información que ha sido obtenida con distintos esfuerzos de muestreo, si bien esta limitación puede solventarse parcialmente mediante el desarrollo de metodologías específicas. En el caso del estudio de comunidades, por ejemplo, se está desarrollando un método que permitirá aplicar técnicas de rarefacción -típicamente usadas para comparar la riqueza y la diversidad entre muestras de distinto tamaño- en métodos multivariantes utilizados para el análisis de comunidades ecológicas (L. Cayuela, datos no publicados).

Los patrones de distribución de diversidad funcional y la respuesta diferencial de las especies a determinados procesos -como la fragmentación- en función de atributos funcionales específicos, son temas de gran interés que podrían abordarse con los datos de BIOTREE-NET. Por ello es importante completar la información sobre atributos morfológicos, funcionales y fenológicos para el mayor número de especies posible. Una aproximación prometedora sería buscar mecanismos de interacción con otros repositorios de información que ya hayan hecho el esfuerzo de recopilación de estos datos (por ejemplo TRY, <http://www.try-db.org/>).

Finalmente, es importante recordar que BIOTREE-NET pretende ser una red viva y dinámica. Por ello, un objetivo prioritario sigue siendo la obtención de datos representativos de todos los países que engloba la red, aunque inevitablemente algunos están mejor representados que otros. Conseguir contactar con investigadores locales de cada región o que hayan trabajado en distintas zonas de Mesoamérica no es tarea fácil, aunque afortunadamente cada vez son más los investigadores que aportan datos y se prestan al intercambio de los mismos, contribuyendo a la expansión de la red. Aunque existen algunas redes nacionales o locales que podrían unirse a esta iniciativa, muchos investigadores todavía necesitan vencer su reticencia a compartir sus datos y hacerlos públicos, aunque por suerte, el compartir datos o "*data sharing*" está generalizándose cada vez más dentro de la comunidad científica (Torres-Salinas et al. 2012).

La sostenibilidad de la red a largo plazo requiere también el desarrollo de aplicaciones que permitan a los investigadores actualizar y gestionar sus datos, automatizar el proceso de estandarización taxonómica de forma periódica y generar herramientas que faciliten el análisis de los datos. La capacitación de los investigadores para acceder, utilizar y comprender el funcionamiento de bases de datos también es un reto que habrá que afrontar en el mediano y largo plazos.

Opciones de contribución

Los datos de BIOTREE-NET están protegidos por una licencia CC (*Creative Commons*) que permite su acceso público y su uso con fines científicos y no comerciales, siempre y cuando se reconozca la fuente de los datos y se informe a los propietarios intelectuales de los mismos acerca del uso pretendido. El objetivo final es ofrecer la oportunidad de colaborar en estudios y artículos científicos, promoviendo así el desarrollo científico en los países mesoamericanos, el intercambio de conocimientos y actividades, y el avance en cuestiones científicas en general. A día de hoy, más de 40 investigadores procedentes de 11 países han contribuido con datos a esta iniciativa.

Cualquier persona que desee contribuir a BIOTREE-NET con inventarios forestales es bienvenida a participar en esta iniciativa. La base de datos de BIOTREE-NET está disponible en <http://portal.biotreenet.com>. La página web contiene instrucciones precisas sobre cómo acceder a los datos y utilizarlos. El acceso a la información espacial (capas SIG en formato vectorial) está, sin embargo, restringido a aquellas personas que hayan contribuido con datos a la red. Es importante resaltar que aquellas personas que contribuyan con datos deben firmar un acuerdo que implica compartir esos datos y hacerlos públicos. Si los datos de BIOTREE-NET se utilizan en una publicación científica, las personas que hayan proporcionado esos datos deben ser contactadas para ofrecerles la oportunidad de colaborar en dicha publicación. Se puede encontrar información adicional sobre cómo participar, el acuerdo de uso de datos y los derechos de propiedad intelectual en la página web de BIOTREE-NET (www.biotreenet.com/espanol/html).

Agradecimientos

El desarrollo de la red BIOTREE-NET ha sido posible gracias al proyecto "Red Internacional de Inventarios Forestales para la Investigación y la Conservación de la Diversidad en Centroamérica" (BIOCON08_044), financiado por la Fundación BBVA. La Universidad Rey Juan Carlos financió parcialmente el portal de datos. Este artículo ha sido escrito durante un taller de trabajo realizado en el Smithsonian Tropical Research Institute, en Ancón, Panamá, durante los días 28-30 de mayo de 2012. Agradecemos a Luis Navarro la cuidadosa revisión y edición de una versión preliminar del artículo. Los datos contenidos en BIOTREE-NET han sido aportados por L. Cayuela, D.J. Golicher, N. Ramírez-Marcial, M. González-Espinosa, R.A. Zahawi, P. Balvanera, S. W. Brewer, A. Camacho-Cruz, I. Coronado, B. de Jong, R. del Castillo, Í. Granzow-de la Cerda, J. Fernández, W. Fonseca, L. Galindo-Jaimes, T. W. Gillespie, B. González-Rivas, J. E. Gordon, J. Hurtado, J. Linares, S. G. Letcher, S. A. Mangan, J. A. Meave, E. V. Méndez, V. Meza, S. Ochoa-Gaona, C. J. Peterson, V. Ruiz-Gutiérrez, K. A. Snarr, F. Tun Dzul, M. Valdez-Hernández, K. M. Viergever, D. A. White, J. N. Williams. Los datos del Parque Nacional de Cusuco, Honduras, fueron recogidos gracias al apoyo logístico y a la financiación de Operación Wallacea.

Referencias

- Brooks T., Hannah, L., da Fonseca, G.A.B., Mittermeier, R.A. 2001. Prioritizing hotspots, representing transitions. *Trends in Ecology and Evolution* 16:673.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C., Da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., et al. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16:909-923.
- Brown, J.H., Lomolino, M.V. 1998. *Biogeography*, 2nd edn. Sinauer Press, Sunderland, Massachusetts.
- Cayuela, L. 2012. *Taxonstand: Taxonomic standardization of plant species names*. R package version 1.0. Madrid. España. [21/05/2012]. <http://cran.r-project.org/web/packages/Taxonstand/>.
- Cayuela, L., Golicher, J.D., Newton, A.C., Kolb, M., Albuquerque, F.S., Arets, E.J.M.M., Alkemade, J.R.M., Pérez, A.M. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2:319-352.
- Cayuela, L., Gálvez-Bravo, L., Pérez-Pérez, R., Albuquerque, F.S., Golicher, D.J., Zahawi, R.A., Ramírez-Marcial, N., Garibaldi, C., et al. 2011 (en prensa). The Tree Biodiversity Network (BIOTREE-NET): Prospects for biodiversity research and conservation in the Neotropics. *Biodiversity and Ecology* 4:000-000.
- Cayuela, L., Granzow-de la Cerda, I., Albuquerque, F.S., Golicher, J.D. 2012. Taxonstand: An R package for species names standardisation in vegetation databases. *Methods in Ecology and Evolution* 00:000-000.

- Dewalt, S.J., Schnitzer, S.A., Denslow, J.S. 2000. Density and diversity of lianas along a chronosequence on a central Panamanian lowland forest. *Journal of Tropical Ecology* 16:1-19.
- Dirzo, R., Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environmental Resources* 28:137-167.
- Funk, S.M., Fa, J. E. 2010. Ecoregion prioritization suggests an armoury not a silver bullet for conservation planning. *PloS ONE* 5:e8923.
- Funk, V.A., Richardson, K.R., Ferrier, S. 2005. Survey-gap analysis in expeditionary research: where do we go from here? *Biological Journal of the Linnean Society* 85:549-567.
- Golicher, D.J., Cayuela, L., Newton, A. 2012 (en prensa). Pseudo-absences, pseudo models and pseudo niches: pitfalls of the area under the curve. *International Journal of Geographical Information Science* 00:000-000.
- Guisan A., Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Isaac, N.J.B., Mallet, J., Mace, G.M. 2004. Taxonomic inflation: its influence on macroecology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19:464-469.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14:885-890.
- Laurance, W.F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91:109-117.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17:145-151.
- Lomolino, M.V. 2004. Conservation biogeography. En: Lomolino, M.V., Heaney, L.R. (eds.). *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature*, pp. 293-296. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Lopez Gonzalez, G., Phillips, O.L. 2012. Estudiando el Amazonas: la experiencia de la Red Amazónica de Inventarios Forestales. *Ecosistemas* 21(1-2): 118-125.
- Malhi, Y., Phillips, O.L., Lloyd, J., Baker, T.R., Wright, J., Almeida, S., Arroyo, L., Frederiksen, T., Grace, J., et al. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science* 13:439-450.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nic Lughadha, E., Baillie, J., Barthlott, W., Brummitt, N.A., Cheek, M.R., Farjon, A., Govaerts, R., Hardwick, K.A., Hilton-Taylor, C., et al. 2005. Measuring the fate of plant diversity: towards a foundation for future monitoring and opportunities for urgent action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360:359-372.
- Novotny, V., Drozd, P., Miller, S.E., Kulfan, M., Janda, M., Basset, Y., Weiblen, G.D. 2006. Why are there so many species of herbivorous insects in tropical rainforests? *Science* 313:1115-1118.
- Olson, D.M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.
- Sodhi, N.S., Koh, L.P., Brook, B.W., Ng, P.K.L. 2004. Southeast Asia biodiversity: An impending disaster. *Trends in Ecology and Evolution* 19:654-659.
- Sporn, S.G., Bos, M.M., Kessler, M. 2010. Vertical distribution of epiphytic bryophytes in an Indonesian rainforest. *Biodiversity and Conservation* 19:745-760.
- Torres-Salinas, D., Robinson-García, N. Cabezas-Clavijo, A. 2012. Compartir los datos de investigación en ciencia: introducción al data sharing. *El Profesional de la Información* 21:173-184.

Wright, S.J., Muller-Landau, H.C. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* 38:287-301.

Yesson C., Brewer, P.W., Sutton, T., Caithness, N., Pahwa, J. S., Burgess, M., Gray, W.A., White, R.J., Jones, A.C., et al. 2007. How global is the Global Biodiversity Information Facility? *PLoS ONE* 2:e1124.

Zhao, Z.W., Wang, G.H., Yang, L. 2003. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical rainforest of Xishua-ngbanna, southwest China. *Fungal Diversity* 13:233-242.

Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales

P. Balvanera^{1,2}

(1) Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Apdo. Postal 27-3, Morelia, Michoacán 58090, México.

(2) Department of Biology, Stanford University. Gilbert Hall, Stanford, California 94305-5020, USA.

➤ Recibido el 20 de diciembre de 2012, aceptado el 25 de febrero de 2012.

Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):136-147.

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las sociedades obtienen de los ecosistemas. Este concepto permite hacer más explícita la interdependencia del bienestar humano y el mantenimiento del adecuado funcionamiento de los ecosistemas. Los bosques tropicales del mundo, debido a su amplia distribución, elevada diversidad y contribución a funciones clave del planeta como la regulación climática e hidrológica proveen una serie de servicios ecosistémicos críticos. En este artículo se hace una revisión acerca de los servicios ecosistémicos que estos bosques ofrecen. Se analizan los principales servicios de suministro, regulación y culturales. Se discuten: i) la relación entre los componentes y procesos del ecosistema y su capacidad de proveer servicios, ii) los efectos del manejo sobre la provisión de servicios, iii) los factores sociales que subyacen la provisión de servicios y iv) las intervenciones que permiten mantener o recuperar los servicios ecosistémicos.

Palabras clave: Regulación climática, recursos, cultura, manejo de bosques tropicales, servicios de regulación, servicios culturales.

Balvanera, P. (2012). Ecosystem services supplied by tropical forests. *Ecosistemas* 21(1-2):136-147.

Ecosystem services are the benefits societies obtain from ecosystems. This concept allows to explicitly address the interdependence of human well-being and the maintenance of the adequate functioning of ecosystems. Tropical forests provide critical ecosystem services worldwide due to the high biodiversity they host and their contribution to key ecological functions such as the regulation of climatic and hydrological processes. This article aims at reviewing the ecosystem services that these forests deliver, including an analysis of the main regulating and cultural services they provide. The topics discussed are: i) the relationship between the components and processes of tropical forests and their ability to deliver services, ii) the effects of management on the delivery of services, iii) the social drivers underpinnings of service delivery, iv) the interventions that contribute to maintaining or restoring ecosystem services.

Keywords: Climate regulation, resources, culture, tropical forest management, regulating services, cultural services.

Introducción

Los bosques tropicales, al igual que todos los ecosistemas del planeta, brindan beneficios a las poblaciones humanas. Estos beneficios se derivan de los componentes abióticos (v.g. agua, nutrientes, luz) y bióticos (v.g. plantas, hongos, animales, microorganismos) de los ecosistemas así como de las interacciones entre ellos (MEA 2003; Boyd y Banzhaf 2007). El concepto de servicios tiene la finalidad de hacer explícitos los beneficios que los humanos obtenemos de los ecosistemas. Esto no quiere decir que los ecosistemas y los organismos que los habitan no tengan el derecho de existir por sí mismos.

El estudio de los servicios ecosistémicos en general, y de los servicios que se derivan de los bosques tropicales en particular, es relativamente reciente. El concepto se acuñó en 1997 cuando se publicó el libro "Los beneficios de la naturaleza" (Daily 1997). El concepto obtuvo una gran atención de la comunidad científica porque identifica a los actores que manipulan los ecosistemas que pueden poner en peligro su funcionamiento, lo que a su vez amenaza el bienestar de las sociedades.

El creciente interés por los servicios ecosistémicos se convierte en el centro de la iniciativa mundial conocida como la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), la cual tuvo por objetivo mostrar los vínculos que existen entre los cambios en los ecosistemas y el bienestar humano. Esta Evaluación arrancó en el año 2002 y ha producido un marco

conceptual (MEA 2003) y una serie de documentos para una amplia gama de usuarios, incluidos los principales resultados (MEA 2005), así como un manual metodológico (Ash et al. 2010). En esta iniciativa participaron alrededor 1300 expertos de 95 países, además de representantes de los distintos sectores de la sociedad.

Los servicios ecosistémicos son el vínculo conceptual entre los ecosistemas, sus componentes y procesos y los beneficios que las sociedades obtienen de los ecosistemas (Boyd y Banzhaf 2007). Existen varias definiciones de “servicios ecosistémicos”. De forma coloquial se dice que los servicios son los beneficios que las sociedades obtienen de los ecosistemas (MEA 2003). Sin embargo, esta definición es poco precisa y se dirige al público general. Una definición más técnica es la de Quijas et al. (2010): “los servicios ecosistémicos son los componentes de los ecosistemas que se consumen directamente, que se disfrutan, o que contribuyen, a través de interacciones entre ellos, a generar condiciones adecuadas para el bienestar humano”.

Se reconocen tres distintos tipos de servicios ecosistémicos (MEA 2003). Los primeros son los que se pueden consumir directamente, conocidos también como recursos naturales (Maass et al. 2005). Se trata de los servicios de suministro que incluyen los alimentos, agua, fuentes de energía, materiales de construcción o medicinas, entre otros. Los segundos son los que regulan las condiciones en las que habitamos y en las que llevamos a cabo nuestras actividades productivas y económicas (Maass et al. 2005). Se trata de los servicios de regulación, los cuales permiten que las condiciones tiendan a cambiar poco y a oscilar dentro de rangos que nos permiten vivir, cultivar alimentos o regular los impactos de eventos extremos, entre otros. Estos servicios incluyen la regulación climática, la regulación de inundaciones y la protección costera. Finalmente está la categoría de los servicios cuyos beneficios pueden ser tangibles o no tangibles, pero que surgen de la contribución de los ecosistemas a experiencias que son placenteras o benéficas (Chan et al. 2011). Se trata de los servicios culturales que abarcan beneficios recreativos y estéticos, así como aquellos asociados a la identidad, el legado cultural y el sentido de pertenencia. La evaluación de los ecosistemas del Milenio distingue un grupo adicional de servicios que son los de soporte (MEA 2003), aquéllos que permiten que puedan suministrarse los anteriores servicios; estos en realidad son procesos ecosistémicos básicos y no serán incluidos en este trabajo porque contribuyen al bienestar humano solo de forma indirecta.

La oferta del servicio, el consumo o disfrute del servicio y el valor que otorga la sociedad son conceptos distintos (Tallis et al. 2011). La oferta del servicio se da a través de interacciones entre los componentes de los ecosistemas y refleja los beneficios potenciales que las poblaciones pudieran obtener de éstos. El consumo o disfrute del servicio se da mediante la interacción directa con las poblaciones humanas; éste incluye la cantidad de agua que se consume para la agricultura o el número de personas que se benefician de la regulación de inundaciones. El valor lo atribuyen las sociedades cuando reconocen explícitamente los vínculos entre los ecosistemas y su bienestar. Este valor puede ser económico, cultural o social; lo más frecuente es la valoración económica, pero esto no necesariamente refleja su importancia relativa.

En este trabajo se presenta una revisión de esta literatura sobre los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. Además de describir estos servicios, se exploran brevemente los siguientes temas: i) la relación entre los componentes y procesos del ecosistema y su capacidad de proveer servicios, ii) los efectos del manejo sobre la provisión de servicios, iii) los factores sociales que subyacen en la provisión de servicios y iv) las intervenciones que permiten mantener o recuperar los servicios ecosistémicos.

Los servicios ecosistémicos que los bosques tropicales proporcionan a las sociedades

Servicios de suministro

Los bosques tropicales ofrecen servicios de suministro fundamentales que benefician generalmente a los propietarios del bosque o las comunidades que los manejan (**Fig. 1A**). La gran diversidad de plantas, animales y microorganismos que albergan estos bosques ofrece una gama enorme de alimentos, fuentes energéticas, materiales de construcción, medicinas, especies ornamentales o de importancia ceremonial, mascotas o plaguicidas, entre otros. Por ejemplo, los pobladores del bosque atlántico del norte de Paraguay consumen la carne de mamíferos silvestres como la paca (*Agouti paca*), el mono capuchino (*Cebus apella*), el agutí (*Dasyprocta azarae*) o el armadillo (*Dasyurus novemcintus*), (Naidoo y Ricketts 2006). Estas especies conforman una fuente fundamental de proteína a la vez que pueden también ser una fuente de ingreso importante al ser vendidos en los mercados locales. Así, la selva conservada puede alcanzar un valor US\$18.50 por año por hectárea considerando únicamente la contribución de estas especies. La extracción de leña es la única fuente de energía para calentar agua o cocinar para 7 millones de habitantes rurales de México (Masera et al. 2005). Los bosques tropicales húmedos son los sistemas que ofrecen el mayor suministro de este servicio, alcanzando valores de hasta un millón de toneladas por año en un municipio del sureste de México (Ghilardi et al. 2007). Los bosques tropicales ofrecen también madera, incluyendo especies conocidas como maderas preciosas puesto que son muy duras y de vistosos colores (ver también Fonseca et al. 2012, en este número). Especies como el granadillo (*Dialium guianense*), el guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), la rosa morada (*Tabebuia rosea*), o el ramón (*Brosimum alicastrum*) son ampliamente apreciadas por sus maderas (Peters 2011). Las especies de copal (*Bursera* sp) se utilizan para la extracción de resinas, aceites esenciales y en ceremonias religiosas (Peters et al. 2003; Meave et al., 2012, en este número) y, en la actualidad, su madera sirve para la elaboración de vistosas

artesanías llamadas alebrijes, lo que ha llevado a muchas de sus abundantes poblaciones al borde de la extinción local. Varias especies de pericos (Psittacidae) son extraídas para ser vendidas como mascotas, amenazándolas gravemente (González 2003).

Los bosques tropicales también ofrecen recursos potenciales, aquellos que pueden ser importantes en el futuro. Numerosas especies con potencial para convertirse en medicinas o precursoras son evaluadas diariamente. Más de 300 especies de plantas fueron analizadas en México el año 2005 sólo para explorar sus usos potenciales para el tratamiento de la diabetes (Legorreta 1989). Otros usos potenciales están relacionados con el cambio climático, ya que se esperan aumentos de la temperatura y menor precipitación en muchas regiones tropicales (IPCC 2001). Las especies que habitan los bosques tropicales secos están adaptadas a condiciones de sequía, en muchos casos impredecibles, y pueden por lo tanto convertirse en recursos genéticos importantes para la restauración en el futuro (Maass et al. 2005).

Servicios de regulación

Los bosques tropicales ofrecen numerosos servicios de regulación que benefician a grandes regiones o a todo el planeta (**Fig. 1B**). Estos juegan un papel fundamental en la regulación climática del planeta. La quema de combustibles fósiles (por ejemplo la quema de gas y gasolina para producir energía eléctrica, alimentar maquinaria industrial o ayudar al desplazamiento de automóviles y de aviones), la quema de bosques para convertirlos en campos agrícolas o ganaderos y el uso de fertilizantes para aumentar los rendimientos en la producción agrícola han contribuido a un aumento dramático en la cantidad de gases de efecto invernadero en la atmósfera desde 1750 hasta la fecha (IPCC 2001, 2007, 2011). Estos gases, que incluyen el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y los óxidos de nitrógeno (NO_x), han aumentado en un 30, 150 y 20%, respectivamente (IPCC 2007). Estos gases contribuyen a retener parte de la energía solar que después de haber entrado a la atmósfera rebota en la superficie terrestre, quedando una fracción cada vez mayor de la energía atrapada entre aquella y la atmósfera. En los últimos 100 años la temperatura promedio del planeta ha aumentado en promedio 0.74°C . Incrementos como éstos no han sido observados durante más de 10,000 años, y uno de los resultados es que once de los doce años entre 1995 y 2006 han sido los más calurosos desde que existen registros de temperatura (IPCC 2007). El calentamiento, a su vez, provoca el aumento del nivel del mar, el cual desde 1993 está subiendo a una tasa de 3 milímetros por año. El aumento en la temperatura y energía disponibles a su vez están relacionados con los aumentos claramente significativos de la cantidad de lluvias torrenciales, las sequías en otras partes del mundo y la frecuencia de inundaciones (IPCC 2011).

Los bosques tropicales juegan un papel fundamental en la regulación de estos cambios climáticos y de sus impactos, ya que debido al gran tamaño de sus árboles y a la proporción de la superficie del planeta que ocupan constituyen el 60% de los almacenes aéreos de carbono y con el 30% de los almacenes de carbono en el suelo (Dixon et al. 1994). Cuando se quema la biomasa (viva y muerta) se libera CO_2 , contribuyendo a aumentar el cambio climático; en cambio, cuando se recuperan los bosques tropicales estos contribuyen a la captura de carbono (Kauffman et al. 2009). Los bosques que albergan la mayor cantidad de carbono son los tropicales húmedos que crecen sobre suelos periódicamente inundados, donde las hojas y tallos muertos se mantienen por varias décadas produciendo espesas capas de turba (Anderson-Teixeira y DeLucia 2011). Estos bosques se encuentran en el sureste asiático, principalmente en Indonesia y Malasia. El resto de los bosques tropicales secos y húmedos de los cinco continentes están en cuarto lugar en cuanto a su contribución a los almacenes globales de carbono (Anderson-Teixeira y DeLucia 2011).

Los bosques tropicales juegan un papel importante en la regulación del clima a través de sus efectos en la temperatura y en la humedad relativa. Los árboles absorben una proporción importante de la energía proveniente de la radiación solar que incide sobre su dosel puesto que la transforman a través de la fotosíntesis. Además, los bosques liberan agua cuando se abren los estomas de las hojas para el intercambio gaseoso al realizar la fotosíntesis. Durante este proceso ocurren intercambios de energía así como cambios en la humedad relativa que conducen a reducciones en la temperatura (Anderson-Teixeira et al. 2012). Para el caso del Cerrado, un tipo de bosque tropical seco que se distribuye por Brasil, Uruguay y Argentina, se estiman aumentos en temperatura de 0.5°C debido a su transformación a pastizales (Hoffmann y Jackson 2000).

Además de contribuir directamente en la regulación climática, los bosques tropicales juegan un papel fundamental en la regulación de los impactos de los eventos extremos que ocurren de forma natural, pero cuya frecuencia está aumentando por efectos de los cambios en el clima. Cuando el suelo está desnudo y ocurre una tormenta tropical de gran intensidad, las gotas de lluvia impactan en él a gran velocidad. En cambio, estas mismas gotas pasan por el dosel de un bosque tropical con una gran complejidad estructural y plantas de tan sólo unos centímetros hasta árboles de 40 o 60 metros de altura, (Lieberman et al. 1996) su velocidad disminuye. La complejidad estructural (Díaz et al. 2006) junto con otros factores como la topografía y las características del suelo y las características de la roca (Emmanay et al. 2011; Mendoza et al. 2011) modulan los impactos de eventos extremos.

Los bosques tropicales contribuyen a la regulación de la erosión y de la calidad del agua. Cuando una gran cantidad de lluvia escurre superficialmente, ésta puede arrastrar a su paso una proporción importante del suelo. En la costa de Jalisco de México se encontró que se arrastraron una cantidad de sedimentos 1000 veces mayor de un campo de maíz que de un bosque tropical seco en las mismas condiciones de topografía, suelo y geología (Maass et al. 2005). Los sedimentos arrastrados llegan a los ríos, reduciendo la calidad de su agua; éstos también pueden ser arrastrados hasta la boca del río y a las costas, reduciendo también la calidad del agua de los estuarios y del mar (Conte et al. 2011).

Los bosques tropicales también regulan la frecuencia de los deslaves. El escurrimiento superficial que se produce como resultado de una gran cantidad de lluvia en ausencia de bosques tropicales puede conducir a deslaves, arrastrando suelo, roca y algunos árboles. Un estudio en Chiapas mostró que a mayor complejidad de la vegetación, menor frecuencia y volumen de deslaves (Philpott et al. 2008).

Los bosques tropicales, al igual que otros bosques, también juegan un papel fundamental en la regulación de las inundaciones. El balance entre los distintos componentes del ciclo del agua en una región particular está determinado por la combinación entre la evapotranspiración y el agua que queda libre para escurrir o infiltrarse, y la suma de estos dos componentes es igual a la precipitación anual. Una cuenca hidrológica cubierta con bosque puede presentar una evapotranspiración que supera en un promedio de 170 mm al año a la de una cuenca equivalente pero deforestada (Peel et al. 2010). Combinando los efectos sobre la evapotranspiración y sobre la infiltración discutidos arriba, el resultado es que la deforestación conduce a un aumento en la probabilidad de inundaciones debido al incremento en los caudales máximos o pico de agua que se escurre (Conte et al. 2011). En el caso del río Tocantins, en Brasil, la transformación de 3.5 millones de hectáreas de cerrado a pasturas entre 1949 y 1998 llevó a un aumento del 24% en el caudal del río (Filoso et al. 2006).

Servicios culturales

Los bosques tropicales brindan numerosos beneficios no materiales a las poblaciones humanas que los habitan o visitan (**Fig. 1C**). Las experiencias derivadas de habitar estas selvas contribuyeron al desarrollo de las culturas maya en Mesoamérica y kalapó en el Amazonas.

Los bosques tropicales están ligados a seres mágicos o sagrados y cosmologías relacionadas con el manejo de éstos. Entre los popolucas del Golfo de México existe la creencia de los chaneques, unos personajes que viven en el bosque y los cuidan de aquéllos que abusan de los recursos que se encuentran en ellos (Castillo 2004). Los nahuas y popolucas de esta misma región vinculan estrechamente su identidad al bosque, el cual está asociado a un sentido de pertenencia colectiva (Durand 2005). Se han documentado conexiones sagradas como éstas en México (Toledo 2001) y Bolivia (Arambiza y Painter 2006), entre otros.

Tanto las culturas que habitan los bosques tropicales como los que las visitan aprecian sus cualidades estéticas. En el bosque tropical seco del oeste de México los habitantes locales asocian la presencia del bosque con sentimientos de paz, quietud y alegría (Castillo et al. 2005). Numerosos turistas se dirigen cada año a los bosques tropicales de Costa Rica para admirar su fauna y su flora, invirtiendo un promedio de unos US\$1,000 por persona y visita para gozar de estos beneficios, incluyendo su transporte, alimentos, hospedaje y costos de actividades específicas y entrada a los parques (Menkhaus y Lober 1996).

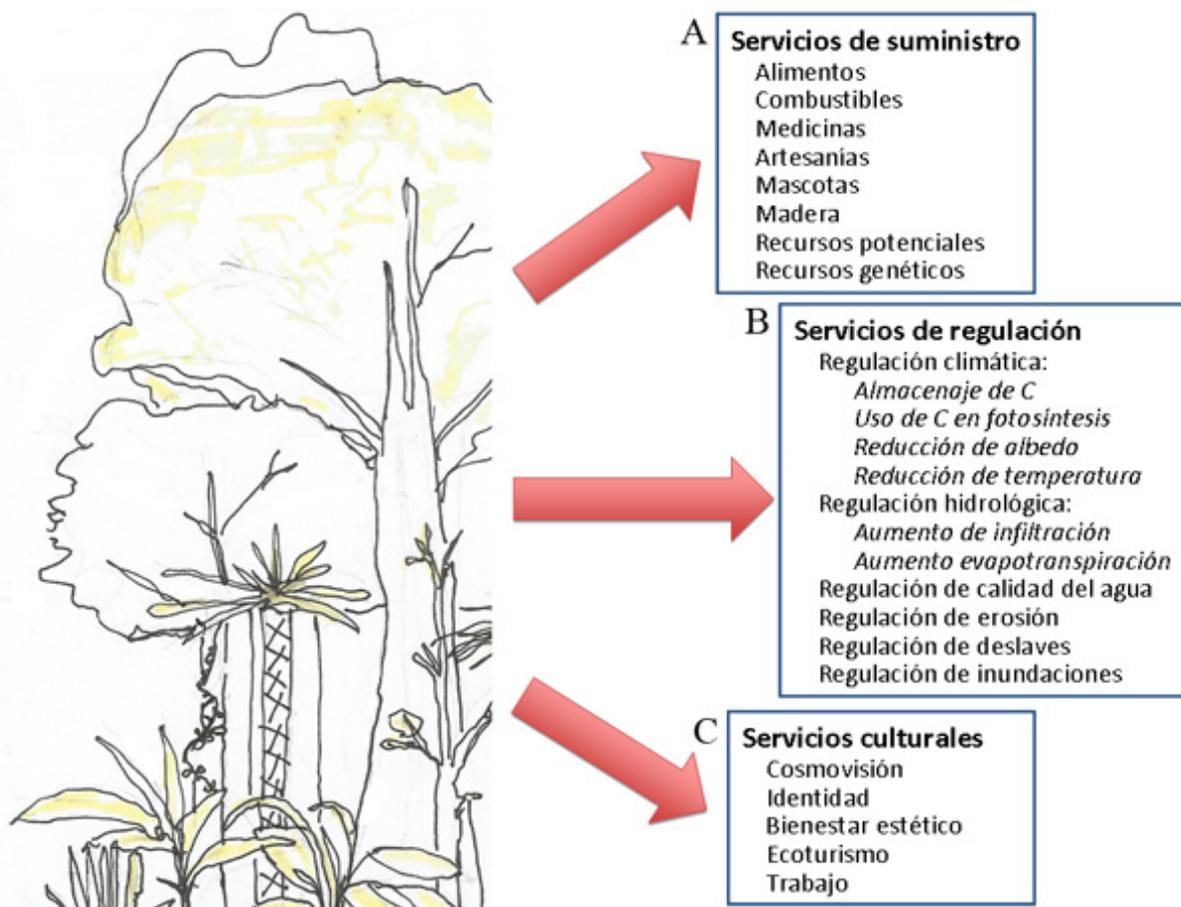


Figura 1. Los servicios que ofrecen los bosques tropicales, (A) de suministro, (B) regulación y (C) culturales.

La relación entre los componentes y procesos del ecosistema y su capacidad de proveer servicios

La gran diversidad de especies que albergan los bosques tropicales modifica la forma en la que operan los distintos procesos del ecosistema. Existe una amplia literatura basada en experimentos que muestra que cuanto mayor es la riqueza de especies mayor es la magnitud de algunos procesos del ecosistema (Cardinale et al. 2011). Al relacionar esta literatura con los servicios ecosistémicos, se ha confirmado que cuanto mayor es la riqueza de especies mayor es la capacidad de provisión de servicios (Balvanera et al. 2006; Quijas et al. 2010). Sin embargo, la mayor parte de esta literatura no proviene de bosques tropicales, sino de pastizales localizados en zonas templadas o de comunidades artificiales mantenidas en un laboratorio o invernadero. Los escasos trabajos que exploran la relación entre la riqueza de especies y la capacidad de ofrecer servicios asociados a la regulación climática confirman que cuanto mayor es la riqueza de especies mayor es el almacenamiento de carbono (Balvanera et al. 2005; Potvin y Gotelli 2008; Ruiz-Jaen y Potvin 2010). Sin embargo, esta relación es compleja, y tan sólo el 20% de las especies de árboles en el bosque tropical de Chajul en Chiapas, México, contribuyen con hasta el 80% del almacenamiento de carbono (Balvanera et al. 2005). ¿Qué ventajas ofrece el 80% restante de las especies para la provisión de este servicio? No hay datos que permitan responder directamente a esta pregunta, pero se sabe que muchas de las especies raras como las del género *Ficus* juegan un papel fundamental en el mantenimiento de este tipo de comunidad a través de interacciones críticas con numerosos tipos de organismos (Balvanera et al. 2005).

Las condiciones biofísicas en las que se ubican los bosques tropicales contribuyen también a su capacidad de ofrecer servicios. Los bosques secos enfrentan sequías severas durante cuatro a seis meses al año. El flujo de materiales y energía entre los distintos organismos que los habitan, así como el establecimiento y reproducción de sus especies, están estrechamente sincronizados con el aumento en la disponibilidad de agua durante la temporada de lluvias (Maass et al. 2002). Los bosques húmedos también se enfrentan a temporadas de sequía durante las cuales se han observado reducciones en el reclutamiento de especies y un aumento en su mortalidad (Phillips et al. 2004). También se han observado reducciones importantes en la productividad primaria neta del bosque, es decir, su contribución a la producción de materia orgánica a partir de la fotosíntesis una vez descontadas las pérdidas por respiración y descomposición (Clark 2004).

Los efectos del manejo sobre la provisión de servicios

Las sociedades transforman conscientemente los bosques tropicales para obtener ciertos servicios ecosistémicos, sobre todo los de suministro, con el objetivo de mejorar su calidad de vida (**Fig. 2**). Así, 1.2 millones de hectáreas de chaco (un bosque seco sub-tropical de Argentina) se han transformado en pastizales para la producción ganadera (Zak et al. 2004). Más de 3.5 millones de hectáreas de la Amazonía brasileña se transformaron en agricultura intensiva de soya para su exportación a China entre 2001 y 2004, siendo esta elevada tasa de conversión dos veces más rápida de la observada en las décadas de los sesenta y setenta para establecimiento de actividades ganaderas (Morton et al. 2006). Cada año se extraen entre 27 y 50 millones de metros cúbicos de madera de la Amazonía mediante tala selectiva; esta es la misma que cada año se tumba y quema por deforestación (Asner et al. 2005).

Las actividades de manejo también tienen consecuencias no intencionales sobre el funcionamiento de los bosques tropicales y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos. La magnitud de las consecuencias del manejo depende de la intensidad, frecuencia, magnitud y duración de las distintas actividades. En la Amazonía se observó que los sitios que fueron sometidos a cinco o más quemadas recuperan sólo el 50% del carbono del que recuperan aquéllos que sufrieron menos quemadas (Zarin et al. 2005). Los cambios en la capacidad de los bosques tropicales de ofrecer servicios pueden ser graduales o abruptos. Se estima que de mantenerse las tasas actuales de deforestación, tala selectiva, daños asociados a sequías o frecuencia de fuegos, puede producirse un cambio dramático en el funcionamiento del bosque amazónico, incluyendo la muerte de muchos de sus árboles, (incluso sin considerar efectos asociados a cambios climáticos). Esto conduciría a un aumento en la liberación de CO₂ a la atmósfera de entre el 60 y el 160%, y una reducción dramática en la capacidad planetaria de transformarlo en nueva materia orgánica (Nepstad et al. 2008).

Los factores sociales que subyacen en la oferta de servicios

La capacidad que tienen los ecosistemas de ofrecer servicios ecosistémicos se ve profundamente modificada por las decisiones que las sociedades toman acerca de su manejo (**Fig. 2**). El conjunto de condiciones y procesos que ocurren en las sociedades, que llamamos aquí factores sociales, operan a través de la toma de decisiones sobre cómo transformar los ecosistemas.

Las políticas públicas, nacionales o internacionales, determinan en gran medida la dirección del manejo de los ecosistemas. El Banco Mundial, a partir de la década de los 70, impulsó políticas de transformación de los bosques tropicales para satisfacer la creciente demanda de productos agropecuarios (Steininger et al. 2001). En México esto se combinó con la percepción de que los bosques tropicales secos eran tierras que debían de ser mejor aprovechadas para así promover programas como el de la "Marcha hacia el mar", el cual creó ejidos u organizaciones campesinas semi-comunitarias en la costa del Pacífico Mexicano (Castillo et al. 2005).

Las instituciones, es decir, los sistemas de reglas que establecen las sociedades para regular el acceso a los recursos, juegan un papel fundamental en la forma en la que éstos se manejan (Ostrom et al. 1999). Algunas instituciones fuertes, en las que se comparten visiones, las reglas son claras y la participación de los distintos individuos queda bien establecida, han permitido el mantenimiento de bosques tropicales y de los servicios que proveen a través de iniciativas comunitarias (Dalle et al. 2006).

Los mercados para los productos de los bosques tropicales o de los campos agrícolas o pecuarios resultantes de su transformación modifican en gran medida las decisiones de transformación. El creciente mercado de la soya en China, asociado al incremento en la capacidad adquisitiva de su población que ha aumentado su consumo de carne y por lo tanto requiere de más soya para alimentar a sus cerdos y pollos, ha provocado la deforestación de la Amazonía y del Cerrado brasileños (Naylor et al. 2005; Morton et al. 2006).

El crecimiento poblacional también afecta la condición de los bosques tropicales. Así, el elevado crecimiento poblacional en Jamaica ha llevado a una pérdida anual del 4% de sus bosques tropicales secos (Tole 2001). El crecimiento poblacional junto con el crecimiento económico contribuyen a la extensión de la infraestructura y estos tres factores se retroalimentan positivamente para contribuir a la deforestación (Geist y Lambin 2002).

Las intervenciones que permiten mantener o recuperar los servicios ecosistémicos

Los bosques tropicales han estado sujetos a formas alternativas tipos de manejo que responden a una variedad de factores sociales y beneficios para distintos actores de la sociedad. El reto, sin embargo, es asegurar la oferta de los servicios que los bosques tropicales ofrecen. Existen distintos tipos de intervenciones que permiten mantener o recuperar algunos de estos servicios modificando las interacciones entre los factores sociales, el manejo y las condiciones de los bosques (**Fig. 2**).

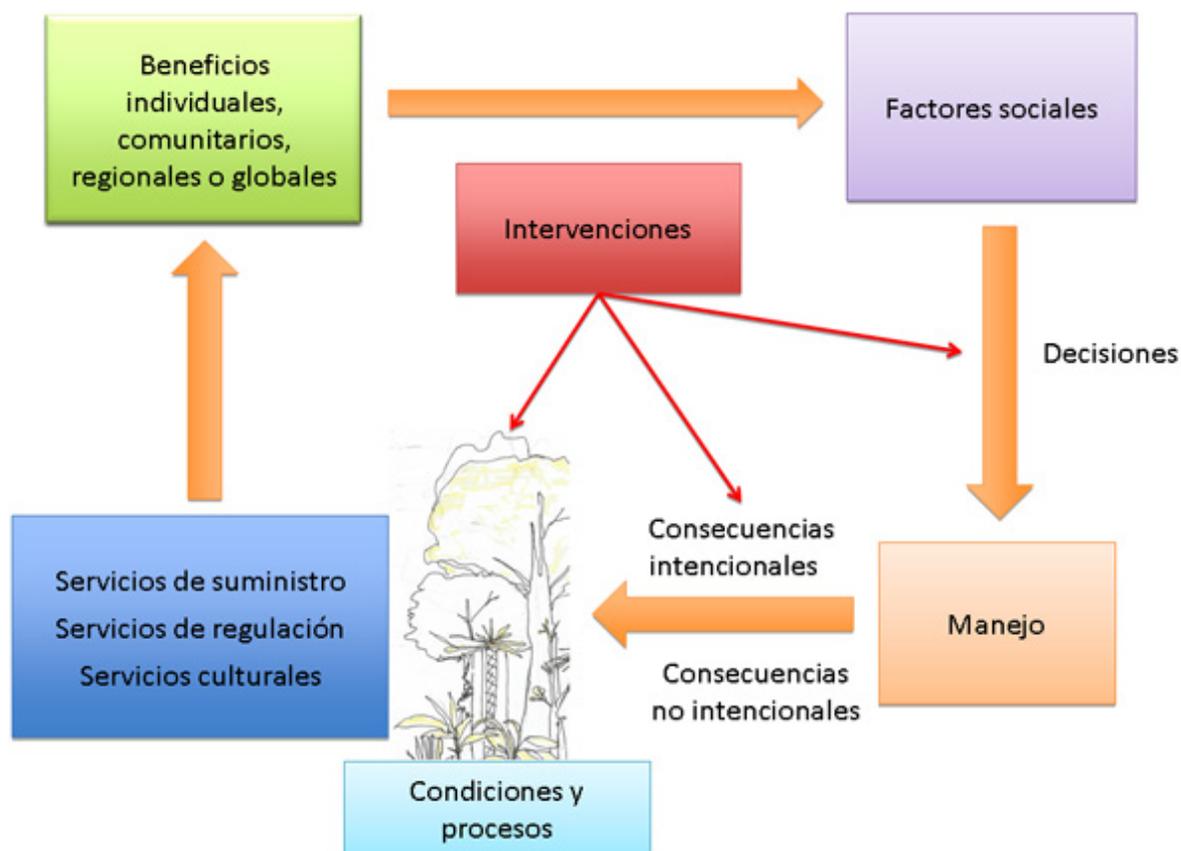


Figura 2. Relaciones entre las condiciones y procesos del ecosistema del bosque tropical, los servicios que ofrece, sus beneficiarios, los factores sociales y el manejo de este ecosistema. Modificado del MEA (2003).

Las intervenciones técnicas como la restauración pueden permitir recuperar algunos servicios ecosistémicos y conservar al menos parte de la biodiversidad que éstos albergan, aunque generalmente con un conjunto de especies que pueden ser distintas a las que habitaban los bosques conservados antes de ser manipulados (Chazdon 2008). La restauración puede estar enfocada a la recuperación de algunos servicios de regulación y culturales críticos, a través de la participación de las comunidades rurales, para asegurar el mantenimiento de su forma de vida. El tipo de intervenciones para la restauración dependerá de la severidad de la degradación del sistema; esta puede incluir de la rehabilitación, a las plantaciones, a la reforestación con especies nativas y a la recuperación de bosques secundarios (Chazdon 2008). El éxito de estas intervenciones para la recuperación de servicios ecosistémicos es limitado sin embargo; una síntesis de muchos estudios sobre restauración (meta-análisis) mostró que la oferta de servicios es mayor en las zonas restauradas que en las degradadas, pero que no se alcanzan los valores observados en las zonas conservadas (Benayas et al. 2009). Otras intervenciones técnicas pueden estar dirigidas al desarrollo de sistemas agrosilvopastoriles que aseguren la oferta de servicios de suministro agrícolas y pecuarios, así como la oferta de múltiples recursos medicinales o alimenticios, mientras que se mantiene la capacidad de oferta de servicios de regulación, como el almacén y captura de carbono o la regulación de la erosión (Jose 2009).

Las intervenciones educativas e institucionales están dirigidas a informar a las sociedades sobre los servicios que ofrecen los distintos ecosistemas y a fortalecer las instituciones que toman decisiones en torno al mantenimiento de dichos servicios. La educación ambiental es una herramienta fundamental para asegurar el mantenimiento de los ecosistemas y sus servicios en Latinoamérica, promoviendo la participación social en la resolución de los problemas ambientales (Castillo et al. 2002). El fortalecimiento de instituciones colectivas como pueden ser los acuerdos comunitarios de uso de recursos y el desarrollo de sanciones para aquellos individuos que no cumplen con los acuerdos colectivos es fundamental (Ostrom et al. 1999).

Las intervenciones económicas o financieras permiten compensar a los dueños de las parcelas por los servicios que ofrecen. Los pagos por servicios ecosistémicos fomentan la conservación de los bosques mediante réditos que permitan al dueño de la parcela obtener ganancias equivalentes a las que obtendría por la transformación agrícola o pecuaria de su propiedad (Wunder et al. 2007). Los pagos por servicios asociados a la regulación de procesos hidrológicos y la regulación climática a través del almacenamiento y captura de carbono se han visto como una gran oportunidad para asegurar el mantenimiento de los bosques tropicales (Wunder 2007). El programa REDD (www.un-redd.org/) de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero debidos a la deforestación y la degradación de los bosques podría contribuir al mantenimiento y restauración de

los bosques tropicales; sin embargo, el éxito de estos proyectos depende no sólo de aspectos ecológicos sino de una visión integral de la relación entre los dueños de las parcelas, sus necesidades y la forma en la que toman decisiones sobre el manejo de los bosques (Bullock et al. 2011).

El reto es el mantenimiento a largo plazo de una amplia gama de servicios ecosistémicos para beneficiar a múltiples grupos de interés de la sociedad. La mayoría de las intervenciones se dirigen a mantener sólo algunos de estos servicios. Por otro lado, cuando éstas se diseñan de forma aislada sin tomar en cuenta simultáneamente las intervenciones alternativas, las necesidades de los distintos grupos de interés, así como los efectos del manejo y de los factores sociales asociados, es posible que no permitan contribuir de forma exitosa a alcanzar el reto aquí planteado.

Conclusiones

Los bosques tropicales ofrecen servicios de suministro, regulación y culturales que son fundamentales para el bienestar de las sociedades que los habitan, así como de todos los habitantes del planeta. La gran extensión y biodiversidad de estos bosques contribuyen a que ofrezcan servicios críticos para la sociedad, los cuales están siendo constantemente modificados por decisiones de manejo procedentes de la dinámica de la misma. La demanda de alimentos de unos sectores pone en peligro la regulación de inundaciones y la regulación climática que benefician, respectivamente, a una gran proporción y a toda la humanidad. Las intervenciones como la restauración o los pagos financieros pueden ayudar a recuperar o mantener los servicios pero es importante considerar las limitaciones de estos acercamientos. Sin embargo, el reto de asegurar la oferta de todos los servicios críticos que estos bosques ofrecen para el beneficio de todos los actores de las sociedades en el largo plazo sigue pendiente.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó gracias a lo que aprendí durante los últimos años mediante el trabajo de campo en un bosque tropical seco y la investigación interdisciplinaria a varias escalas en colaboración con muchos estudiantes y colegas; en particular quisiera agradecer el financiamiento a los proyectos SEP-CONACYT 2010-129740, SEP-CONACYT 83441, SEP-CONACYT 50955 y CYTED No. 409RT0376. Agradezco a Luis Felipe Arreola Villa su apoyo técnico y a Mariana Martínez Balvanera por la ilustración del bosque tropical. Agradezco a DGAPA-UNAM y al G. Daily del Department of Biology, Stanford University por su apoyo durante mi estancia sabática.

Referencias

- Anderson-Teixeira, K. J., DeLucia, E. H. 2011. The greenhouse gas value of ecosystems. *Global Change Biology* 17:425-438.
- Anderson-Teixeira, K. J., Snyder, P., Twine, T., Cuadra, S., Costa, M. H., DeLucia, E. H. En prensa. Climate Regulation Services of Natural and Agricultural Ecoregions of the Americas. *Nature Climate Change* 2:177-181. Doi:10.1038/nclimate1346.
- Arambiza, E., Painter, M. 2006. Biodiversity conservation and the quality of life of indigenous people in the Bolivian Chaco. *Human Organization* 65:20-34.
- Ash, N., Blanco, H., Brown, C., Garcia, K., Henrichs, T., Lucas, N., Raudsepp-Hearne, C., Simpson, R. D., Scholes, R., Tomich, T. P., Vira, B., Zurek, M., Eds. 2010. *Ecosystems and human well-being : a manual for assessment practitioners*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Silva, J. N. 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310:480-482.
- Balvanera, P., Kremen, C., Martínez-Ramos, M. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications* 15:360-375.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., Bullock, J. M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325:1121-1124.

- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26:541-549.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., Gonzalez, A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98:572-592.
- Castillo, A., García-Ruvalcaba, S., Martínez R, L. M. 2002. Environmental Education as Facilitator of the Use of Ecological Information: A case study in Mexico. *Environmental Education Research* 8:395-411.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., Godínez, C. 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8:630-643.
- Castillo, M. L. 2004. La ceiba y el mundo maravilloso del chaneque. *La Ciencia y el Hombre* 3:9-12.
- Clark, D. A. 2004. Sources or sinks? The responses of tropical forests to current and future climate and atmospheric composition. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 359:477-491.
- Conte, M., Emmanay, D., Mendoza, G., Walter, M. T., Wolny, S., Freyberg, D., Nelson, E., Solorzano, L. 2011. Retention of nutrients and sediments by vegetation En: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (eds.). *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. pp. 89-110, Oxford University Press Inc., N.Y., USA.
- Chan, K. M. A., Goldstein, J., Satterfield, T., Hannahs, N., Kikiloi, K., Naidoo, R., Vadeboncoeur, N., Woodsiede, U. 2011. Cultural services and non-use values En: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (eds.). *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. pp. 206-228, Oxford University Press Inc., N.Y., USA.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* 320:1458-1460.
- Daily, G., Ed. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, D.C., Island Press.
- Dalle, S. P., de Blois, S., Caballero, J., Johns, T. 2006. Integrating analyses of local land-use regulations, cultural perceptions and land-use/land cover data for assessing the success of community-based conservation. *Forest Ecology and Management* 222:370-383.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F., Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4:1300-1305.
- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C., Wisniewski, J. 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Durand, L. 2005. Los mitos y la conservación ambiental. *Revista Líder* 13:215-226.
- Emmanay, D., Conte, M., Brooks, K., Nieber, J., Sharma, M., Wolny, S. 2011. Valuing land cover impact on storm peak mitigation En: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (eds.). *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. pp. 73-88, Oxford University Press Inc., N.Y., USA.
- Filoso, S., Martinelli, L. A., Howarth, R. W., Boyer, E. W., Dentener, F. 2006. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. *Biogeochemistry* 79:61-89.
- Fonseca W., Navarro, G. Alice, F., Rey-Benayas, J.M. 2012. Impacto económico de los pagos por carbono y servicios ambientales en las inversiones forestales en la región Caribe de Costa Rica. *Ecosistemas* 21(1):21-35.
- Geist, H. J., Lambin, E. F. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52:143-150.
- Ghilardi, A., Guerrero, G., Masera, O. 2007. Spatial analysis of residential fuelwood supply and demand patterns in Mexico using the WISDOM approach. *Biomass and Bioenergy* 31:475-491.

- González, J. A. 2003. Harvesting, local trade, and conservation of parrots in the Northeastern Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 114:437-446.
- Hoffmann, W. A., Jackson, R. B. 2000. Vegetation–climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. *Journal of Climate* 13:1593-1602.
- IPCC 2001. *Climate Change 2001: Synthesis Report, Summary for Policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC 2007. *Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- IPCC 2011. *Summary for Policymakers. Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report on Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Jose, S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76:1-10.
- Kauffman, J. B., Hughes, R. F., Heider, C. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications* 19:1211-1222.
- Legorreta, I. O. 1989. *Estudio comparativo de las plantas usadas para el tratamiento de la diabetes en algunos mercados de México*. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F., México.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., Hartshorn, G. 1996. Tropical Forest Structure and Composition on a Large-Scale Altitudinal Gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84:137-152.
- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V. J., et al. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1):17 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/>
- Maass, J. M., Jaramillo, V., Martínez-Yrizar, A., García-Oliva, F., Pérez-Jiménez, L. A., Sarukhán, J. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco En: Noguera, F.A. Vega, J.H. García-Aldrete, A.N., Quesada, M. (eds.). *Historia Natural de Chamela*, pp. 525-542, Instituto de Biología, UNAM, México, D.F., México.
- Masera, O. R., Guerrero, G., Ghilardi, A., Velásquez, A., Mas, J. F., Ordóñez, M. J., Drigo, R. 2005. *Multiscale Analysis of Fuelwood 'Hot Spots' Using The Wisdom Approach: A Case Study For Mexico*. FAO, Rome, Italy.
- MEA 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment. Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- MEA 2005. *Ecosystems and human well-being. Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Meave, J.A., Romero-Romero, M.A., Salas-Morales, S., Pérez-García, E., Gallardo-Cruz, J.A. 2012. Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21(1):85-100.
- Mendoza, G., Emmanay, D., Conte, M., Walter, M. T., Freyberg, D., Wolny, S., Hay, L., White, S., Nelson, E., Solorzano, L. 2011. Water supply as an ecosystem service for hydropower and irrigation. En: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (eds.). *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, pp. 53-72, Oxford University Press Inc., N.Y., USA.
- Menkhaus, S., Lober, D. J. 1996. International Ecotourism and the Valuation of Tropical Rainforests in Costa Rica. *Journal of Environmental Management* 47: 1-10.
- Morton, D. C., DeFries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morisette, J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:14637-14641.

- Naidoo, R., Ricketts, T. H. 2006. Mapping the Economic Costs and Benefits of Conservation. *PLoS Biology* 4:e360.
- Naylor, R., Steinfeld, H., Falcon, W., Galloway, J., Smil, V., Bradford, E., Alder, J., Mooney, H. 2005. Losing the links between livestock and land. *Science* 310:1621-1622.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Filho, B. S., Merry, F. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:1737-1746.
- Ostrom, E., Burger, J., Field, C. B., Norgaard, R. B., Policansky, D. 1999. Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges. *Science* 284:278-282.
- Peel, M. C., McMahon, T. A., Finlayson, B. L. 2010. Vegetation impact on mean annual evapotranspiration at a global catchment scale. *Water Resources Research* 46:W09508.
- Peters, C. 2011. Economic botany and management potential of seasonally dry tropical forests. En: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp. 239-257, Island Press, Washington, D.C., USA.
- Peters, C., Purata, S. E., Chibnick, M., Brosi, B., López, A. M., Ambrosio, M. 2003. The life and times of *Bursera glabrifolia* (H. B. K.) Eng. in Mexico: a parable for ethnobotany. *Economic Botany* 57:432-441
- Philpott, S. M., Lin, B. B., Jha, S., Brines, S. J. 2008. A multi-scale assessment of hurricane impacts on agricultural landscapes based on land use and topographic features. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128:12-20.
- Phillips, O. L., Baker, T. R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T. J., Laurance, W. F., Lewis, S. L., Lloyd, J., Malhi, Y., et al. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 359:381-407.
- Potvin, C., Gotelli, N. J. 2008. Biodiversity enhances individual performance but does not affect survivorship in tropical trees. *Ecology Letters* 11:217-223.
- Quijas, S., Schmid, B., Balvanera, P. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology* 11:582–593.
- Ruiz-Jaen, M. C., Potvin, C. 2010. Tree Diversity Explains Variation in Ecosystem Function in a Neotropical Forest in Panama. *Biotropica* 42:638-646.
- Steininger, M. K., Tucker, C. J., Ersts, P., Killeen, T. J., Villegas, Z., Hecht, S. B. 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15:856-866.
- Tallis, H., Lester, S. E., Ruckelshaus, M., Plummer, M., McLeod, K., Guerry, A., Andelman, S., Caldwell, M. R., Conte, M., et al. 2011. New metrics for managing and sustaining the ocean's bounty. *Marine Policy* 36:303-306.
- Tole, L. 2001. Jamaica's disappearing forests: Physical and human aspects. *Environmental Management* 28:455-467.
- Toledo, V. M. 2001. *Indigenous Peoples and Biodiversity*. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México.
- Wunder, S. 2007. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology* 21:48-58.
- Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Moreno-Sanchez, R. 2007. Pagos por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta Ecológica* (número especial) 84-85: 39-52.
- Zak, M. R., Cabido, M., Hodgson, J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.

Zarin, D. J., Davidson, E. A., Brondizio, E., Vieira, I. C. G., Sá, T., Feldpausch, T., Schuur, E. A. G., Mesquita, R., Moran, E., et al. 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:365-369.

Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales

N. Tejedor Garavito ¹, E. Álvarez ^{2,17}, S. Arango Caro ³, A. Araujo Murakami ⁴, C. Blundo ⁵, T.E. Boza Espinoza ³, M.A. La Torre Cuadros ^{6,7}, J. Gaviria ⁸, N. Gutiérrez ⁸, P.M. Jørgensen ³, B. León ^{9,12}, R. López Camacho ¹⁰, L. Malizia ^{5,11}, B. Millán ¹², M. Moraes ¹³, S. Pacheco ⁵, J.M. Rey Benayas ¹⁴, C. Reynel ⁶, M. Timaná de la Flor ¹⁵, C. Ulloa Ulloa ³, O. Vacas Cruz ¹⁶, A.C. Newton ¹

- (1) School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Fern Barrow, Poole, Dorset, BH12 5BB. UK.
(2) Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Calle28A #15-09 Bogotá, D.C., Colombia.
(3) Missouri Botanical Garden, 4344 Shaw boulevard Saint Louis, Missouri 63110, USA.
(4) Museo de Historia Natural Noel Kempff, Universidad Autónoma Gabriel Rene Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
(5) Fundación ProYungas. Perú 1180, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina.
(6) Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, Apdo. 456, Lima 1, Perú.
(7) World Agroforestry Centre (ICRAF-LA), Av. La Molina 1895, Lima 12, Perú.
(8) Universidad de los Andes, Facultad de Ciencias, Instituto Jardín Botánico de Mérida, Venezuela.
(9) University of Texas at Austin, 1 University Station F0404, Austin, TX 78712-0530, USA.
(10) Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia.
(11) Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy, Alberdi nº 47, San Salvador de Jujuy, Argentina.
(12) Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Av. Arenales 1256, Apartado 14-0434, Lima-14, Perú.
(13) Herbario Nacional de Bolivia, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Casilla 10077, Correo Central, La Paz, Bolivia.
(14) Departamento de Ecología, Edificio de Ciencias, Universidad de Alcalá, E-28871. Alcalá de Henares, Madrid. España
Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Apdo. 1052, 41080 Sevilla. España
(15) Pontificia Universidad Católica del Perú, Av. Universitaria 1801, San Miguel, Lima 32, Perú.
(16) Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Herbario QCA, Av. 12 de Octubre 1076 y Roca, Quito, Ecuador.
(17) Jardín Botánico de Medellín, JAUM, Calle 73 N 51D - 14 Medellín, Colombia.

➤ Recibido el 20 de diciembre de 2011, aceptado el 14 de junio de 2012.

Tejedor Garavito, N., Álvarez, E., Arango Caro, S., Araujo Murakami, A., Blundo, C., Boza Espinosa, T.E., La Torre Cuadros, M.A., Gaviria, J., Gutiérrez, N., Jørgensen, P.M., León, B., López Camacho, R., Malizia, L., Millán, B., Moraes, M. Pacheco, S., Rey Benayas, J.M., Reynel, C., Timaná de la Flor, M., Ulloa Ulloa, C., Vacas Cruz, O., Newton, A.C. (2012). Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):148-166.

Los Andes tropicales constituyen una región única con una alta diversidad de hábitats, producto de complejos gradientes espaciales y ambientales. Los bosques montanos de esta región son considerados como una prioridad global de conservación, debido principalmente a su elevada riqueza biológica y de endemismos. Sin embargo su biodiversidad es de las menos conocidas de toda la región tropical, aunque se reconoce la amplia gama de servicios ambientales que prestan, incluyendo la regulación del clima regional y la captura y almacenamiento de carbono. Este artículo ofrece una perspectiva general del estado de conservación de los bosques montanos tropicales andinos y de los retos que esta implica. Asimismo, proporciona información sobre sus amenazas, identificando aquellas que con mayor probabilidad sean responsables de aumentar el riesgo de extinción de especies. Se resalta la necesidad de disponer de más información sobre el estado de conservación de las especies para identificar las futuras prioridades de conservación en la región. La reciente iniciativa de la "Lista Roja y planeación para la conservación de especies de árboles montanos de los Andes Tropicales", formada por delegados de varios países de la región, constituirá una sólida base para el desarrollo y enfoque de políticas y respuestas de manejo dirigidas a la reducción de la deforestación y pérdida de especies en estos bosques, incluyendo acciones para promover la creación de áreas protegidas, restauración forestal y manejo forestal sostenible.

Palabras clave: Deforestación, especies endémicas, Lista Roja, biodiversidad, áreas protegidas, ecorregión, amenazas, Yungas

Tejedor Garavito, N., Álvarez, E., Arango Caro, S., Araujo Murakami, A., Blundo, C., Boza Espinosa, T.E., La Torre Cuadros, M.A., Gaviria, J., Gutiérrez, N., Jørgensen, P.M., León, B., López Camacho, R., Malizia, L., Millán, B., Moraes, M. Pacheco, S., Rey Benayas, J.M., Reynel, C., Timaná de la Flor, M., Ulloa Ulloa, C., Vacas Cruz, O., Newton, A.C. (2012). Evaluation of the conservation status of montane forest in the tropical Andes. *Ecosistemas* 21(1-2):148-166.

The tropical Andes is a unique region with high habitat diversity, resulting from complex climatic and spatial gradients. Andean montane forests are currently a major global conservation priority owing to their high species richness and high level of endemism. Nonetheless they are considered one of the least known ecosystems in the tropics, but the breath of ecosystem services that these forests provide, including

the regulation of regional climate and the capture and storage of carbon, is widely recognised. This article presents an overview of the conservation status of tropical Andean montane forests and the challenges it entails. It also provides information on threats, including the identification of those that are most likely to be responsible for increasing the extinction risk for many species. It highlights the need for acquiring more information on the conservation status of species as to identify future priorities for conservation in the region. The recent initiative "Red List and conservation planning for montane tree species of the Tropical Andes," made of delegates from several countries in the region, will provide a solid basis for developing policies and managing responses aimed at reducing deforestation and species loss in these forests, including actions to promote the creation of protected areas, forest restoration and sustainable forest management.

Key words: Deforestation, endemic species, Red List, biodiversity, protected areas, ecoregion, threats, Yungas

Introducción

Los bosques montanos de los Andes tropicales representan una prioridad global de conservación debido a su gran biodiversidad y alto nivel de endemidad (Bush et al. 2007; Olson y Dinerstein 1997; Pennington et al. 2010) y a su importante papel para la provisión de diferentes servicios ecosistémicos en la región (Anderson et al. 2011; Balvanera 2012). Son además uno de los ecosistemas menos conocidos y más amenazados en los trópicos (Ataroff y Rada 2000; Bubb et al. 2004; Gentry 1995; Kessler 2000; Price et al. 2011; Stadtmüller 1986) como consecuencia, principalmente, de las altas tasas de deforestación y degradación debidas a la expansión de actividades agropecuarias y la extracción de madera. Los trabajos de investigación ecológica sobre estos bosques son muy escasos y generalmente a nivel nacional (Armenteras et al. 2007; Grubb y Whitmore 1966; La Torre-Cuadros et al. 2007; Young y León 1999), con pocos estudios realizados a nivel regional (Cuesta et al. 2009; Herzog et al. 2011; Jørgensen et al. 2011; Kappelle y Brown 2001; Young y León 2007). Este artículo ofrece una perspectiva general del conocimiento del bosque montano de los Andes tropicales y la importancia de su biodiversidad a nivel regional y global, e identifica las principales amenazas para la misma en la región y los retos futuros.

Distribución y biogeografía de los bosques montanos andinos

Los Andes constituyen la cadena montañosa más larga del planeta, extendiéndose a lo largo de más de siete mil kilómetros que abarcan latitudes tropicales, subtropicales y templadas. Constituyen una región única, con una enorme heterogeneidad ambiental y complejos patrones de diversidad de especies y ecosistemas (Josse et al. 2003; Young et al. 2002; Young et al. 2007). Los Andes tropicales cubren una área de aproximadamente 1 542 644 km² en Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Bolivia, Argentina y Chile; y contienen la mayor parte de los bosques montanos de la región andina (Josse et al. 2009; Young et al. 2002).

Los bosques montanos de los Andes tropicales incluyen un complejo de formas biológicas fisonómicamente diferenciadas, dominadas por árboles de entre 10 y 35 m de altura y un sotobosque con abundancia de líquenes, musgos y plantas herbáceas. Los límites altitudinales de estos bosques son difíciles de establecer debido a las interacciones de los diferentes factores que determinan sus características, entre ellos la geomorfología, el gradiente latitudinal, el tamaño de las montañas y el gradiente térmico vertical (La Torre-Cuadros et al. 2007; Young 2006; Young y León 2007). La vegetación que caracteriza el bosque montano aparece generalmente a una altitud de 1200-1500 m s.n.m. en las grandes montañas del interior, pero puede aparecer a una altitud mucho menor en regiones costeras (Bruijnzeel 2002). Tienen su distribución más austral en el noroeste de Argentina (22° - 29° S), donde se localizan por encima de los 1500 m s.n.m.

Estos bosques incluyen a los bosques de niebla y a los bosques estacionales, dos de los principales paisajes reconocidos en las regiones Norte y Centro de los Andes que están distribuidos en tres fitorregiones que se diferencian por sus características florísticas y biogeográficas: los Andes del Norte, los Yungas y los bosques boliviano-tucumanos (Josse et al. 2009, **Tabla 1**). Los Yungas bolivianos, por ejemplo, son similares climática y biogeográficamente a las formaciones vegetales del sur de Perú pero muy distintos a los de las laderas orientales de la región del bosque boliviano-tucumano (Ibisch et al. 2004; Malizia et al. 2012), conocidos también como *Las Yungas* (Cabrera y Willink 1973). En cada una de estas tres fitorregiones existe una gran diversidad de comunidades forestales (**Tabla 1**). Existen otras clasificación de los bosques montanos andinos tropicales, como la propuesta por Olson et al. (2001), que identifica las principales ecorregiones de la región (**Fig. 1**). En éstas se incluyen las unidades que mantienen una humedad constante en ambos flancos de los Andes. Esta humedad se debe a los vientos provenientes del Pacífico y del Atlántico. Por otro lado, muchas laderas de los valles interandinos se caracterizan por la alternancia de períodos secos y húmedos debido al efecto de la sombra de lluvia (Kattan et al. 2004) y a los ciclos diarios de circulación atmosférica (Killeen et al. 2007a).

Andes del Norte	Boliviano-tucumano	Yungas
Bosque altimontano de las cordilleras subandinas orientales	Bosque altimontano pluvial boliviano-tucumano	Bosque altimontano pluvial de Yungas
Bosque altimontano siempreverde de los Andes del Norte	Bosque freatofilo subandino interandino boliviano-tucumano	Bosque altimontano pluvial de Yungas
Bosque de Polylepis altimontano pluvial de los Andes del Norte	Bosque húmedo montano boliviano-tucumano de aliso	Bosque bajo de crestas pluvial de Yungas
Bosque montano bajo pluvial de la Cordillera del Cóndor	Bosque montano boliviano-tucumano de pino de monte	Bosque basimontano pluvial húmedo de Yungas
Bosque montano bajo pluvial de los Andes del Norte	Bosque montano subhúmedo boliviano-tucumano	Bosque basimontano pluvial subhúmedo de Yungas del Norte
Bosque montano bajo pluvial húmedo de los Andes del Norte	Bosque ribereño subandino interandino boliviano-tucumano	Bosque basimontano pluvial subhúmedo de Yungas del Sur
Bosque montano bajo pluvial subhúmedo de los Andes del Norte	Bosque subandino boliviano-tucumano de transición con los Yungas	Bosque basimontano xérico de Yungas del Sur
Bosque montano pluvial de las cordilleras subandinas orientales	Bosque subandino húmedo boliviano-tucumano	Bosque de Polylepis altimontano pluvial de Yungas
Bosque montano pluvial de los Andes del Norte	Bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino inferior	Bosque de Polylepis altimontano pluvial de Yungas
Bosque montano pluvial de los Andes del Norte	Bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior	Bosque de Polylepis altoandino pluvial de Yungas
Bosque piemontano pluvial subhúmedo de los Andes del Norte	Bosque subhúmedo ribereño montano boliviano-tucumano	Bosque montano pluvial de Yungas
Bosque transicional preandino de los Llanos del Orinoco		Bosque montano pluvial húmedo de Yungas
Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la Cordillera del Cóndor		Bosque montano pluvial subhúmedo de Yungas
Bosques bajos y arbustales altoandinos paramunos		Bosque y palmar basimontano pluvial de Yungas
Bosque pluvial premontano del Chocó-Darién		

Tabla 1 Ejemplos de las comunidades forestales que se encuentran en los bosques pluviales y pluviales de los Andes del Norte y Centro. Adaptado de Josse et al. (2011). Los bosques de Argentina han sido excluidos.



Figura 1. Distribución, en el año 2005, del bosque montano con más de 10% de cobertura del dosel, identificado a partir de imágenes MODIS (Schmitt et al. 2009), y de las diferentes ecorregiones definidas por Olson et al. (2001). Los bosques representados en este mapa se localizan a una altitud ≥ 1500 m s.n.m.

Importancia de la biodiversidad

Los bosques montañosos de los Andes tropicales, en particular los húmedos, albergan la mayor concentración de especies con área de distribución restringida de América del Sur (Kier et al. 2009; Orme et al. 2005). Esta característica se manifiesta en el alto número de endemismos de fauna y flora (Gentry 1982; Jørgensen et al. 2011; Myers et al. 2000; van der Werff y Consiglio 2004; World Wildlife Fund (WWF) y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) 1997). Las aves (Fjeldså y Irestedt 2009; Latta et al. 2011), los mamíferos (Grenyer et al. 2006), los anfibios (Grenyer et al. 2006), los insectos (Brehm et al. 2005; Larsen et al. 2011), las briofitas (Churchill 1996; 2009) y las plantas vasculares (Brooks et al. 2002; Jørgensen et al. 2011; Knapp 2002; Myers et al. 2000; Pennington et al. 2010) están caracterizados por una gran riqueza de especies y especialmente de endemismos (**Tabla 2**). Esta excepcional riqueza biológica ha sido atribuida, sobre todo, a tres factores históricos importantes: 1) el levantamiento de las cordilleras andinas durante una compleja serie de procesos orogénicos, 2) la conexión con América del Norte a través el istmo de Panamá, la cual permitió el intercambio biótico, y 3) las fluctuaciones climáticas durante el Pleistoceno, que dieron lugar a la fragmentación y al aislamiento de las poblaciones con la subsiguiente especiación y radiación adaptativa de muchos taxones (Hughes y Eastwood 2006; Kessler et al. 2011).

Especies	Plantas	Mamíferos	Aves	Reptiles	Anfibios	Total
Total	45000	414	1666	479	830	48 389
Total endémicas (% del total global: 300 000 plantas y 27 298 vertebrados)	20 000 (6.7)	68(0.2)	677(2.5)	218(0.8)	604(2.2)	21 567

Tabla 2. Número estimado de especies del 'hotspot' de los Andes tropicales identificado por Myers et al. (2000). Este 'hotspot' incluye todos los ecosistemas de los Andes, como páramos, punas, pastizales, bosques montanos y bosques secos.

Actualmente, estos bosques son una de las principales prioridades de conservación mundial, siendo reconocidos como uno de los 'hotspots' de biodiversidad global (Myers et al. 2000), y también como ecorregiones prioritarias (Olson y Dinerstein 1997), áreas importantes para las aves por su riqueza de especies, amenazas y endemismos (Orme et al. 2005) y focos de diversidad de plantas (WWF y IUCN 1997) entre otros. Más de 20 000 especies de plantas son endémicas de los Andes tropicales (Tabla 2) y, aunque continúan los esfuerzos por cuantificarlas en cada país (Calderón et al. 2002; León-Yáñez et al. 2011; León et al. 2007), muchos inventarios de diversidad vegetal están aún lejos de poder ser considerados como completos (Honorio y Reynel 2011, datos sin publicar).

Existen grandes vacíos en el conocimiento de los bosques montanos andinos tropicales, incluso en los listados de sus especies (Céleri y Feyen 2009). Además, las interacciones entre especies y su contribución al funcionamiento de los ecosistemas han sido poco exploradas en la región y los factores que determinan la vulnerabilidad de las diferentes especies, tales como la densidad de población humana, las características biológicas y ecológicas y los requerimientos fisiológicos son poco conocidos (Tiessen 2011). No obstante, se han llevado a cabo iniciativas de investigación en algunos países que han permitido conocer mejor los bosques andinos en términos de su composición florística (Blundo et al. 2012; Jørgensen et al. 2011; Rangel 2000; 2006) y faunística (Kattan y Franco 2004; Ojeda et al. 2008). Sin embargo, se desconoce en gran medida los impactos de la intervención humana en la función y las respuestas a los efectos del cambio climático de estos bosques (Anderson et al. 2011; Vuille et al. 2003; Young et al. 2011; Young 2009). Se trata por tanto, de uno de los ecosistemas menos conocidos en los trópicos (Ataroff y Rada 2000; Bubb et al. 2004; Gentry 1995; Kessler 2000; Stadtmüller 1986).

Los esfuerzos de conservación se han dirigido sobre todo al bosque nublado, el cual representa un subconjunto de bosques cuya humedad resulta de la constante presencia de nubes. Se estima que se ha perdido el 90% de los bosques nublados en los Andes del Norte (Hamilton 1995; Mulligan 2010; Wille et al. 2002; WWF y IUCN 1997) y el área remanente se encuentra altamente fragmentada (Aldrich et al. 1997; Bubb et al. 2004; Kintz et al. 2006; Wuethrich 1993). Otros tipos de bosques, son considerados como muy amenazados, por ejemplo los dominados por especies del género *Polylepis*, con catorce de sus especies en la categoría de "vulnerables" (IUCN 2011; Jameson y Ramsay 2007), o aquéllos que albergan varias especies de aves amenazadas a nivel mundial (Gareca et al. 2010). Además, los ecosistemas de páramo, ubicados en el piso alpino, por encima de la "línea de árboles" (Sarmiento y Frolich 2002; Young y León 2007) revisten particular importancia no solo por su alto nivel de endemidad dado el carácter de isla de los páramos (Rangel 2000; 2006), sino también por su enorme importancia para la provisión de agua en la densamente poblada región de los Andes Tropicales (Bradley et al. 2006).

Amenazas e impactos

Diversos factores han contribuido a la pérdida y degradación de estos bosques, los cuales continúan siendo sometidos a procesos de explotación, colonización, deforestación, fragmentación y extracción de recursos no maderables. Algunos de estos factores han sido: el crecimiento de la población, la desigualdad social (pobreza), el establecimiento de cultivos ilícitos, la apertura de nuevas vías de comunicación y la falta de planificación en la expansión de varias actividades como la minería, la extracción de gas y los sistemas agropecuarios (Armenteras et al. 2011; Dávalos et al. 2011; IASTD 2009; Pacheco Angulo et al. 2011a). La deforestación en los Andes debe a una compleja interacción de diferentes fuerzas sociales, culturales, políticas, tecnológicas y económicas que se presentan en la región. La tasa de pérdida total de 6 418 000 ha de bosque entre los años 2005 y 2010 presentada por la FAO (2010; **Tabla 3**), aunque no son cifras específicas para bosques montanos indican la gran amenaza que se cierne sobre estos ecosistemas.

País	Área de bosque (1000 ha)		Tasa anual de cambio	
	2005	2010	2005-2010 1000 ha/año	%
Argentina	30 599	29 400	-240	-0.80
Bolivia	58 734	57 196	-308	-0.53
Colombia	61 004	60 499	-101	-0.17
Ecuador	10 853	9865	-198	-1.89
Perú	68 742	67 992	-150	-0.22
Venezuela	47 713	46 275	-288	-0.61

Tabla 3. Proporción de cambio de la superficie forestal en los países donde existe bosque montano andino tropical, adaptado de FAO (2010) y basada en estadísticas nacionales. La tasa de deforestación se calcula con respecto al bosque total remanente en cada país en cada año del periodo indicado.

En Colombia, entre 1985 y 2005, hubo una disminución de la cobertura de bosques montanos de 7 335 125 a 6 405 591 ha, es decir, una tasa de deforestación de 0.63% anual (Armenteras et al. 2011). Esta tasa en Venezuela ha superado el 3% anual en algunas cuencas con bosque montano (Hernández y Pozzobon 2002; Pacheco Angulo et al. 2011b; Rodríguez 2005, aunque estas estimaciones de deforestación se han enfocado en los llanos,). Por lo tanto, actualmente los bosques montanos y en particular los nublados son ecosistemas considerados “vulnerables” (Rodríguez et al. 2010). En el caso de Ecuador, aunque no hay cifras específicas de tasas de deforestación de los bosques montanos, todas las publicaciones no oficiales coinciden en señalar que este país tiene la mayor deforestación de la región, con tasas de pérdidas anuales de bosque del 1.89% entre 2005 y 2010 (Tabla 3; Fundación Pachamama 2010). El área deforestada en los bosques húmedos montanos del Perú, debido a la expansión agropecuaria, ha sido de 1 452 955 ha durante este periodo, que representan el 9.65% del área de la ecorregión (Tovar et al. 2010). En Bolivia Carretero et al. (2003) consideraron que los Yungas presentan predominantemente un buen estado de conservación, aunque una proporción elevada de los bosques andinos de Bolivia han sido severamente afectados por el impacto humano (Ibisch 2002).

Otros estudios de investigación en deforestación confirman esta tendencia e indican altas tasas de deforestación (Tabla 4). Estas tasas, al igual que las de la Tabla 3, a menudo son engañosas y no siempre están representadas en las estadísticas nacionales, aun cuando las registra la FAO (2010). Esto puede ser debido a que incluyen áreas reforestadas, tanto de forma pasiva –por sucesión secundaria tras el abandono de pastizales y cultivos–, como activa –por plantaciones de árboles generalmente de especies exóticas. Además, las tasas de deforestación no proporcionan indicadores de la degradación del bosque remanente, por ejemplo causada por la explotación selectiva de especies o la reducción del sotobosque que es talado y quemado para la introducción y el mantenimiento de ganado (Young y León 1999; Observaciones personales).

Al menos dos expertos de cada país de la región han participado en un ejercicio cuyo objetivo fue identificar y clasificar la importancia de las amenazas que están teniendo un mayor impacto en los bosques montanos de cada país (Tejedor, datos no publicados; Tabla 5). Estos expertos coinciden en que aunque el nivel de las amenazas varía en los distintos países, cabe resaltar que la ganadería, la deforestación para la agricultura, la extracción de madera y la fragmentación, son las principales amenazas para estos bosques. En Bolivia y Colombia se señaló también a los cultivos ilícitos como una de las principales amenazas.

País	Tasa de deforestación anual (%)	Área evaluada	Año	Referencia
Argentina	0.32	Selva boliviano-tucumana	1998-2002	(Montenegro et al. 2005)
Bolivia	0.49	Bosques (húmedos, semihúmedos, semidecuidos y deciduos hasta los 3000 m)	1976-2004	(Killeen et al. 2007b)
Colombia	0.9	Bosque de Quercus humboldtii Bonp	1985-1993	(Moncada Rasmussen 2010)
	0.63	Bosque montano	1985-2005	(Armenteras et al. 2011)
	0.49	Bosque andino (húmedo, subhúmedo, seco)	1970-2000	(Etter et al. 2008)
	0.54	Bosque andino	2000-2005	(Cabrera y Ramírez 2007)
Ecuador	0.6 - 0.9	Loja y Zamora (bosque montano pluvial (Parque Nacional Podocarpus), pastizales, pastizales abandonados, áreas de sucesión)	1985-2001	(Goerner et al. 2007)
Perú	0.5 - 1.0	Andes peruanos	1990-1997	(Achard et al. 2002)
Venezuela	0.3	Nacional	1920-2008	(Pacheco Angulo et al. 2011b)
	1.3 - 2.4	Bosque nublado Río Capaz	2005	(Rodríguez 2005)
	0.84 - 3.6	Cuencas: Burbusay (Estado Trujillo), Nuestra Señora y Albarregas (Estado Mérida). Bosque húmedo, bosque estacional y Bosque seco montano	1967-1992 1952-1972 1967-1997	(Hernández y Pozzobon 2002)

Tabla 4. Tasas de deforestación según diferentes fuentes que incluyen el bosque montano andino tropical, estimadas a partir de imágenes LANDSAT, fotografías aéreas, mapas y reconstrucción de documentos históricos.

Amenazas del bosque montano	Argentina	Bolivia	Colombia	Ecuador	Perú	Venezuela
Ganadería	1	1	1	1	3	1
Deforestación, cambio del uso de suelo para agricultura	4	1	1	1	1	1
Extracción de madera	1	3	2	2	2	2
Fragmentación	4	3	1	3	1	3
Extracción de minerales / minería incluyendo gas e hidrocarburos	4	3	1	3	2	5
Cultivos ilícitos	n.e.	2	2	5	3	5
Recolección de leña y carbón	5	3	2	3	2	4
Urbanización e infraestructura, incluyendo centrales hidroeléctricas	4	5	2	3	3	2
Fuego /incendios	2	2	3	5	5	2
Especies exóticas	3	5	3	4	4	3
Cambio climático	3	5	1	5	4	3
Plantaciones exóticas	3	5	3	4	5	3
Enfermedades y plagas	5	5	3	4	4	5
Deslizamientos de tierra	5	5	3	4	4	4
Usos del bosque no maderables	5	5	3	4	4	5

Tabla 5. Resultados de una evaluación, basada en el conocimiento de expertos y por países, de la importancia de las diferentes amenazas de los bosques montanos de los Andes tropicales. La clasificación sigue el nivel de importancia de las respuestas de 15 expertos (siendo 1 el más importante y 5 el menos importante en el país; n.e., no existe).

A escala regional, hay amenazas potenciales como el cambio climático, cuyos efectos aun resultan desconocidos en gran medida, aunque algunos resultados de investigación sobre el tema sugieren que los mismos serán importantes (Feeley et al. 2011; Herzog et al. 2011; Pacheco et al. 2010; Román-Cuesta et al. 2011; Urrutia y Vuille 2009; **Tabla 6**). El aumento de las temperaturas y los cambios en los patrones de precipitación podría tener un impacto negativo en el balance hídrico (Bruijnzeel et al. 2010), elevando la altura promedio de la base de la capa de nubes orográficas (Pounds et al. 1999), la reducción de la precipitación horizontal (Anderson et al. 2011), la cantidad de días con niebla y la humedad relativa (Ruiz et al. 2008). Estos cambios podrían afectar negativamente al ciclo y disponibilidad del agua, con consecuencias tanto para las comunidades vegetales como para las de animales. Los bosques montanos podrían estar particularmente en riesgo por el cambio climático, pues muchas de las especies de estos bosques se caracterizan por tener una adaptación limitada a la variación

climática (Keenan et al. 2011). Generalmente se espera que las especies respondan al cambio climático mediante cambios en sus áreas de distribución, desplazándose hacia mayores latitudes y altitudes (Kappelle et al. 1999; Kohler y Maselli 2009; Kreyling et al. 2010; Sharma et al. 2009; Urrutia y Vuille 2009), pero puede que, por limitaciones geográficas, las especies de los Andes tropicales no tengan a donde migrar, especialmente las que habitan las cimas. Además, en varios países el uso de especies herbáceas exóticas para la ganadería como el kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), tienen importantes impactos en la biodiversidad asociada al ecosistema del bosque andino (Etter et al. 2008), ya que reducen la biodiversidad local e interfieren con el flujo del agua y la escorrentía (Ataroff 2003; Ataroff y Rada 2000).

Ecorregión	Área (Km ²)	Tempera- tura	Vulnera- bilidad	Tempera- tura	Vulnera- bilidad	Precipi- tación	Vulnera- bilidad	Precipi- tación	Vulnera- bilidad
		A2		B2		A2		B2	
		(σ)		(σ)		(σ)		(σ)	
Yungas bolivianos	50 536	7.5	1	5.5	1	0	8	0	8
Bosques montanos de los Andes venezolanos	12 091	7.1	2	5.4	2	-1.5	1	-1	1
Yungas andinas del Sur	36 396	6.9	3	5.4	2	0	8	0	8
Bosques montanos Cordillera Oriental	18 433	6.4	4	4.9	4	0.5	5	0.5	2
Bosques montanos del Valle del Magdalena	22 399	6.1	5	4.7	5	0.5	5	0.5	2
Yungas peruanos	88 803	5.8	6	4.3	6	1	2	0.5	2
Bosques montanos de la Cordillera Real Oriental	47 720	5.4	7	4.1	7	1	2	0.5	2
Bosques montanos del Valle del Cauca	8225	5.2	8	4	8	0.5	5	0.5	2
Bosques montanos del Noroeste de los Andes	16 926	5	9	3.8	9	1	2	0.5	2

Tabla 6. Grado de vulnerabilidad de las diferentes ecorregiones de los bosques montanos de los Andes al cambio climático (metodología adaptada de (Beaumont et al. 2011). Se presentan valores para los escenarios de cambio climático A2 y B2 del modelo HadCM3 en el periodo 2051-2100 (disponibles en: <http://cera-www.dkrz.de/>). Estos valores corresponden a la distancia Manhattan estandarizada (M) de la temperatura y la precipitación mensual, que es la diferencia entre el valor promedio (μ) entre los años 1951-2000 (base) y los años 2050-2100 (100años), estandarizado por la desviación estándar (σ) de los años 1951-2000, $M = (100\text{años } \mu - \text{base } \mu)/\sigma$ base). Valores mayores a 2σ (es decir, $M > 2$) son considerados como condiciones climáticas extremas. Las estimaciones del área boscosa remanente de cada ecorregión para 2005 derivan de datos MODIS (Schmitt et al. 2009) y se refieren a las áreas con $\geq 10\%$ de cobertura del dosel y $\geq 1500\text{m s.n.m.}$, identificados en ArcGIS ver. 10. Vulnerabilidad= 1 (la más vulnerable) a 9 (la menos vulnerable).

Respuestas políticas

La transformación de los paisajes tropicales en la región está impulsada no sólo por las políticas y mercados nacionales, sino también por la dinámica global de comercio asociada al creciente protagonismo de los mercados e inversores transnacionales (Pacheco et al. 2011). Así, las tendencias nacionales y globales afectan a diferentes interacciones sociales, políticas y económicas a nivel local que modelan los cambios de uso del suelo y su socioeconomía. Se han establecido varias estrategias como marcos políticos para la protección y conservación de los bosques andinos, algunas de las cuales ya se están implementando en los diferentes países andinos (Chacón et al. 2011).

Solamente algunos países de la región participan de la Comunidad Andina de Naciones (CAN), la Asociación REDD+ (Reducción de Emisiones Derivadas de la Deforestación y la Degradación de los Bosques en los países en desarrollo), la Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO) y el Tratado Internacional de Recursos Genéticos Vegetales de la FAO. Sin embargo, todos los países andinos han ratificado una serie de tratados internacionales en los que se promueve la protección y conservación de áreas naturales, como son la Convención de la Diversidad Biológica (CBD), la Convención para Reducir la Desertificación (UNCCD), la Convención Marco

sobre el Cambio Climático (UNFCCC), la Convención Internacional sobre Tráfico de Especies (CITES), la Estrategia Global para la Conservación de las Especies Vegetales (EGCEV/GSPC) y la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA), entre otros.

Uno de los objetivos de estos tratados es que cada ecosistema tenga un mínimo del 17% de su superficie protegida en el año 2020 (<http://www.cbd.int/sp/targets/>), como parte de un sistema de áreas protegidas integradas a escala de paisaje. Josse et al. (2009) identificaron los ecosistemas de los Andes tropicales que tienen un 10% de su superficie en áreas naturales protegidas y concluyeron que aunque estas áreas varían considerablemente entre países y ecosistemas, todavía hay muchas zonas en las cuales hay muy poca superficie protegida. Algunos ejemplos son los bosques pluviestacionales de Colombia y Venezuela, los bosques secos interandinos de Perú, los ecosistemas montañosos de Ecuador y el ecosistema boliviano-tucumano de Bolivia, con la excepción del bosque en el departamento de Chuquisaca el cual se encuentra en buen estado de conservación (Carretero et al. 2011). Al contrario, bosques montañosos como los del Valle del Cauca en Colombia están considerados como en estado crítico de conservación debido a que están severamente fragmentados y cuentan con poca protección (**Tabla 7**). Algunas evaluaciones previas como la presentada en la **Tabla 7** muestran que la mayoría de las ecorregiones presentes en los Andes tropicales han sido clasificadas con la prioridad de conservación más alta a nivel regional. Aunque no ha habido evaluaciones posteriores tan detalladas como esta, otras evaluaciones más recientes, como la presentada para los ecosistemas de Venezuela (Rodríguez et al. 2010), señalan que en la actualidad los bosques andinos siguen siendo amenazados por la actividad humana.

Ecorregión	Pérdida de Hábitat ^a	Fragmentación ^b	Transformación ^c	Estado de conservación ^d	Estado de conservación final	Prioridad de la biodiversidad ^e	Distintividad biológica ^f	Protección ^g
Bosques montañosos de los Andes venezolanos	10	16	6	51	Amenazado	I	1	4
Bosques montañosos del Noroeste de los Andes	20	12	6	54	Amenazado	I	1	6
Bosques montañosos Cordillera Oriental	20	12	9	47	Vulnerable	I	1	4
Bosques montañosos de la Cordillera Real Oriental	20	12	8	50	Vulnerable	I	1	8
Bosques montañosos del Valle del Cauca	32	20	6	88	Crítico	I	1	10
Bosques montañosos del Valle de la Magdalena	32	20	6	88	Crítico	II	3	10
Yungas bolivianos	20	12	8	50	Amenazado	I	2	8
Yungas peruanos	20	12	8	51	Amenazado	I	1	8
Yungas andinas del Sur	20	12	6	41	Vulnerable	III	3	1

Tabla 7. Evaluación de las ecorregiones a nivel de paisaje, con sus respectivos estados de conservación, basado en el conocimiento de expertos (adaptado de Dinerstein et al. 1995).

^aPérdida de hábitat: índice de 0 (menor pérdida) a 40 (mayor); ^bFragmentación: índice de 0 (menos fragmentado) a 20 (mayor); ^cTransformación: índice de 0 (la menor tasa anual de transformación de hábitats naturales) a 10 (la más alta); ^dEstado de conservación: índice de 0 (mejor estado) a 100 (menor); ^ePrioridad de la biodiversidad: I = La más alta prioridad a nivel regional, II = Alta prioridad a nivel regional, III = Moderadamente prioritario a nivel regional y IV = Importante a nivel nacional; ^fDistintividad biológica: 1 = Globalmente sobresaliente, 2 = Regionalmente sobresaliente, 3 = Biorregionalmente sobresaliente y 4 = Localmente importante; ^gProtección: 1 (la más protegida) a 10 (la menos).

A nivel regional, se cuenta con herramientas legales y políticas para agilizar acciones que conserven los paisajes y mejoren el aprovechamiento de los recursos naturales derivados. El Régimen Común de Acceso a los Recursos Genéticos, que fue aprobado por la Decisión 391 de la Comunidad Andina de Naciones (CAN 1996), establece normas comunes de acceso a los recursos genéticos y la participación justa y equitativa en los beneficios. La Estrategia Regional de Biodiversidad para los Países del Trópico Andino, que fue aprobada por la Decisión 523 (CAN 2002), tiene el fin de acordar acciones conjuntas y prioritarias para la conservación y el uso sostenible de los componentes de la diversidad biológica. Esta estrategia considera a los bosques húmedos de montaña entre los ecosistemas transfronterizos más importantes por sus recursos maderables, no maderables y vida silvestre. No obstante, la aplicación a nivel nacional de este convenio es controvertida en la comunidad científica de países como Perú.

Colombia cuenta actualmente con el marco legal para la protección de su flora gracias a las leyes 299 (Colombia 1996), 464 (Colombia 1998) y 599 (Colombia 2000), que además estipula la aprobación de convenios internacionales de aprovechamiento de madera y especifica la penalidad de la explotación ilícita de los recursos no maderables. Más recientemente ha aprobado la Resolución 383 de 2010 (García et al. 2010), que declara las especies silvestres que se encuentran amenazadas en el territorio nacional (Hernández 2000). En Venezuela se encuentra en discusión una nueva estrategia nacional para la conservación biológica la cual cuenta con medidas de protección y conservación, adaptadas a cada ecorregión del país, incluida la ecorregión andina, en el contexto de la nueva Ley de Gestión de la Diversidad Biológica (Venezuela 2008). En Perú la jurisdicción para la conservación está dividida; así, por una parte, la protección de la biota en el sistema de áreas protegidas, incluyendo las zonas de amortiguamiento, corresponde al Ministerio del Ambiente, mientras que las zonas fuera de este sistema corresponden al Ministerio de Agricultura. En Bolivia están vigentes las leyes 1333 (Bolivia 1992), 1700 (Bolivia 1996) y 3525 (Bolivia 2006) que respaldan la conservación de la naturaleza y la gestión sostenible de los bosques y sus recursos, así como la regulación y promoción de la producción agropecuaria y forestal no maderable ecológica; en los bosques montanos bolivianos existen ocho áreas protegidas nacionales y una reserva de la biosfera. En Argentina, unas 320 000 ha de bosques nublados (el 15% del total) se encuentran protegidas por distintas restricciones de uso, incluyendo una reserva de la biosfera y 18 áreas protegidas nacionales, provinciales y municipales. Por otro lado, la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Argentina 2007) establece la zonificación de las áreas boscosas de todas las provincias de Argentina. En este marco, los bosques montanos andinos tropicales han sido catalogados en su mayoría como sectores de valor de conservación medio y susceptibles de ser usados mediante esquemas de aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica, y algunos como sectores de valor de conservación muy alto y que, en consecuencia, no deben transformarse (principalmente las áreas protegidas de carácter formal ya establecidas).

Esfuerzos para la conservación de las especies de árboles de los Andes tropicales

La identificación y evaluación del estado de conservación y amenaza de las especies de árboles de los bosques montanos en los Andes tropicales es una tarea que no se ha realizado a nivel regional, aunque en algunos países se han realizado esfuerzos para evaluar las especies a nivel nacional mediante el uso de las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN (Zamin et al. 2010). Algunos ejemplos son los siguientes. Los libros rojos de la flora amenazada de Colombia, con un total de 1853 especies de las cuales el 36% se encuentran amenazadas de extinción (García et al. 2010). En 2011 se publicó la segunda edición del Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador, que identificó 4500 especies clasificadas en categorías de amenaza: Extinta 0.07%, Extinta en la Naturaleza 0.02%, En Peligro Crítico 7.84%, En Peligro 23.80%, Vulnerable 46.22%, Casi Amenazada 8.04%, Preocupación Menor 5.71%, Datos Insuficientes 7.04% y No Evaluada 1.24% (León-Yáñez et al. 2011). En Perú se identificaron 5509 taxones endémicos de este país, de los cuales un 33% se encuentran clasificados como En Peligro, un 18% como En Peligro Crítico y un 10% como Vulnerables (León et al. 2007). En Bolivia ya se cuenta con el Libro Rojo de Parientes Silvestres de Plantas con 152 especies amenazadas (Moraes et al. 2009), algunas de ellas representadas en los Andes, y en 2012 se tendrá el primer capítulo del Libro Rojo de Plantas de Bolivia en la Región Andina (Navarro et al. en preparación). En Venezuela se evaluaron 1598 especies de plantas vasculares en 2003, de las cuales 341 fueron consideradas como las más amenazadas (Llamozas et al. 2003). Argentina no cuenta aún con un Libro Rojo de especies de plantas amenazadas.

Para evaluar el estado de conservación de las especies de árboles del bosque montano de los Andes tropicales se ha establecido una iniciativa de colaboración titulada "Lista Roja y planeación para la conservación de especies de árboles montanos de los Andes Tropicales" formada por delegados de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia y Argentina, la cual anticipa evaluar alrededor de 3763 especies usando las categorías y criterios de la UICN. Esta iniciativa tratará de identificar las acciones prioritarias de conservación relacionadas con los objetivos de la Estrategia Global para la Conservación de las Especies Vegetales (EGCEV/GSPC) para el año 2020 (<http://www.cbd.int/gspc/objectives.shtml>). Los principales objetivos referidos son el Objetivo I: Comprender, documentar y reconocer adecuadamente la diversidad de las especies vegetales; el Objetivo IV: Promover la educación y la concienciación sobre la diversidad de las especies vegetales, su papel en los medios de vida sostenibles y su importancia para toda la vida en la Tierra; y el Objetivo V: Desarrollar las capacidades y el compromiso público necesarios para aplicar la Estrategia. Se han llevado a cabo una serie de talleres para iniciar la evaluación. La información georreferenciada de la distribución de las especies, la información literaria publicada anteriormente

y el conocimiento de los expertos son los principales recursos que están siendo usados en esta evaluación, que reconoce también la necesidad de la verificación en campo, máxime teniendo en cuenta los vacíos de información biológica en varios países (Jørgensen et al. 2011).

Una vez identificadas las especies más amenazadas a nivel regional, esta iniciativa constituirá una sólida base para el desarrollo y enfoque de políticas y respuestas de manejo dirigidas a la reducción de la deforestación y la pérdida de especies en estos bosques, incluyendo acciones para promover la creación de áreas de protección, restauración forestal y manejo forestal sostenible. Se debe además hacer énfasis en la necesidad de implementar políticas de manejo del territorio enfocadas en la conservación de la biodiversidad en paisajes rurales productivos. Recientemente, diversos autores (Perfecto y Vandermeer 2008; 2010; 2012; Perfecto et al. 2010; Vandermeer y Perfecto 2005; Herrera 2012) discuten la importancia de preservar y manejar territorios donde se integran la conservación, los sistemas productivos (agrícolas y pecuarios) y la población humana. Por ejemplo, Perfecto et al. (2010) proponen el concepto de “Matriz de la Naturaleza” y argumentan la importancia de manejar el paisaje rural mejorando las condiciones del hábitat para la conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (mejorando por ejemplo la conectividad entre remanentes de bosque y áreas protegidas), pero garantizando al mismo tiempo la sostenibilidad de la producción y distribución de alimentos. Harvey y González-Villalobos (2007), Bhagwat et al. (2008) y Mendenhall et al. (2011) presentan una serie de estudios de caso donde se muestra la importancia de los paisajes rurales para la conservación de la biodiversidad. Perfecto y Vandermeer (2010; 2012) hacen un análisis a partir del desarrollo reciente de la teoría ecológica (mostrando la importancia de la migración entre fragmentos y extinción local) complementado con evidencias empíricas, para mostrar que un modelo que incorpora la matriz agrícola como un componente integral de los programas de conservación puede ser exitoso en el contexto de la producción agroecológica de pequeña escala en la regiones tropicales. Es alentador que en algunas regiones de los Andes tropicales se esté avanzando en la implementación de estos modelos. Por ejemplo, recientemente se publicó en Colombia un documento sobre “Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales” (Lozano-Zambrano 2009) donde se recomiendan prácticas de manejo tendientes a incrementar la calidad del hábitat en territorios productivos. Considerando el alto nivel de transformación de los andes tropicales, es urgente capacitar a políticos, planificadores y comunidades locales, en toda la región, para que puedan implementar estos modelos alternativos de producción y conservación.

Agradecimientos

Gracias a UNEP-WCMC por proporcionar los mapas de cobertura del bosque, a BGCI (Botanic Gardens Conservation International) y Bournemouth University por el financiamiento de PhD de N. Tejedor Garavito, al Banco Santander por la beca de transporte para llevar a cabo los talleres en Quito, Ecuador (en 2010) y Lima, Perú (en 2011), a los revisores del artículo por sus valiosos aportes y a todos aquellos que han participado de alguna manera para llevar a cabo la Lista Roja de las Especies de árboles de los Andes tropicales.

Referencias

- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J.P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297:999.
- Aldrich, M., Billington, C., Edwards, M., Laidlaw, R. 1997. *Tropical montane cloud forests: an urgent priority for conservation*. WCMC. Cambridge, UK.
- Anderson, E.P., Marengo, J., Villalba, R., Halloy, S., Young, B., Cordero, D., Gast, F., Jaimes, E., Ruiz, D. 2011. Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiessen, H. (eds.). *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*, pp. 1-18. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73
- Argentina 2007. Ley 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, del 19 de diciembre de 2007. *Boletín oficial de la República de Argentina* Nº 31.310 de 26 de diciembre de 2007. Primera sección. Disponible <http://www.boletinoficial.gov.ar/>
- Armenteras, D., Cadena, V.C., Moreno, R.P. 2007. *Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C., Colombia.
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., Morales, M. 2011. Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change* 11:693-705.

- Ataroff, M. 2003. Selvas y bosques de montaña. En: Aguilera, M., Azócar, A., González Jiménez, E. (eds.). *Biodiversidad de Venezuela*, Tomo II, pp. 762-810. Fundación Polar, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Fondo Nacional para la Ciencia, Tecnología e Innovación (FONACIT). Editorial ExLibris, Caracas, Venezuela.
- Ataroff, M., Rada, F. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29:440-444.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):136-147.
- Beaumont, L.J., Pitman, A., Perkins, S., Zimmermann, N.E., Yoccoz, N.G., Thuiller, W. 2011. Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:2306-2311.
- Bhagwat, S.A., Willis, K.J., Birks, H.J.B., Whittaker, R.J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23:261-267.
- Blundo, C., Malizia, L.R., Blake, J.G., Brown, A.D. 2012. Tree species distribution in Andean forests: Influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology* 28:83-95.
- Bolivia 1992. Ley de medio ambiente N° 1333 del 27 de abril de 1992. *Gaceta Oficial de Bolivia*, 15 de Junio de 1992. Edición: 1740. Disponible en: <http://www.gacetaoficialdebolivia.gob.bo/normas/buscar/1333>
- Bolivia 1996. Ley Forestal, N° 1700, del 12 de julio de 1996. *Gaceta Oficial de Bolivia*, 12 de Julio de 1996. Edición: 1944. Disponible en: <http://www.gacetaoficialdebolivia.gob.bo/normas/buscar/1700>
- Bolivia 2006. Ley de regulación y promoción de la producción agropecuaria y forestal no maderable ecológica, N° 3525 del 21 de noviembre de 2006. *Gaceta Oficial de Bolivia*, 18 de diciembre de 2006. Edición: 2952. Disponible en: <http://www.gacetaoficialdebolivia.gob.bo/normas/buscar/3525>
- Bradley, R.S., Vuille, M., Diaz, H.F., Vergara, W. 2006. Threats to Water Supplies in the Tropical Andes. *Science* 312:1755-1756.
- Brehm, G., Pitkin, L.M., Hilt, N., Fiedler, K. 2005. Montane Andean rain forests are a global diversity hotspot of geometrid moths. *Journal of Biogeography* 32:1621-1627.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the Hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16:909-923.
- Bruijnzeel, L.A. 2002. *Hydrology of Tropical montane cloud forests: A reassessment*. Second international colloquium on hydrology and water management in the humid tropics. 22-26 March 1999, Panama, Republic of Panama, International hydrological programme, IHP-V, Technical Documents in Hydrology 52. UNESCO. Paris. France.
- Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Hamilton, L.S. 2010. *Tropical Montane Cloud Forests*. Science for Conservation and Management. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bubb, P., May, I., Miles, L., Sayer, J. 2004. *Cloud Forest Agenda*. UNEP-WCMC. Cambridge, UK.
- Bush, M.B., Hanselman, J.A., Hooghiemstra, H. 2007. Andean montane forests and climate change. En: Bush, M.B., Flenley, J. (eds.). *Tropical rainforest response to climatic change*. pp. 59-79. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Cabrera, A.L., Willink, A. 1973. *Biogeografía de América Latina*. Organización de los Estados Americanos (OEA). Serie de Biología, Monografía No. 13. Washington, D.C., USA.
- Cabrera, E., Ramírez, D. 2007. Estado actual y cambio en los ecosistemas de los Andes colombianos: 1985-2005 En: Armenteras, D, Rodríguez, N. (eds.). *Monitoreo de los ecosistemas andinos 1985-2005: Síntesis y perspectivas*. pp. 39-64. Instituto de Investigación Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. Colombia.

Calderón, E., Galeano, G., García, N. 2002. *Libro Rojo de Plantas Fanerógamas de Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente., Bogotá, Colombia.

CAN 1996. Régimen Común de Acceso a los Recursos Genéticos, Decisión 391 del 2 de Julio de 1996 de la Comunidad Andina de Naciones. Junta del Acuerdo de Cartagena. Lima, Perú. *Gaceta oficial del Acuerdo de Cartagena* 213:1-16. [17/07/1996]. Disponible en: <http://intranet.comunidadandina.org/Documentos/Gacetas/gace213.pdf>

CAN 2002. Estrategia Regional de Biodiversidad para los Países del Trópico Andino. Decisión 523 del 7 de Julio del 2002 de la Comunidad Andina de Naciones. Secretaría General de la CAN. Lima, Perú. *Gaceta oficial del Acuerdo de Cartagena* 813:2-72. [09/07/2002]. Disponible en: <http://intranet.comunidadandina.org/Documentos/Gacetas/Gace813.pdf>

Carretero, A., Serrano, M., Borchsenius, F., Balslev, H. 2011. *Pueblos y plantas de Chuquisaca*. Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca - Universidad de Aarhus, DANIDA. Sucre, Bolivia.

Carretero, A.L., Cuéllar, S., Araujo, N. 2003. *Estado de conservación de los bosques nativos andinos de Bolivia: La relación con factores socio-demográficos de densidad poblacional y pobreza*. PROBONA, Editorial FAN. Santa Cruz, Bolivia.

Céleri, R., Feyen, J. 2009. *The Hydrology of Tropical Andean Ecosystems: Importance, Knowledge Status, and Perspectives*. Mountain Research and Development 29:350-355.

Chacón, P., Lagos-White, S., Mora, A., Moraes, M. 2011. *Manual para la implementación de la Estrategia Global para la Conservación de las Especies Vegetales (EGGV) en América Latina: El aporte de la Red Latinoamericana de Botánica al objetivo 1, meta 2*. Red Latinoamericana de Botánica. Santiago, Chile.

Churchill, S.P. 1996. Andean moss diversity and conservation: state of knowledge and perquisites for the future. *Anales - Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Botánica* 67:169-176.

Churchill, S.P. 2009. Moss diversity and endemism of the tropical Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 96:434-449.

Colombia 1996. Ley 299 de 1996. Por el cual se protege la flora colombiana, se reglamentan los jardines botánicos y se dictan otras disposiciones. *Diario Oficial de Colombia* N°. 42.845 de 30 de Julio de 1996. Disponible en: www.secretariassenado.gov.co/senado/basedoc/ley/1996/ley_0299_1996.html

Colombia 1998. Ley 464 de 1998. Convenio Internacional de las Maderas Tropicales. *Diario Oficial de Colombia* N°. 43.360 de 11 de agosto de 1998. Disponible en: http://www.secretariassenado.gov.co/senado/basedoc/ley/1996/ley_0299_1996.html

Colombia 2000. Ley 599 de 2000. Código Penal. *Diario Oficial de Colombia* N°. 44.097 de 24 de julio del 2000. Disponible en: http://www.secretariassenado.gov.co/senado/basedoc/ley/2000/ley_0599_2000.html

Cuesta, F., Peralvo, M., Valarezo, N. 2009. *Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su vulnerabilidad a efectos del cambio climático*. Programa Regional ECOBONA-Intercooperation. Quito, Ecuador.

Dávalos, L.M., Bejarano, A.C., Hall, M.A., Correa, H.L., Corthals, A., Espejo, O.J. 2011. Forests and drugs: Coca-driven deforestation in tropical biodiversity hotspots. *Environmental Science and Technology* 45:1219-1277.

Dinerstein, E., Olson, D.M., Graham, D.J., Webster, A.L., Primm, S.A., Bookbinder, M.P., Ledec, G. 1995. *A conservation assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The International Bank. Washington, D.C., U.S.A.

Etter, A., McAlpine, C., Possingham, H. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers* 98:2-23.

FAO 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. FAO. Rome, Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>

- Feeley, K.J., Silman, M.R., Bush, M.B., Farfan, W., Cabrera, K.G., Malhi, Y., Meir, P., Revilla, N.S., Quisdiyupanqui, M.N.R., Saatchi, S. 2011. Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography* 38:783-791.
- Fjelds , J., Irestedt, M. 2009. Diversification of the south american avifauna: Patterns and implications for conservation in the Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 96:398-409.
- Fundación Pachamama. 2010. *El dilema de los bosques en el Ecuador: Un análisis crítico al Proyecto Socio Bosque y al diseño de la Estrategia Nacional REDD +*. Fundación Pachamama. Quito-Ecuador.
- García, H., Moreno, L.A., Londoño, C., Sofrony, C. 2010. *Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas: actualización de los antecedentes normativos y políticos y revisión de avances*. Instituto de Investigación Alexander von Humboldt y red Nacional de Jardines Botánicos. Bogotá D.C., Colombia.
- Gareca, E., Hermy, M., Fjelds , J., Honnay, O. 2010. *Polylepis* woodland remnants as biodiversity islands in the Bolivian high Andes. *Biodiversity and Conservation* 19:3327-3346.
- Gentry, A.H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557-593.
- Gentry, A.H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. En: Churchill, S.P., Balslev, H., Forero, E., Luteyn, J.L. (eds.). *Neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium (1993, Bronx, N.Y, USA)*. *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests: Proceedings*, pp. 103-126. New York Botanical Garden, New York, USA.
- Goerner, A., Gloaguen, R., Makeschin, F. 2007. Monitoring of the Ecuadorian mountain rainforest with remote sensing. *Journal of Applied Remote Sensing* 1:2519-2522.
- Grenyer, R., Orme, C.D.L., Jackson, S.F., Thomas, G.H., Davies, R.G., Davies, T.J., Jones, K.E., Olson, V.A., Ridgely, R.S., Rasmussen, P.C., Ding, T.S., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Gittleman, J.L., Owens, I.P.F. 2006. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature* 444:93-96.
- Grubb, P.J., Whitmore, T.C. 1966. A comparison of montane and lowland rain forest in Ecuador II. The climate and its effects on the distribution and physiognomy of the forests. *Journal of Ecology* 54:303-333.
- Hamilton, L.S. 1995. Mountain cloud forest conservation and research: a synopsis. *Mountain Research and Development* 15:259-266.
- Harvey, C., González Villalobos, J. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation* 16:2257-2292.
- Hernández, E., Pozzobon, E. 2002. Tasas de deforestación en cuatro cuencas montañosas del occidente de Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 46:35-42.
- Hernández, S. 2000. *Incentivos para la Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, DNP, WWf, RRSC, UAESPNN, Bogotá, Colombia.
- Herrera, J.M. 2012. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20:21-34.
- Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiess, H. (eds.). 2011. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73
- Hughes, C., Eastwood, R. 2006. Island radiation on a continental scale: Exceptional rates of plant diversification after uplift of the Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:10334-10339.
- IAASTD 2009. *Evaluación Internacional del papel de los conocimientos, ciencia y la tecnología en el desarrollo agrícola. Latinoamérica y el Caribe*. Island Press. Washington, DC. USA.

Ibisch, P.L. 2002. Apuntes sobre la ocupación del territorio por el humano y la vegetación andina. En: Ibisch, P.L., Araujo, N.V., Carretero, A.L. (eds.). *Mapa de los Bosques Andinos Nativos Andinos de Bolivia. Memoria explicativa*. pp. 41. FAN-PROBONA, La Paz, Bolivia.

Ibisch, P.L., Beck, S.G., Gerkmann, B., Carretero, A. 2004. Ecoregiones y ecosistemas. En: Ibisch, P.L., Mérida, G. (eds.). *Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y Conservación*. pp. 47-88 Fundación Amigos de la Naturaleza - Ministerio de Desarrollo Sostenible, Santa Cruz, Bolivia.

IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. [<http://www.iucnredlist.org>]. [Consultado 23 March 2012]

Jameson, J.S., Ramsay, P.M. 2007. Changes in high-altitude *Polylepis* forest cover and quality in the Cordillera de Vilcanota, Perú, 1956–2005. *Biological Conservation* 138:38-46.

Jørgensen, P.M., Ulloa Ulloa, C., León, B., León-Yáñez, S., Beck, S.G., Nee, M., Zarucchi, J.L., Celis, M., Bernal, R., Gradstein, R. 2011. Regional patterns of vascular plant diversity and endemism. En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiess, H. (eds.). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. pp. 92-203. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73

Josse, C., Navarro, G., Comer, P., Evans, R., Faber-Langendoen, D., Fellows, M., Kittel, G., Menard, S., Pyne, M., Reid, M., Schulz, K., Snow, K., Teague, J. 2003. *Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems*. NatureServe. Arlington, VA, USA.

Josse, C., Cuesta, F., Navarro, G., Barrena, V., Cabrera, E., Chacón- Moreno, E., Ferreira, W., Peralvo, M., Saito, J., Tovar, A. 2009. *Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela*. Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, LTA-UNALM, IAvH, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. Lima, Perú.

Josse, C., Cuesta, F., Navarro, G., Barrena, V., Becerra, M.T., Cabrera, E., Chacón-Moreno, E., Ferreira, W., Peralvo, M., Saito, J., Tovar, A., Naranjo, L.G. 2011. Physical Geography and Ecosystems in the Tropical Andes. En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiess, H. (eds.). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. pp. 152-169. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73

Kappelle, M., Brown, A.D. 2001. *Bosques Nublados del Neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Fundación Agroforestal del Noroeste de Argentina (FUA), World Conservation Union (IUCN), University of Amsterdam (IBED-UvA), Laboratorio de Investigaciones Ecológicas los Yungas de Argentina (LIEY). Editorial INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.

Kappelle, M., Van Vuuren, M.M.I., Baas, P. 1999. Effects of climate change on biodiversity: a review and identification of key research issues. *Biodiversity and Conservation* 8:1383-1397.

Kattan, G.H., Franco, P. 2004. Bird diversity along elevational gradients in the Andes of Colombia: area and mass effects. *Global Ecology and Biogeography* 13:451-458.

Kattan, G.H., Franco, P., Rojas, V., Morales, G. 2004. Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography* 31:1829-1839.

Keenan, T., Serra, J.M., Lloret, F., Ninyerola, M., Sabate, S. 2011. Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche- and process-based models: CO₂ matters! *Global Change Biology* 17:565-579.

Kessler, M. 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology* 149:181-193.

Kessler, M., Grytnes, J.-A., Halloy, S.R.P., Kluge, J., Krömer, T., León, B., Macía, M.J., Young, K.R. 2011. Gradients of Plant Diversity: Local Patterns and Processes En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiess, H. (eds.). *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*. pp. 204-219. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73

- Kier, G., Kreft, H., Lee, T.M., Jetz, W., Ibsch, P.L., Nowicki, C., Mutke, J., Barthlott, W. 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:9322-9327.
- Killeen, T.J., Douglas, M., Consiglio, T., Jørgensen, P.M., Mejia, J. 2007a. Dry spots and wet spots in the Andean hotspot. *Journal of Biogeography* 34:1357-1373.
- Killeen, T.J., Calderon, V., Soria, L., Quezada, B., Steininger, M.K., Harper, G., Solórzano, L.A., Tucker, C.J. 2007b. Thirty years of land-cover change in Bolivia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36:600-606.
- Kintz, D., Young, K., Crews-Meyer, K. 2006. Implications of Land Use/Land Cover Change in the Buffer Zone of a National Park in the Tropical Andes. *Environmental Management* 38:238-252.
- Knapp, S. 2002. Assessing Patterns of Plant Endemism in Neotropical Uplands. *Botanical Review* 68:22-37.
- Kohler, T., Maselli, D. 2009. *Mountains and climate change - from understanding to action*. Geographica Bernensia and Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC), Bern, Switzerland.
- Kreyling, J., Wana, D., Beierkuhnlein, C. 2010. Potential consequences of climate warming for tropical plant species in high mountains of southern Ethiopia. *Diversity and Distributions* 16:593-605.
- La Torre-Cuadros, M.D.L., Herrando-Pérez, S., Young, K. 2007. Diversity and structural patterns for tropical montane and premontane forests of central Peru, with an assessment of the use of higher-taxon surrogacy. *Biodiversity and Conservation* 16:2965-2988.
- Larsen, T.H., Escobar, F., Armbrecht, I. 2011. Insects of the tropical Andes: diversity patterns, processes and global change. En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiess, H. (eds.). *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*. pp. 228-244. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73
- Latta, S.C., Tinoco, B.A., Astudillo, P.X., Graham, C.H. 2011. Patterns and magnitude of temporal change in avian communities in the Ecuadorian andes. *Condor* 113:24-40.
- León-Yáñez, S., Valencia, R., Pitman, N., Endara, L., Ulloa Ulloa, C., Navarrete, H. 2011. *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. 2ª ed. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.
- León, B., Pitman, P., Roque, J. 2007. Introducción a las plantas endémicas del Perú. En: León, B. et al. (ed.). *El libro rojo de las plantas endémicas del Perú*. *Revista Peruana de Biología*: N° especial13(2):9s-22s [2006]. Disponible en: <http://sisbib.unmsm.edu.pe/BVrevistas/biologia/v13n2/Contenido.htm>
- Llamozas, S., Duno, R., Meier, W., Riina, R., Stauffer, F., Aymard, G., Huberand, O., Ortiz, R. 2003. *Libro Rojo de la flora de Venezuela*. Provita, Fundación Polar, Fundación Instituto Botánico de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Lozano-Zambrano, F.H. 2009. *Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Bogotá D. C., Colombia.
- Malizia, L., Pacheco, S., Blundo, C., Brown, A.D. 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2): 53-73.
- Mendenhall, C.D., Sekercioglu, C.H., Brenes, F.O., Ehrlich, P.R., Daily, G.C. 2011. Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:16313-16316.
- Moncada Rasmussen, D.M. 2010. Análisis espacio-temporal del cambio en los bosques de roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.) y su relación con la alfarería en aguabuena, (Ráquirá-Boyacá). *Revista Colombia Forestal* 13.

Montenegro, C., Strada, M., Bono, J., Gasparri, I., Manghi, E., Parmuchi, M.G., Brouver, M. 2005. *Estimación de la pérdida de superficie de bosque nativo y tasa de deforestación en el norte de Argentina*. UMSEF Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal - Dirección Bosques Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/umsef_deforestacin_congresofoa05.pdf

Moraes, M., Mostacedo, B., Zapata, F., B., Altamirano, S. 2009. *Libro rojo de parientes silvestres de cultivos de Bolivia*. Ministerio de Medio Ambiente y Agua de Bolivia. La Paz, Bolivia.

Mulligan, M. 2010. Modeling the tropics-wide extent and distribution of cloud forest and cloud forest loss, with implications for conservation Priority. En: Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Hamilton L.S. (eds.). *Tropical Montane Cloud Forests. Science for Conservation and Management*, pp. 14-38, Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

Ojeda, R.A., Bárquez, R.M., Stadler, J., Brandl, R. 2008. Decline of mammal species diversity along the Yungas forest of Argentina. *Biotropica* 40.

Olson, D.M., Dinerstein, E. 1997. *Global 200: conserving the world's distinctive ecoregions*. Science Program WWFUS. Washington, USA.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51:933-933.

Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.-S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Owens, I.P.F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436:1016-1019.

Pacheco Angulo, C., Aguado, I., Mollicone, D. 2011a. Las causas de la deforestación en Venezuela: un estudio retrospectivo. *BioLlania* 10:281-292.

Pacheco Angulo, C., Aguado Suárez, I., Mollicone, D. 2011b. Dinámica de la deforestación en Venezuela: análisis de los cambios a partir de mapas históricos. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América* 36:578-586.

Pacheco, S., Malizia, L.R., Cayuela, L. 2010. Effects of climate change on subtropical forests of South America. *Tropical Conservation Science* 3:423-437.

Pacheco, P., Aguilar-Støen, M., Börner, J., Etter, A., Putzel, L., Vera Diaz, C.M. 2011. Landscape transformation in tropical Latin America: assessing trends and policy implications for REDD+. *Forests* 2:1-29.

Pennington, R.T., Lavin, M., Särkinen, T., Lewis, G.P., Klitgaard, B.B., Hughes, C.E. 2010. Contrasting plant diversification histories within the Andean biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:13783-13787.

Perfecto, I., Vandermeer, J. 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:173-200.

Perfecto, I., Vandermeer, J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:5786-5791.

Perfecto, I., Vandermeer, J. 2012. Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "land-sharing" frente a "land-sparing". *Ecosistemas* 21(1-2):180-191.

Perfecto, I., Vandermeer, J., Wright, A. 2010. *Nature's Matrix*. Earthscan Ltd. London. UK.

Pounds, J.A., Fogden, M.P.A., Campbell, J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*:611-615.

- Price, M.F., Gratzner, G., Alemayehu Duguma, L., Kohler, T., Maselli, D., Romeo, R. 2011. *Mountain Forests in a Changing World - Realizing Values, addressing challenges*. FAO/MPS and SDC, Rome, Italy.
- Rangel, J.O. 2000. *Colombia Diversidad Biológica III: La región de vida Paramuna*. Universidad Nacional de Colombia, Bogota, Colombia.
- Rangel, J.O. 2006. The Biodiversity of the Colombian Páramo and Its Relation to Anthropogenic Impact. En: Spehn, E.M., Körner, C., Liberman, M. (eds.). *Land Use Change and Mountain Biodiversity*, pp. 103-118. CRC Press/Taylor and Francis, Boca Raton, USA.
- Rodríguez, J.P., Rojas-Suárez, F., Giraldo Hernández, D. 2010. *Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela*. Provita, Shell Venezuela, Lenovo (Venezuela), Caracas, Venezuela.
- Rodríguez, M. 2005. *Cambio del paisaje en la cuenca del río Capaz*. ICAE. Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela.
- Román-Cuesta, R.M., Salinas, N., Asbjornsen, H., Oliveras, I., Huaman, V., Gutiérrez, Y., Puellas, L., Kala, J., Yabar, D., Rojas, M., Astete, R., Jordán, D.Y., Silman, M., Mosandl, R., Weber, M., Stimm, B., Günter, S., Knoke, T., Malhi, Y. 2011. Implications of fires on carbon budgets in Andean cloud montane forest: The importance of peat soils and tree resprouting. *Forest Ecology and Management* 261:1987-1997.
- Ruiz, D., Moreno, H.A., Gutiérrez, M.E., Zapata, P.A. 2008. Changing climate and endangered high mountain ecosystems in Colombia. *The Science of the Total Environment* 398:122-132.
- Sarmiento, F.O., Frolich, L.M. 2002. Andean Cloud Forest Tree Lines. *Mountain Research and Development* 22:278-287.
- Schmitt, C.B., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Burgess, N.D., Campbell, A., Coad, L., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I., Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravillious, C., Steininger, M., Winkel, G. 2009. *Global Ecological Forest Classification and Forest Protected Area Gap Analysis. Analyses and recommendations in view of the 10% target for forest protection under the Convention on Biological Diversity (CBD)*. Freiburg University Press. Freiburg, Germany.
- Sharma, E., Khadka, I., Rana, G. 2009. *Mountain Biodiversity and Climate Change*. International Centre for Integrated Mountain Development, Kathmandu, Nepal. ISBN 978-92-9115-123-3
- Stadtmüller, T. 1986. *Cloud forests in the humid tropics: a bibliographic review*. The United Nations University and CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Tiessen, H. 2011. Introduction. En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiessen, H. (eds.). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. pp. ix-xi. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73
- Tovar, A., Tovar, C., Saito, J., Soto, A., Regal, F., Cruz, Z., Véliz, C., Vásquez, P., Rivera, G. 2010. *Yungas Peruanas-Bosques montanos de la Vertiente oriental de los Andes del Perú. Una perspectiva ecorregional de la conservación*. Punto Impreso S.A., Miraflores, Perú.
- Urrutia, R., Vuille, M. 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research* 114:D02108.
- van der Werff, H., Consiglio, T. 2004. Distribution and conservation significance of endemic species of flowering plants in Peru. *Biodiversity and Conservation* 13:1699-1713.
- Vandermeer, J., Perfecto, I. 2005. The Future of Farming and Conservation. *Science* 1257-1258.
- Venezuela 2008. Ley de Gestión de la Diversidad Biológica. *Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela* N° 39070 del 01 de diciembre de 2008. Disponible en: <http://www.tsj.gov.ve/gaceta/diciembre/011208/011208-39070-1.html>

- Vuille, M., Bradley, R.S., Werner, M., Keimig, F. 2003. 20th century climate change in the tropical Andes: observations and model results. *Climatic Change* 59:75-99.
- Wille, M., Hooghiemstra, H., Hofstede, R., Fehse, J., Sevink, J. 2002. Upper forest line reconstruction in a deforested area in northern Ecuador based on pollen and vegetation analysis. *Journal of Tropical Ecology* 18:409-440.
- Wuethrich, B. 1993. Forests in the clouds face stormy future. *Science News* 144:23.
- WWF, IUCN. 1997. *Centres of plant diversity: A guide and strategy for their conservation*. IUCN Publications Unit. Cambridge, UK.
- Young, K.R. 2006. Bosques húmedos. En: Moraes, M., Øllgaard, B., Kvist, L.P., Borchsenius, F., Balslev, H. (eds.). *Botánica Económica de los Andes Centrales*. pp. 121-129. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Young, K.R. 2009. Andean land use and biodiversity: humanized landscapes in a time of change. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 96:492-507.
- Young, K.R., León, B. 1999. *Peru's humid Eastern montane forests: an overview of their physical settings, biological diversity, human use and settlement, and conservation needs*. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA). Technical report: 5:1-97.
- Young, K.R., León, B. 2007. Tree-line changes along the Andes: implications of spatial patterns and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362:263-272.
- Young, K., Ulloa Ulloa, C., Luteyn, J., Knapp, S. 2002. Plant evolution and endemism in Andean South America: An introduction. *The Botanical Review* 68:4-21.
- Young, K.R., León, B., Jørgensen, P. M., Ulloa Ulloa, C. 2007. Tropical and Subtropical landscapes of the Andes. En: Veblen, T.T., Young, K.R., Orme, A.R. (eds.). *The Physical Geography of South America*. pp. 200-216. Oxford University Press, UK.
- Young, B., Young, K.R., Josse, C. 2011. Vulnerability of tropical Andean ecosystems to Climate Change. En: Herzog, S.K., Martínez, R., Jørgensen, P.M., Tiess, H. (eds.). *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*. pp. 170-181. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Disponible en: http://www.iai.int/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=73
- Zamin, T.J., Baillie, J.E.M., Miller, R.M., Rodríguez, J.P., Ardid, A.N.A., Collen, B.E.N. 2010. National Red Listing beyond the 2010 Target. *Conservation Biology* 24:1012-1020.

Bosques tropicales secos de la región *Pacífico Ecuatorial*: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación.

C.I. Espinosa ¹, M. de la Cruz ², A. L. Luzuriaga ², A. Escudero ²

(1) Instituto de Ecología. Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto, Marcelino Champagnat, 1101608 Loja, Ecuador.

(2) Área de Biodiversidad y Conservación, Departamento de Biología y Geología, ESCET, Universidad Rey Juan Carlos, C/ Tulipán s/n, 28933 Móstoles, España.

Espinosa, C.I., de la Cruz, M., L. Luzuriaga, A. Escudero, A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(1-2):167-179.

Los bosques secos neotropicales son reconocidos como uno de los ecosistemas más amenazados del mundo. La acelerada pérdida de cobertura vegetal de estos bosques ha ocasionado que, en la actualidad, se encuentren restringidos a una pequeña fracción de su área de distribución histórica. Conocer su diversidad biológica, así como cuáles son los factores que controlan el funcionamiento y la estructura de estos bosques, resulta prioritario para poder desarrollar acciones de conservación efectivas. Pese a que el esfuerzo dedicado al estudio y conocimiento de estos bosques no es comparable al de otros bosques de la región, especialmente a las pluviselvas húmedas, los trabajos desarrollados han permitido describir una buena parte de su diversidad florística en amplias regiones del Neotrópico, constatar el elevado nivel de endemidad de su flora, obtener algo de información sobre los factores que determinan su estructura y funcionamiento, así como esbozar cuáles pueden ser las causas que los están empujando a la desaparición.

En este trabajo se recogen los avances en el conocimiento de los ecosistemas forestales que se desarrollan bajo condiciones climáticas secas en la región del *Pacífico Ecuatorial* al tiempo que se definen los vacíos de información existente. Finalmente evaluamos las principales amenazas y el grado de protección de estos bosques en el *Pacífico Ecuatorial*, así como las implicaciones que tiene el conocimiento de estos ecosistemas sobre su conservación.

Las principales conclusiones del presente trabajo nos muestran que los bosques tropicales estacionales secos (BTES) de la región *Pacífico Ecuatorial* están razonablemente bien conocidos en términos florísticos, al menos en el componente conformado por las especies leñosas, aunque el conocimiento sobre sus arbustos y hierbas es muy pobre. En cuanto al funcionamiento de estos bosques hay pocos estudios que permitan entender bien su dinámica. A pesar de que los BTES del *Pacífico Ecuatorial* son un hábitat muy original y refugio de una diversidad única, la protección actual es poco eficiente y sólo abarca el 5% del total del área forestal remanente. Esto, sumado a la fuerte presión que estos bosques soportan debido a su transformación para otros usos, convierte a los BTES del *Pacífico Ecuatorial* en un área prioritaria de investigación y en una región clave en dónde centrar los esfuerzos de conservación a nivel nacional e internacional.

Palabras clave: bosques tropicales estacionalmente secos, Ecuador, endemismo, funcionamiento ecosistémico, Perú, regeneración.

Espinosa, C.I., de la Cruz, M., L. Luzuriaga, A. Escudero, A. (2012). Tropical dry forest of the Ecuadorian Pacific region: Diversity, structure, function and conservation management. *Ecosistemas* 21(1-2):167-179.

Neotropical dry forests are recognized as one of the world's most threatened ecosystems. At present, the accelerating loss of plant cover in these forests has caused that are restricted to a small fraction of their historic range. A better understanding of their biological diversity and the factors that control the function and structure of dry forests is a priority to develop effective conservation actions. Despite the efforts devoted to the study and knowledge of dry forests are not comparable to those in other forests of the region, especially rain forests, the work done to date has allowed describing a good part of their floristic diversity over large regions of the Neotropics, confirming the high levels of endemism of their flora, elucidating some of the factors that determine their structure, and understanding the likely causes that are driving some species to extinction.

This paper reflects the progress in knowledge of dry forest ecosystems in the Ecuadorian Pacific region, at the time that it identifies existing information gaps, and evaluates the main threats and the degree of protection that these forests receive, and the implications that the current knowledge of these ecosystems may have for their conservation.

The main conclusions of this study show that seasonally tropical dry forests (STDF) of the Ecuadorian Pacific region are reasonably well known in floristic terms, at least the woody species, yet other taxa such as shrubs and herbs are still poorly known. Regarding the functionality of dry forests, few studies have been conducted to understand their dynamic. The Ecuadorian Pacific region is an original habitat and refuge for a unique diversity, however the current protection is inefficient and only covers 5% of the total remaining forest. This, together with the intense anthropogenic pressure that these forests support, makes the Ecuadorian Pacific STDF a priority area of research and a key region to focus conservation national and international efforts.

Keywords: seasonally tropical dry forests, Ecuador, endemism, ecosystem functionality, Peru, regeneration.

Introducción

El término “bosques tropicales estacionalmente secos” (BTES) fue acuñado por Murphy y Lugo (1995). Los BTES comprenden bosques caducifolios y semicaducifolios que crecen en áreas tropicales sujetas a una severa estacionalidad climática. Estos bosques reciben alrededor de 80% de la precipitación durante cuatro meses, a lo largo de los cuales la media de precipitación puede sobrepasar con creces 200 mm por mes (Maass y Burgos 2011). En el otro extremo, el periodo de sequía se prolonga entre 5 a 6 meses al año. Durante este periodo la precipitación raramente supera 10 mm mensuales (Maass y Burgos 2011) creando un déficit hídrico (Gotsch et al. 2010; Lima y Rodal 2010) que determina una de las características más conspicuas de los BTES: la fenología distintiva de la mayoría de plantas, ligada a la pérdida estacional de las hojas y del bosque en general, con una época sin hojas durante la estación seca y una fisionomía de bosque siempreverde a lo largo de la estación lluviosa. La estacionalidad de meses lluviosos versus meses secos es una constante en los BTES, sin embargo, existe una elevada variación interanual en cuanto a la cantidad y temporalidad de las lluvias ocasionadas, entre otros, por la acción de los fenómenos ENSO (El-Niño Southern Oscillation) y la Oscilación Decadal del Pacífico en Mesoamérica (Best y Kessler 1995).

En los BTES la densidad, la diversidad y la continuidad del dosel arbóreo se va perdiendo a medida que el periodo seco se va extendiendo hasta dar paso a lo que se conoce como *drylands* o tierras secas (Maestre et al. 2011). En el extremo climático opuesto el bosque estacional da paso a selvas siempreverdes cuando la disponibilidad de agua se extiende a lo largo de periodos más largos del año (Murphy y Lugo 1995).

A nivel mundial, los BTES ocupan 42% de la superficie de los bosques tropicales (Miles et al. 2006). Sorprendentemente, a pesar de esta considerable extensión y del hecho de que estos ecosistemas mantengan una importante población humana, los bosques secos del Neotrópico han recibido poca atención científica en comparación con los bosques lluviosos tropicales de la región (Bullock et al. 1995; Sanchez-Azofeifa et al. 2005). Según Gentry (1995), el bajo interés que han despertado los BTES se debe a su baja diversidad, entre 50 y 70 especies de árboles de diámetro mayor de 2.5 cm por hectárea, en comparación con los bosques húmedos, que llegan a alcanzar valores entre 200 y 250 especies en condiciones similares. Sin embargo, esta tendencia ha cambiado durante los últimos años gracias al reconocimiento de que los BTES son uno de los ecosistemas tropicales más amenazados y menos conocidos del mundo, al tiempo que dan cobijo a poblaciones humanas que dependen directamente de los servicios ecosistémicos que estos ofrecen (Janzen 1988; Dinerstein et al. 1995; Balvanera 2012).

Posiblemente una de las regiones de BTES menos estudiadas ha sido la región del *Pacífico Ecuatorial*. Los trabajos desarrollados hasta la fecha en la región han permitido avanzar notablemente en el conocimiento florístico del estrato arbóreo. Sin embargo, existen todavía numerosas lagunas de conocimiento en relación con el funcionamiento de estos bosques a varios niveles, que van desde cuestiones de dinámica de la vegetación a la provisión de servicios ecosistémicos. Es por ello que el presente estudio pretende analizar los avances en el conocimiento de los BTES y formaciones asociadas en la región *Pacífico Ecuatorial* y definir los vacíos de información existentes. Concretamente, el presente trabajo pretende abordar los siguientes aspectos: (1) patrones de diversidad y grado de endemidad de los BTES; dentro de estructura y funcionamiento de la vegetación; (2) reclutamiento y regeneración; y (3) factores que afectan a la distribución espacial de la vegetación a escalas locales. Finalmente evaluamos las principales amenazas y el grado de protección que tienen los BTES en la región, así como las implicaciones que el conocimiento de estos ecosistemas tiene sobre la conservación. Previamente haremos un pequeño esbozo de la diversidad, estructura y funcionamiento de los BTES para todo el Neotrópico con el fin de poder ubicar histórica y biológicamente la región *Pacífico Ecuatorial*.

Los ecosistemas tropicales estacionalmente secos en el Neotrópico

Diversos estudios han permitido establecer que los BTES durante las etapas glaciales más frías y secas conformaron un bioma más extendido de lo que en la actualidad se observa en el Neotrópico, de manera que la distribución actual de los BTES sólo sería un remanente de este extenso bioma (Prado y Gibbs 1993; Pennington et al. 2000). Hoy en día los BTES aparecen de forma discontinua, en áreas de diferentes tamaños y con diferentes niveles de aislamiento, extendiéndose desde el noroeste de México hasta el norte de Argentina y sureste de Brasil (Dirzo et al. 2011) (**Fig. 1**). Aunque los BTES son bosques florísticamente más ricos que los bosques de latitudes templadas, como ya hemos comentado, son mucho más pobres que los bosques tropicales húmedos (Mayle 2004). La mayor parte de familias de plantas de los BTES aparecen bien representadas en el bosque tropical lluvioso, aunque tres familias son únicas de los BTES neotropicales: Zygophyllaceae,

Canellaceae y Julianaceae; y tres familias están mejor representadas en los BTES que en el bosque tropical lluvioso: Capparidaceae, Cactaceae y Erythroxylaceae (Mayle 2004). La familia dominante en la mayoría de los bosques estudiados en regiones muy diferentes es Fabaceae, representada por un gran número de géneros y especies, y siempre con abundancias muy elevadas a nivel local (Linares-Palomino y Ponce Alvarez 2005; Pérez-García et al. 2010; Linares-Palomino et al. 2010; Meira Arruda et al. 2011).

Los BTES tienen una mayor abundancia de especies espinosas (Pennington et al. 2000) y una abundancia de epífitas significativamente menor (ej. 10 individuos/0.1 ha en Capeira, Ecuador) que los bosques lluviosos (ej. 4517 individuos/0.1 ha en Río Palenque, Ecuador) (Gentry 1995; Mayle 2004). En términos de estructura dasométrica presentan un área basal menor y una menor altura de los árboles que los bosques húmedos vecinos (Murphy y Lugo 1986). Esto, sin duda, parece una consecuencia esperable de una menor producción primaria neta asociada al mayor estrés hídrico al que se ven sometidas estas comunidades. Lógicamente, la actividad biológica está fuertemente restringida por la disponibilidad de agua, por lo que en época lluviosa es cuando se manifiesta toda su potencialidad productiva, mientras que durante la época seca el bosque se mantiene bajo mínimos de productividad primaria (Murphy y Lugo 1986; Pennington et al. 2000; Mayle 2004). Otro atributo muy característico de estos bosques es que, durante la época seca, se produce una importante acumulación de hojarasca en el suelo que permanece sobre el suelo hasta la llegada de la época de lluvias, cuando las nuevas condiciones permiten su descomposición y mineralización (Pennington et al. 2000).

Aunque existen diferentes propuestas de clasificación de los ecosistemas secos en la región creemos que la más amplia y probablemente la más integradora, aunque no exenta de discrepancias, es la propuesta de Pennington et al. (2000) que, a grandes rasgos, sugiere una clasificación en tres grandes grupos (**Fig. 1**): i) bosque seco con dosel continuo, que es lo que otros autores consideran BTES genuinos; ii) sabanas; y iii) el chaco, con estrato arbustivo discontinuo, principalmente dominado por especies espinosas mimosoideas y un estrato herbáceo generalmente escaso. Se ha sugerido que las diferencias entre estos ecosistemas están relacionadas con el grado de fertilidad del suelo y su pH, en el caso de los dos primeros, y de las condiciones climáticas en el caso del Chaco. El bosque seco *sensu stricto* requiere suelos más ricos y fértiles, mientras que las sabanas están restringidas a suelos ácidos con baja disponibilidad de calcio y magnesio y, generalmente, alta concentración de aluminio (Furley y Ratter 1988). Las sabanas normalmente se presentan en hábitats con suelos poco profundos donde el fuego es un factor de perturbación frecuente (Pérez-García et al. 2010; Pausas y Bradstock 2007). Por otro lado, los BTES ligados al Chaco aparecen a mayores latitudes. La vegetación de estos ecosistemas se encuentra sometida a una baja humedad del suelo -e incluso a congelación- en la estación seca, la cual coincide siempre con el invierno, mientras que en la estación húmeda sufre anegamiento y temperaturas que llegan hasta los 49°C (Pennington et al. 2004; López et al. 2006).

Pennington et al. (2000) afinan algo más esta clasificación inicial y plantean una subdivisión geográfica de estos sistemas. El bosque seco más genuino estaría representado por nueve núcleos biogeográficos distintos (**Fig. 1**): 1) la caatinga brasileña; 2) Misiones en Paraguay y Brasil; 3) el Piedemonte andino desde Argentina hasta el norte de los BTES Bolivianos; 4) valles interandinos del norte de Perú, Bolivia y Ecuador; 5) costa del Pacífico de Ecuador y Perú; 6) valles interandinos de Colombia y Venezuela; 7) costa del Caribe de Colombia y Venezuela; 8) México y América Central; 9) islas del Caribe. Por otro lado las sabanas se encontrarían representadas por dos núcleos: 10) el Cerrado brasileño y; 11) los Llanos venezolanos y por último, para 12) el Chaco mantienen un sólo gran núcleo ubicado entre Argentina, Paraguay y Bolivia.

Según Linares-Palomino et al. (2011) los núcleos de los ecosistemas secos tropicales conforman cuatro grandes grupos con base en su afinidad florística. El primer grupo *Mesoamérica y el Caribe* (**Fig. 1**, grupo **A**) lo conforman los núcleos de la costa del Caribe de Colombia y Venezuela, los Llanos venezolanos, México y América Central que han mostrado ser una unidad biogeográfica consistente en otros trabajos (Gentry 1982; Linares-Palomino et al. 2011). Este grupo está caracterizado por la alta diversidad de sus núcleos, además de por poseer los porcentajes más altos de endemidad (Santiago-Valentín y Olmstead 2004). El siguiente grupo *Pacífico Ecuatorial* (*sensu* Peralvo et al. 2007) está conformado por los núcleos denominados valles interandinos de Perú y Ecuador, y costa del Pacífico de Ecuador y Perú, los valles interandinos de Bolivia quedan excluidos de este grupo. El tercer grupo *Sur de América del Sur* está conformado por el Chaco. Este grupo presenta una de las zonas con mayor extensión geográfica y con una densidad relativa mayor a la de los bosques secos debido al menor tamaño de los arbustos (Gentry 1995). Este grupo presenta una gran diferencia florística con el resto. Finalmente, el grupo *Brasileño* lo conforman la Caatinga, los bosques secos de Misiones, el denominado Piedemonte (incluyendo el norte de los BTES bolivianos) y el Cerrado. Estas últimas zonas son las más diversas, sin embargo el grado de endemidad de cada una de ellas es relativamente bajo, situándose entre el 14.8 y el 1.9% respectivamente (Linares-Palomino et al. 2011)

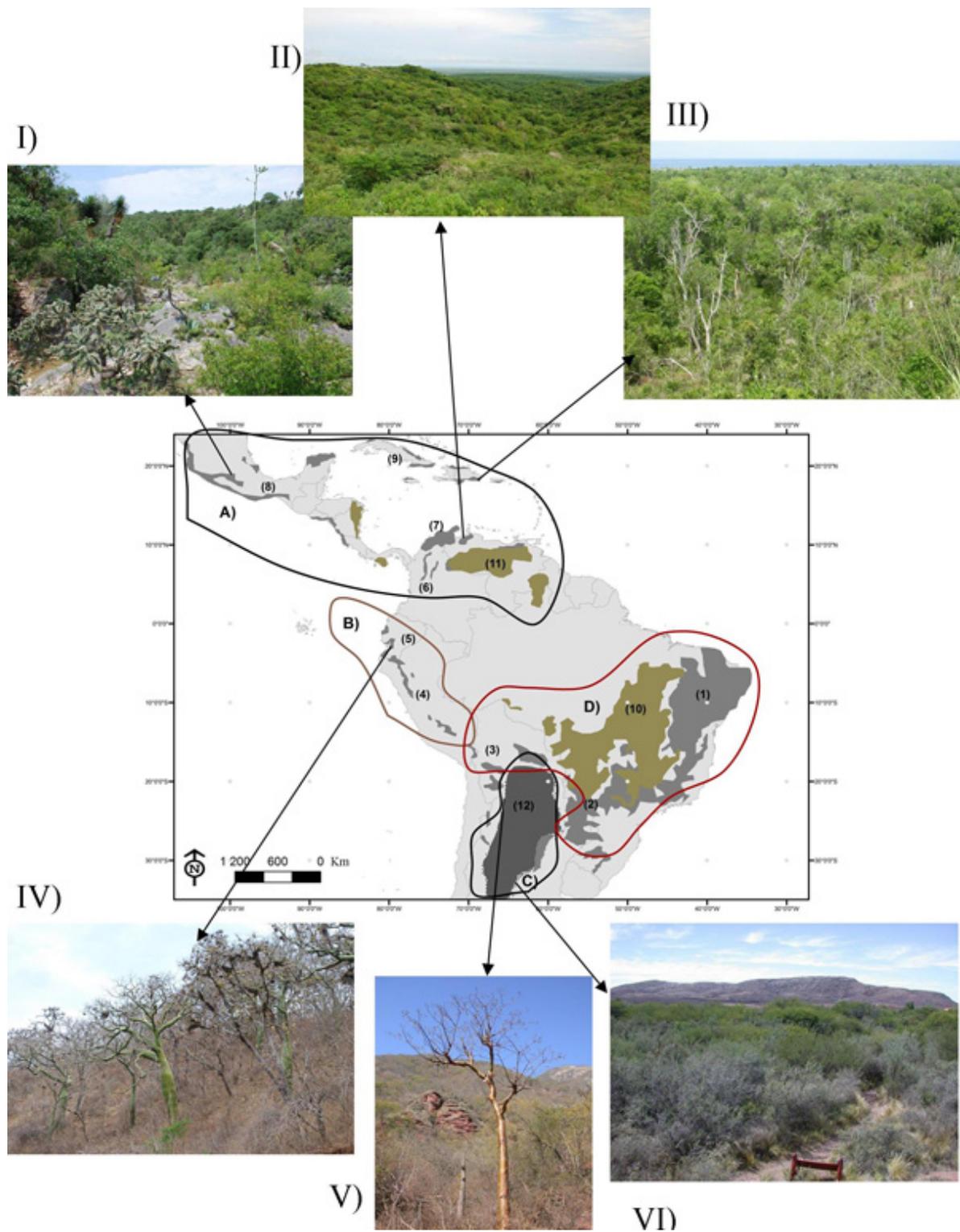


Figura 1. Distribución de núcleos de los Ecosistemas Tropicales Estacionalmente Secos en el Neotrópico. Los colores de los núcleos representan los tres tipos de vegetación de los BTES según Pennington et al. (2000); gris oscuro el Chaco, gris los bosques secos y oliva las sabanas. Los números indican los principales núcleos biogeográficos de los ecosistemas secos tropicales según Pennington et al. (2000): 1) la Caatinga, 2) Misiones, 3) Pie de Monte, 4) valles interandinos del norte de Perú, Bolivia y Ecuador, 5) costa del Pacífico de Ecuador y Perú, 6) valles interandinos de Colombia y Venezuela, 7) costa del Caribe y Venezuela, 8) México y América Central, 9) islas del Caribe, 10) Cerrado, 11) los Llanos venezolanos, 12) el Chaco. Los polígonos muestran los grupos con mayor afinidad florística según Linares-Palomino et al. (2011); **A)** grupo Mesoamérica y el Caribe, **B)** grupo Pacífico Ecuatorial, **C)** grupo Sur de América del Sur, **D)** grupo Brasileño. Las fotos muestran ejemplos de algunos ecosistemas de los BTES: I) Matorral seco San Luis Potosí, México; II) Matorral seco, Venezuela; III) Bosque seco, República Dominicana; IV) Bosque seco, Pacífico Ecuatorial, Ecuador; V) Bosque Chaqueño, Argentina; VI) Caldenar, Argentina.

Se han llevado a cabo algunos intentos de describir los patrones de diversidad en el Neotrópico. Así, Gentry (1995) señaló la existencia de una tendencia latitudinal opuesta a la observada en los bosques tropicales húmedos, con una baja diversidad en latitudes más ecuatoriales que se incrementa conforme nos alejamos a latitudes más altas. En el Ecuador, muchas de las familias y géneros habituales están pobremente representadas, lo que posiblemente sea una de las razones de la baja diversidad observada en estas latitudes (Linares-Palomino et al. 2011). Por otro lado, aunque parece existir una tendencia general y clara en el sentido de incrementar la diversidad con la precipitación, lo cual explicaría por qué en los BTES hay menor diversidad que en los bosques lluviosos, este no parece ser un factor que permita explicar por sí solo los cambios de diversidad dentro de los BTES, donde la precipitación no muestra una relación significativa con la diversidad (Trejo y Dirzo 2002) o incluso se observa una relación negativa en determinados núcleos como en la costa del Pacífico (Espinosa et al. 2011). En el caso de los patrones de endemidad, estos muestran ser opuestos a los patrones de diversidad y las especies endémicas muestran una importante disminución en las regiones montañosas (Linares-Palomino et al. 2010).

La diversidad de los núcleos biogeográficos propuestos por Pennington et al. (2000) es muy variable: hay núcleos de baja diversidad como los Llanos en Venezuela o los valles interandinos de Bolivia, que acumulan respectivamente tan sólo 1.17% y 1.59% del total de las especies reportadas para los BTES del Neotrópico. Otros núcleos como los de la caatinga y Misiones albergan respectivamente 30.86% y 41.73% del total de especies de flora reportada en los BTES (Linares-Palomino et al. 2011). Las diferencias también son importantes cuando se analiza el porcentaje de especies endémicas de cada núcleo, que varía desde 7.8% en la caatinga hasta 77.5% en las islas del Caribe (Linares-Palomino et al. 2010). Esta información, sin embargo, debería ser tomada con precaución debido a que esta comparación se basa en información obtenida con esfuerzos de muestreo notablemente diferentes entre regiones.

La región Pacífico Ecuatorial

Dentro de los diferentes núcleos de los BTES, la ecorregión Tumbes-Piura dominada por el bosque seco ecuatoriano ha sido definida como una región fitogeográfica única denominada *Pacífico Ecuatorial* (Peralvo et al. 2007) (**Fig. 1, grupo B**). Esta región es una de las zonas de mayor número de endemismos en el mundo (Davis et al. 1997). Esta característica determinó que esta área, junto con los bosques de la región del Chocó colombiano y ecuatoriano, conformaran el denominado punto caliente de “Tumbes-Chocó-Magdalena” (Mittermeier et al. 2005). Además, esta zona comprende la denominada “Región Tumbesina”, que es una de las Áreas de Endemismo de Aves (EBAs) más importantes y amenazadas a nivel global (Best y Kessler 1995; Leal-Pinedo y Linares-Palomino 2005).

En Ecuador, las zonas de bosque seco están incluidas en las formaciones de la costa, en las subregiones Centro y Sur (Sierra 1999), que se extienden desde la Provincia de Esmeraldas y los Ríos al Norte hasta Lambayeque y Libertad al Sur del Perú (Aguirre et al. 2006b). En la provincia de Loja se encuentra la mayor superficie de este ecosistema, que incluyen las tierras bajas, estribaciones occidentales bajas de la cordillera de los andes y los valles secos interandinos del sur (Aguirre y Kvist 2005). Los boques secos del Sur del Ecuador y Norte del Perú están caracterizados por poseer, en el contexto de los BTES, una alta diversidad y una extraordinaria cantidad de especies endémicas de diferentes grupos taxonómicos (Best y Kessler 1995; Linares-Palomino et al. 2010; 2011).

A pesar de la importancia de estos bosques en el contexto global, son poco conocidos y la mayoría de las investigaciones no han sido publicadas y, lamentablemente, se encuentra como literatura gris de difícil acceso (Aguirre et al. 2006b). Afortunadamente, se han hecho importantes avances en el conocimiento florístico del componente arbóreo de esta zona gracias a estudios llevados a cabo recientemente tanto en Ecuador como en Perú (Aguirre y Kvist 2005; Aguirre et al. 2006a; 2006b; Linares-Palomino et al. 2010).

Varias aproximaciones llevadas a cabo para establecer una caracterización de formaciones vegetales con base en su afinidad florística han sido también presentadas recientemente (Aguirre y Kvist 2005; Aguirre et al. 2006a; 2006b; Espinosa et al. 2011), pudiendo resumirse su diversidad en al menos tres formaciones: el matorral seco espinoso, el bosque seco caducifolio y el bosque seco semicaducifolio.

El *matorral seco espinoso* se desarrolla en las tierras bajas, en terrenos de relieve plano con presencia de algunas colinas (Aguirre et al. 2006b), y en las partes más secas y cálidas, en general cerca del Océano Pacífico y contiguas a los manglares. Sin embargo, en Loja se encuentra también esta formación en los valles interandinos, a mayor altitud, y en áreas con fuertes pendientes. Casi todas las especies pierden sus hojas durante la estación seca (Aguirre et al. 2006a). La vegetación es poco densa, aislada, xerófila, espinosa, achaparrada con presencia de cactus columnares y plantas con látex de los géneros *Capparis*, *Croton* y *Euphorbia* (Aguirre et al. 2006a; 2006b).

El *bosque seco caducifolio* se encuentra distribuido en las tierras bajas entre 0 y 700 m; se encuentra ubicado en Ecuador en las provincias de Manabí, Guayas, El Oro y Loja (Aguirre et al. 2006a). La característica más típica es que más del 75% de sus especies pierden las hojas durante la estación seca (Aguirre et al. 2006a; 2006b). Los elementos más característicos de esta formación son *Ceiba trichistandra* entre otras Malvaceae (subfamilia, Bombacoideae), y por otro lado, algunos representantes -muy apreciados por su madera- del género *Tabebuia* como *T. chrysantha* y *T. billbergii* (Aguirre et al. 2006b).

El *bosque seco semicaducifolio* se presenta en altitudes que van desde los 200 a los 1100 m en zonas de colinas, donde existe mayor humedad que los bosques caducifolios (Aguirre et al. 2006a), localizado sobre laderas con pendientes moderadas de entre 40-50%, en suelos muy pedregosos (Aguirre et al. 2006b). Entre 25 y 75% de los elementos florísticos que conforman este tipo de bosque pierden sus hojas en la temporada seca (Aguirre et al. 2006a; 2006b). El estrato superior alcanza aproximadamente 20 m de altura y algunos elementos característicos son: *Centrolobium ochroxylum*, *Phytolacca dioica*, *Triplaris cumingiana*, *Cochlospermum vitifolium* y *Gallesia integrifolia* (Aguirre et al. 2006a, 2006b).

La región *Pacífico Ecuatorial* puede ser dividida en tres subregiones de acuerdo con su afinidad florística. Con toda probabilidad las fuertes diferencias florísticas están relacionadas con el grado de disponibilidad de agua (Aguirre et al. 2006b). Un primer territorio está conformado por las formaciones que aparecen en las provincias ecuatorianas de Esmeraldas y Los Ríos, próximas a la zona del Chocó, y en donde existe una mayor disponibilidad de agua. Un segundo grupo lo integran las provincias peruanas de Piura, Cajamarca, Lambayeque y La Libertad, en la zona de influencia de la corriente fría de Humboldt, que genera una disminución en las precipitaciones. El tercer grupo lo conforman las provincias ecuatorianas de Manabí, Guayas, El Oro, Loja y Tumbes, a caballo entre los dos grupos anteriores y, por tanto, en una zona intermedia de humedad.

Patrones de diversidad y grado de endemidad

En el caso de la región *Pacífico Ecuatorial* la diversidad de la flora de especies leñosas (especies que alcanzan como mínimo 3 m) alcanza un total 65 familias con 313 especies leñosas para los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú según un estudio desarrollado por Aguirre et al. (2006b). De estas, 85 especies están presentes en el denominado matorral seco espinoso, 215 en el bosque seco caducifolio, y 198 en el bosque seco semicaducifolio. A nivel de país, Ecuador cuenta con 239 especies forestales, de las cuales 136 son endémicas del país, mientras que Perú cuenta con 177 especies, 74 de las cuales son endémicas. Ambos países comparten 103 especies (Aguirre et al. 2006b). Es importante resaltar que un importante número de especies tienen una distribución restringida a menos de dos departamentos y/o provincias (Linares-Palomino et al. 2010).

En la región *Pacífico Ecuatorial*, el 21% de las especies reportadas son endémicas, lo que supone un nivel intermedio de endemidad dentro del contexto de todos los BTES del Neotrópico (Best y Kessler 1995; Linares-Palomino et al. 2010; 2011). Estos niveles de endemidad son consecuencia del aislamiento que esta región presenta respecto a los bosques secos de Centroamérica por la zona biogeográfica de selvas húmedas del Chocó, que se constituye en una barrera para las especies de climas más secos situados al norte (Best y Kessler 1995; Gentry 1995). Además, la presencia de los Andes causa el aislamiento de la región costera trans-andina del Pacífico (Davis et al. 1997; Rodríguez et al. 2004).

La menor diversidad observada en los BTES en relación a los bosques lluviosos vecinos es debida a los bajos niveles de diversidad dentro de las familias y géneros. Una excepción a esta norma es la familia Fabaceae, la cual muestra altos niveles de diversidad en géneros (34, 19% del total) -como ya indicamos para todos los BTES del Neotrópico-, especies (70.22% del total) y endemismos (15.21% del total) (Linares-Palomino et al. 2010).

Estructura y funcionamiento de la vegetación

Los avances realizados durante estos últimos años en los BTES han permitido entender algunos de los procesos que determinan la estructura y dinámica de estos bosques. La disponibilidad de agua es, sin lugar a dudas, uno de los factores limitantes más importantes en los BTES, siendo crítica para el establecimiento, la supervivencia y el desarrollo de las plantas (Ruthenberg 1980), condicionando tanto los patrones espaciales de los individuos adultos (Balvanera et al. 2011; Espinosa et al. 2011), los procesos ecológicos básicos y las interacciones bióticas que se establecen en cada bosque (Martínez-Yrizar et al. 1992; Mooney et al. 1993). Además, la disponibilidad absoluta, la estacionalidad y la variación interanual de la precipitación marcan la dinámica de las comunidades vegetales y la estructura florística en los BTES (Blain y Kellman 1991; Murphy y Lugo 1995; Sampaio 1995). A continuación se detallan los aspectos más relevantes relacionados con el reclutamiento y la regeneración, así como los factores que afectan a la distribución espacial de la vegetación a escalas locales en los BTES de la región Pacífico-Ecuatorial.

El reclutamiento y la regeneración en los BTES

El reclutamiento de plantas en el bosque seco está mediado, como en otros sistemas forestales, por la interacción entre factores bióticos y abióticos (Powers et al. 2009). Dichos factores afectan a dos procesos críticos para la regeneración: i) la producción de estructuras de regeneración (semillas, propágulos vegetativos y/o rebrotes), y ii) el establecimiento de propágulos o rebrotes.

Parece estar aceptado que en estos bosques la importancia relativa de semillas y rebrotes en el reclutamiento depende de las condiciones climáticas (Lieberman and Li 1992). La regeneración por rebrotes, que estrictamente son *rametos* de genotipo idéntico al individuo parental (Ceccon et al. 2006) en muchas especies de árboles y arbustos es más importante que la regeneración por semillas (Murphy y Lugo 1986; Kauffman 1991; Rico-Gray y García-Franco 1992; Swaine 1992; Miller y Kauffman 1998). En sistemas tan estresantes como los BTES, este tipo de regeneración se ve favorecido, dado que el desarrollo a partir de brotes vegetativos puede aprovechar el extenso sistema de raíces y el almacenamiento de nutrientes en las partes restantes de la planta madre, especialmente inmediatamente después de cualquier tipo de perturbación (Koop 1987; Negrelle 1995). Obviamente, las plántulas generadas a partir de semilla suelen ser mucho más numerosas; sin embargo, suelen tener tasas de supervivencia menores que las de los rebrotes. Esto implica que una parte importante de los individuos recién reclutados en la comunidad se originan por rebrotes (Ceccon et al. 2004). Un dato que llama la atención y que podría estar relacionado con la importancia del reclutamiento por rebrote es que el banco de semillas es menos importante que en otros sistemas ecológicamente similares como los de climas semiáridos y/o mediterráneos (Rico-Gray y García-Franco 1992; Skoglund 1992; Miller y Kauffman 1998).

En los bosques del *Pacífico Ecuatorial* no se han estudiado estos procesos y no existe información sobre la importancia relativa de los dos tipos de regeneración. Sin embargo, la estructura de los bosques muestra una alta cantidad de individuos generados por rebrote. Por otro lado, en el banco de semillas del suelo se observa una abundancia y diversidad reducida de especies arbóreas (C.I. Espinosa comunicación personal).

Varios trabajos muestran que la dispersión predominante de especies anemócoras en los BTES se da durante la mitad o finales de la estación seca (ej. Janzen 1967; Justiniano y Fredericksen 2000; McLaren y McDonald 2005). Estos resultados fueron también observados en el comportamiento de las especies al sur del Ecuador, donde se observó que las especies leñosas anemócoras se dispersan al final de la época seca y que el número de individuos que se dispersan durante la época seca es significativamente superior a los que lo hacen durante la estación lluviosa (Jara-Guerrero et al. 2011). Esta estrategia reduce la importancia del banco de semillas para las especies leñosas. Por otro lado, normalmente las semillas germinan rápidamente al llegar al suelo y encontrar un ambiente muy favorable para ello. Así también se minimizan los riesgos de pérdida y depredación (Skoglund 1992). Aunque, dada la irregularidad de las lluvias y su impacto en la regeneración del bosque seco, la selección natural debe actuar para favorecer una alta variabilidad en los mecanismos de regeneración entre las especies de estos bosques (Vieira et al. 2008).

La supervivencia de las plántulas está fuertemente ligada al estrés hídrico (Ceccon et al. 2004; Vieira et al. 2008). Es por esta razón que la mayor parte de la germinación se da durante la época lluviosa. Durante esta época el acceso a los nutrientes es elevado por la rápida descomposición de la materia orgánica acumulada durante la estación seca (Roy y Singh 1995; Campo et al. 1998). Las plántulas tienen un crecimiento rápido durante la estación lluviosa y una acumulación de biomasa de raíces y tallos con funciones de almacenamiento, lo cual permite un crecimiento rápido y el rebrote de las plántulas durante la siguiente estación lluviosa (Vieira et al. 2008). Por otro lado, los pulsos de precipitaciones extraordinarias originados por las variaciones interanuales dan como resultado picos de reclutamiento de especies durante años más lluviosos, mientras que en los años más secos el reclutamiento está fuertemente restringido, siendo mucho más importante la regeneración por rebrote durante dichos periodos comparativamente secos (Ruthenberg 1980). Otros factores que influyen en la producción de semillas, rebrotes y en la supervivencia de las plántulas, como la competencia planta-planta, han sido menos estudiados. Por ejemplo, algunos estudios muestran que las lianas influyen en la dinámica de los bosques secos, reduciendo la fecundidad e incrementando la mortalidad de árboles (Schnitzer y Bongers 2002).

Para la zona del *Pacífico Ecuatorial* no se ha encontrado información relevante de los procesos de regeneración, siendo necesario estudiar los procesos que controlan el desarrollo y establecimiento de las plántulas.

Factores que afectan a la distribución espacial de la vegetación a escalas locales

Los patrones espaciales y los mecanismos potenciales asociados a la existencia de patrones no-aleatorios de distribución de especies a escala pequeña han sido poco estudiados en los BTES (Balvanera et al. 2011). A dichas escalas, se ha observado en varios casos que la disponibilidad de agua restringe los patrones de distribución de muchas especies y, en consecuencia, filtran las especies que forman la comunidad a escalas locales (Balvanera et al. 2011). A pesar de la existencia de esta correlación entre la distribución de especies y la disponibilidad de agua, a escalas regionales muchos autores no han encontrado relaciones significativas entre la diversidad y la disponibilidad de agua en los BTES (Gentry 1995; Trejo y Dirzo

2002), y en algunos casos se ha encontrado una correlación negativa, de manera que altos niveles de diversidad están asociados a sitios con mayor sequía climática (Espinosa et al. 2011). En este sentido, la existencia de interacciones positivas planta-planta podrían estar incrementando la riqueza de especies a nivel local en las zonas más secas.

Se ha demostrado también la existencia de gradientes de diversidad asociados a la altitud, al menos a escalas regionales (Trejo y Dirzo 2002; Espinosa et al. 2011). Dado que es habitual que la altitud esté correlacionada con otros factores ambientales como la temperatura y la humedad (Pausas y Austin 2001; Korner 2003), no es sencillo entender en todo su alcance esta relación. Se ha visto en algunos gradientes altitudinales que la sustitución de especies es más drástica de lo esperado y no gradual, tal como se ha descrito en los ecosistemas de bosques húmedos (Rodal et al. 2008), lo cual sugiere que otros factores, más allá de los estrictamente climáticos, están controlando la estructura y la composición florística a escalas locales en los BTES.

Varios estudios han mostrado también la importancia de la variación topográfica en la distribución de plantas en los BTES (Balvanera y Aguirre 2006; Alvarez-Yepiz et al. 2008; Espinosa et al. 2011). Las variaciones topográficas juegan un papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad en los ecosistemas secos al generar diferentes hábitats que favorecen a distintas especies (Segura et al. 2003; White y Hood 2004). Los efectos de la topografía están asociados a la generación de heterogeneidad a pequeña escala, ligada en última instancia a la disponibilidad de agua y nutrientes; así, las zonas con mayor pendiente poseen menor disponibilidad de agua, luz y una capa de suelo menos profunda, lo que permite explicar por qué a escalas locales la diversidad se reduce con el aumento de la pendiente (ej. Linares-Palomino et al. 2010; Espinosa et al. 2011). En cualquier caso, es necesario indicar que estos trabajos se han restringido a la evaluación del efecto de la topografía, pero está poco claro qué factores asociados a esta son los que realmente estarían provocando la variación de la diversidad. Las relaciones entre la pendiente y la altitud con la diversidad de los BTES han mostrado ser significativas en algunos casos, mostrando respuestas diferenciadas de los atributos de la vegetación a la heterogeneidad ambiental a lo largo de pequeños gradientes altitudinales y orientaciones contrastadas (Gallardo-Cruz et al. 2009).

Los resultados que se han obtenido en los estudios de los bosques de la región *Pacífico Ecuatorial* muestran que la distribución a niveles regionales seguiría patrones similares a los encontrados en otros BTES. Sin embargo, a escalas más pequeñas aún no se han explorado los patrones de distribución y el efecto de las interacciones bióticas (C.I. Espinosa comunicación personal).

Conclusiones e implicaciones para la conservación

En el Neotrópico, varios estudios han permitido constatar el grave estado de conservación de los BTES como consecuencia de la alta presión antrópica y de la existencia de procesos de deforestación extremadamente acelerados (Janzen 1988; Best y Kessler 1995; López y Zambrana-Torrelío 2005; Fajardo et al. 2005; Miles et al. 2006). La pérdida de cobertura natural en los BTES a nivel mundial se encuentra situada alrededor de 48% para el área originalmente ocupada por este ecosistema (Hoekstra et al. 2005), mientras que en algunos países del Neotrópico los valores totales podrían ser incluso mayores: en algunos núcleos podría alcanzar 66%, y, lo que es más grave, las tasas anuales de deforestación podrían situarse entre 2 y 4.6%, lo que condicionaría enormemente su persistencia en muchos lugares (Sanchez-Azofeifa y Portillo-Quintero 2011). El principal impulsor del cambio y la destrucción en los BTES es la expansión de la frontera agrícola, ya que en muchas ocasiones estos bosques están ubicados en áreas con excelentes suelos para la agricultura, y la expansión de la ganadería (Kalacska et al. 2005). Por otro lado, estos bosques poseen recursos madereros importantes, lo que ha ocasionado la pérdida de cobertura forestal y la desaparición de algunos de sus elementos florísticos de carácter arbóreo más característicos (Sánchez et al. 2006; Sanchez-Azofeifa y Portillo-Quintero 2011).

Aunque los análisis florísticos de todos los BTES en el Neotrópico es incompleto, resulta evidente que en ellos se alberga una gran diversidad de especies vegetales (Lott et al. 1987; Gentry 1995) y poseen una concentración de endemismos que se encuentra entre las más altas de los trópicos (Davis et al. 1997), siempre entendiendo que, en términos absolutos, los bosques lluviosos albergan una mayor diversidad de especies leñosas. Esta alta diversidad y nivel de endemismo contrasta, sin embargo, con el grave estado de conservación en el que se encuentran la mayoría de los BTES. Desafortunadamente, el conocimiento de los mecanismos potencialmente implicados en el mantenimiento de esta diversidad distan mucho de ser completamente conocidos (Balvanera et al. 2011). Hasta ahora se ha podido evidenciar cómo ciertos factores abióticos estarían condicionando la distribución de las especies y generando patrones de riqueza a diferentes escalas espaciales, pero aún se sabe muy poco sobre la influencia que las interacciones bióticas tienen en la estructuración de la comunidad y en la organización de los ensamblajes locales de especies. Las variables topográficas juegan un papel importante en la generación de microhábitats que diversificarían los existentes y, en alguna medida, podrían ayudar a mantener los valores relativamente elevados de diversidad de los BTES. En este sentido, el efecto topográfico sería en realidad una respuesta a variaciones a pequeña escala en otros factores críticos, como nutrientes o disponibilidad de agua entre otras, siendo necesario explorar mejor cómo estas variables afectan a la vegetación. Por otro lado, los procesos de regeneración y dinámica de estos bosques han sido también poco estudiados, lo cual resulta extraordinariamente llamativo si comparamos con lo mucho que se sabe sobre los sistemas semiáridos y sobre bosques húmedos tropicales, las dos formaciones que flanquean ambientalmente los

BTES. Este desconocimiento probablemente alcanza su máxima expresión en los BTES situados en las latitudes ecuatoriales y especialmente en los BTES ecuatoriano-peruanos.

Como se puede constatar la situación de los BTES es preocupante, debido al restringido conocimiento que tenemos de su funcionamiento, así como a sus severos problemas de conservación. Un problema añadido tiene que ver con la escasa percepción de valor que para las comunidades locales tienen estos bosques. Como consecuencia de ello los BTES están muy pobremente representados dentro de los sistemas de conservación estatales de los países neotropicales, lo cual aumenta el riesgo de pérdida y no garantiza su conservación a largo plazo.

En los Andes de Ecuador y Perú las tierras secas bajas y las formaciones vegetales andinas por lo general están poco representadas en los sistemas de áreas protegidas (Linares-Palomino et al. 2010). En la región del *Pacífico Ecuatorial* hay 16 áreas protegidas que contienen ecosistemas secos; sin embargo, la representatividad de este ecosistema en cada una de estas áreas es variable y en general poco importante. Según cálculos de Linares-Palomino et al. (2010), la verdadera extensión de los BTES protegida en la región se acerca probablemente a 2500 km², lo que representa aproximadamente 5% de los de 55 000 km² de BTES que quedan en la región. Es importante destacar que muchas de las áreas de bosque seco que están protegidas o que quedan como remanentes soportan una fuerte presión antrópica y normalmente corresponden a áreas con niveles altos de intervención antrópica (Aguirre y Kvist 2005). La baja representatividad en cuanto al área conservada representa un grave riesgo, ya que estos bosques presentan una diversidad elevada, mantenida por la heterogeneidad ambiental y por los gradientes altitudinales en la región (Linares-Palomino y Ponce Alvarez 2005; Aguirre et al. 2006a; Espinosa et al. 2011).

Finalmente, los BTES de la región *Pacífico Ecuatorial* han sido estudiados significativamente en cuanto a su composición florística, sobre todo en lo referente a especies leñosas; sin embargo, queda mucho por estudiar en relación con los componentes arbustivos y herbáceos. A pesar de que los BTES del *Pacífico Ecuatorial* representan un hábitat interesante y un refugio para una diversidad única, estos no han sido protegidos eficientemente, contándose con un porcentaje reducido de áreas conservadas y que normalmente corresponden a hábitats de formaciones secundarias. Esto, sumado a la fuerte presión que soportan estos bosques, convierte a los BTES del *Pacífico Ecuatorial* en un área prioritaria de investigación y un objetivo fundamental de conservación a nivel mundial.

Agradecimientos

El presente trabajo se ha realizado gracias a la financiación de los Proyectos A/024796/09 y A/030244/10 de la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo. Además gracias al aporte de la Beca de doctorado SENESCYT 2008-2.

Referencias

- Aguirre, Z., Kvist, L.P., Sanchez, O. 2006a. Bosques secos en Ecuador y su diversidad. En: Morales, M. R., Øllgaard, B., Kvist, L.P., Borchsenius, F., Balslev, H. (eds.). *Botánica Económica de los Andes Centrales*. pp.:162-187, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Aguirre, Z., Linares-Palomino, R., Kvist, L.P. 2006b. Especies leñosas y formaciones vegetales en los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú. *Arnaldoa* 13:324-350.
- Aguirre, Z., Kvist, L.P. 2005. Floristic composition and conservation status of the dry forests in Ecuador. *Lyonia* 8:41 - 67.
- Álvarez-Yepiz, J.C., Martínez-Yrizar, A. Búrquez, A. Lindquist, C. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:355-366.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1): 136-147.
- Balvanera, P., Quijas, S., Pérez-Jiménez, A. 2011. Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. *Biotropica* 43:414-422.
- Balvanera, P., Aguirre, E. 2006. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. *Biotropica* 38:479-491.

- Best, B.J., Kessler, M. 1995. *Biodiversity and Conservation in Tumbesian Ecuador and Peru*. Pp.: 218 BirdLife I. BirdLife International, Wellbrook Court, Girton Road, Cambridge CB3 0NA, U.K.
- Blain, D., Kellman, M. 1991. The Effect of Water-Supply on Tree Seed-Germination and Seedling Survival in a Tropical Seasonal Forest in Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 7:69-83.
- Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. 1995. *Seasonally Dry Tropical Forests*. pp. 450. Cambridge University Press, New York. USA.
- Campo, J., Jaramillo, V.J., Maass, J.M. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115:167-172.
- Ceccon, E., Huante, P., Rincón, E. 2006. Abiotic Factors Regeneration Influencing Tropical Dry. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49:305-312.
- Ceccon, E., Sánchez, S., Campo-Alves, J. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology* 170:12-26.
- Davis S, Heywood, V.H., Hamilton, A.C. 1997. *Centres of plant diversity, vol 3: the Americas*. IUCN, Gland.
- Dinerstein, E; Olson, DM; Graham, DJ; Webster, AL; Primm, SA; Bookbinder, MP; Ledec, G. 1995. *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank, Washington, DC., USA.
- Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests ecology and conservation*. Island Press, Washington, DC 20009, USA.
- Espinosa, C. I., Cabrera, O., Escudero, A., Luzuriaga, A. 2011. What Factors Affect Diversity and Species Composition of Endangered Tumbesian Dry Forests in Southern Ecuador. *Biotropica* 43:15-22.
- Fajardo, L., Gonzalez, V., Nassar, J.M., Lacabana, P., Portillo Q, C.A., Carrasquel, F., Rodriguez, J.P. 2005. Tropical Dry Forests of Venezuela: Characterization and Current Conservation Status. *Biotropica* 37:531-546.
- Furley, P.A., Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15:97-108.
- Gallardo-Cruz, J. A., Pérez-García, E.A., Meave, J.A. 2009. Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology* 24:473-482.
- Gentry, A.H. 1982. Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.
- Gentry, A. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. pp. Pages 146-194. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gotsch, S. G., Powers, J.S., Lerda, M.T. 2010. Leaf traits and water relations of 12 evergreen species in Costa Rican wet and dry forests: patterns of intra-specific variation across forests and seasons. *Plant Ecology* 211:133-146.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23-29.
- Janzen, D.H. 1967. Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. *Evolution* 21:620-637.
- Janzen, D.H. 1988. Tropical Dry Forest the most endangered major tropical Ecosystem. En: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*, pp. 130-137. National Academy Press, Washington DC, USA.
- Jara-Guerrero, A., Méndez, M., de la Cruz, M. 2011. Seed Dispersal Spectrum of Woody Species in South Ecuadorian Dry Forests : Environmental Correlates and the Effect of Considering Species Abundance. *Biotropica*: 43:722-730.

- Justiniano, M.J., Fredericksen, T.S. 2000. Phenology of Tree Species in Bolivian Dry Forests. *Biotropica* 32:276-281.
- Kalacska, M.E.R., Sanchez-Azofeifa, G.A., Calvo-Alvarado, J.C., Rivard, B., Quesada, M. 2005. Effects of Season and Successional Stage on Leaf Area Index and Spectral Vegetation Indices in Three Mesoamerican Tropical Dry Forests. *Biotropica* 37:486-496.
- Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. *Biotropica* 23:219-224.
- Koop, H. 1987. Vegetative reproduction of trees in some European natural forests. *Vegetatio* 72:103-110.
- Korner, C. 2003. Limitation and stress - always or never? *Journal of Vegetable Science* 14:141-143.
- Leal-Pinedo, J.M., Linares-Palomino, R. 2005. The dry forests of the Biosphere Reserve of Northwestern (Peru): Tree diversity and conservation status. *Caldasia* 27:195-211.
- Lieberman, D., Li, M. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetable Science* 3:375-382.
- Lima, a.L.a., Rodal, M J.N. 2010. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments* 74:1363-1373.
- Linares-Palomino, R., Kvist, L.P., Aguirre-Mendoza, Z., Gonzales-Inca, C. 2010. Diversity and endemism of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forests. *Biodiversity and Conservation* 19:169-185.
- Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A.T., Pennington, R.T. 2011. Neotropical Seasonally Dry Forests: Diversity, Endemism and Biogeography of Woody Plants. En: Dirzo, R., Mooney, H., Ceballos, G., Young, H. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*, pp. 3-21. Island Press. Washington, DC 20009, USA.
- Linares-Palomino, R., Ponce Alvarez, S. 2005. Tree community patterns in seasonally dry tropical forests in the Cerros de Amotape Cordillera, Tumbes, Peru. *Forest Ecology and Management* 209:261-272.
- Lott, E.J., Bullock, S.H. Solis-Magallanes, J.A. 1987. Floristic Diversity and Structure of Upland and Arroyo Forests of Coastal Jalisco. *Biotropica* 19:228-235.
- López, R.P., Alcázar, D.L., Macía, M.J. 2006. The arid and dry plant formations of South America and their floristic connections: new data, new interpretation? *Darwiniana* 44:18-31.
- López, R. P., Zambrana-Torrel, C. 2005. Representation of Andean Dry Ecoregions in the Protected Areas of Bolivia: The Situation in Relation to the New Phytogeographical Findings. *Biodiversity and Conservation* 15:2163-2175.
- Maass, M., Burgos, A. 2011. Water Dynamics at the Ecosystem Level in Seasonally Dry Tropical Forests. En: Dirzo, R., Mooney, H., Ceballos, G., Young, H. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*, pp. 141-156. Island Press. Washington, DC 20009, USA.
- Maestre, F.T., Puche, M.D. Guerrero C., Escudero, A. 2011. Shrub encroachment does not reduce the activity of some soil enzymes in Mediterranean semiarid grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 43: 1746-174
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jiménez, A., Rincón, E., Maass, J.M., Solís-Magallanes, A., Cervantes, L. 1992. Aboveground Phytomass of a Tropical Deciduous Forest on the Coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87-96.
- Mayle, F.E. 2004. Assessment of the Neotropical dry forest refugia hypothesis in the light of palaeoecological data and vegetation model simulations. *Journal of Quaternary Science* 19:713-720.
- McLaren, K.P., McDonald, M.A. 2005. Seasonal Patterns of Flowering and Fruiting in a Dry Tropical Forest in Jamaica. *Biotropica* 37:584-590.
- Meira Arruda, D., D. Oliveira Brandão, D., Vieira Costa, F., Soares Tolentino, G., Duque Brasil, R., D Ângelo, S., Ferreira Nunes, Y.R. 2011. Structural Aspects and Floristic Similarity Among Tropical Dry Forest Fragments with Different Management Histories. *Revista Árvore* 35:131-142.

- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 491-505.
- Miller, P.M., Kauffman, J.B. 1998. Seedling and Sprout Response to Slash-and-Burn Agriculture in a Tropical Deciduous Forest. *Biotropica* 30:538-546.
- Mittermeier, R. A., Gil, P.R, Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, J. Lamoreux, C.G., Da Fonseca, and G.A.B. 2005. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. pp 431. CEMEX, México D.C. México.
- Mooney, H.A., Fuentes, E.R., Kronberg, B.I. 1993. *Earth System Response to Global Change*. Academic Press. San Diego, USA.
- Murphy, P. G., Lugo, A.E. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 17:67-88.
- Murphy, P. G., Lugo, A.E. 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp 9-34, Cambridge University Press, New York. USA.
- Negrelle, R.R.B. 1995. Sprouting after uprooting of canopy trees in the Atlantic rain forest of Brazil. *Biotropica* 27:448-454.
- Pausas, J.G., Austin, M.P. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetable Science* 12:153-166.
- Pausas J.G., Bradstock R.A. 2007. Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in Mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography* 16:330-340
- Pennington, R.T., Lavin, M., Prado, D.E., Pendry, C.A., Pell, S.K., Butterworth, C. 2004. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both tertiary and quaternary diversification. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:515-37
- Pennington, R.T., Prado, D.E., Pendry, C.A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27:261-273.
- Peralvo, M., Sierra, R., Kenneth, R., Ulloa, C. 2007. Identification of Biodiversity Conservation Priorities using Predictive Modeling: An Application for the Equatorial Pacific Region of South America. *Biodiversity and Conservation* 16(9):2649-2675.
- Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Villaseñor, J.L., Gallardo-Cruz, J.A., Lebrija-Trejos, E.E. 2010. Vegetation Heterogeneity and Life-Strategy Diversity in the Flora of the Heterogeneous Landscape of Nizanda, Oaxaca, Mexico. *Folia Geobotanica* 45:143-161.
- Powers, J.S., Becknell, J.M., Irving, J., Pérez-Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258:959-970.
- Prado, D.E., Gibbs, P.E. 1993. Patterns of Species Distributions in the Dry Seasonal Forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80:902-927.
- Rico-Gray, V., García-Franco, J.G. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetable Science* 3:617-624. Doi.: 10.2307/3235828.
- Rodal, M.J.N., Barbosa, M.R.V., Thomas, W.W. 2008. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? *Brazilian Journal of Biology* 68:467-75
- Rodríguez, J. V., Salaman, P., Jørgensen, P., Consiglio, T., Suárez, L., Arjona, F., Bensted-Smith, R. 2004. Tumbes-Choco-Magdalena. En: Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Goettsch Mittermeier, C., Lamoreux, J., Da Fonseca, G.A.B. (eds.), *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*, pp. 80-84. Conservation International CEMEX S.A. México D.F. México.

- Roy, S., Singh J.S. 1995. Seasonal and Spatial Dynamics of Plant-Available N and P Pools and N-Mineralization in Relation to Fine Roots in a Dry Tropical Forest Habitat. *Soil Biology and Biochemistry* 27:33-40.
- Ruthenberg, H. 1980. *Farming systems in the tropics*. p. 424. Oxford University Press., New York. USA.
- Sampaio, E. 1995. Overview of the Brazilian caatinga En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp. 35-63, Cambridge University Press, New York. USA.
- Sanchez, O., Aguirre, Z., Kvist, L.P. 2006. Timber and non-timber uses of dry forests in Loja Province. *Lyonia* 10:73- 82.
- Sanchez-Azofeifa, G.A., Quesada, M., Rodriguez, J.P., Nassar, J.M., Stoner, K.E., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E.L., Calvo-Alvarado, J.C., Kalacska, M.E.R., Fajardo, J. L., Gamon, J.A., Cuevas-Reyes, P. 2005. Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica* 37:477-485.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., Portillo-Quintero, C. 2011. Extent and Drivers of Change of Neotropical Seasonally Dry Tropical Forests. En: Dirzo, R., Mooney, H., Ceballos, G., Young, H. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*, pp. 45-57. Island Press. Washington, DC 20009, USA.
- Santiago-Valentin, E., Olmstead, R.G. 2004. Historical Biogeography of Caribbean Plants: Introduction to Current Knowledge and Possibilities from a Phylogenetic Perspective. *Taxon* 53:299
- Schnitzer, S. A., Bongers, F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology and Evolution* 17:223–230.
- Segura, G., Balvanera, P., Durán, E., Pérez, A. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology* 169:259-271.
- Sierra, R. 1999. *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia, Quito. Ecuador. Disponible en: http://es.scribd.com/luismiguel_fr8999/d/15792412-Vegetacion-Sierra
- Skoglund, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *Journal of Vegetable Science* 3:357-360.
- Swaine, M.D. 1992. Characteristics of dry forest in West Africa and the influence of fire. *Journal of Vegetable Science* 3:365-374.
- Trejo, I., Dirzo, R 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11:2063-2084.
- Vieira, D., Lima, V., Sevilha, A., Scariotm, A. 2008. Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains? *Forest Ecology and Management* 256:471-481.
- White, D. A., Hood, C.S. 2004. Vegetation patterns and environmental gradients in tropical dry forests of the northern Yucatan Peninsula. *Journal of Vegetable Science* 15:151-160.

Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "*land-sharing*" frente a "*land-sparing*"

I. Perfecto¹, J. Vandermeer²

(1) School of Natural Resources and Environment, 440 Church, University of Michigan, Ann Arbor, MI 48109 USA.

(2) Department of Ecology and Evolutionary Biology, Krause Building, University of Michigan, Ann Arbor, MI 48109 USA.

➤ Recibido el 3 de febrero de 2012, aceptado el 31 de marzo de 2012.

Perfecto, I., Vandermeer, J. (2012). Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "*land-sharing*" frente a "*land-sparing*". *Ecosistemas* 21(1-2):180-191.

La mayoría de los bosques en el neotrópico están fragmentados. Frecuentemente los fragmentos de bosques se encuentran en una matriz agrícola que consiste en diferentes tipos de agroecosistemas. En este artículo discutimos la falacia del argumento "*land-sparing*" que promueve la intensificación de la agricultura como mecanismo de protección de bosques y por ende de la biodiversidad. También discutimos el contenido ideológico del debate de separación (*land sparing*) frente a integración (*land sharing*). Posteriormente argumentamos que es en la matriz agrícola donde se deben enfocar los esfuerzos de conservación de biodiversidad. Nuestro argumento usa evidencia empírica y la teoría de metapoblaciones para proponer que la mejor estrategia para evitar la pérdida de biodiversidad en paisajes fragmentados es desarrollar sistemas agrícolas diversos y ecológicos que promuevan la migración de organismos entre fragmentos de bosques. La calidad de la matriz con respecto a los procesos metapoblacionales incrementa con la diversificación de los agroecosistemas, la incorporación de árboles y otros elementos que aumentan la diversidad estructural de los agroecosistemas y la eliminación de agroquímicos tóxicos. Las iniciativas agroecológicas del movimiento *Campesino a Campesino* y de movimientos sociales de pequeños agricultores como la *Vía Campesina* representan los mejores aliados de la conservación de los bosques y la biodiversidad en el neotrópico.

Palabras clave: agricultura de conservación, intensificación de la agricultura, matriz agroecológica, calidad de la matriz, biodiversidad

Perfecto, I., Vandermeer, J. (2012). Separation or integration of biodiversity conservation: the ideology behind the "*land-sharing*" versus "*land-sparing*" debate. *Ecosistemas* 21(1-2):180-191.

Most neotropical forests are fragmented. Forest fragments are frequently found in an agricultural matrix consisting of different types of agroecosystems. In this paper we discuss the fallacy of the argument "*land-sparing*" which promotes the intensification of agriculture as a means of protecting forests and thus biodiversity. We also discussed the ideological content of the discussion of *land sparing* versus *land sharing*. Afterwards we argue that it is in the agricultural matrix where biodiversity conservation efforts should be focused. Our argument uses empirical evidence and metapopulation theory to propose that the best strategy to avoid the loss of biodiversity in fragmented landscapes is to develop diverse agricultural systems that promote migration of organisms between forest fragments. The quality of the matrix with respect to metapopulation processes increases with agroecosystem diversification, adding trees and other elements that increase the structural diversity of agroecosystems and the elimination of toxic agrochemicals. Agroecological initiatives like the *Campesino a Campesino* movement and social movements of small farmers such as *La Vía Campesina* represent the best allies for the conservation of biodiversity in the Neotropics.

Key words: conservation agriculture, agricultural intensification, agroecological matrix, matrix quality, biodiversity

Introducción

Recientemente, en la discusión sobre la relación entre agricultura y biodiversidad ha emergido un tema polémico, lo que en inglés se ha llamado el debate entre *land sparing* y *land sharing* (Matson y Vitousek 2006; Ficher et al. 2008, 2011; Tenza Peral et al. 2011; Tschamtkke et al. 2012). *Land sparing* se refiere a la idea de que la intensificación de la agricultura para incrementar la productividad por área, resulta en la liberación de tierras para la conservación de la biodiversidad a nivel del paisaje (Green et al. 2005a; Balmford et al. 2005; Ewers et al. 2009; Phalan et al. 2011a,b). De ahora en adelante llamaremos esta posición la 'separación entre producción y conservación'. *Land sharing* se refiere a la idea de que la agricultura alternativa, diversa y agroecológica puede mantener la biodiversidad a nivel del paisaje (Perfecto y Vandermeer 2002, 2008, 2010; Philpott y Dietsch 2003; Clough et al. 2007, 2011; Harvey et al. 2008; Chazdon et al. 2009; Perfecto et al. 2009). De ahora en adelante le llamaremos a esta posición la 'integración de producción y conservación.' El tema contiene elementos que claramente pueden ser adjudicados a un nivel no-ideológico. Sin embargo, debido al carácter político del proceso de producción de alimentos y de la conservación de biodiversidad, no es sorprendente que la ideología política haya jugado un papel importante en definir el debate.

Ciencia e Ideología

La idea de que el marco elegido con frecuencia puede generar un sesgo enorme es un hecho aceptado en el trabajo sociológico serio, sin embargo, en situaciones de gran carga política (como el ejemplo que nos ocupa) los partidarios de cualquiera de las dos posiciones defienden que de una manera u otra, no importa cual, 'la ciencia habla por sí misma.' Por supuesto que la ciencia 'habla por sí misma,' sin embargo lo que se escucha o lo que se interpreta está filtrado a través de un tamiz ideológico. También, la forma en que se enmarca la pregunta tiene un componente ideológico.

El ejemplo clásico de este fenómeno es el trabajo, frecuentemente citado, de Kahneman y Tversky (1984). En un experimento se le planteó a un grupo de individuos el siguiente problema:

'Imagine que los EE.UU se está preparando para el brote de una enfermedad poco común proveniente de Asia, que se espera cause la muerte a 600 personas entre la población; se han propuesto dos programas alternativos para combatir la enfermedad: Supongamos que las estimaciones científicas exactas de las consecuencias de los programas son las siguientes: Si se adopta el programa A, se salvarán, 200 personas y si se implementa el programa B, existe una probabilidad de un tercio de que las 600 personas se salven y una probabilidad de dos tercios de que nadie se salve. ¿Cuál de los dos programas prefiere? '

El 72 % de los individuos eligieron el programa A.

Por separado, a partir de la misma configuración inicial, se le planteó a otro grupo de individuos en el experimento el siguiente problema:

'Si se adopta el programa C, morirán 400 personas, y si se adopta el programa D, existe una probabilidad de un tercio de que ninguna persona muera y una probabilidad de dos tercios de que las 600 personas mueran.'

Un 22 % de los individuos eligieron el programa C, el cual es idéntico en sus consecuencias al programa A.

En otras palabras, la forma precisa en que se enmarcó el problema fue el principal determinante de la decisión: ni la preocupación por las personas que morirán por la enfermedad asiática, ni la capacidad de entender la evidencia 'científica' fueron factores importantes. Podemos citar muchos otros ejemplos de este problema de contextualización. Los científicos parecen ser particularmente vulnerables a este tipo de problema debido a la ingenua creencia de que la teoría y los datos científicos son políticamente neutrales.

En el área de la conservación de biodiversidad también podemos encontrar muchos ejemplos de este problema. Un ejemplo arquetípico se encuentra en el reciente artículo de Phalan y colegas (2011a), en el cual se repiten los mismos errores cometidos por Green y colegas en su trabajo publicado en la revista *Science* (Green et al. 2005a; ver también la crítica de Vandermeer y Perfecto 2005, y la respuesta de Green et al. 2005b). En un intento de resumir su posición, Phalan y colegas presentan el marco que aparece en la **Figura 1**, como si se tratara de un marco ideológicamente neutral.

Cuando el escenario se presenta de esta forma (**Fig. 1**) cualquier persona preocupada por la conservación de la biodiversidad y los hábitats naturales va a concluir que la estrategia de separación de producción y conservación es la mejor, ya que el escenario de integración conlleva la destrucción del hábitat natural. Aunque ese planteamiento se basa en análisis cuantitativos para determinar cual escenario mantiene mayor biodiversidad, el argumento juega con el sentimiento

generalizado de que bajo cualquier circunstancia, la conservación del hábitat natural es la mejor opción, pero siempre bajo la suposición de destrucción total del hábitat, sin discernir. Irónicamente, en aquel mismo artículo (Phalan et al. 2011a) los autores también argumentan que es importante excluir los prejuicios ideológicos del análisis de este importante asunto. No estamos de acuerdo; la ideología es un componente inherente a cualquier análisis académico, e influye en él, desde la selección del tema de investigación hasta los métodos que se utilizan hasta el análisis e interpretación de los resultados. Regresando a nuestro ejemplo, la **Figura 1** podría ser dibujada desde otro punto de vista ideológico, como lo hemos hecho en la **Figura 2**. Conceptualmente este segundo planteamiento, también ideológico, asume que la agricultura agroecológica mantiene la biodiversidad y es más productiva que la agricultura industrial. Aunque hay evidencia empírica de sistemas agroecológicos que son altamente productivos y mantienen la biodiversidad (Bunch 1999; Uphuff 2003; Badgley et al. 2007; Gordon et al. 2007; Perfecto y Vandermeer 2008; Clough et al. 2011; Pretty et al. 2011), no todos los sistemas agroecológicos, satisfacen estos criterios.

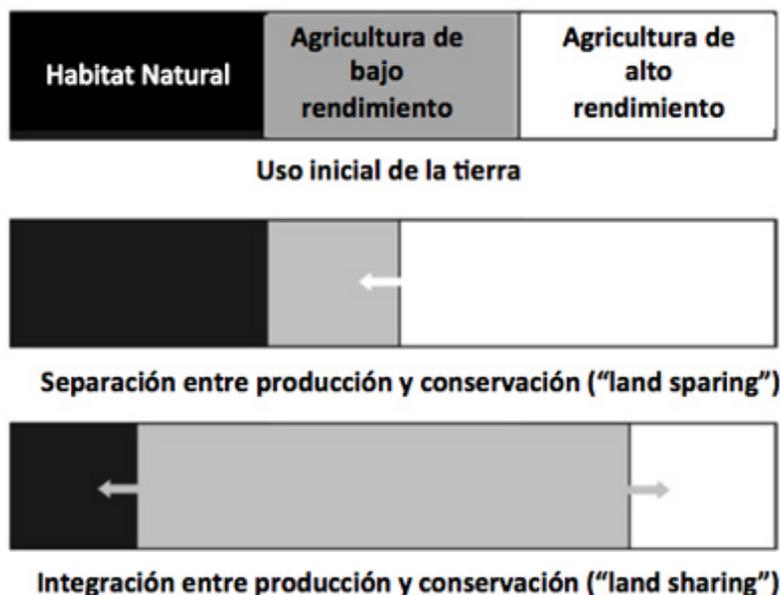


Figura 1. Esquema explicativo de la diferencia entre una estrategia de separación de la producción y la conservación y una estrategia de integración de la producción y la conservación. Figura original publicada en Phalan et al. (2011a).

Al plantear la situación como hacemos en la **Figura 2**, parece absurdo que se pueda llegar a la conclusión que la expansión de la agricultura industrial, o sea, la estrategia de separación de producción y conservación, sea mejor que la construcción de una matriz agroecológica de alta calidad, o sea, la estrategia de integración. Es ingenuo suponer que tanto la **Figura 1** como la **Figura 2** sean no-ideológicas, pues en realidad ambas lo son. No es fácil que se neutralice la relación entre la ideología y las actividades académicas/científicas dado el carácter social de nuestra especie. La manera más honesta de proseguir con las actividades académicas es siendo abiertos y francos sobre nuestra posición ideológica. Sin embargo, como la ideología ciertamente limita la formulación y el análisis de cualquier problema, es importante que las evidencias científicas –dentro de esas limitaciones– dirijan las prescripciones normativas, un punto que no requiere reafirmación.

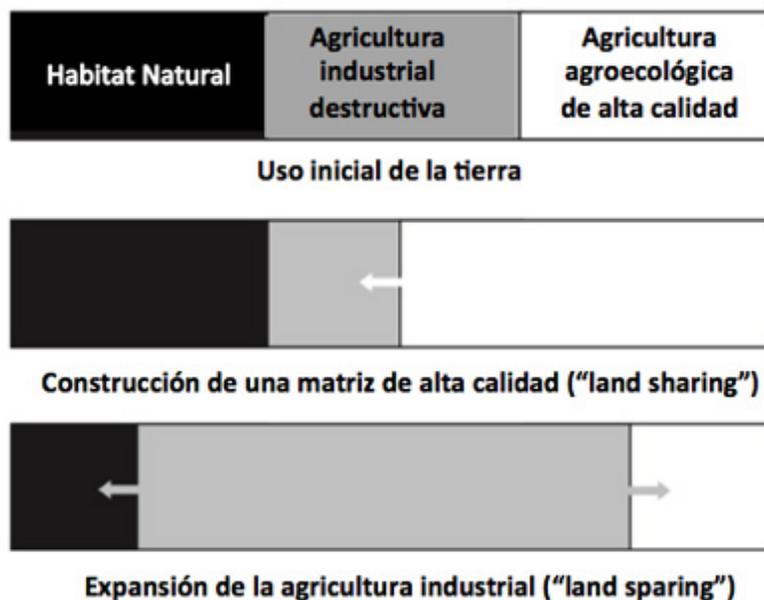


Figura 2. Esquema explicativo de la diferencia entre una estrategia de construcción de una matriz de alta calidad (*'land sharing'*) y la expansión de la agricultura industrial (*'land sparing'*).

Supuestos ocultos de la estructura

Dada esta preconcepción ideológica a menudo ignorada, el problema se enmarca como un debate entre dos estrategias: la de separación y la de integración (*'sparing/sharing'*). Sin embargo este debate se basa en una serie de supuestos, a veces explícitos y a veces sólo implícitos. En primer lugar, entre los supuestos implícitos con frecuencia está la necesidad de producir más alimentos a nivel mundial. Por ejemplo, muchas de las discusiones sobre esta dicotomía comienzan con la frase, 'dada la necesidad de alimentar a la creciente población mundial...'. El problema de este supuesto es que la producción actual en el mundo ya es suficiente para proveer las calorías necesarias para alimentar a la población mundial, no sólo la de hoy día sino también la proyectada de nueve a diez mil millones de personas que se esperan para el 2050 (Badgley et al. 2007; Nivia et al. 2009; IAASTD 2009; Chappell y LaValle 2009). Es cierto que al menos mil millones de personas hoy día padecen hambre y malnutrición, pero es ampliamente reconocido que este problema se debe a la desigualdad en la distribución y a la falta de accesibilidad a los alimentos, no a la cantidad total que se produce en el mundo (IAASTD 2009). Por tanto, el argumento de que deben producirse más alimentos habrá de matizarse y añadir 'suponiendo que la *distribución* y el *acceso* a los alimentos se mantuviera igual o empeorara...'. Es importante reconocer que el enfoque en la oferta global de alimentos nos tiende una trampa que ignora la razón por la cual un segmento de la población pasa hambre mientras que otro segmento de la población podría decirse que come demasiado para su propia salud.

En segundo lugar, aparte de la pérdida de biodiversidad, las consecuencias ambientales negativas del sistema agrícola industrial son tácitamente ignoradas por los que promueven la intensificación de la agricultura como una estrategia de conservación de biodiversidad (Tscharrntke et al. 2012). Los problemas ambientales de la agricultura industrial están muy bien documentados e incluyen cientos de zonas muertas (anóxicas) en los océanos (Díaz y Rosenberg, 2008), miles de acuíferos contaminados con plaguicidas, pérdida de la capa superficial del suelo a una tasa mucho mayor a la tasa de formación de suelo, etc. (Tilman et al. 2002). Mientras que los métodos agroecológicos también tienen algunas consecuencias negativas, y todavía en algunos círculos se debaten las ventajas y desventajas de la agricultura industrial con respecto a los gases de invernadero (Burney et al. 2010, pero ver también Robertson et al. 2000; Lin et al. 2011), en general los científicos están de acuerdo en que los impactos ecológicos de la agricultura ecológica son triviales en comparación a los de la agricultura industrial (IAASTD 2009).

En tercer lugar, el marco de separación de la producción y la conservación asume que el aumento de la producción en tierras agrícolas resulta automáticamente en un incremento del área en vegetación natural y por ende en una mayor conservación de la biodiversidad. La idea es que si se pueden producir más alimentos en menos área el resto del área puede ser liberada para la conservación. Aunque este supuesto tiene su lógica, empíricamente se ha demostrado que esto raramente sucede (Angelsen y Kaimowitz 2001; Rudel et al. 2002; Rudel et al. 2009; Angelsen 2010; Perfecto y Vandermeer 2010; Lambin y Meyfroidt 2011). La realidad de las relaciones socio-económicas y políticas que determinan el uso de tierras es mucho más compleja que la ecuación simplista 'área en conservación = área total – área necesaria para producir una cantidad X de alimentos'. Como se ha documentado en muchos estudios, la intensificación de la agricultura usando la modalidad de agricultura industrial frecuentemente conduce a una mayor erosión de las áreas naturales (Rudel et al., 2002; Schelhas y

Sánchez-Azofeifa 2006; Hetch y Saatchi 2007; García Barrios et al. 2010; Guiérrez-Véle et al. 2011). Por ejemplo, algunos programas de intensificación agrícola facilitan el acceso y disponibilidad de fertilizantes químicos, lo cual estimula a los productores a abrir nuevas áreas para la agricultura. Otros programas de intensificación enfatizan los cultivos comerciales, lo cual resulta en la expansión de los cultivos de subsistencia en las áreas no cultivadas previamente. Aunque esas consecuencias no son inherentes a la agricultura intensiva/industrial y podrían existir dentro de un marco agroecológico, la evidencia empírica sugiere que los programas de intensificación agrícola bajo la modalidad industrial frecuentemente promueven las condiciones que resultan en la deforestación, al menos en las zonas tropicales (Angelsen y Kaimowitz 2001; Rudel et al. 2009; Angelsen 2010). En el sur global, donde el asunto de la conservación de biodiversidad es imperativo, los programas de modalidad agroecológica tienden a ser más holísticos y a incorporar asuntos de seguridad alimentaria y a enfatizar las economías locales (Pretty et al. 2003; Wright 2005; UNEP-UNCTAD 2008)

Finalmente, el cuarto supuesto es que bajo cualquier situación debe promoverse el aumento de la productividad por área. Aunque esta proposición aparenta ser obvia, no lo es cuando se examina desde una perspectiva histórica y social más amplia. Por ejemplo, en muchos productos agrícolas hay periodos en los que el problema más acuciante es la sobreproducción, es decir, cuando la oferta es mucho mayor que la demanda y por lo tanto el precio del producto en el mercado está por debajo del costo de producción. Históricamente este problema se ha abordado mediante la gestión de la oferta, y ha generado una gran cantidad de trabajo analítico por más de un siglo. Una forma extrema de la gestión de demanda se dio en Brasil en el Siglo XX cuando el gobierno compró y luego quemó casi el 50% de la cosecha nacional de café (Pendergrast 2010). Otro ejemplo también relacionado con el café es el que constituye el cártel de países productores – en sus comienzos de un modo informal y más tarde institucionalizado en la Organización Internacional del Café y en el Acuerdo Internacional del Café–, el cual por muchos años estipuló cuotas de exportación. Esta organización se estableció con la ayuda de los Estados Unidos como parte de la guerra fría y la lucha contra el comunismo (Bates 1997). Aún hoy día los subsidios para la producción de maíz en los Estados Unidos generan sobreproducción y permiten que las grandes empresas exportadoras de granos puedan comprar maíz a un precio considerablemente inferior al costo de producción, dándole a estas compañías ventaja competitiva aún contra los productores campesinos, incluso en los países en desarrollo. Aunque el deseo de aumentar la producción en una explotación agrícola o finca individual pueda ser universal, los agricultores saben que la sobreproducción por parte del conjunto de todas las fincas es destructiva, aunque algunos economistas sean incapaces de reconocerlo (Vandermeer 1997). En el caso específico de maíz, vale la pena reconocer que la creciente demanda de producción de biomasa para combustibles y otros usos industriales ha cambiado, al menos temporalmente, la relación oferta-demanda (Naylor et al. 2007).

Aun en el supuesto que a consecuencia de los cambios que se prevén tanto en el clima como en las pautas de consumo de alimentos, hubiera de ser necesario en el futuro aumentar la producción (Beddington et al., 2012), la agricultura intensiva industrial no es nuestra única opción como presupone el escenario de separación. Aunque bajo algunas circunstancias o para ciertos cultivos pudiera ser ése el caso, el supuesto no es ni mucho menos universalmente cierto. De hecho hay muchos ejemplos de sistemas agroecológicos, incluidos los agroforestales, que son altamente productivos (Bunch 1999; Badgley et al. 2007; Pretty 1997; Pretty et al. 2011). También existe una literatura muy sólida que demuestra una relación inversa entre el tamaño de la finca (o predio agrícola) y la productividad por área (Feder 1985; Barrett 1993; Rosset 1999; Eastwood et al. 2010). Dada esta evidencia, una alternativa para incrementar la producción, especialmente en el Sur global donde muchos agricultores no tienen acceso a capital, sería mediante una reforma agraria que enfatice la producción agroecológica sobre la convencional.

Un tema algo más complicado está emergiendo recientemente en la literatura que propugna la separación entre conservación y producción (*land sparing*). El concepto de 'intensificación sostenible' se ha propuesto como solución a las consecuencias negativas de la intensificación industrial (Jones 2011; Phalan et al. 2011b; Tilman et al. 2011). La idea es que las consecuencias ambientales de los plaguicidas, el lavado del exceso de nitrógeno y otros efectos similares de la agricultura industrial intensiva, pueden ser mitigados mediante los avances tecnológicos, pero manteniendo una alta productividad. En muchos sentidos, la idea de la intensificación sostenible podría asemejarse al concepto de la producción agroecológica (Pretty 1997; Reardon et al. 1999). Sin embargo ambos conceptos tienen su propia carga ideológica e histórica que debe reconocerse. El concepto de intensificación sostenible se deriva de las primeras ideas sobre intensificación mediante uso de nuevas tecnologías que sustituyen o ayudan a los procesos naturales y que permiten un mejor control sobre la naturaleza. Un ejemplo es el uso de plaguicidas para sustituir a los enemigos naturales y la resistencia natural a plagas y enfermedades por parte de las plantas y/o el ecosistema. El enfoque hacia soluciones rápidas basadas en nuevas tecnologías ha generado una nueva ola de tecnologías agrícolas diseñadas dentro de un aura de sostenibilidad (ver por ejemplo Jones 2011). Éstas incluyen la agricultura de precisión (prácticas de cultivo altamente tecnificadas que integran instrumentación para análisis geoespacial basado en sistemas de información geográfica para procesar datos sobre la variabilidad dentro del predio agrícola), los cultivos transgénicos y posiblemente la nanotecnología aplicada a la agricultura. Dada esta carga ideológica no es sorprendente que los que favorecen el argumento de la separación producción-conservación promuevan precisamente el uso del término "intensificación sostenible" (ver por ejemplo Phalan et al. 2011a).

El concepto de agroecología también tiene su carga ideológica e histórica. Este concepto se desprende de las ideas ecológicas asociadas con la agricultura de sistemas naturales, donde se toma la estructura de los ecosistemas locales/naturales como modelo para el diseño de los agroecosistemas (Carroll et al. 1990; Altieri, 1995; Gliessman 2007). Este concepto también incorpora la noción de integración de conocimientos, o sea, el saber local/tradicional con los conocimientos científicos, principalmente los principios ecológicos (Altieri 2004; Ruiz-Rosado 2006; Toledo y Barrera-Bassols 2008; Vandermeer y Perfecto, datos sin publicar). Finalmente, la agroecología ha favorecido históricamente a la pequeña producción y ha incorporado nociones de seguridad y soberanía alimentaria, lo que ha llevado a que organizaciones campesinas a nivel global como *La Vía Campesina** hayan adoptado el concepto de agroecología y no el de intensificación sostenible (Altieri 2002, 2009; Ferguson et al. 2009; Rosset et al. 2011).

En resumen, el concepto de “intensificación sostenible” enfatiza la alta productividad del sistema y los aspectos económicos y mercantilistas de la agricultura, mientras que el concepto de agroecología tiende a enfatizar los aspectos ecológicos y a priorizar las economías campesinas. Dados estos antecedentes, ambos términos no deben considerarse sinónimos: intensificación sostenible no es lo mismo que agroecología y por tanto no deben usarse sin un reconocimiento de las diferencias y la carga ideológica asociada a cada uno de ellos.

Finalmente, hay un problema un poco más complicado con el marco teórico de la separación y la de integración (*'sparing/sharing'*): el supuesto tácito de linealidad y estabilidad que ignora relaciones no-lineales y la dinámica ecológica de la biodiversidad. Si un área se divide en fracciones que se dedican a 1) la vegetación natural, 2) la agricultura intensiva, y 3) la agricultura que favorece la biodiversidad (respetuosa con la fauna y flora silvestre), la biodiversidad total en esa zona vendría dada por $B_1 + B_2 + B_3$, y la producción total de alimentos por $P_2 + P_3$, donde B_i es el número de especies y P_i la producción en el i ésimo hábitat. Se supone por tanto que $B_1 > B_2$ y B_3 , y que $P_2 > P_3$. Teniendo en cuenta estas limitaciones, resulta un ejercicio trivial el construir, al menos en teoría, un modelo de “optimización” que demuestra que la reducción del área dedicada a la agricultura favorable a la biodiversidad sería la mejor estrategia. Como en el caso de la enfermedad asiática que discutimos en la introducción, los datos realmente no importan mucho una vez el problema se ha enmarcado de una forma en particular. El problema con el supuesto de linealidad es que en el mundo real la biodiversidad no funciona de esta manera. La biodiversidad no se acumula en forma lineal (Gotelli y Colwell 2001).

Sin embargo, más importante aún es que no se toma en cuenta la naturaleza dinámica de los paisajes con respecto a la estructura de la comunidad que se encuentra en esos paisajes (Perfecto et al. 2009). Las poblaciones de organismos que se encuentran en paisajes fragmentados se caracterizan por extinciones locales y recolonizaciones determinadas por la tasa de migración entre fragmentos (Gilpin 1987; Hanski, 1989). De hecho esta dinámica no es exclusiva de sistemas fragmentados ya que se puede dar también en hábitats continuos donde las poblaciones estén distribuidas de forma agregada y discontinua (Den Boer 1970, 1981; Harrison 1991; Rooney et al. 2004). La teoría de metapoblaciones nos ofrece un marco teórico para analizar la biodiversidad en una dimensión espacial (Hanski y Simberloff 1997). Lo que sugiere esta teoría con respecto a la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados es que, como mínimo, debe considerarse el papel de la matriz agrícola como facilitadora o inhibidora del movimiento de organismos entre fragmentos de hábitat natural (Gascon et al. 1999; Perfecto y Vandermeer 2002, 2008, 2010; Donald y Evans 2006; Fisher y Lindenmayer 2006; Vandermeer y Perfecto 2007; Harvey et al. 2008; Herrera 2012). Considerando este único aspecto, vemos rápidamente que no es posible analizar el problema de separación/integración abordándolo de forma instantánea, como una foto única, donde no se considera la dinámica de migración y/o extinción de los organismos. El concepto de la deuda de extinción es muy relevante a esta discusión, ya que implica que cuando muestreamos un hábitat, estamos muestreando lo que hay en ese momento, pero ignoramos que algunas de las especies muestreadas están en vía de extinción (Kuussaari et al. 2009). De igual forma, ignoramos el crédito de inmigración, o sea, que algunas especies no registradas en el muestreo por no estar presentes en el momento de muestreo eventualmente pueden recolonizaran este hábitat (Jackson y Sax 2010). Mientras más degradada está la matriz agrícola, mayor es la probabilidad de la deuda de extinción y menor es el potencial del crédito de inmigración. Por lo tanto, un enfoque estático nos puede dar una imagen distorsionada de lo que está realmente ocurriendo en un sistema dinámico.

Un buen número de trabajos empíricos apoyan el argumento que la calidad de la matriz es un factor clave para la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados. Por ejemplo, Cook y colegas (2002) encontraron que el tamaño y el grado de aislamiento de un fragmento son factores relevantes sólo para las especies de plantas que no pueden sobrevivir en la matriz. Recientemente varios estudios han documentado el importante papel de la matriz en promover o inhibir la migración entre fragmentos de hábitat, de afectando así la dinámica de las metapoblaciones y los patrones de biodiversidad. En un meta-análisis de trabajos sobre invertebrados, anfibios, reptiles, mamíferos no voladores y murciélagos, Watling y Donnelly (2006) encontraron que z , el exponente que representa la tasa de cambio en el número de especies según cambia el área ($S = cA^z$; Rosenzweig, 1995), era menor en matrices menos inhóspitas. Finalmente, varios trabajos recientes han documentado el importante papel de la matriz en promover o inhibir la migración entre fragmentos y por lo tanto mantener o reducir la biodiversidad (Belinchón et al. 2009; Kennedy et al. 2010; Vögeli et al. 2010; Öckinger et al. 2012). Al reconocer que hay matrices más adecuadas y permeables para los organismos que otras, Koh y Ghazoul (2010) y Koh y colegas (2010) modificaron el modelo de especies-área, incorporando el concepto de la calidad de la matriz. Usando datos de aves (Koh y

Ghazoul 2010) y de aves y mamíferos (Koh et al. 2010) para más de 20 *hot spots* de biodiversidad estos autores concluyeron que su modelo calibrado para la matriz genera mejores predicciones de diversidad y extinción que los modelos que no incorporan la calidad de la matriz, incluso cuando se tiene en consideración el efecto de borde.

Conclusión

Proponemos que el marco de la separación/integración confunde más que esclarece. Instamos a adoptar un marco enraizado en conceptos elementales de la ecología del paisaje y la teoría de metapoblaciones (Perfecto et al. 2009; Perfecto y Vandermeer 2010). En la mayoría de las regiones del mundo las áreas de vegetación natural están muy fragmentadas por lo que tiene sentido hablar de fragmentos naturales dentro de una matriz agrícola. Debemos reconocer que el proceso de extinción local es un proceso natural que no puede ser detenido por la política. Las extinciones locales ocurren aún en ecosistemas naturales de gran extensión, aunque también sabemos que las extinciones locales ocurren con más frecuencia en fragmentos más pequeños. Sin embargo el énfasis no debe ponerse en tratar de detener las extinciones locales, sino más bien en asegurarnos que la migración entre los fragmentos (a través de la matriz) es lo suficientemente fluida como para mantener una condición de equilibrio que conserve como metapoblaciones las especies existentes en el paisaje. Por supuesto que las áreas con vegetación natural en gran medida deben permanecer intactas. Pero dado que la producción de alimentos en el mundo hoy día es más que suficiente para alimentar a la humanidad (FAO et al. 2002), difícilmente pueda justificarse abrir áreas nuevas para cultivos. Por tanto, la pregunta esencial es cómo construir una matriz de alta calidad que permita la migración de los organismos entre fragmentos de vegetación natural. La definición de 'calidad' es negociable y depende en gran medida de factores locales. Desde esta perspectiva el paisaje es simplemente la combinación de fragmentos de vegetación natural incrustados en una matriz de actividad agrícola (o sistemas manejados). El tipo de agricultura y cómo ésta se maneje –tanto dentro del predio como a nivel del paisaje– determinarán en gran medida, la tasa de migración entre fragmentos. Ciertamente los corredores de vegetación natural, así como los trampolines o los archipiélagos de biodiversidad pueden formar parte de una matriz de alta calidad, pero lo más importante es que el tipo de manejo en la matriz sea agroecológico, que minimice el impacto negativo de la agricultura sobre la biodiversidad y que apunte hacia la sostenibilidad como principal objetivo. Para alcanzar dicho objetivo será necesario reemplazar la mentalidad productivista por una que enfatice la sostenibilidad.

Una vez que reconozcamos que la construcción de una matriz de alta calidad es imprescindible para cualquier programa de conservación cuyo objetivo sea la conservación de biodiversidad a largo plazo y a nivel de paisaje, el próximo paso es tratar de entender los factores políticos y sociales necesarios para mejorar la calidad de la matriz. Por un lado está claro que lo 'tomadores de decisiones' dentro de las estructuras burocráticas juegan un papel importante ya que ellos determinan asuntos específicos que inciden en el uso de la tierra –como por ejemplo las políticas agrarias, de ordenación del territorio, las estructuras fiscales o la construcción de infraestructura. Sin embargo no debemos subestimar el papel en la toma de decisiones de los agricultores en sí, las familias campesinas y comunidades agrícolas, acerca de lo que se produce y cómo se produce. Más importante aún, no debemos subestimar el papel de las organizaciones campesinas en esa gestión. Desafortunadamente, no es del todo obvio cómo generar las estructuras sociopolíticas que estimulen el pensamiento ecológico y agroecológico y promuevan la construcción de una matriz de alta calidad. Afortunadamente las organizaciones campesinas no nos están esperando a nosotros, académicos y biólogos de la conservación, para liderar el camino. Ellos están a la vanguardia de la conservación mediante la incorporación de la agroecología como uno de los pilares principales de la agricultura campesina.

*: *La Vía Campesina* es un movimiento internacional que coordina cientos de organizaciones de pequeños agricultores, campesinos, productores sin tierra y trabajadores agrícolas, lucha por los derechos de estos sectores y promueve la agroecología y la soberanía alimentaria (Martínez-Torres y Rosset 2010).

Referencias

- Altieri, M.A. 1995. *Agroecology: The Science of Sustainable Agriculture*. Westview Press, Boulder, CO. USA.
- Altieri, M.A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems and Environment* 93:1-24.
- Altieri, M.A. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:35-42.
- Altieri, M.A. 2009. Agroecology, small farmers and food sovereignty. *Monthly Review* 61:102-113.
- Angelsen, A. 2010. Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Science* 107:19639-19644

- Angelsen, A., Kaimowitz, D. 2001. *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*, CABI Publishing Wallingford, UK.
- Badgley, C., Moghtader, J.K., Quintero, E. Zakem, E., Chappell, M.J., Avilés Vázquez, K.R., Samulon, A., Perfecto, I. 2007. Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:86-108.
- Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W., 2005. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology* 11:1594-1605.
- Barrett, C.B. 1993. On Price Risk and the Inverse Farm Size-Productivity Relationship University of Wisconsin–Madison *Department of Agricultural Economics Staff Paper Series* 369.
Disponible en: <http://www.aae.wisc.edu/pubs/sps/pdf/stpap369.pdf>
- Bates, R.H. 1997. *Open-Economy Politics: The Political Economy of the World Coffee Trade*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Beddington, J., Asaduzzaman, M., Clark, M., Fernández, A., Guillo, M., Jahn, M., Erda, L., Mamo, T., Van Bo, N., Nobre, C.A., Scholes, R., Sharma, R., Wakhungu, J. 2012. *Achieving Food Security in the Face of Climate Change: Final Report from the Commission on Sustainable Agriculture and Climate Change*. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Copenhagen, Denmark.
- Belinchón, R., Martínez, I., Otárola, M.A.G., Aragón, G., Dimas, J., Escudero, A. 2009. Fragment quality and matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean forest landscape. *American Journal of Botany* 96:1974-1982.
- Bunch, R. 1999. More productivity with fewer external inputs: Central American case studies of agroecological development and their broader implications. *Environment, Development and Sustainability* 3-4:219-233.
- Burney, J.A., Davis, S.J., Lobell, D.B. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Science* 107:12052-12057.
- Carroll, C.R., Vandermeer, J., Rosset, P.M. 1990. *Agroecology*. McGraw-Hill, New York. USA.
- Chappell, M. J., LaValle, L.A. 2009. Food security and biodiversity: can we have both? an agroecological analysis. *Agriculture and Human Values* 28:3-26.
- Chazdon, R.L., Harvey C.A., Komar O., van Bruegel M., Ferguson B.G., Griffith D., Martínez-Ramos M., Morales H., Nigh R., Soto-Pinto L., Philpott S.M. 2009. Beyond reserves: A Research agenda for conserving biodiversity in tropical cultural landscapes. *Biotropica* 41:142-153
- Clough Y, Barkmann, J., Juhbandt, J., Kessler, M., Wanger, TC., Anshary, A., Buchori, D., Cicuzza, D., Darras, K., Dwi Putra, D., Erasmi, S., Pitopang, R., Schmidt, C., Schulze, CH., Seidel, D., Steffan-Dewenter, I., Stenchly, K., Vidal, S., Weist, M., Wielgoss, AC., Tschardtke, T. 2011. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:8311-8316.
- Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tschardtke, T. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology* 44:804-812.
- Cook, M.C., Lane, K.T., Foster, B.L., Holt, R.D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5:619-623.
- Den Boer, P.J. 1970. On the significance of dispersal power on populations of carabids (Coleoptera: Carabidae). *Oecologia* 4:1-18.
- Den Boer, P.J. 1981. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* 50:39-53.
- Díaz, R.J., Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321:926-929.

- Donald, P.F., Evans, A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43:209-218.
- Eastwood, R., Lipton, M., Newell, A. 2010. Farm size. En: Evenson, R, Pingali, P. (eds.). *Handbook of Agricultural Economics*, pp. 3323-3397, Vol. 4, North Holland, Amsterdam. The Netherlands.
- Ewers, R.M., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., Green, R.E. 2009. Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology* 15:1716-1716.
- FAO, IFAD, WFP. 2002. *Reducing Poverty and Hunger, the Critical Role of Financing for Food, Agriculture, and Rural Development*. International Conference on Financing for Development. Monterrey, Mexico, 2002. FAO, Rome. Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/003/Y6265e/y6265e00.htm>.
- Feder, G. 1985. The relationship between farm size and farm productivity. *Journal of Development Economics* 18:297-313.
- Ferguson, B.G. Morales, H., González Rojas, A. de Jesús Iñiguez Pérez, F., Martínez Torres, M.E., McAfee, K., Nigh, R. Perfecto, I., Philpott, S.M., Soto Pinto, L., Vandermeer, J., Vidal, R.M., Ávila Romero, L.E., Bernardino, H., Realpozo Reye, R. 2009. Soberanía alimentaria: Cultivando nuevas alianzas entre campo, bosque y ciudad. *Agroecología* 4:49-58.
- Fischer, J., Batary, P., Bawa, K.S., Brussaard, L., Chappell, M.J., Clough, Y., Daily, G.C., Dorrough, J., Hartel, T., Jackson, L.E., Klein, A.M., Kremen, C., Kuemmerle, T., Lindenmayer, D.B., Mooney, H.A., Perfecto, I., Philpott, S.M., Tschardtke, T., Vandermeer, J., Wanger, T.C., Von Wehrden, H. 2011. Conservation: limits of land sparing. *Science* 334:593-593.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:382-387.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473-480.
- García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y.M., Valdivieso Pérez, I.A., Masera, O.R., Bocco, G., Vandermeer, J. 2010. Neotropical forest conservation, agricultural intensification and rural out-migration: The Mexican experience. *BioScience* 59:863-873.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- Gilpin, M.E. 1987. Spatial structure and population vulnerability. En: Soule, M.E. (ed.), *Viable Populations for Conservation*, pp. 125- 140. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gliessman, S.R. 2007. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems*. 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton, FL. USA.
- Gordon, C., Manson, R., Sundberg, J., Cruz-Angón, A. 2007. Biodiversity, profitability, and vegetation structure in a Mexican coffee agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:256-266.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005a. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005b. Response. *Science* 308:1257.
- Gutiérrez-Vélez, V.H., De Fries, R., Pinedo-Vásquez, M., Uriarte, M., Padoch, C. Baethgen, W. Fernandez, K., Lim, Y. 2011. High yield oil palm expansion spares land at the expense of forests in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*. 6(4) 044029.

- Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *Trends in Ecology and Evolution* 4:113-114.
- Hanski, I., Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. En: Hanski, I. Simberloff, D., (eds.). *Metapopulation Biology*, pp. 5-26. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:73-88.
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B.G., Finegan, B., Griffith, D.M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., Van Breugel, M., Wishnie, M. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican Hotspot. *Conservation Biology* 22:8-15. Doi.: 10.1111/j.1523-1739.2007.00863.x
- Hecht, S.B., Saatchi, S.S. 2007. Globalization and forest resurgence: changes in forest cover in El Salvador. *Bioscience* 57:663-672.
- Herrera, J.M. 2012. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20:21-34.
- (IAASTD 2009. *Agriculture at a crossroads. International Assessment of Agricultural knowledge, Science and Technology for Development*. Island Press, Washington, DC, USA. Disponible en: <http://www.agassessment.org/>.
- Jackson, S.T., Sax, D.F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25:153-160.
- Jones, J.D.G. 2011. Why genetically modified crops? *Philosophical Transactions of the Royal Society A-Mathematical Physical And Engineering Sciences* 369:1807-1816.
- Kahneman, D., Tversky, A. 1984. Choices, values and frames. *American Psychologist* 39:341-350.
- Kennedy, C.M., Marra, P.P., Fagan, W.F., Neel, M.C. 2010. Landscape matrix and species traits mediate responses of Neotropical resident birds to forest fragmentation in Jamaica. *Ecological Monographs* 80:651-669.
- Koh, L.P., Ghazoul, J. 2010. A matrix-calibrated species-area model for predicting biodiversity loss due to land-use change. *Conservation Biology* 24:994-1001.
- Koh, L.P., Lee, T.M., Sodhi, N.S., Ghazoul, J. 2010. An overhaul of the species-area approach for predicting biodiversity: incorporating matrix and edge effects. *Journal of Applied Ecology* 47:1063-1070.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Ockinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24:564-571.
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Science* 108:3465-3472.
- Lin, B.B., Chappell, M.J., Vandermeer, J., Smith, G.R., Quintero, E., Bezner-Kerr, R., Griffith, D., Ketchum, S., Latta, S., McMichael, P., McGuire, K., Nigh, R., Rocheleau, D., Soluri, J., Perfecto, I. 2011. Effects of industrial agriculture on global warming and the potential of small-scale agroecological farming to mitigate those effects. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 6:1-18.
- Martínez-Torres, M.E., Rosset, P.M. 2010. La Via Campesina: the birth and evolution of a transnational social movement. *Journal of Peasant Studies* 37:149-175.
- Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2006. Agricultural intensification: Will land spared from farming be land spared for nature? *Conservation Biology* 20:709-710.
- Naylor, R.L., Liska, A.J., Burke, M.B., Falcón, W.P., Gaskell, J.C., Rozelle, S.D., Cassman, K.G. 2007. The ripple effect: biofuels, food security and the environment. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 49:30-43.

Nivia, E., Perfecto, I., Ahumada, M., Luz, K., Pérez, R., Santamaría, J., Chappell, J.M., Chauvet, M., Chávez, L.F., Cruzalegui, C., da Mota, D.M., Gandarillas, E., González, R.L., Gonzales, T., Jiménez, E.H., Pérez, C.J., Ericka Prentice-Pierre, E. 2009. Agriculture in Latin America and the Caribbean: Context, Evolution and Current Situation. En: IAASTD intergovernmental Plenary (eds.) International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development: LAC Report. pp. 1-75. Island Press, Washington DC, USA.

Öckinger, E., Bergman, K.O., Frazén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Bommarco, M. 2012. *Landscape Ecology* 27:121-131.

Pendergrast, M. 2010. *Uncommon Grounds: The History of Coffee and How it Transformed our World*. Revisited Edition. Basic Books, NY, USA.

Perfecto, I., Vandermeer, J. 2002. The quality of the agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16:174-182.

Perfecto, I., Vandermeer, J., 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems - A new conservation paradigm. *Annals of the New York Academy of Science* 1134:173-200.

Perfecto, I., Vandermeer, J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:5786-5791.

Perfecto, I., Vandermeer, J., Wright, A. 2009. *Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty*. Earthscan, London, UK.

Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W. 2011a. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy* 36:S62-S71.

Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E. 2011b. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333:1289-1291.

Philpott S.M., Dietsch T.V. 2003. Coffee and conservation: a global context and farmer involvement. *Conservation Biology* 17:1844-1846

Pretty, J.N. 1997. The sustainable intensification of agriculture. *Natural Resources Forum* 21:247-256.

Pretty, J.N., Morison, J.I.L., Hine, R.E. 2003. Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:217.

Pretty, J.N., Toulmin, C., Williams, S. 2011. Sustainable intensification in African agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability* 9:5-24.

Reardon, T., Barrett, C., Kelly, V., Savadogo, K. 1999. Policy reform and sustainable agricultural intensification in Africa. *Development Policy Review* 17:375-395.

Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289:1922-1925.

Rooney, T.P., Wiegmann, S.M., Rogers, D.A., Waller, D.M. 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology* 18:787-798.

Rosenzweig, M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Rosset, P.M. 1999. The Multiple Functions and Benefits of Small Farm Agriculture. *Food First Policy Brief* 4:1-22.

Rosset, P.M., Machín Sosa, B., Roque Jaime, A.M., Avila Lozano, D.R. 2011. The Campesino-to-Campesino agroecology movement of ANAP in Cuba: social process methodology in the construction of sustainable peasant agriculture and food sovereignty. *Journal of Peasant Studies* 38:161-191.

- Rudel, T.K., Bates, D., Machinguishi, R. 2002. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 92:87-102.
- Rudel, T.K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner II, B.L., DeFries, R., Lawrence, D., Geoghegan, J., Hetch, S., Ickowitz, A., Lambin, E.F., Birkenholts, T., Baptista, S., Grau, R. 2009. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:20675-20680.
- Ruiz-Rosado, O. 2006. Agroecología, una disciplina que tiende a la transdisciplina. *Interciencia* (INCI) 31:140-145.
- Schelhas, J., Sánchez-Azofeifa, G.A. 2006. Post-frontier change adjacent to Braulio Carrillo National Park, Costa Rica. *Human Ecology* 34:407-431.
- Tacharntke, T., Clough, Y., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., Wanger, T.C., Whitbread, A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151:53-59.
- Tenza Peral, A., Garcia-Barrios, L., Gimenez Casalduero, A., 2011. Agriculture and conservation in Latin America in the 21st century: Shall we celebrate the 'forest transition' or actively build the 'nature matrix'. *Interciencia* 36:500-507.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:20260-20264.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Toledo, V.M., Barrera-Bassols, N. 2008. *La Memoria Biocultural: La Importancia Ecológica de las Sabidurías Tradicionales*. Icaria, Barcelona, España.
- UNEP-UNCTAD. 2008. *Organic Agriculture and Food Security in Africa*. UNEP-UNCTAD Capacity Building Task Force on Trade, Environmental and Development. UN, New York and Geneva. Disponible en: http://unctad.org/en/docs/ditcted200715_en.pdf
- Uphoff, N. 2003. Higher yields with fewer external inputs? the system of rice intensification a potential contribution to agricultural sustainability. *International Journal of Agricultural Sustainability* 1:38-50.
- Vandermeer, J. 1997. Syndromes of production: an emergent property of simple agroecosystem dynamics. *Journal of Environmental Management* 51:59-72.
- Vandermeer, J., Perfecto, I. 2005. The future of farming and conservation. *Science* 308:1257-1258
- Vandermeer, J., Perfecto, J. 1997. The agroecosystem: a need for the conservation biologist's lens. *Conservation Biology* 11:591-592.
- Vögeli, M., Serrano, D., Pacios, F., Tella, J.L. 2010. The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation* 143:1057-1067.
- Watling, J. I., Donnelly, M.A. 2006. Fragment as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20:1016-1025.
- Wright, J. 2005. *Falta Petróleo! Perspectives on the Emergence of a More Ecological Farming and Food System in Post-crisis Cuba*, PhD, Dissertation. Wageningen, The Netherlands.

Las Convenciones Ambientales Internacionales y la sociedad civil: Un análisis de redes sociales en España

I. Díaz Reviriego¹, M. Ruiz Pérez¹, J.A. González¹

(1) Departamento de Ecología, Facultad Ciencias, Edificio Biológicas, C/ Darwin 2, Universidad Autónoma de Madrid, 28049-Madrid-España.

➤ Recibido el 7 de febrero de 2011, aceptado el 26 de junio de 2011.

Díaz Reviriego, I., Ruiz Pérez, M., González, J.A. (2012). Las Convenciones Ambientales Internacionales y la sociedad civil: Un análisis de redes sociales en España. *Ecosistemas* 21(1-2):192-202.

Las Convenciones Internacionales de Cambio Climático, Diversidad Biológica y Desertificación constituyen uno de los pilares para la gestión ambiental global. Se han analizado las redes sociales entre 47 ONGs españolas implicadas en la sensibilización sobre estas tres grandes convenciones. Se han identificado asimismo las ONGs con mayor actividad de comunicación y de intermediación en la red. Los resultados muestran que la Convención sobre Cambio Climático es la que cuenta con un mayor nivel de participación entre el conjunto de ONGs de la muestra, sin embargo, las organizaciones conservacionistas participan con mayor frecuencia en la Convención de Biodiversidad. La red social analizada sigue un patrón de "centro-periferia" con una baja densidad de vínculos sociales. Este estudio muestra la importancia de promover la cooperación entre las ONGs, especialmente entre las de conservación y las de desarrollo, para la creación de nuevos vínculos y así potenciar la capacidad de incidir en las convenciones y de influir en la sociedad civil española.

Palabras clave: redes sociales, estructura centro-periferia, ONG, sensibilización, Convenciones Ambientales Internacionales.

Díaz Reviriego, I., Ruiz Pérez, M., González, J.A. (2012). International Environmental Conventions and the civil society: a social network analysis in Spain. *Ecosistemas* 21(1-2):192-202.

The International Conventions on Climate Change, Biological Diversity and Desertification are one of the pillars for global environmental management. We analyzed the social networks of 47 Spanish NGOs involved in the promotion and awareness of these conventions. Furthermore we identified the NGOs with the highest levels of communication and interaction activity within the network. The results reveal that the highest levels of participation are in relation to the Climate Change Convention. However, conservation organizations have higher degree of participation in the Biodiversity Convention. The social networks analyzed follow a pattern of "core-periphery" with a low density of social ties. This study highlights the importance of promoting cooperation between the NGOs, especially among those involved in conservation and development, in order to establish new ties and thereby enhance the ability to affect the conventions and influence Spanish civil society.

Key words: social networks, core-periphery structure, NGO, awareness campaigns, International Environmental Conventions.

Introducción

La gobernanza de los sistemas socio-ecológicos se entiende como la gestión de los ecosistemas así como las estructuras y los procesos que proporcionan el sistema social e institucional. Dicha gobernanza entraña dificultades relacionadas con el hecho de que tanto la naturaleza como los sistemas sociales se caracterizan por su incertidumbre, compleja dinámica, variaciones naturales y su dependencia de la escala (Levin 1998; Berkes et al. 2003; Bodin y Crona 2009). Las soluciones políticas a los problemas que surgen de las interacciones entre los humanos y el medio ambiente se han basado tradicionalmente en los valores y objetivos de los científicos y de los actores políticos, más que en los intereses y preocupaciones de un público más amplio (Owens 2000; Lindsay et al. 2007).

La sociedad civil y las organizaciones no-gubernamentales (ONGs) han ido adquiriendo desde los años '70 un mayor peso en la gobernanza global en temas ambientales. Su representación en el sistema de Naciones Unidas ha ido avanzando tanto en cantidad como en calidad de participación desde las primeras conferencias. Asimismo, el papel que desempeñan las ONGs ha ido evolucionando desde una posición de observadores pasivos, a un mayor peso en la toma de decisiones (Clark et al. 1998; Gemmill y Bimbola 2002), puesto de manifiesto con indicadores como las reuniones entre técnicos gubernamentales y de las ONGs, labores de lobby y campañas de opinión.

Los compromisos específicos adoptados por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo (CNUMAD) incluyen dos convenciones: la Convención sobre Cambio Climático (CNUCC) y la Convención sobre Diversidad Biológica (CDB). Posteriormente fue adoptada la Convención de Lucha contra la Desertificación (CNULD). En estas convenciones se expresa la necesidad de que los Estados que las han ratificado fomenten y apoyen la adopción de medidas para la participación de la sociedad civil y las organizaciones no gubernamentales, mejorando la coordinación de los actores sociales para la consecución de los objetivos que se plantean (CNUCC 1992, art. 4(i); CNULD 1994, art.10 (f)).

Las convenciones ambientales constituyen en su conjunto uno de los pilares internacionales para la gestión de los sistemas socio-ecológicos globales, habiéndose establecido un 'Triálogo' de coordinación entre dichas convenciones animado por el Global Development Research Center. Las sinergias entre estas tres convenciones, los problemas ambientales que abordan y sus implicaciones (Alusa 1997; MA 2005) son de gran relevancia en el caso de nuestro país. Por un lado la cuenca mediterránea es un "hotspot" de biodiversidad (Médail y Quèzel 1999), siendo también importantes los fenómenos de desertificación y degradación del suelo. Además, el cambio climático agravará muchas de estas cuestiones en el ámbito mediterráneo (IPCC 2007).

La sociedad civil juega un rol primordial en la implementación de las convenciones y en el desarrollo de las sinergias, siendo por ello esencial su participación e implicación activa de cara a la consecución de los objetivos de las tres convenciones (Mouat et al. 2006). Esta observación es especialmente pertinente en el caso de nuestro país, dadas las carencias de participación civil en España.

El objetivo de este trabajo ha sido analizar la organización y coordinación de la sociedad civil española para la difusión de mensajes destinados a la sensibilización sobre las convenciones internacionales ambientales a través de un análisis de redes sociales dentro del ámbito de las ONGs, tanto de conservación (ONGCs) como de desarrollo (ONGDs).

Metodología

El análisis de redes sociales

Las redes sociales son el conjunto de vínculos que se establecen entre los diversos actores sociales, y son la fuente para la creación del capital social, entendido éste como las relaciones de confianza, reciprocidad e intercambio, las reglas, normas y sanciones comunes, y la conexión entre redes y grupos (Pretty y Ward 2001). El capital social es un activo primordial para la conservación del capital natural, ya que éste no puede ser gestionado a largo plazo sin una atención explícita al capital social y humano. Esto sugiere la necesidad de combinar elementos biológicos y sociales en las políticas y acciones de conservación (Pretty y Smith 2004).

El análisis de redes sociales es una herramienta para la medición y exploración de las estructuras sociales que emergen de las relaciones entre actores sociales, ya sean estos individuos u organizaciones. Se fundamenta en la creación y desarrollo de la matriz de relaciones y en la construcción de un grafo. Los elementos básicos que definen una red son esencialmente dos: los actores que establecen las relaciones entre sí (nodos) y sus relaciones, representadas por líneas (Sanz 2003). Entendemos por dato relacional un vínculo específico existente entre un par de elementos (Wasserman y Faust 1994).

Para evaluar el patrón estructural de la red en estudio hemos elegido las dos propiedades fundamentales que caracterizan una red: el nivel de conectividad y el grado de centralidad. El nivel de conectividad es la densidad de los vínculos en la red, es decir, el número de vínculos dividido entre el número máximo de vínculos posibles. El grado de centralidad se refiere a la distribución e importancia de los vínculos entre los nodos de la red. Existen varios parámetros para medir el grado de centralidad; se han elegido en este estudio el *degree* (grado nodal) y el *betweenness* (grado de intermediación). El *degree* o grado nodal hace referencia a la posición y relación que guarda un actor/nodo con respecto a otros actores/nodos y se define como el número de actores a los cuales se encuentra directamente vinculado. El *degree* es por tanto una medida de la actividad de comunicación. El *betweenness* identifica la capacidad de intermediación de un determinado nodo en la relación entre dos nodos de la misma red que no tienen contacto directo, y su valor se representa por la frecuencia con que un nodo aparece como conexión entre otros dos nodos. De este modo el *betweenness* representa el control de la información, ya que los nodos/actores con alto valor de *betweenness* son la fuente principal de información.

Toma y análisis de los datos

La obtención de datos se realizó a través de un cuestionario que incluía información general de la ONG, de sus actividades relacionadas con la tres Convenciones y de sus interacciones (reuniones, intercambio de información, preparación de posicionamientos oficiales, colaboración en general) con otras ONGs en relación a estas actividades. La información se codificó y transformó en una matriz de datos cuantitativos y cualitativos.

La delimitación del universo muestral de ONGs se llevó a cabo a través de una identificación inicial de las ONGs implicadas en la divulgación y sensibilización de la sociedad española acerca de las convenciones internacionales ambientales. Se consideran conjuntamente como ONGs a organizaciones no gubernamentales, fundaciones y organizaciones sociales. La selección de ONGs se basó en los siguientes criterios: ONGs de conservación englobando aquellas con motivaciones conservacionistas, ecologistas y de defensa de la naturaleza; y ONGs de desarrollo incluyendo aquellas de cooperación internacional para el desarrollo y la lucha contra la pobreza así como de solidaridad internacional.

Se identificaron inicialmente un total de 91 ONGs en base a los registros de participación en la distintas Conferencias de las Partes (COPs). Posteriormente mediante la técnica de bola de nieve -método por el cual los encuestados especifican otros actores sociales a los que están vinculados, generando así una nueva lista de actores con la descripción del tipo de vínculo que les relaciona (Wasserman y Faust 1994)- el número de ONGs del universo muestral final ascendió a 117.

Se contactó telefónicamente con las 91 ONGs del universo muestral inicial para informar sobre el estudio y encontrar una persona de referencia que pudiera responder el cuestionario y se le envió por correo electrónico. Durante el muestreo se fueron asimismo contactando las nuevas ONGs que aparecían por el método de "rellamada" hasta contactar las 117 ONGs del universo muestral final y se realizó un seguimiento telefónico.

Se realizaron análisis descriptivos, así como tratamiento estadístico de los datos (análisis de varianza y correlaciones). Se realizó un análisis multivariante de las relaciones entre los tres tipos de ONGs, la importancia de las temáticas de las convenciones y las percepciones sobre el papel que pueden desempeñar estas ONGs en las mismas. El análisis de redes sociales se basó en la matriz normal construida con las respuestas a la pregunta sobre sus relaciones con otras ONGs y se efectuó con el programa UCINET y el tratamiento estadístico con SPSS 17.0 y Excel.

Resultados y discusión

Variaciones en la importancia de las convenciones

Un total de 47 ONGs respondieron al cuestionario, lo que constituye una buena tasa de respuesta (Cook et al. 2000). Entre las ONGs que respondieron se encuentran las mayores y más representativas, tanto en temas de conservación como de desarrollo. En total, emplean a 3150 trabajadores (mas un número algo mayor de voluntarios), agrupan a 16 850 miembros y tienen 829 000 socios. Dado el bajo nivel de asociacionismo típico de España (Montero et al. 2006, European Social Survey 2009), consideramos que la muestra obtenida es representativa.

Las organizaciones que respondieron fueron clasificadas en tres grupos diferentes: uno compuesto por 19 ONGs de **Conservación** (ONGC), otro con 16 ONGs de **Desarrollo** (ONGD), y un tercero denominado como **Otras** formado por 12 ONGs y que incluye organizaciones del ámbito sindical, fundaciones estatales públicas y organizaciones de consumidores, entre otras.

Se observó una participación desigual en las convenciones, siendo la CNUCC la más frecuentemente mencionada por su participación por el conjunto de ONGs de la muestra. Sin embargo, las ONGCs participan más frecuentemente en la CDB (**Fig. 1**).

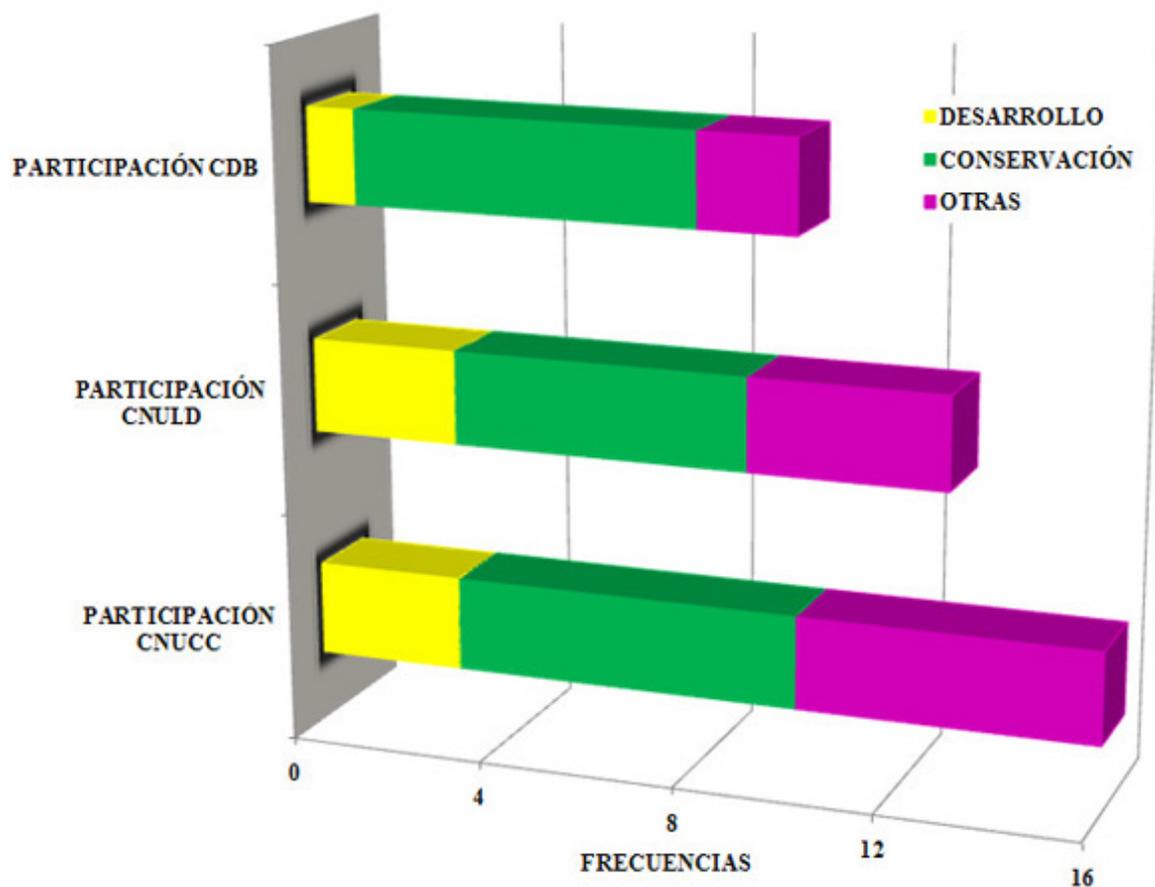


Figura 1. Frecuencia de participación en las convenciones internacionales ambientales según el tipo de ONG.

La temática de *cambio climático* concentra el mayor número de programas y actividades de información, comunicación de mensajes y sensibilización entre las ONGs españolas. No obstante, se encontraron diferencias significativas entre los tres tipos de ONGs ($\chi^2= 9.620$; $p= 0.008$). Asimismo se encontraron diferencias significativas entre los grupos para la temática biodiversidad ($\chi^2=12.583$; $p= 0.002$). La temática *desertificación* es la que aglutina menor número de acciones aunque su frecuencia relativa, en el caso de las ONGDs, parece ser mayor (**Fig. 2**).

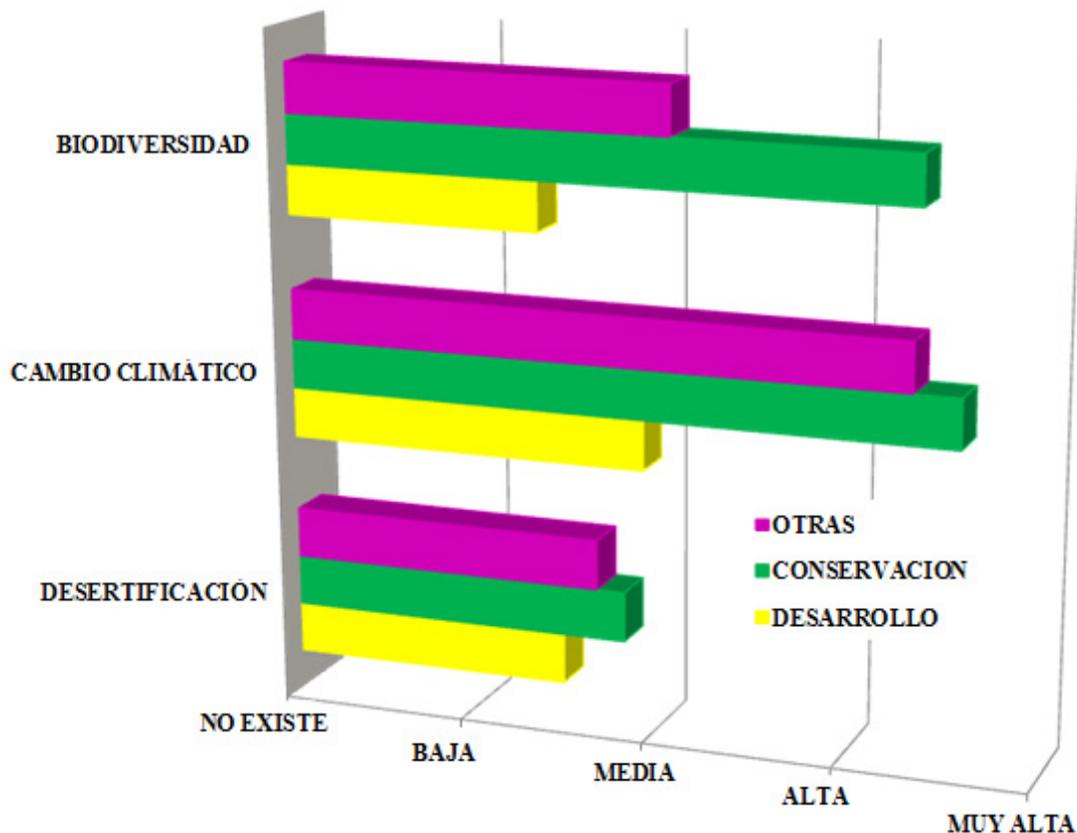


Figura 2. Frecuencias promedio de la importancia de las temáticas biodiversidad, cambio climático y desertificación para la realización de actividades según el tipo de ONG.

Esto pone de manifiesto la tendencia actual a centrar gran cantidad de esfuerzo en la mitigación y adaptación al cambio climático, en lugar de adoptar una visión sistémica de las interrelaciones y sinergias de las múltiples dimensiones del cambio global (Sala et al. 2000; Duarte et al. 2006) y el objetivo común del desarrollo sostenible. Igualmente, la atención al cambio climático parece estar eclipsando, en cierta medida, los otros dos grandes temas de pérdida de biodiversidad y desertificación, estrechamente vinculados con el cambio climático (MA 2005), resaltando la escasa atención que se le presta a la desertificación.

Por otro lado, tanto la participación en la CDB como la frecuencia promedio de acciones relativas a la temática biodiversidad es mucho mayor en las ONGCs. Esto indica que la biodiversidad es la seña de identidad de las ONGCs. La identificación con un elemento bandera concreto (la biodiversidad, una especie, un espacio, etc.) es una aproximación habitual porque ayuda a concretar objetivos y aunar esfuerzos y recursos. Sin embargo la carencia de una visión sistémica, puede tener consecuencias negativas, como la pérdida de efectividad o la concentración de las inversiones económicas en algunos de estos elementos concretos (Martín-López et al. 2009).

El análisis multivariante permite representar las relaciones entre los tres tipos de ONGs, la importancia de las acciones relativas a las convenciones y las percepciones sobre el papel que pueden representar estas ONGs en las mismas (**Fig. 3**). Para facilitar la interpretación se han utilizado los valores medios de cada grupo, lo que hace que el primer eje absorba la mayor parte de la varianza (98%). Se observa una contraposición entre las ONGs de desarrollo y las de conservación. Las temáticas de cambio climático y biodiversidad aparecen más asociadas a las organizaciones conservacionistas y Otras, destacando la estrecha vinculación entre biodiversidad y ONGCs. Por otro lado, la temática desertificación, el potencial de las convenciones para combatir los problemas ambientales y la pobreza, y la importancia del papel que desempeñan las ONGs en las convenciones se identifican más cercanas a las ONGDs.

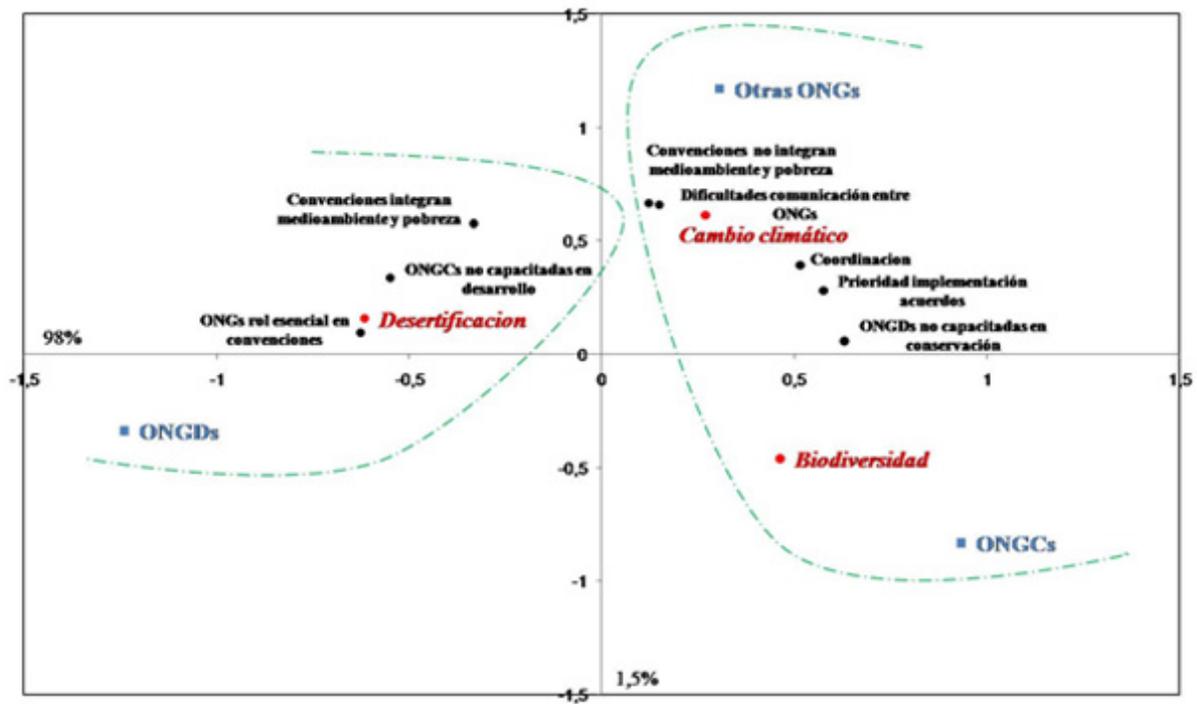


Figura 3. Análisis multivariante de las relaciones entre tipos de ONG, la importancia de las temáticas de las distintas convenciones y las percepciones sobre el papel de las ONGs en las mismas.

Análisis de redes sociales

El patrón de relaciones de la red social formada por las ONGs de la muestra se ilustra en la **Figura 4**. Aunque algunos resultados pudieran verse modificados de haberse obtenido respuesta del universo muestral completo, la estructura y nodos mas importantes de la red no sufrirían cambios significativos dada la mencionada presencia de las mayores ONGs dentro del conjunto de respuestas. Se identificó una estructura de “centro-periferia” caracterizada por unos actores muy centralizados y densamente conectados entre sí (centro), alrededor de los cuales gravitan otros actores escasamente interconectados (periferia) (Borgatti y Everett 1999). Tres organizaciones de conservación (Ecologistas en Acción, WWF y Greenpeace) se sitúan en el centro de la red, lo que indica la importancia de estas organizaciones y su nivel de actividad; esto es lógico ya que la temática ambiental es esencial a su mandato. El resto de ONGs busca en ellas asesoramiento, recursos o influencia. La otra organización que se sitúa en una posición central es IPADE, ONGD especializada en el ámbito del medio ambiente, actuando de punto focal para las ONGDs en algunas cuestiones ambientales. Esto coincide con lo encontrado por otros autores (Ansell 2003; Diani 2003; Ernstson et al. 2008) que muestran como los movimientos sociales por la sostenibilidad ambiental se ajustan frecuentemente a un perfil estructural de tipo “centro-periferia”.

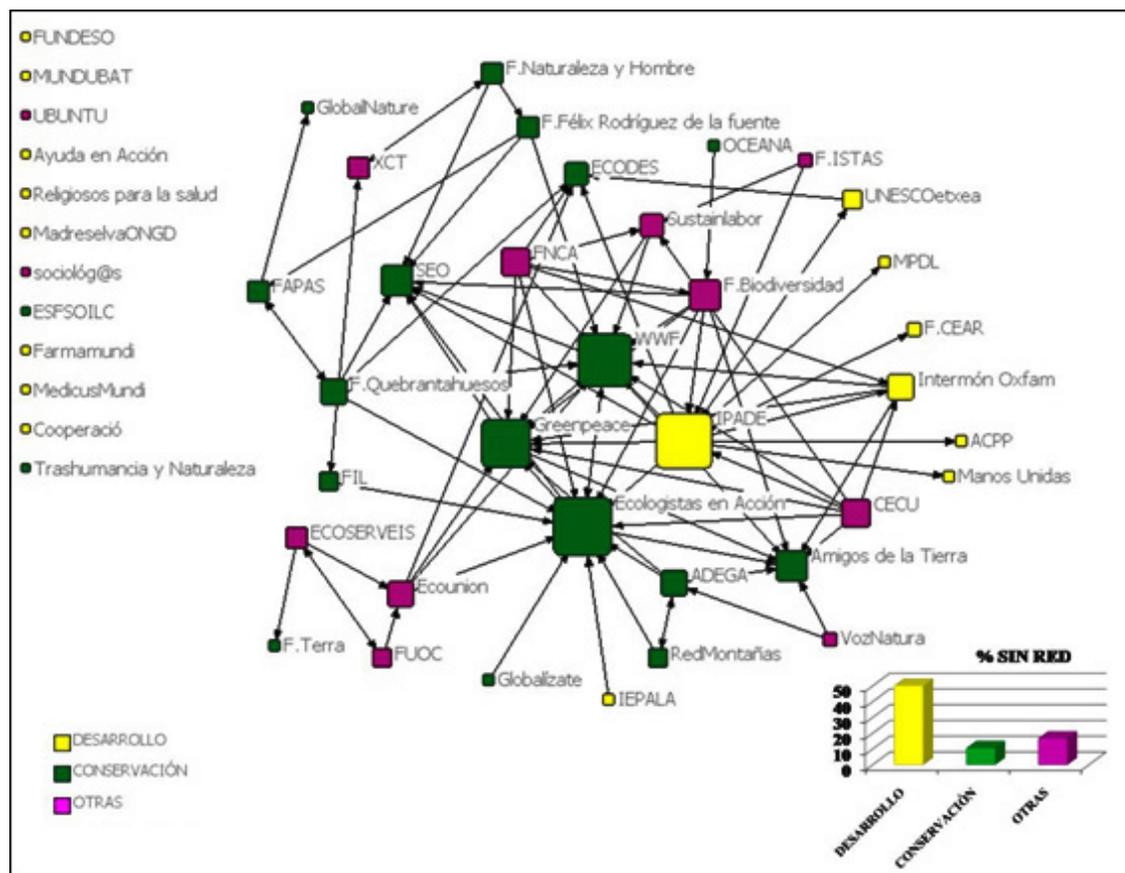


Figura 4. Red social de ONGs de la muestra. El tamaño del nodo indica el grado de centralidad medido como *degree* y el color del nodo indica el tipo de ONG. Las líneas representan los vínculos sociales entre organizaciones. La lista de organizaciones de la izquierda corresponde al elemento aislado de ONGs que no tienen vínculos con la red de temas ambientales.

La red tiene una baja densidad de vínculos, de los 2163 posibles vínculos tan sólo 90 están presentes, equivalente a una densidad del 4.16%. Esta conectividad relativamente baja puede ser un síntoma de una falta de comunicación y/o confianza entre organizaciones. Alternativamente, podría reflejar una masa crítica insuficiente que permita liberar recursos destinados a la coordinación. Se observó que la gran mayoría de las 11 organizaciones sin vínculos con la red son ONGDs y corresponden con el 50% de las ONGDs que contestaron al cuestionario y que están desconectadas de la red social de temática ambiental. Esto es lógico dado que los temas ambientales son en principio secundarios para las ONGDs.

Por otra parte, si eliminamos secuencialmente las tres ONGs con mayor *degree*, la densidad media de la red cae en un 51%, pasando del 4.16% al 2.05%. Esto indica una red frágil, excesivamente dependiente de algunos nodos clave, y muy vulnerable a su desaparición, lo que parece apoyar la idea de una red con masa crítica insuficiente.

Ecologistas en Acción e IPADE son las que tienen un mayor grado de intermediación (*betweenness*) en la red junto con Ecouion y WWF (Tabla 1.). Entre estas organizaciones encontramos representantes de los tres tipos de ONGs, lo cual es muy relevante dado que el parámetro *betweenness* representa el control de la información. Las ONGs con un alto grado de intermediación tienen la responsabilidad de mantener la comunicación y podrían ejecutar el rol de coordinadores de procesos grupales, siendo por tanto las ONGs puente para la vinculación de la red (Freeman 1979). El efecto positivo de los actores intermediarios en la gobernanza de los recursos naturales va más allá del intercambio de información y conocimientos, ya que pueden además fomentar la confianza entre grupos previamente desconectados facilitando así la acción colectiva y el consenso, y disminuyendo los costes de la resolución de conflictos de intereses (Ramírez-Sánchez 2007; Bodin y Crona 2009).

ONG	TIPO	BETWEENNESS	ONG	TIPO	BETWEENNESS
Ecologistas en Acción	C	185.9	F, CEAR	D	0
F. IPADE	D	176.7	Cooperaió	D	0
Ecounion	O	95.8	ESFSOILC	C	0
WWF	C	81.6	F. Tierra	C	0
SEO	C	48.7	Farmamundi	D	0
F. Quebrantahuesos	C	46.8	FUOC	O	0
Greenpeace	C	46.6	FUNDESO	D	0
F. Biodiversidad	O	37.5	Globalízate	C	0
FAPAS	C	33.4	Global Nature	C	0
Ecoserveis	C	33.0	IEPALA	D	0
Amigos de la Tierra	C	26.2	Madreserva ONGD	D	0
ECODES	C	23.2	Manos Unidas	D	0
F. Felix RDLF	C	22.2	Medicus Mundi	D	0
FIL	C	20.6	MPLD	D	0
F. Naturaleza y Hombre	C	11.6	MUNDUBAT	D	0
FNCA	O	9.2	OCEANA	C	0
CECU	O	6.7	Redmontañas	C	0
Sustainlabor	O	6.0	Religiosos para la salud	D	0
Intermon Oxfam	D	3.5	Sociólogos sin fronteras	O	0
F. ISTAS	O	1.4	Trashumancia y Naturaleza	C	0
XCT	O	1.3	UBUNTU	O	0
ACPP	D	0	UNESCO etxea	D	0
Ayuda en Acción	D	0	Voz Natura	O	0

Tabla 1. Resumen de los valores de *betweenness* (grado de intermediación) para las ONGs de la muestra. C: conservación D: desarrollo y O: otras.

La conexión en redes no sigue una tendencia acumulativa con el tiempo, sino que es una característica inherente a cada ONG según muestra la falta de correlación entre el número de años trabajando y el *betweenness* ($R^2=0.002$; $p=0.750$). Igualmente, no hay correlación entre el *betweenness* y el tamaño de la organización, estimado tanto por el número de trabajadores ($R^2=-0.000$; $p=0.994$) como de socios ($R^2=0.000$; $p=0.993$). Así, algunas de las ONGs más grandes y/o de más antigüedad como SEO, ADEGA o Intermón Oxfam no tienen valores de *betweenness* muy altos, en cambio otras organizaciones con menos antigüedad y/o más pequeñas como Ecologistas en Acción, IPADE o Ecounion tienen valores de *betweenness* particularmente elevados en comparación con los años en activo o con su tamaño. Esto parece indicar que la conexión y potenciación de redes es una característica propia de algunas organizaciones, pudiéndose diferenciar ONGs con una agenda y modo de trabajo individual frente a otras que tienen una vocación, agenda y modo de trabajo en red.

La red social formada por todas las ONGs españolas que fueron nominadas en el cuestionario se ilustra en la **Figura 5**. Se observó que las ONGs con mayor grado de centralidad son Ecologistas en Acción e IPADE junto con WWF, Greenpeace y Coalición Clima. Asimismo se apreció la existencia de algunas redes autonómicas con circuitos propios como País Vasco, Cataluña o Cantabria, reflejo de la estructuración del Estado de las Autonomías y de la interacción intracomunitaria en nuestro país.

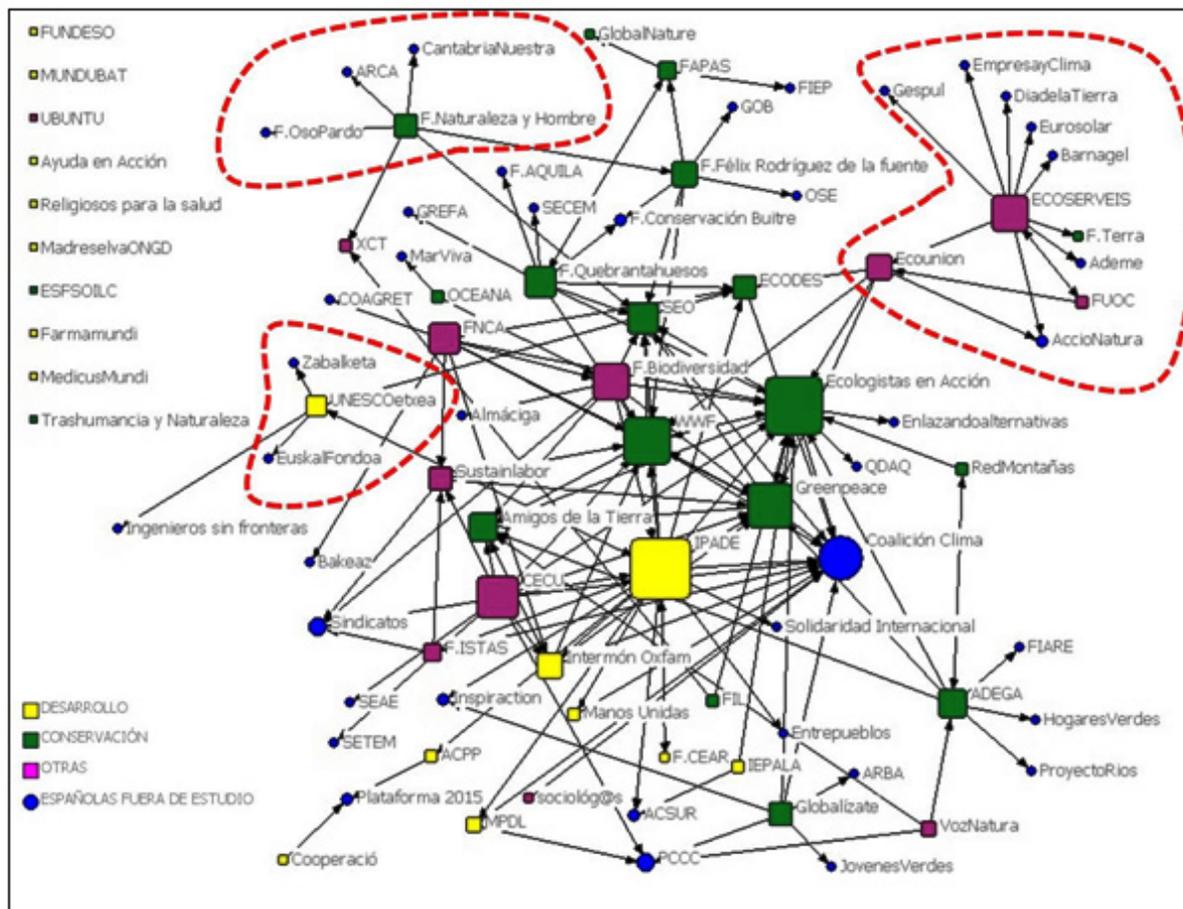


Figura 5. Red social de ONGs españolas. El tamaño del nodo representa el grado de centralidad expresado por el *degree* y el color el tipo de ONG. La forma de nodo circular indica las ONGs españolas que no pertenecen a la muestra. Los trazos rojos engloban subredes en torno a Comunidades Autónomas.

Conclusión

En este estudio se ha investigado la estructura de las redes sociales entre las ONGs españolas. La capacidad de acción colectiva depende de la colaboración entre los agentes sociales implicados en la transmisión de estos mensajes, ya que las decisiones que se toman en el marco de las convenciones pasan totalmente inadvertidas para gran parte de la sociedad. Somos conscientes de la limitación de asumir que la actividad de las ONGs es un buen indicador del interés de la sociedad en su conjunto. No obstante, como expresión de la sociedad civil organizada, el trabajo de estas ONGs no solo representa a la sociedad sino que también influye en ella incorporando y educando en nuevos valores y necesidades. Por ello, las respuestas obtenidas, además de reflejo de opinión son también anticipo de futuras tendencias.

La estructura presentada parece indicar que las ONGs que participan en el seguimiento de las Convenciones Ambientales internacionales se encuentran en un momento de acumulación y combinación de esfuerzos. El interés potencial de la cooperación choca con la escasa densidad de vínculos e incluso la desconexión total de un número significativo de ONGs. Sin embargo, existe un núcleo central al que pertenecen algunas ONGs con vocación de coordinación y trabajo en red que podría servir de aglutinante para acelerar el proceso de comunicación y coordinación de acciones.

En el contexto internacional actual, es esencial la cooperación entre los diferentes actores sociales implicados en la sensibilización de la ciudadanía a nivel nacional para crear alianzas, consolidar el trabajo en red, incentivar la participación ciudadana y fomentar la unidad de propuestas de las ONGs y la sociedad civil española en el ámbito internacional. El conocimiento de las fortalezas y debilidades de estas redes puede ayudar a hacer más efectivas dichas convenciones.

Referencias

Alusa, A. 1997. *Scientific linkages and complementaries between the conventions on climate change, biological diversity, desertification and the forest principles*. UNEP. Disponible en: <http://www.gdrc.org/uem/Trialogue/il1-one.html>

- Ansell, C.K. 2003. Community embeddedness and collaborative governance in the San Francisco bay area environmental movement. En: Diani, M., McAdam, D. (eds.). *Social movements and networks—relational approaches to collective action*, pp: 123-144, Oxford University Press, Oxford. Reino Unido.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C. 2003. *Navigating socio-ecological system: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Bodin, O., Crona, B.I. 2009. The role of social networks in natural resource governance: What relational patterns make a difference? *Global Environmental Change* 19:366- 374.
- Borgatti, S.P., Everett, M.G. 1999. Models of core/periphery structures. *Social Networks* 21:375-395.
- Clark, A.M., Friedman, E.J., Holchstetler, K. 1998. The sovereign limits of global civil society: a comparison of NGO participation in UN world conferences on the Environment, Human Rights, and Women. *World Politics* 15(1):1-35.
- CNUCC 1992. *Convención de Naciones Unidas contra el Cambio Climático*, Nueva York el 9 de mayo de 1992. UNFCCC. FCCC/INFORMAL/84 GE.05-62220 (E) 200705. Disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convsp.pdf>
- CNULD 1994. *Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, en los países afectados por sequía grave o desertificación, en particular en África*, París, 17 de junio de 1994, UNCCD. Disponible en: http://noticias.juridicas.com/base_datos/Admin/cnudesierto.html#c1
- Cook, C., Heath, F., Thompson, R.L. 2000. A meta-analysis of response rates in Web- or internet-based surveys. *Educational and Psychological Measurement* 60(6):821-836.
- Diani, M. 2003. Networks and social movements: a research programme. En: Diani, M., McAdam, D. (eds.). *Social movements and networks—relational approaches to collective action*, pp. 299-319, Oxford University Press, Oxford, UK.
- Duarte, C., Montes, C., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Pardo, M., Ríos, A.F., Valladares, F. 2006. *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Centro Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, España.
- Ernstson, H., Sörlin, S., Elmqvist, T. 2008. Social Movements and Ecosystem Services—the Role of Social Network Structure in Protecting and Managing Urban Green Areas in Stockholm. *Ecology and Society* 13(2):39.
- European Social Survey 2009. *La 4ª ola de la Encuesta Social Europea en España: muestras representativas de comunidades autónomas*. ESS. http://www.upf.edu/ess/pdf/4a-ola/resultados/ESS4-tecnico_resultados.pdf
- Freeman, L.C. 1979. Centrality in social networks: conceptual classification. *Social Networks* 1:215-239.
- Gemmil, B., Bimbola, I. 2002. En: *Global Environmental Governance: options and oportunities*. Esty. D. C., Ivanova, M.H (Eds.). *Yale Centre for Environmental Law and Policy*. Yale, Estados Unidos.
- IPCC 2007. *Climate Change 2007. Synthesis Report*. Disponible en: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf
- Levin, S.A. 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* 1:431-436
- Lindsay, C. Stringer, M.S., Reed, A.J., Dougill, M.K., Seely Martin Rokitziki. 2007. Implementing the UNCCD: participatory challenges. *Natural Resources Forum* 31:198-211.
- Martín-López, B., Montes, C., Ramírez, L., Benayas, J. 2009. What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation* 142(7):1370-1380.
- Médail, F., Quézel, P. 1999. Biodiversity hotspot in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13(6):1510-1513.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) 2005. *Ecosystems and human well-being: Desertification synthesis*. World Resources Institute, Washington D.C. <http://www.maweb.org/documents/document.796.aspx.pdf>

- Montero, J.R., Font Fábregas, J., Torcal, M. 2006. *Ciudadanos, asociaciones y participación en España*. CIS, Madrid, España.
- Mouat, D., Lancaster, J., El-Bagouri, I., Santibañez, F. 2006. *Opportunities for synergy among the environmental conventions: results of national and local level workshops*. UNCCC, Bonn, Germany.
- Owens, S., 2000. Engaging the public: Information and deliberation in environmental policy. *Environment and Planning A* 32:1141-1148.
- Pretty, J., Smith, D. 2004. Social Capital in Biodiversity Conservation and Management. *Conservation Biology* 18(3):631-638.
- Pretty, J., Ward, H. 2001. Social capital and the Environment. *World Development* 29(2):209-227.
- Ramirez-Sanchez, S. 2007. A social Relational Approach to the Conservation and Management of Fisheries: *The Rural Communities of the Loreto Bay National Marine Park, BCS, Mexico*. School of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, British Columbia, Canada.
- Sala, O. E., Stuart, 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., Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sanz, L. 2003. Análisis de redes sociales: o cómo representar las estructuras sociales subyacentes. *Apuntes de ciencia y tecnología* 7:21-29.
- Wasserman, S., Faust, K. 1994. *Social network analysis-methods and applications*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Premio "ECOSISTEMAS" al mejor resumen de Tesis publicado en esta revista en 2011

J. Cortina ¹, A. Escudero ², L. Navarro ³

(1) Departament d' Ecologia e Institut Multidisciplinar per a l'Estudi del Medi, Universitat d' Alacant, Ap. 99, 03080 Alicante, España.

(2) Área de Biodiversidad y Conservación, Departamento de Biología y Geología, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos, C/ Tulipán s/n, 28933 Móstoles, Madrid, España.

(3) Grupo de Ecología y Evolución de plantas, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo. Universidad de Vigo, As Lagoas-Marcosende, 36200-Vigo, España.

Cortina, J., Escudero, A., Navarro, L. (2011). Premio "ECOSISTEMAS" al mejor resumen de Tesis publicado en esta revista en 2010. Ecosistemas 21(1-2):203-204.

Uno de los objetivos de la revista Ecosistemas es fomentar la difusión y mostrar la calidad, cada vez mayor, de los trabajos de Tesis Doctoral realizados por jóvenes investigadores de nuestro ámbito. En este sentido, la revista Ecosistemas mantiene desde hace años un apartado editorial dedicado a la publicación de resúmenes de trabajos de tesis doctorales recientemente finalizados. Con el objetivo de fomentar la difusión del trabajo realizado en el ámbito de la Ecología Ibérica y Latinoamericana, en septiembre de 2009 se creó el Premio Ecosistemas a los mejores resúmenes de Tesis publicados cada año en la revista Ecosistemas (ver bases del premio en <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=619>).

La comisión evaluadora encargada de valorar el esfuerzo de los autores y la calidad de los trabajos presentados ha tenido en cuenta la originalidad e innovación del tema, la claridad en la redacción del manuscrito, así como el grado de aportación que suponga para el avance de la Ecología, medido en forma de calidad y cantidad de publicaciones a que dicho trabajo diera lugar en el momento de su publicación. Una vez evaluados los 14 resúmenes presentados a lo largo de 2011, la comisión evaluadora del premio ha emitido su veredicto, la decisión ha sido difícil dado el alto nivel de la mayoría de las propuestas, finalmente se ha otorgado el premio a los siguientes resúmenes y autores en ex aequo:

[Regeneración de especies leñosas en paisajes forestales fragmentados de la Cordillera Cantábrica](#)

José M. Herrera (Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, E-33071 Oviedo. España).

[Patrones de redistribución hidráulica y su importancia en zonas áridas](#)

Iván Prieto Aguilar (Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). Ctra. de Sacramento s/n, La Cañada de San Urbano. E-04120 Almería, España) .

[Efectos del estrés abiótico y factores bióticos en las interacciones planta-planta: implicaciones para el funcionamiento y la restauración de los ecosistemas semiáridos](#)

Santiago Soliveres Codina (Área de Biodiversidad y Conservación, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, E-28933, España e Instituto de Recursos Naturales, Centro de Ciencias Medioambientales, MNCN, CSIC, Serrano 115, E-28006 Madrid, España)

En virtud del acuerdo alcanzado con la Junta Directiva de la Asociación Española de Ecología Terrestre, los autores premiados obtienen una inscripción gratuita a la AEET durante un año y un diploma acreditativo del Premio.

Desde estas páginas seguimos animando a todos aquellos que hayan presentado su tesis doctoral en el último año a que envíen un resumen de dicho trabajo a esta revista.

Jordi Cortina, Adrián Escudero y Luis Navarro

Lista de revisores del 2011

Redacción (2012). Lista de Revisores 2011. *Ecosistemas* 21(1-2):205.

Estas personas contribuyeron generosamente a revisar los manuscritos recibidos en **ECOSISTEMAS** durante el año 2011. Agradecemos a todos ellos su desinteresada colaboración.

Adrián Escudero
Ainhoa Magrach
Alicia Valdés
Arturo Cortés Maldonado
Beatriz Pérez
Cristina García
Daniel García
Daniel Martínez
Exequiel Ezcurra
Fernando Madrid
Fernando Valladares
Francisco Pugnaire
Francisco Rodríguez
Gregorio Aragón
Javier Benayas
Javier Pérez-Trís
Javier Rodríguez-Pérez
Jessica Lavabre
Jordi Cortina
José Luis Quero
José María Iriondo
José María Sánchez
José Vicente López Vao
Juan P. González-Varo
Leyre Jiménez
Luciano Cagnolo
Luis Navarro
Margarita López
Margarita Ros
Mariano Devoto
Miguel Ángel Mellado
Paola Laiolo
Rafael Albaladejo
Rafael M. Navarro Cerrillo
Roxana Torres
Víctor Resco de Dios

Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México

E. Alanís ¹

(1) Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares - Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700 Linares, Nuevo León, México.

➤ Recibido el 13 de diciembre de 2011, aceptado el 20 de diciembre de 2011.

Alanís, E. (2012). Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Ecosistemas* 21(1-2):206-210.

En las Sierras Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América los incendios forestales son un fenómeno ampliamente distribuido en los ecosistemas boscosos, incluyendo áreas naturales protegidas, parques nacionales y reservas de la biosfera (Jiménez y Alanís, 2011). En el año 1998 se suscitó un incendio forestal en el Parque Ecológico Chipinque (Nuevo León, México, **(Fig. 1)** que afectó unas 500 ha de bosque mixto *Pinus-Quercus*, equivalentes a una tercera parte de la superficie total del Parque.



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

En la zona incendiada se realizó un programa de restauración ecológica dejando un área como testigo de regeneración natural. La comunidad vegetal que se eligió como referencia para el proyecto fue la descrita por Jiménez et al. (2001), que se encontraba contigua al área incendiada, donde se registraron seis especies leñosas, una densidad arbórea de 340 individuos/ha y a *Pinus pseudostrobus* como la especie clave (183 individuos/ha).

El programa de restauración consistió en: 1) implementación de obras de retención de suelo con material arbóreo incendiado siguiendo curvas de nivel (*fajinas*, **Fig. 2**), 2) plantación de brinzales de *P. pseudostrobus* a una densidad de 2000 individuos/ha, con reposición de planta muerta durante 5 años (1999-2004), 3) eliminación de vegetación competidora de la plantación de *P. pseudostrobus* durante el periodo 1999-2003, y 4) poda de los vástagos de la base del tronco de *Quercus* sp., dejando únicamente el que presentaba las mejores características diamétricas (*resalveo*).

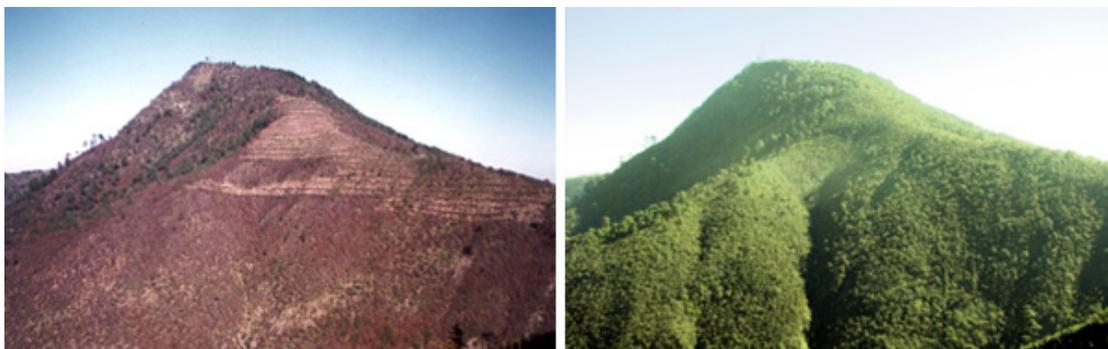


Figura 2. La fotografía izquierda (año 1998) muestra la zona afectada después del incendio en la que se aprecian las obras de retención del suelo. La foto de la derecha muestra el estado de la misma zona en 2009. Fotos. S. Rivera Basaldua y E. Meléndez López.

En el año 2008 (10 años después) se establecieron sitios de muestreo para evaluar el estado de la vegetación tanto en la zona restaurada como en la testigo. La investigación estuvo dirigida a responder la influencia de la exposición de ladera

(noroeste vs. noreste, en lo sucesivo se definirá como NO y NE respectivamente) y severidad del fuego (media vs. alta) en la estructura leñosa así como a evaluar de manera crítica y científica las actuaciones de restauración.

El género con mayor presencia en las áreas restauradas y regeneradas naturalmente fue *Quercus*, siendo el encino *Q. rysophylla* la especie que presentó mayor abundancia y área basal (Tabla 1). El área restaurada presentó como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus* (NO=1580±283 individuos/ha; NE=700±346 individuos/ha), mientras que esta especie prácticamente desapareció de las áreas sometidas exclusivamente a regeneración natural (NO=0 individuos/ha; NE=50±28 individuos/ha). La elevada densidad de pies de encino registrada diez años después del incendio se puede relacionar en parte a que las especies del género *Quercus* presentes en el área de estudio, además de rebrotar de la base del tronco, también tienen la capacidad de rebrotar desde estructuras subterráneas. Esta capacidad de respuesta ante el fuego es la responsable de la alta densidad registrada, siendo buena parte de los individuos presentes rebrotes de árboles maduros pre-existentes.

De los 2000 individuos por hectárea de *Pinus pseudostrobus* plantados en 1998 en el área restaurada, y de las sucesivas reposiciones de marras en el periodo 1999 - 2004, en el año 2008 se registró un porcentaje de supervivencia de 79% y 35% (NO y NE respectivamente), el cual no es aceptable en la exposición NE desde el punto de vista técnico-económico.

Especies	Noroeste				Noreste			
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0.02	40	0.06				
<i>Ceanothus coeruleus</i>	260	0.23	600	0.61				
<i>Celtis laevigata</i>					75	0.03		
<i>Carya illinoensis</i>							75	0.08
<i>Cersis canadensis</i>					75	0.25	100	0.03
<i>Chiococca pachyphylla</i>	40	0.00			25	0.04		
<i>Juglans mollis</i>	20	0.07			325	0.80		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	0.06
<i>Pinus pseudostrobus</i>			1580	3.78	50	0.01	700	0.26
<i>Prunus mexicana</i>					100	0.60		
<i>Prunus serotina</i>	20	0.20			225	0.54		
<i>Quercus canbyi</i>	780	5.60	1100	5.96	150	0.50	125	0.35
<i>Quercus laeta</i>	800	4.65	360	2.20				
<i>Quercus laceyi</i>	280	0.64			1000	2.54	250	1.13
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0.009
<i>Quercus rysophylla</i>	1480	10.00	2380	18.37	3250	17.78	2100	18.36
<i>Rubus tribialis</i>					25	0.00		
Total	3700	21.47	6060	31.01	5300	23.10	3450	20.28

Tabla 1. Densidad (N/ha) y área basal (G) de las distintas especies leñosas en el área de estudio 10 años después del incendio en función de la exposición de la ladera y de la realización de acciones de restauración post-incendio.

Las barreras de retención de suelo empleadas resultaron tener un efecto positivo y significativo ($p=0.002$) en la acumulación de suelo in situ. La profundidad media del suelo en el área con barreras de retención fue de 24.7 ± 6.6 cm, mientras que en el área sin barreras este valor fue de 19.9 ± 6.8 cm (**Fig. 3**), lo que representa un aumento relativo de casi un 25%. Esto indica que las obras de retención de suelo fueron eficaces y se recomienda su uso para evitar la pérdida de suelo por arrastre en áreas afectadas por incendio en la Sierra Madre Oriental.

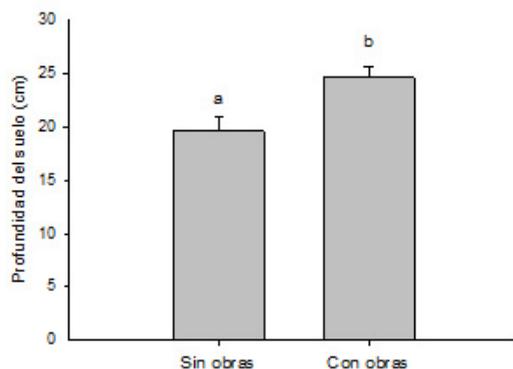


Figura 3. Valores promedio y error típico de la media ($n=36$) de la profundidad del suelo (cm) en las áreas con y sin obras de retención de suelo post-incendio.

Las áreas con diferente exposición pero sometidas al mismo tratamiento de restauración (presencia/ausencia) mostraron una similitud del 57%, mientras que las que compartían exposición ofrecieron una similitud del 70% (**Fig. 4**). Esto sugiere que las áreas de estudio están más asociadas por aspectos fisiográficos naturales de la Sierra Madre Oriental que por los tratamientos manipulativos de restauración ecológica.

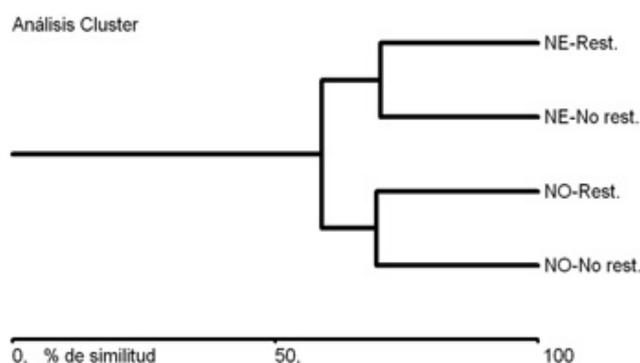


Figura 4. Dendrograma de similitud-disimilitud de Bray-Curtis de las cuatro situaciones experimentales.

En relación al grado de severidad del incendio (media y alta), se ha observado que las áreas presentan un 81% de semejanza en su composición, que no existen diferencias significativas en términos de diversidad-abundancia ($t=1,77$; $g.l.=811$), pero sí se modificó la densidad ($t=0,040$) y el área de copa ($t=0,024$) del estrato arbóreo, siendo estas variables menores en las áreas de severidad alta en un 29 y 46%, respectivamente, en relación a las áreas de severidad media.

Con base en los resultados de esta investigación, se recomienda la generación de investigaciones científicas encaminadas a aumentar la eficacia de los métodos de restauración, desde la producción de planta de calidad hasta el diseño, ejecución y mantenimiento de las plantaciones forestales. Si bien desde el punto de vista técnico y económico el porcentaje de supervivencia de la plantación de *Pinus pseudostrobus* de la exposición NE no fue favorable, las prácticas silvícolas de reforestación en la exposición NO y la eliminación de renuevos de *Quercus* sp. como técnicas de restauración ecológica, modificaron la estructura y composición del elemento vegetal acercando las características a los ecosistemas de referencia. De acuerdo al análisis de las condiciones fisiográficas y tratamientos, la estructura y composición del componente vegetal de las áreas de estudio resultaron estar más asociadas por los aspectos fisiográficos naturales de la Sierra Madre Oriental que por los tratamientos manipulativos de restauración ecológica.

Las barreras de retención de suelo empleadas en áreas afectadas post-incendio en la Sierra Madre Oriental resultaron tener un efecto positivo y significativo en la retención de suelo. Esto indica que la técnica aplicada ha sido eficiente y se recomienda su uso en áreas afectadas post-incendio en la Sierra Madre Oriental, ya que evitan la pérdida de suelo por arrastre.

Se espera que el conjunto de resultados de esta investigación haya contribuido al conocimiento de la dinámica de regeneración, composición y estructura de la vegetación leñosa post-incendio, y al análisis de la efectividad de técnicas de restauración ecológica en ecosistemas mixtos del noreste de México, y que pueda ser utilizado en un futuro próximo para desarrollar técnicas que permitan a los gestores e investigadores mejorar las actividades de gestión, conservación y restauración de la cubierta vegetal de estos ecosistemas.

Referencias

Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 10(2):355-366.

Jiménez, J., Alanís, E. 2011. Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la Sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Ciencia UANL* 14(3):255-263.

EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ

Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México

Tesis Doctoral

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León (México)

Fecha de lectura: Enero 2011

Asesores de tesis: Javier Jiménez Pérez, Marisela Pando Moreno, Oscar A. Aguirre Calderón, Eduardo Treviño Garza, Alejandro Valdecantos Dema

Publicaciones resultantes de la tesis:

Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E.J. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(1):31-39.

Alanís, E.; Aguirre, O.; Jiménez, J.; Pando, M.; Treviño, E.J.; Aranda, R.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (Pinus-Quercus) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia* 35(9):690-695.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E.J.; García, P.C. 2010. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad y estructura del componente arbóreo del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques* 16 (4):39-54.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre, O.; Treviño, E.J.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Acta Biológica Colombiana* 15(2):309-324.

Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana.

M. Jiménez Michavila ¹

(1) Área de Teledetección del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial. Carretera de Ajalvir Km 4. Torrejón de Ardoz 28850, España.

➤ Recibido el 22 de diciembre de 2011, aceptado el 20 de enero de 2012.

Jiménez Michavila, M. (2012). Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana. *Ecosistemas* 21(1-2):211-217.

En los ecosistemas terrestres el conocimiento de la distribución espacial de la cubierta vegetal está determinado habitualmente a nivel de comunidad. Ahora bien, la presencia y abundancia de las especies integrantes puede variar debido a los gradientes ambientales, a las perturbaciones, y a las cualidades y la tasa reproductora de las propias especies. En las últimas décadas se ha puesto de manifiesto la importancia que una cartografía de especie pueden tener en el seguimiento de las comunidades, y en la evaluación de las medidas de gestión implementadas en espacios naturales protegidas.

Los métodos convencionales para la elaboración de este tipo de cartografías pueden ser inviables sobre ecosistemas de difícil acceso, o suponer trabajos de campo prohibitivamente costosos en tiempo y dinero sobre áreas extensas. El desarrollo de imágenes de alta resolución espacial desde satélite, supuso un avance en el análisis y seguimiento de la biodiversidad sobre especies de gran porte en zonas de baja diversidad. Para zonas heterogéneas o de alta diversidad, como el matorral mediterráneo o bosques tropicales, las imágenes hiperespectrales de alta resolución espacial muestran una capacidad superior (Nagendra et al. 2010). Un programa de seguimiento ecológico a largo plazo de la distribución espacial de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada, requiere de un protocolo que proporcione información periódica utilizando procedimientos repetibles y estandarizados, con los que poder detectar las zonas y la tasa de los cambios en composición de especies.

El objetivo principal de esta tesis es facilitar el uso de imágenes hiperespectrales aeroportadas para la elaboración de cartografías de especies vegetales, y que puedan formar parte de programas de seguimiento ecológico a largo plazo. Esta tesis se ha dividido en tres partes.

Procedimiento general para la realización de cartografías de especies mediante teledetección hiperespectral aeroportada

Se han recopilado las metodologías más recientes y estándares sobre adquisición, proceso, análisis y metadatos de imágenes hiperespectrales y datos auxiliares, que sirven de referencia para la aplicación de cualquier sistema hiperespectral

sobre todo tipo de formación vegetal (**Tabla 1**). Los aviones de “cota baja” que vuelan entre 300 y 5000 metros sobre el nivel del mar, son las plataformas más utilizadas. El formulario de requisitos de campaña publicado por EUFAR-HYRESSA (www.hyressa.net) ayuda a concretar los aspectos más variables, como la resolución espacial y las trayectorias de las líneas de vuelo. Las imágenes son procesadas por el centro operador de teledetección, generando un mosaico de las pasadas adquiridas en valores de reflectancia espectral georreferenciada. El proceso geométrico se realiza mediante métodos paramétricos basados en sistemas inerciales de navegación. El proceso radiométrico está sustentado en una calibración radiométrica y espectral de laboratorio, periódica y exhaustiva. Los datos de campo y auxiliares son fundamentales para el proceso y análisis de las imágenes, en especial un modelo digital de terreno de alta resolución espacial. Este aspecto está cada vez más extendido y facilitado por la Infraestructura de Datos Espaciales (IDE) de cada Comunidad Autónoma. También la toma de datos en campo como: la recolección del recubrimiento de especies en parcelas de campo, que permiten la validación de la cartografía generada; la elaboración de una librería espectral de las especies mediante espectro-radiometría de campo, que permite caracterizar la separabilidad espectral entre ellas. Estas firmas de reflectancia espectral (**Fig. 1**) suponen además los “componentes puros” de entrada al algoritmo de desmezcla espectral. El análisis lineal de mezcla espectral (ALME) es el algoritmo de desmezcla espectral más utilizado para la estimación de los elementos a nivel sub-píxel en imágenes hiperespectrales. Aunque la vegetación tiende a un comportamiento no-lineal en la integración de la señal que forma el píxel, los métodos lineales siguen siendo de mejor aplicación e interpretación a la hora de cuantificar las proporciones de cada especie dentro del píxel.

La comunidad científica demanda un uso más eficiente de los datos y productos geográficos. Las iniciativas INSPIRE, en el ámbito europeo, y la *Open Geospatial Consortium* (OGC), en el internacional, están promoviendo normativas sobre formatos y metadatos que aumentan la interoperabilidad de los datos geoespaciales. En la actualidad el estándar de metadatos al que se pueden adaptar las imágenes hiperespectrales es la ISO-19115-2; para las cartografías la norma es la ISO-19115; los datos de campo siguen el *Ecology Metadata Language* (EML); las firmas espectrales, en cambio, no tienen un estándar a día de hoy.

Procedimiento general para de cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada					
Unidad	Elemento	Descripción	Entrada	Salidas	Comentario /Responsable
Zona de Estudio y Formaciones Vegetales	Comunidades Vegetales	-Recopilación de las características y estado fenológico de las especies	-Catálogos -Descripciones -Bibliografía	-Documento descriptivo de las especies dominantes	-Organismo Usuario
	Cartografías existentes	-Cartografías de la zona de estudio y comunidades vegetales. -Modelo Digital Terreno	-Mapas Digitales (formato raster o vectorial) -Metadatos	-Base de datos en un sistema de proyección común de todas las cartografía recopiladas	-Transformación de coordenadas -Organismo Usuario
	Muestreos de la Vegetación	-Planificación de un muestreo estratificado -Realización de muestreos de campo	-Documento especies vegetales -Cartografías existentes -Protocolo de muestreo de campo	-Localización de parcelas -Plan de muestreo -Datos de campo -Metadatos	-Estadillo de Campo -Mismo sistema de proyección que cartografía -Organismo Usuario
	Espectro-radiometría de Campo	Adquisición de firmas espectrales de especies vegetales y superficies naturales	-Documento especies vegetales -Cartografías existentes -Localización parcelas de muestreo de campo	-Librería espectral de especies vegetales -Firmas espectrales de superficies naturales -Metadatos	-Organismo Usuario -Colaboración del Centro Operador
	Separabilidad espectral de especies vegetales	Estudio de la variabilidad espectral intra-específica y la similitud inter-específica	-Librería espectral de especies vegetales -Métodos de evaluación de separabilidad espectral	-Variabilidad intra-específica -Similitud inter-específica	-Organismo Usuario

Sistema Hiperespectral Aeroportado	Calibración del Sensor	<ul style="list-style-type: none"> - Calibración radiométrica - Calibración espectral - Calibración geométrica 	<ul style="list-style-type: none"> -Parámetros del sensor -Procedimientos de calibración radiométrica -Procedimientos de calibración espectral -Procedimientos de calibración geométrica 	<ul style="list-style-type: none"> -Coeficientes de calibración -Centros y anchos de cada canal -Ángulos de des-alineamiento sensor-plataforma 	<ul style="list-style-type: none"> -Se realiza en las instalaciones del centro operador -Centro Operador
	Requisitos de usuario	<ul style="list-style-type: none"> -Documento que resume todos los aspectos para planificar la campaña de vuelos 	<ul style="list-style-type: none"> -Cartografías existentes -Documento de especies vegetales -Separabilidad espectral de especies vegetales 	<ul style="list-style-type: none"> -Documento de requisitos de usuario 	<ul style="list-style-type: none"> -Coordinación entre el centro operador y el Organismo usuario. -La separabilidad espectral informa sobre mejor época para vuelos
	Planificación de Campaña de Vuelo	<ul style="list-style-type: none"> -Documento que resume las líneas de vuelo, sus trayectorias y horas 	<ul style="list-style-type: none"> -Requisitos de Usuario -Características del sensor 	<ul style="list-style-type: none"> -Documento con el programa de vuelos 	<ul style="list-style-type: none"> -Centro Operador
	Corrección Atmosférica	<ul style="list-style-type: none"> -Transformación de las imágenes a valores de reflectancia en el terreno 	<ul style="list-style-type: none"> -Imágenes "en bruto" -Coeficientes de calibración -Centros y anchos de cada canal -Parámetros atmosféricos 	<ul style="list-style-type: none"> -Imágenes de reflectancia en el terreno 	<ul style="list-style-type: none"> -El Centro Operador realiza el proceso -El Organismo Usuario puede recolectar algunos datos atmosféricos.
	Corrección Geométrica	<ul style="list-style-type: none"> -Georreferenciación de las imágenes a un sistema de proyección -Mosaicos de las pasadas para la zona de estudio 	<ul style="list-style-type: none"> -Imágenes de reflectancia en el terreno -Calibración geométrica -Datos del sistema Inercial de Navegación -Estación de referencia -Modelo Digital Terreno 	<ul style="list-style-type: none"> -Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas 	<ul style="list-style-type: none"> -El centro operador realiza el proceso
	Capacidad Discriminativa de las especies vegetales	<ul style="list-style-type: none"> -Evaluación de la capacidad discriminativa de las especies vegetales con el poder resolutivo 	<ul style="list-style-type: none"> -Características espaciales, espectrales y radiométricas del sensor -Librería espectral de especies vegetales 	<ul style="list-style-type: none"> -Error relativo en la diferenciación espectral, espacial y radiométrica entre las especies vegetales 	<ul style="list-style-type: none"> -Es un paso opcional -Organismo Usuario
	Calidad de imágenes	<ul style="list-style-type: none"> -Aplicación de métricas que evalúan el error geométrico y radiométrico de las imágenes 	<ul style="list-style-type: none"> -Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas -Requisitos radiométricos y geométricos de usuario 	<ul style="list-style-type: none"> -Error en reflectancia -Error en posicionamiento 	<ul style="list-style-type: none"> -Tienen que seguir la norma ISO 19138 -El centro operador realiza el proceso
	Generación Metadatos	<ul style="list-style-type: none"> -Fichero adjuntos con información sobre las imágenes y los procesos aplicados 	<ul style="list-style-type: none"> -Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas 	<ul style="list-style-type: none"> -Fichero en lenguaje XML con la norma ISO 19115 	<ul style="list-style-type: none"> -Tienen que seguir la norma ISO 19115 -Centro operador -El centro operador realiza el proceso

Análisis de Imágenes	Fuentes de Incertidumbre en Desmezcla espectral	-Selección de los parámetros de entrada del algoritmo de desmezcla espectral	-Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas -Librería espectral de especies vegetales	-Imágenes de presencia y abundancia de cada especie vegetal -Error por cada configuración	-Organismo Usuario -Es un paso opcional cuando de dispone de varias librerías espectrales
	Proceso Nominal de Desmezcla espectral	-Configuración del algoritmo de desmezcla espectral con los parámetros de mínimo error.	-Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas -Librería espectral de especies vegetales	-Imágenes de presencia y abundancia de cada especie vegetal	-Organismo Usuario
	Verificación de la Cartografía	-Estimación del error de las cartografías de abundancia frente a datos de campo o cartografías de referencia	-Muestreos de campo -Imágenes de presencia y abundancia de cada especie vegetal	-Error entre el recubrimiento estimado por la imagen y el de los muestreos de campo.	-Organismo Usuario -Tienen que seguir la norma ISO 19138

Tabla 1. Procedimiento general para de cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada. Se describen todos los elementos necesarios para la zona de estudio y formación vegetal, para el sistema hiperespectral, y el análisis de la imagen. Identifica que papel juegan en cada elemento el centro operador de teledetección y el organismo usuario.

Cartografía de especies dominantes del matorral de la Reserva Biológica de Doñana utilizando el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS

En el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* se desarrollan comunidades de matorral pirófito con especies dominantes esclerófilas como *Erica scoparia*, semie-esclerófilas como *Rosmarinus officinalis* y *Halimium halimifolium* y leguminosas como *Ulex australis* y *Stauracanthus genistoides*. Este matorral ha sustituido de manera mayoritaria al matorral "noble", formado por especies esclerófilas de gran porte como lentiscos (*Pistacia lentiscus*) y arrayan (*Myrtus communis*), y los bosques originales de alcornoque (*Quercus suber*) y sabinas (*Juniperus phoenicea* ssp. *turbinata*). La orografía dunar condiciona el acceso a los recursos hídricos subterráneos, y con ello la distribución de las distintas comunidades de matorral *Monte Blanco*, *Monte Intermedio* y *Monte Negro*. Otro factor condicionante para su distribución es el diferente régimen de lluvias estacional, se alternan una época seca con ausencia total de precipitaciones entre mayo-septiembre, y una época lluviosa, con una media de 600 ml, entre octubre-abril.

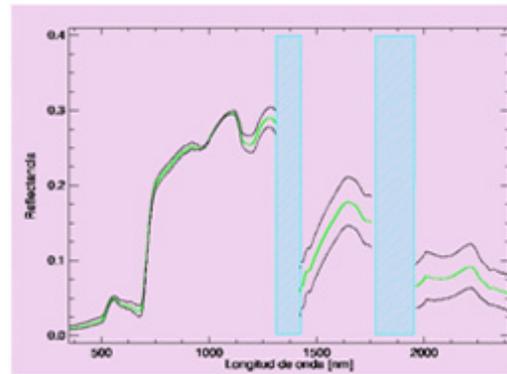
El 28 septiembre de 2005 (época seca) y el 29 de abril de 2008 (época húmeda) se realizaron campañas de vuelos sobre la Reserva Biológica de Doñana con el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS (Fernández-Renau et al. 2005). Se procesaron las imágenes formando, para ambas épocas, mosaicos a 6 m de tamaño de píxel sobre el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas*.

El test de *T-Student* aplicado sobre las firmas espectrales tomadas con el espectro-radiómetro ASD FieldSpec3 (www.asdi.com) en las dos épocas, muestra que las especies exhiben una mayor diferencia inter-específica en época seca ($p < 0.05$). Algoritmos que evalúan la similitud espectral, como *Spectral Angle Mapper* (SAM) y *Spectral Similarity Value* (SSV), aplicados sobre las firmas de época seca muestran diferencias significativas a nivel de comunidad y de tipos de hojas. A nivel de especie, las diferencias son también significativas, salvo para el caso de las bajas diferencias encontradas entre las especies de leguminosas.

Espectro-radiometría de campo sobre brezo de escobas (*Erica scoparia*)



Reflectancia espectral en época húmeda (octubre-abril)



Reflectancia espectral en época seca (mayo-septiembre)

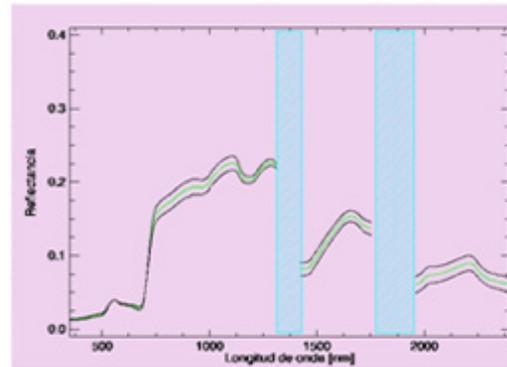


Figura 1. Adquisición de firmas espectrales mediante espectro-radiometría de campo, ejemplo de *Erica scoparia*. Ambas gráficas tienen la reflectancia media de cada época con la curva en verde, la curva en negro representa el intervalo de la desviación estándar debida a la variación del índice de área foliar (LAI por Leaf Area Index) presente en el ecosistema de las Arenas Estabilizadas de Doñana.

Para estimar la cobertura de las especies dominantes se ha aplicado el algoritmo de desmezcla espectral *Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis* (MESMA). Es una extensión del ALME que permite introducir variaciones de un mismo "componente puro". El índice de área foliar (LAI por *Leaf Area Index*) es uno de los factores más determinantes en la respuesta espectral del matorral y se introdujeron firmas espectrales de los rangos de LAI encontrados (**Fig. 1**). La comparación frente al recubrimiento de campo muestra una relación fuertemente positiva para *E. scoparia* en ambas fechas, el R^2 es de 0.852 en época seca ($p < 0.05$) y de 0.635 en la época lluviosa ($p < 0.05$). Para *H. halimifolium* y *R. officinalis*, la correlación es también muy positiva para la imagen de 2005 con un R^2 de 0.76 y 0.66 ($p < 0.05$), y de 0.5 y 0.43 ($p < 0.05$) para la imagen de 2008. En cambio, las especies *U. australis* y *S. genistoides* muestran un acuerdo muy pobre en ambas fechas, estando sus valores de R^2 por debajo de 0.3.

En Doñana las especies dominantes de matorral exhiben diferencias espectrales más significativas en la época seca (**Fig. 2**). En la época húmeda, la variabilidad intra-específica es mayor y el sustrato de las arenas está recubierto de líquenes y plantas anuales que dificultan la separación entre especies.

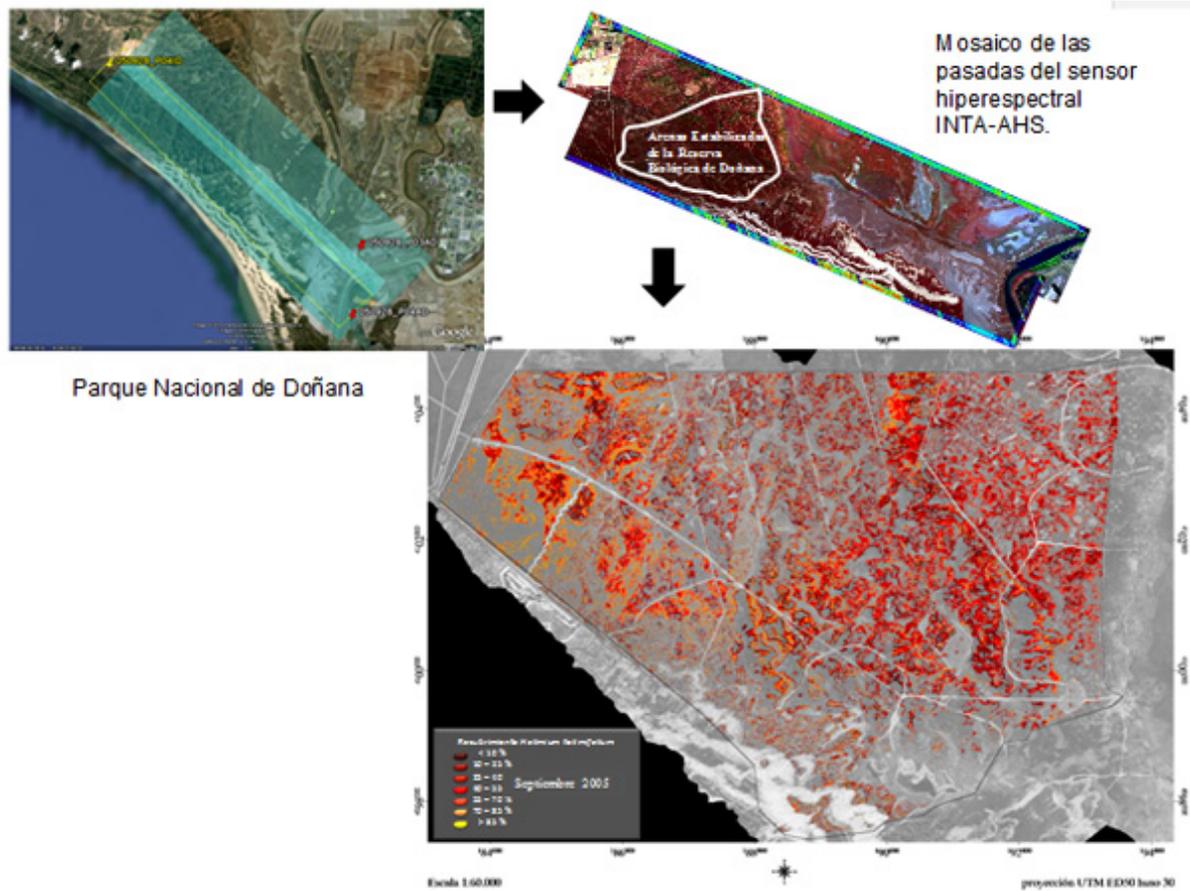


Figura 2. Cartografía de recubrimiento de *Halimium halimifolium* en el ecosistema de las Arenas estabilizadas generada a partir de dos pasadas adquiridas con el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS el 28 de septiembre de 2005.

Estudio y seguimiento de la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales

En el ámbito de Doñana, el conocimiento de la ecología de las comunidades de matorral está bien determinado. Disponer de una cartografía explícita de la distribución espacial de las especies vegetales mejora el estudio y seguimiento de estas comunidades (Asner et al. 2005).

La extracción directa de multitud de "perfiles" y "sub-escenas" con la presencia y abundancia de cada especie frente a las alturas del modelo digital del terreno, permite profundizar en el estudio de las relaciones de esta distribución y los procesos ecológicos. En las *Arenas Estabilizadas* se observa la presencia de especies del matorral en sitios donde potencialmente no las situaría el modelo de distribución de Muñoz Reinoso (Muñoz Reinoso 2005). Se detectan zonas de laxitud en la composición de especies entre comunidades que los modelos de distribución no predicen.

Se generaron cartografías de tipos funcionales y servicios utilizando caracteres y tipos funcionales publicados (Díaz Barradas et al. 1999). El tipo más abundante y mayoritario es el que aglutina las especies semi-esclerófilas de mayor distribución como el jaguarzo y el romero. Ambas son especies que colonizan terreno de *Las Naves* y de *Manto Arrasado*.

A día de hoy, diferentes medidas de gestión sobre el territorio como: las repoblaciones de pino piñonero y eucaliptos, los desbroces llevados a cabo en el Plan del Manejo del Lince y las extracciones masivas del acuífero de Doñana, afectan a dichas formaciones originarias y al matorral actual. Se estima necesario realizar un seguimiento de sus poblaciones para la planificación de estrategias de conservación. Se ha definido un protocolo para el seguimiento de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana mediante el sistema INTA-AHS.

Agradecimientos

A Carmen Anton del IGME, a Javier Bustamante de la EBD-CSIC, a toda el Área de Teledetección del INTA, al grupo de seguimiento de la EBD, y al Laboratorio de Socio-Ecosistemas de la UAM.

Referencias

Asner, P.G., Elmore, A.J., Hughes, F., Warner, A., Vitousek, P.M. 2005. Ecosystem structure along bioclimatic gradients in Hawai'i from imaging spectroscopy. *Remote Sensing of Environment* 96:497-508. Díaz Barradas, M.C., Zunzunegui, M., Tirado, R., Ain-Lhout, F., García Novo, F. 1999. Plant functional types and ecosystem function in Mediterranean scrub. *Journal of Vegetation Science* 10:709-716.

Fernández-Renau, A., Gómez, J.A., de Miguel, E. 2005. The INTA-AHS system. Sensors, Systems, and Next-Generation Satellites IX. *Proceedings of the SPIE*, Volumen 5978, pp. 471-478.

Nagendra, H, Rocchini, D., Ghate, R., Sharma, B., Pareeth, S. 2010. Assessing plant diversity in a dry tropical forest: comparing the utility of Landsat and Ikonos satellite images. *Remote Sensing* 2:478-496.

Muñoz Reinoso, J.C., García Novo, F. 2005. Multiscale control of vegetation patterns: the case of Doñana (SW Spain). *Landscape Ecology* 20:51-61.

MARCOS JIMÉNEZ MICHAVILA

Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana

Tesis Doctoral

Área de Teledetección del INTA. Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid

Fecha: Julio 2011

Dirección: Antonio Pou (UAM), Ricardo Díaz-Delgado (EBD-CSIC)

Análisis de la estructura de una población de Piruétano (*Pyrus bourgaeana*) basado en técnicas de Teledetección y SIG

S. Arenas Castro ¹

(1) Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal (Área de Ecología). Universidad de Córdoba. Edificio Celestino Mutis. Campus de Rabanales. 14071. Córdoba, España.

➤ Recibido el 7 de febrero de 2012, aceptado el 15 de febrero de 2012.

Arenas Castro, S. (2012). Análisis de la estructura de una población de Piruétano (*Pyrus bourgaeana*) basado en técnicas de Teledetección y SIG. *Ecosistemas* 21(1-2):218-223.

Introducción

La vegetación leñosa juega un papel crucial en la estructura y la dinámica del ecosistema del bosque mediterráneo y se requiere un sólido conocimiento para realizar una gestión sostenible adecuada. Sin embargo, se conoce muy poco acerca de la ecología de algunas especies leñosas que pueden jugar un importante papel trófico y funcional, tanto en el bosque mediterráneo, como en las dehesas. Un ejemplo paradigmático es el piruétano o peral silvestre (*P. bourgaeana*, D.) presente en la Península Ibérica y algunos enclaves del N de África (Aldasoro et al. 1996). Esta especie produce hojas palatables muy atractivas para fitófagos y herbívoros y abundantes frutos carnosos en verano, cuando otros recursos son muy escasos. Hasta el momento, el conocimiento de la ecología de *P. bourgaeana* era prácticamente inexistente, exceptuando las recientes publicaciones de Fedriani et al. (p. ej. Fedriani et al. 2010), centradas principalmente en la dispersión zoócora de las semillas.

El objetivo general de la Tesis fue investigar la estructura de una población de *P. bourgaeana* y analizar su distribución a distintas escalas.

Distribución actual de *P. bourgaeana* en la Península Ibérica

Utilizando datos de ocurrencia de *P. bourgaeana*, tanto propios como extraídos de la *Global Biodiversity Information Facility* (www.gbif.es), así como herramientas de análisis espacial integradas en *ArcGis* 9.3, se generó un mapa actualizado de distribución en la Península Ibérica (UTM 5x5 km). Un análisis de regresión logística utilizando los datos de presencia como variable dependiente y 68 variables ambientales *WorldClim* v1.4 (Hijmans et al, 2006; www.worldclim.org) como predictores, permitió obtener un modelo empírico predictivo basado en probabilidad de ocurrencia (**Fig. 1**) y un modelo de distribución potencial basado en favorabilidad (Real et al. 2006).

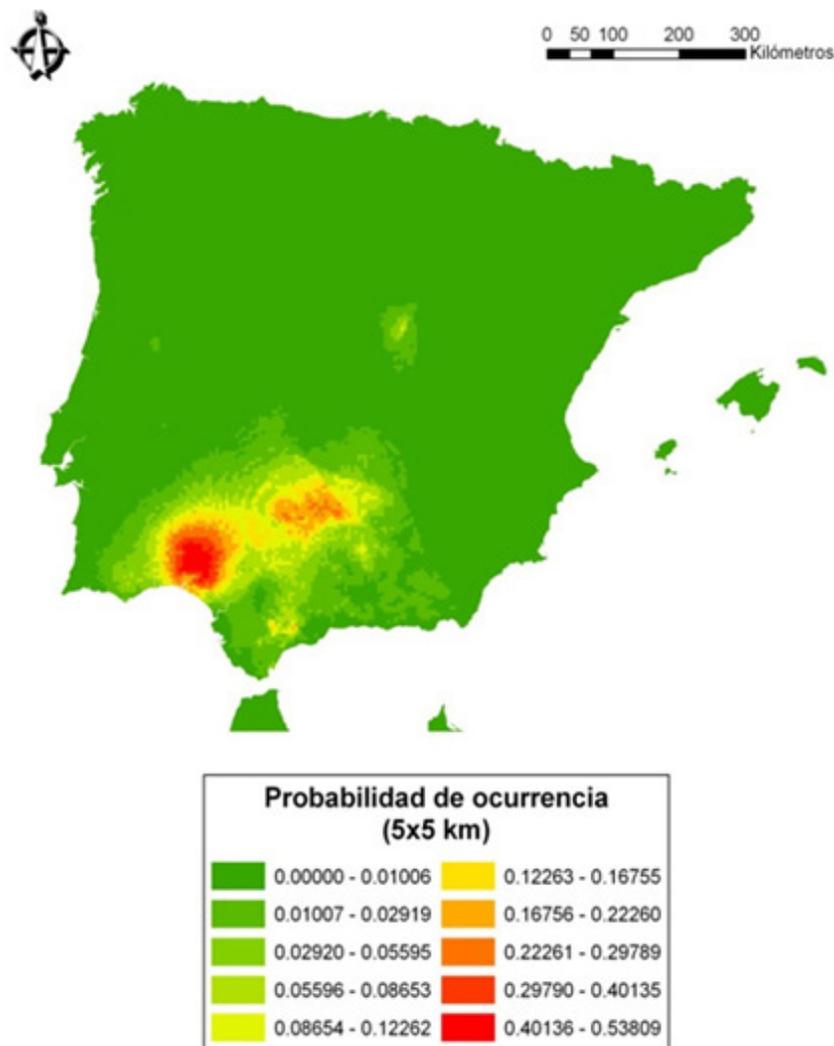


Figura 1. Mapa de probabilidad de ocurrencia para *P. bourgaeana*.

Los resultados sugieren que el núcleo principal de la población de piruétanos a nivel mundial se encontraría restringido a Sierra Morena Occidental y Central.

Estructura de una población de *P. bourgaeana*

En un área de estudio representativa de Sierra Morena (Córdoba), con una extensión de 230 ha ocupadas por dehesa y por un olivar abandonado, se localizaron todos los individuos de *P. bourgaeana*.

Para cada árbol se registraron sus coordenadas, altura, diámetro de tronco, de copa y la producción de frutos. Además, se extrajeron dos cores para determinar su edad y analizar su crecimiento. El análisis de la estructura de edades de los árboles de una masa forestal permite describir su estado actual, reconstruir su historia y evaluar su estabilidad (Veblen 1992). Las técnicas dendrocronológicas hacen posible determinar la edad de los árboles y estimar su tasa de crecimiento y han sido ampliamente usadas en especies de bosques templados. Sin embargo, su aplicación a especies mediterráneas presenta problemas (Cherubini et al. 2003). Dada la dificultad de identificar inequívocamente los anillos de crecimiento usando la mesa *Lintab* en combinación con el software *TsapWin*, se desarrolló un nuevo método alternativo. Éste se basa en la aplicación de herramientas integradas en programas de SIG (*ArcGis* 9.3, *DivaGis*, entre otros) sobre imágenes digitales en color y alta resolución de los cores para la identificación, datación y medición de los anillos. Su efectividad y precisión se compararon con el método *Lintab-TsapWin*, obteniéndose resultados excelentes.

La población del área de estudio estaba compuesta por 122 árboles con diámetro de tronco \geq a 5 cm (0,6 árboles/ha). Aproximadamente, la mitad de los árboles tenían entre 30 y 45 años de edad, siendo el ejemplar más longevo de 76 años. La correlación entre edad y tamaño fue muy pobre, lo que sugiere que existe una importante variabilidad en crecimiento. Este resultado se vio sólidamente respaldado por el análisis del crecimiento de los árboles a lo largo de su vida (Fig. 2) que reveló cómo incluso árboles vecinos y de edad similar han tenido tasas de crecimiento muy dispares.

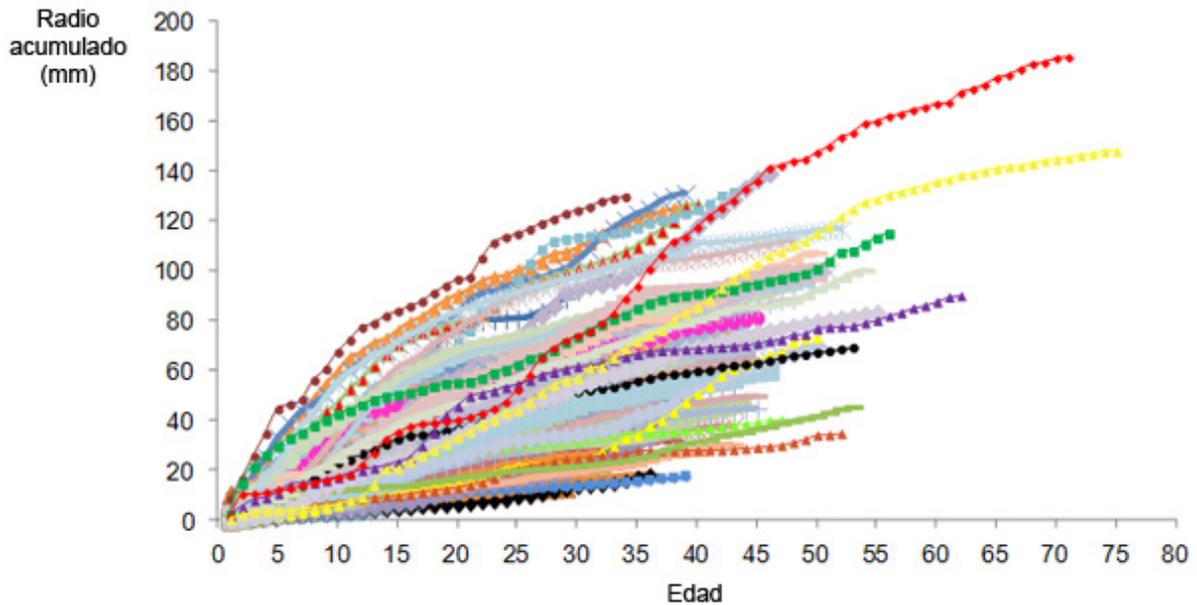


Figura 2. Variación histórica del radio del tronco con la edad ($n = 122$ árboles).

La distribución espacial de los árboles siguió un patrón en agregados, manteniéndose a distintas escalas e incluso cuando se analizó por clases de edad. Por otro lado, la producción de frutos por árbol fue extremadamente variable y no estuvo correlacionada ni con la edad ni con el tamaño. Sólo 8 ejemplares produjeron el 51 % de la cosecha anual de frutos. La producción total estimada de semillas viables en la parcela de estudio superó las 100 000.

Comparación dehesa-olivar abandonado

La densidad de piruétanos en el olivar abandonado fue casi seis veces mayor que en la dehesa. Además, el tamaño y la tasa de crecimiento de los piruétanos del olivar abandonado fueron superiores a los de la dehesa (**Fig. 3**). La producción absoluta de frutos fue similar en los dos hábitats.

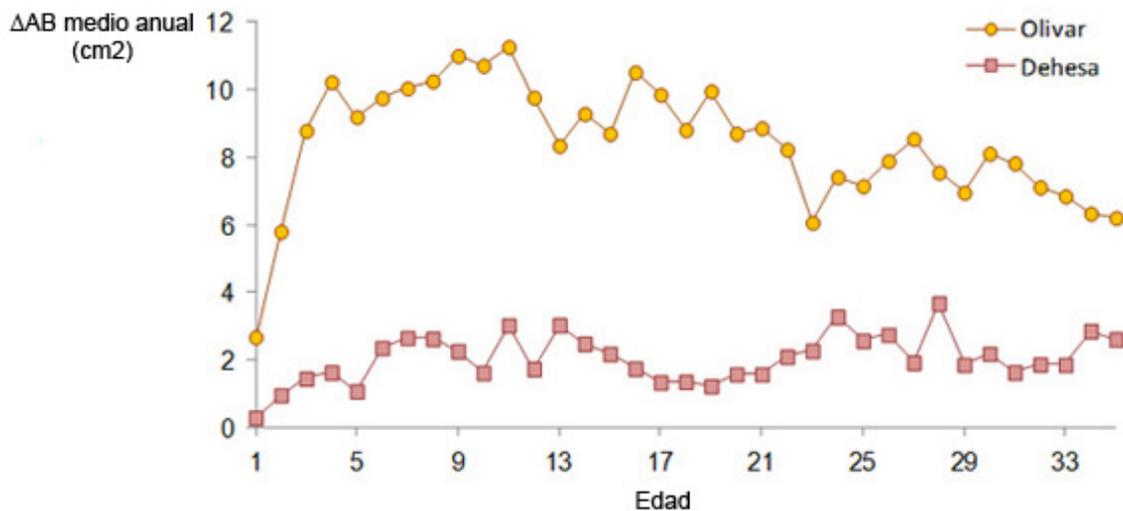


Figura 3. Comparación en incremento medio anual de área basal (AB) entre los árboles del olivar y de la dehesa.

La pirámide de edad de los piruétanos del olivar abandonado está invertida y evidencia el colapso del reclutamiento en los últimos 20 años. El 51 % de los árboles se establecieron entre 1973 y 1983, lo que unido a su elevada densidad ilustra la importante regeneración natural que debió ocurrir tras el abandono de las labores agrícolas. La pirámide de edad de la dehesa incluye el doble de clases, aunque también está invertida (**Fig. 4**), en respuesta probablemente a la intensificación de la

ganadería en la última década.

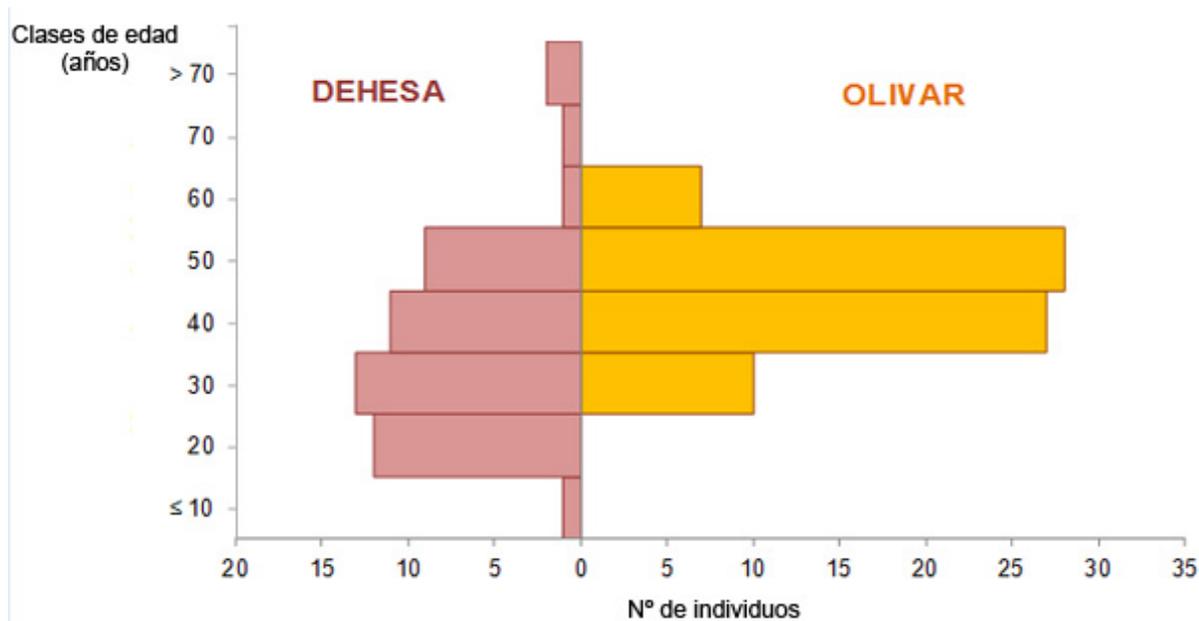


Figura 4. Pirámide de edades de la dehesa y del olivar abandonado.

Los muestreos exhaustivos de las cuadrículas UTM (25 x 25 m) del área de estudio para localizar plántulas resultaron infructuosos. Únicamente se localizaron dos rodales de brinzales en la dehesa, próximos a un camino de reciente construcción. Resultaron ser clones por rebrote a partir de estolones, algo ya descrito en otras Rosáceas (Vik et al. 2010). Por tanto, la regeneración natural de los piruétanos en el área de estudio no parece limitada por la disponibilidad de semillas viables y todo parece indicar que el colapso de la regeneración natural guarda relación con una intensificación del aprovechamiento ganadero.

Localización de piruétanos mediante técnicas de Teledetección

Un análisis comparativo entre firmas espectrales confirmó que éstas permiten discriminar piruétano del resto de especies acompañantes (Fig. 5).

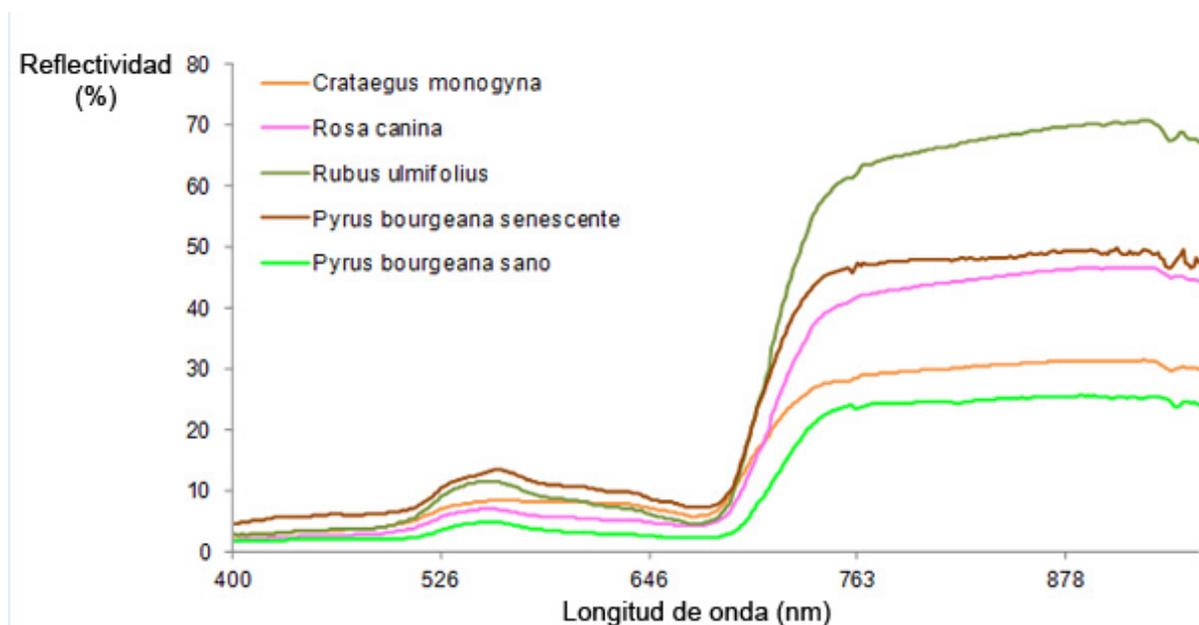


Figura 5. Firmas espectrales de *P. bourgaeana* y varias especies de la familia Rosaceae.

Además, evaluamos la aplicabilidad de técnicas de Teledetección y herramientas SIG sobre imágenes del satélite *Quickbird* y sobre fotogramas aéreos del sensor *ADS40*, como son la corrección atmosférica (Vermote et al. 1997), la fusión de imágenes (Wald et al. 1997) y la clasificación supervisada, con objeto de distinguir y mapear individuos de peral silvestre a escala regional (Everitt et al. 2007).

La clasificación supervisada (*Maximum Likelihood*) de la imagen *Quickbird* sometida a la corrección atmosférica *FLAASH* y al método de fusión *IHS* (**Fig. 6**) fue la que reportó un resultado mejor, consiguiendo discriminar los piruétanos con una probabilidad de más del 50%. Este valor es relativamente modesto, pero importante teniendo en cuenta de que se trata de árboles individuales de pequeño porte y copa difusa, entremezclados con encinas y matorrales.

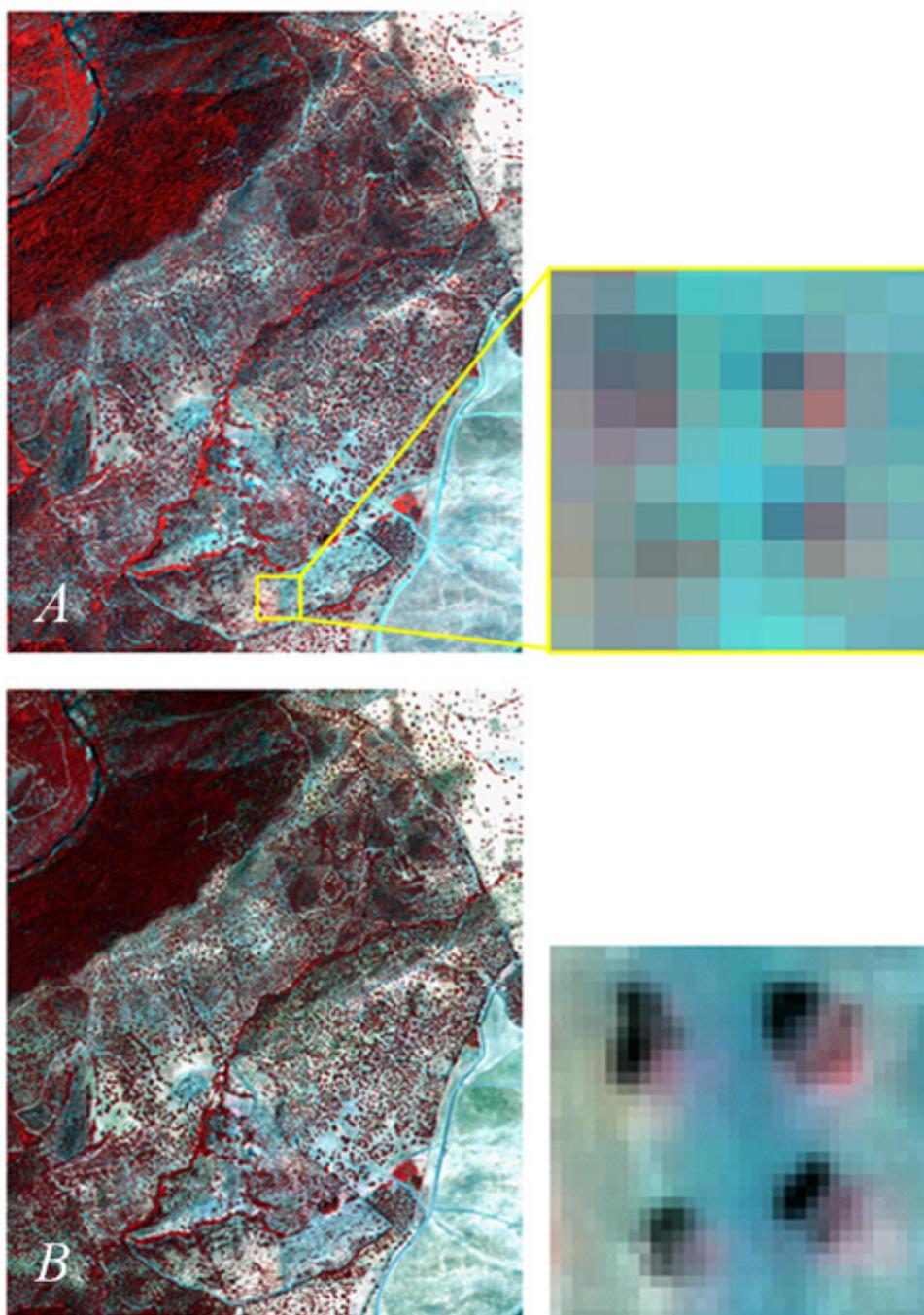


Figura 6. Composiciones en falso color ($R=IRC$, $G=Verde$, $B=Azul$) de la imagen *Quickbird*. Zooms sobre (A) Imagen Multiespectral Original y (B) Imagen fusionada mediante el método Intensidad-Saturación-Brillo (IHS).

Agradecimientos

Este trabajo se ha llevado a cabo gracias al proyecto “Medidas compensatorias del Embalse de la Breña II: estudio y plan de seguimiento sobre el manejo de la vegetación”, financiado por AQUAVIR”.

Referencias

- Aldasoro, J.J., Aedo, C., Muñoz Garmendia, F. 1996. The genus *Pyrus* L. (Rosaceae) in south-west Europe and North Africa. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121:143-158.
- Cherubini, P., Gartner, B.L., Tognetti, R., Braker, O.U., Schoch, W., Innes, J.L. 2003. Identification, measurement and interpretation of tree rings in woody species from mediterranean climates. *Biological Reviews* 78:119-148.
- Everitt, J.H., Yang, C., Johnson, H.B. 2007. Canopy Spectra and Remote Sensing of *Ashe Juniper* and Associated Vegetation. *Environmental Monitoring and Assessment* 130:403-413.
- Fedriani, J.M., Wiegand, T., Delibes, M. 2010. Spatial pattern of adult trees and the mammal-generated seed rain in the Iberian pear. *Ecography* 33(3):545-555.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., 2006. *WorldClim Global Climate Layers* Version 1.4. Disponible en WorldClim Database: www.worldclim.org
- Real, R., Barbosa, A.M., Vargas, J.M. 2006. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics* 13:237-245.
- Vermote, E., Tanre, D., Deuze, J.L., Herman, M., Morcrette, J.J. 1997. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 35:675-686.
- Veblen, T.T. 1992. Regeneration dynamics. En: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T., (eds.). *Plant Succession: Theory and Prediction*, pp. 152-187. Chapman and Hall, London, U.K.
- Vik, U., Jorgensen, M.H., Kauserud, H., Nordal, I., Brysting, A.K. 2010. Microsatellite markers show decreasing diversity but unchanged level of clonality in *Dryas octopetala* (Rosaceae) with increasing latitude. *American Journal of Botany* 97(6):988-997.
- Wald, L., Ranchin, T., Mangolini, M. 1997. Fusion of satellite images of different spatial resolutions: Assessing the quality of resulting images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63(6):691-699.

SALVADOR ARENAS CASTRO

Análisis de la estructura de una población de Piruétano (*Pyrus bourgaeana*) basado en técnicas de Teledetección y SIG

Tesis Doctoral

Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal (Área de Ecología). Universidad de Córdoba.

Fecha de lectura: Enero 2012

Directores: Prof. Dr. Juan Fernández Haeger y Prof. Dr. Diego Jordano Barbudo

Dispersión y predación de semillas por la fauna: Implicaciones en la regeneración forestal de bosques templados

R. Perea ¹

(1) Departamento de Silvopascicultura, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, 28040 Madrid. España.

➤ Recibido el 15 de marzo de 2012, aceptado el 20 de marzo de 2012.

Perea, R. (2012). Dispersión y predación de semillas por la fauna: Implicaciones en la regeneración forestal de bosques templados. *Ecosistemas* 21(1-2):224-229.

El ciclo de regeneración: La importancia de la dispersión de semillas

Las semillas son el medio fundamental por el cual las plantas se regeneran y se desplazan en el espacio. Todas las semillas necesitan de agentes externos (bióticos o abióticos) que aseguren su desplazamiento. Entre los agentes bióticos, las especies animales suponen el principal vector de dispersión. Sin embargo, las complejas interacciones entre el mundo vegetal y el animal durante el proceso dispersivo son insuficientemente conocidas como consecuencia de la cantidad de factores que en él participan. Su conocimiento, sin embargo, resulta fundamental para comprender la ecología de las especies, incluyendo procesos como el ciclo de regeneración, la estructura genética y la dinámica de las poblaciones. Por ello, el estudio integral del fenómeno de la dispersión resulta imprescindible y requiere una aproximación multidisciplinar, basada en estudios tanto observacionales como experimentales. En este trabajo se estudia la función que desempeña la fauna en la dispersión y predación de semillas (fundamentalmente bellotas y hayucos) en un bosque mixto templado situado en el Hayedo de Montejo, Madrid (**Fig. 1**), donde dominan robles (*Quercus pyrenaica* y *Q. petraea*) y hayas (*Fagus sylvatica*).



Figura 1. Aspecto del área de estudio: bosque mixto caducifolio donde dominan robles (*Quercus pyrenaica* y *Q. petraea*) y hayas (*Fagus sylvatica*). En la imagen se observa las trampas de recogida de semillas colocadas sistemáticamente con el fin de estimar la producción de frutos del rodal. Hayedo de Montejo (Madrid)

El papel de los roedores

El empleo de cámaras de vídeo con detección de movimiento ha permitido conocer qué especies animales participan en el desplazamiento y consumo de semillas en este sistema, donde el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* L.) ha resultado ser el principal movilizador de bellotas, incluso desde las ramas del árbol (dispersión primaria). Aves como el arrendajo (*Garrulus glandarius* L.) y el trepador azul (*Sitta europaea* L.) son importantes dispersores de bellotas y hayucos, respectivamente, si bien, en general, el ratón de campo resultó ser el primero en descubrir y movilizar las semillas. Este rápido desplazamiento de semillas, acompañado del hábito almacenador de los roedores (enterrándolas individualmente bajo tierra o entre la hojarasca) ha permitido que las semillas escapen al consumo por otras especies estrictamente predatoras (ungulados p. ej.) o al daño provocado por agentes abióticos que actúan cuando la semilla queda expuesta sobre el suelo (heladas, desecación, etc.). En este trabajo se estudió en profundidad el comportamiento del roedor en el proceso de dispersión de bellotas analizando múltiples factores (p. ej., microhábitat de origen y destino de la semilla, tasas de encuentro y predación, re-dispersión de las semillas, consumo parcial, daño al embrión, profundidad de enterramiento, distancias de dispersión, tasas de germinación y establecimiento en campo). Además se estudió la influencia de la distancia a refugio (cobertura de matorral) y el efecto de la luminosidad lunar en la selección y desplazamiento de bellotas así como las poblaciones de roedores (**Fig. 2**) y la dispersión y posible contribución de bellotas atacadas por gorgojos (*Curculio* spp.) a la regeneración natural de bosques de *Quercus*.



Figura 2. Ejemplar de ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) capturado en una trampa de vivo. Mediante el método de captura, marcaje y recaptura se estimó la abundancia de estos pequeños roedores en diferentes zonas y años.

El consumo parcial de semillas: ¿predación o dispersión?

Los ratones de campo consumieron un 15% de las bellotas de manera parcial, sin dañar la parte apical que contiene el embrión. Estos fragmentos mostraron distancias de dispersión similares a las bellotas intactas, si bien sus destinos fueron de menor calidad para la supervivencia y germinación (micrositios más expuestos). En nuestro sistema, las semillas de mayor tamaño escaparon más fácilmente al consumo completo y, además, presentaron mayor proporción de cotiledones sin consumir. Estos resultados coinciden con la hipótesis de “saciedad de los predadores” a escala de semilla, la cual se ha puesto de manifiesto en muy pocas ocasiones para los vertebrados. Se considera que la producción de gran cantidad de semillas en determinados momentos (vecería) es el principal, y casi exclusivo, mecanismo para saciar a los consumidores de semillas. Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio nos llevan a sugerir que las semillas de mayor tamaño (hasta 13 g) permiten saciar a los ratones de campo (hasta 36 g de peso) con mayor eficiencia, aumentando la posibilidad de que el embrión permanezca sin dañar. De este modo, las semillas de mayor tamaño ofrecen una posible ventaja evolutiva, no sólo para saciar a insectos frugívoros (Bonal et al. 2007) sino también a pequeños mamíferos.

Este estudio muestra, por primera vez, que las distancias finales de dispersión entre las bellotas intactas y las parcialmente consumidas no varían significativamente. Otros trabajos compararon las distancias entre semillas intactas y totalmente consumidas. Xiao et al. (2005) no encontraron diferencias en las distancias al árbol madre entre las bellotas consumidas por completo y las intactas. Sin embargo, nuestros resultados muestran que las distancias fueron significativamente menores para las bellotas consumidas por completo que para las bellotas intactas. Así, el destino de la semilla (intacta vs. predada) y la distancia de dispersión no son independientes, probablemente debido a la selección de microhábitat por parte de los roedores, es decir, a la selección de lugares protegidos próximos donde poder saciarse.

Asimismo, encontramos que la germinación fue más rápida para las bellotas parcialmente consumidas. Esta rápida germinación se atribuye a ciertas respuestas fisiológicas, como las que provocan el desprendimiento del pericarpio y la rápida entrada de agua en la semilla. El mecanismo de rápida germinación permite que las bellotas parcialmente consumidas toleren más fácilmente los inconvenientes derivados del desprendimiento del pericarpio y la deposición sobre el suelo, reduciendo el tiempo de exposición a agentes nocivos. El establecimiento exitoso de la plántula sólo se vio afectado con niveles elevados de daño a los cotiledones. Las bellotas que fueron dañadas levemente (hasta 1/3 de su longitud) fueron capaces de establecerse y producir una biomasa radicular similar a la de las intactas. Este hecho demuestra que el desproporcionado tamaño de los cotiledones es aprovechado no sólo para la germinación y el establecimiento, sino también como reserva energética complementaria para otros fines (p. ej., saciar a los consumidores).

La importancia de la re-dispersión de semillas

Este estudio muestra que el 70,6% de las bellotas encontradas tras su primer movimiento dispersivo fueron recuperadas por los roedores y dispersadas una segunda vez, alcanzándose hasta cinco movimientos dispersivos y distancias de dispersión que superaron los 130 m (**Fig. 3**). Esta elevada tasa de re-dispersión sugiere que el destino de la bellota (distancia de dispersión, deposición de la semilla y supervivencia de la misma) varía a lo largo del tiempo. Estos resultados coinciden con los de otros estudios que señalan que el re-almacenamiento de semillas (re-caching) es un comportamiento habitual en los roedores (Vander Wall y Joyner 1998). Las conclusiones obtenidas en este trabajo coinciden con las de otras investigaciones que muestran cómo las semillas son dispersadas preferentemente a zonas cubiertas por matorral (Den Ouden et al. 2005). Sin embargo, nuestros resultados destacan que el hecho de que una bellota sea desplazada a zonas de matorral no implica que sobreviva y escape a la predación. Las bellotas que son almacenadas en puntos alejados del matorral presentan una menor probabilidad de ser recuperadas por los roedores, debido a la menor actividad de éstos en microhábitats de claro. Si una bellota depositada lejos de la cobertura de matorral es encontrada por un ratón de campo, presentará mayor probabilidad de ser dispersada de nuevo y menor de ser consumida in situ. Las bellotas serán re-dispersadas en ambientes abiertos, dependiendo de su distancia al matorral. De esta manera, la distancia a zonas seguras (con cobertura de matorral) es el principal factor que determina si una bellota es dispersada hacia el matorral o abandonada en el microhábitat abierto, lo cual genera diferentes probabilidades de supervivencia.

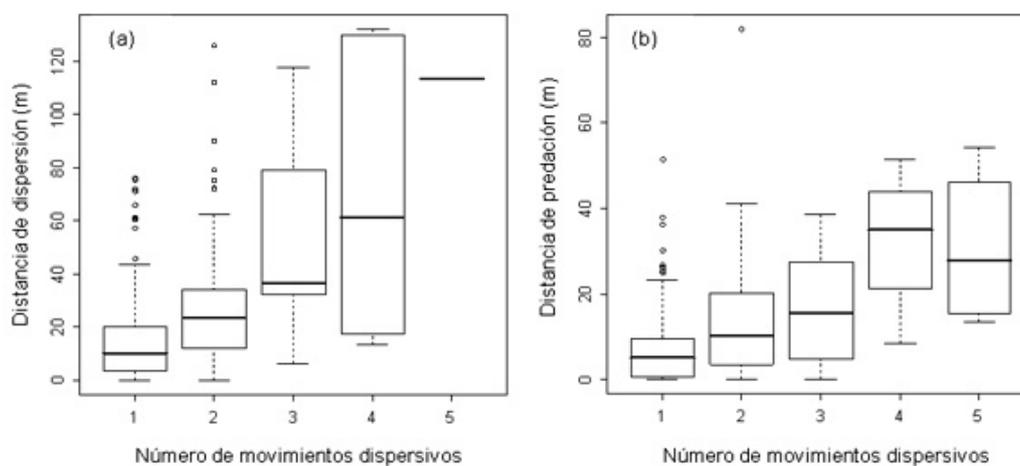


Figura 3. Diagrama de cajas y bigotes para el número de movimientos dispersivos en relación con (a) las distancias de las bellotas dispersadas y (b) las distancias de las bellotas predadas. Distancias referidas siempre al punto inicial de ofrecimiento de bellotas. Las cajas representan la mediana (línea central) y el primer y tercer cuartil (bordes de la caja). Los bigotes representan los valores máximo y mínimo dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico.

Dispersión de bellotas atacadas por insectos: ¿Mejor con o sin larva?

Los roedores fueron capaces de distinguir las bellotas sanas de las infestadas con *Curculio* sp., incluso cuando la larva se encontraba desarrollándose aún en el interior (**Fig. 4**). Las infestadas con la larva ya emergida fueron rechazadas, abandonadas sobre el suelo, parcialmente consumidas o dispersadas y no enterradas. Aunque en laboratorio las bellotas infestadas con larva ya emergida pueden germinar y establecerse, su contribución real a la regeneración exitosa de robles en campo es prácticamente nula (0% de plántulas en el experimento en campo) debido a su trato desfavorable (rechazo) por parte de los roedores. Las bellotas con la larva aún en el interior no fueron claramente rechazadas y mostraron una viabilidad y capacidad para germinar y establecerse similares a las sanas. Sin embargo, sus distancias de dispersión fueron menores, el porcentaje de afectadas por consumo parcial fue mayor y sus condiciones de deposición, de peor calidad, lo que llevó a reducir su contribución real a la regeneración exitosa: 1,8% de plántulas producidas en la primavera siguiente procedentes de bellotas sanas frente a 0,7% para las infestadas (**Fig. 5**). En esencia, los resultados obtenidos subrayan que, aunque las bellotas infestadas con la larva en el interior son menos preferidas que las sanas, no llegaron a mostrar diferencias significativas en muchas de las etapas del proceso dispersivo (destino inicial, daño al embrión, pérdida de masa cotiledonar, microhábitat de destino, frecuencia y profundidad de enterramiento y capacidad potencial para producir plántulas). Sin embargo, sí se encontraron importantes diferencias en la selección, tasa de consumo parcial, número de movimientos dispersivos (re-dispersión), distancias de dispersión y proporción de bellotas depositadas entre la hojarasca. A esto cabe añadir la menor tasa de establecimiento exitoso en campo. Estas premisas nos permiten llegar a la conclusión de que las bellotas infestadas con la larva aún en el interior pueden contribuir, no sólo potencialmente sino en el campo, a la regeneración natural de los robles aunque en menor proporción, ya que sufren una predación mayor (total y parcial) y se encuentran más expuestas a agentes nocivos (ungulados, heladas, desecación).

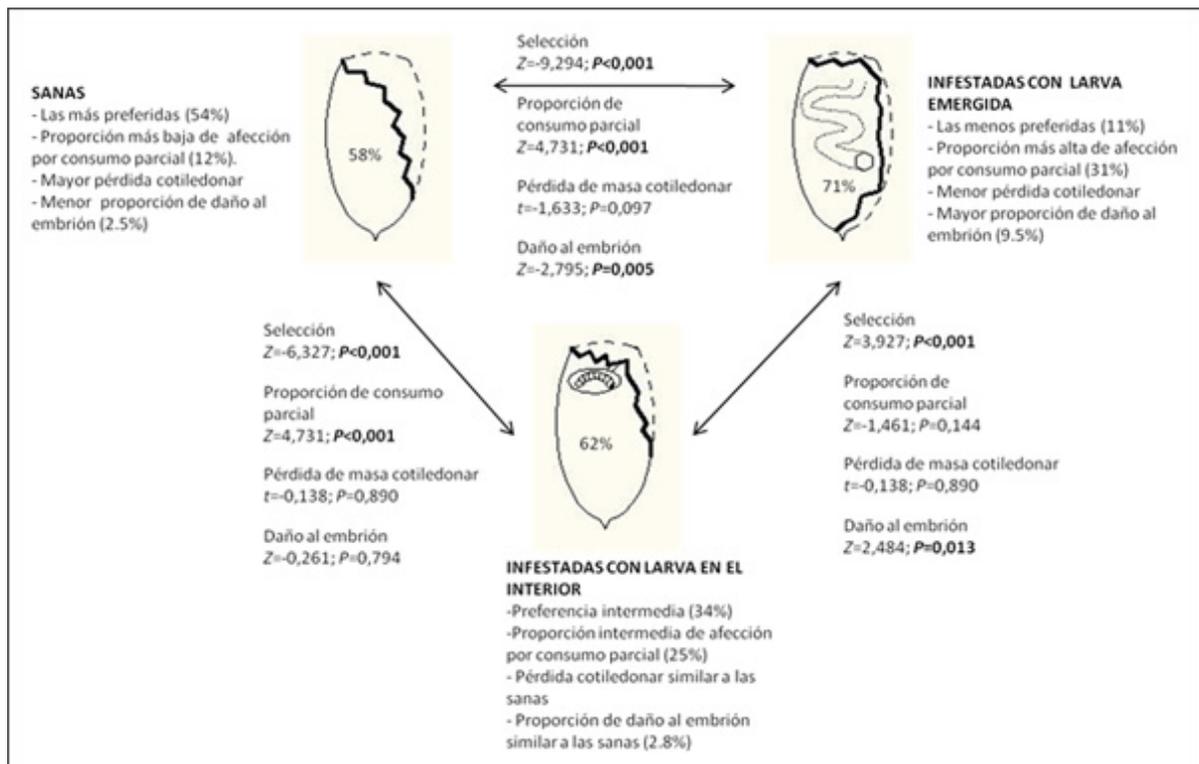


Figura 4. Esquema de los resultados sobre selección y consumo parcial de bellotas sanas e infestadas (con y sin larva en el interior). La selección hace referencia al porcentaje de bellotas que fueron desplazadas o consumidas in situ el primer día. La proporción de consumo parcial se muestra como porcentaje de bellotas relocalizadas que fueron parcialmente comidas durante los ensayos. Los porcentajes dentro de los dibujos de las bellotas indican el volumen restante del cotiledón (media) tras el consumo parcial al final de los ensayos. La línea punteada representa la bellota original (antes del consumo parcial) y las líneas en negrita reflejan las partes más afectadas por el consumo parcial (marcas de roer). Los valores junto a las flechas muestran las diferencias estadísticas entre las tres categorías de bellota con valores resaltados en negrita para las diferencias significativas ($P<0,05$).

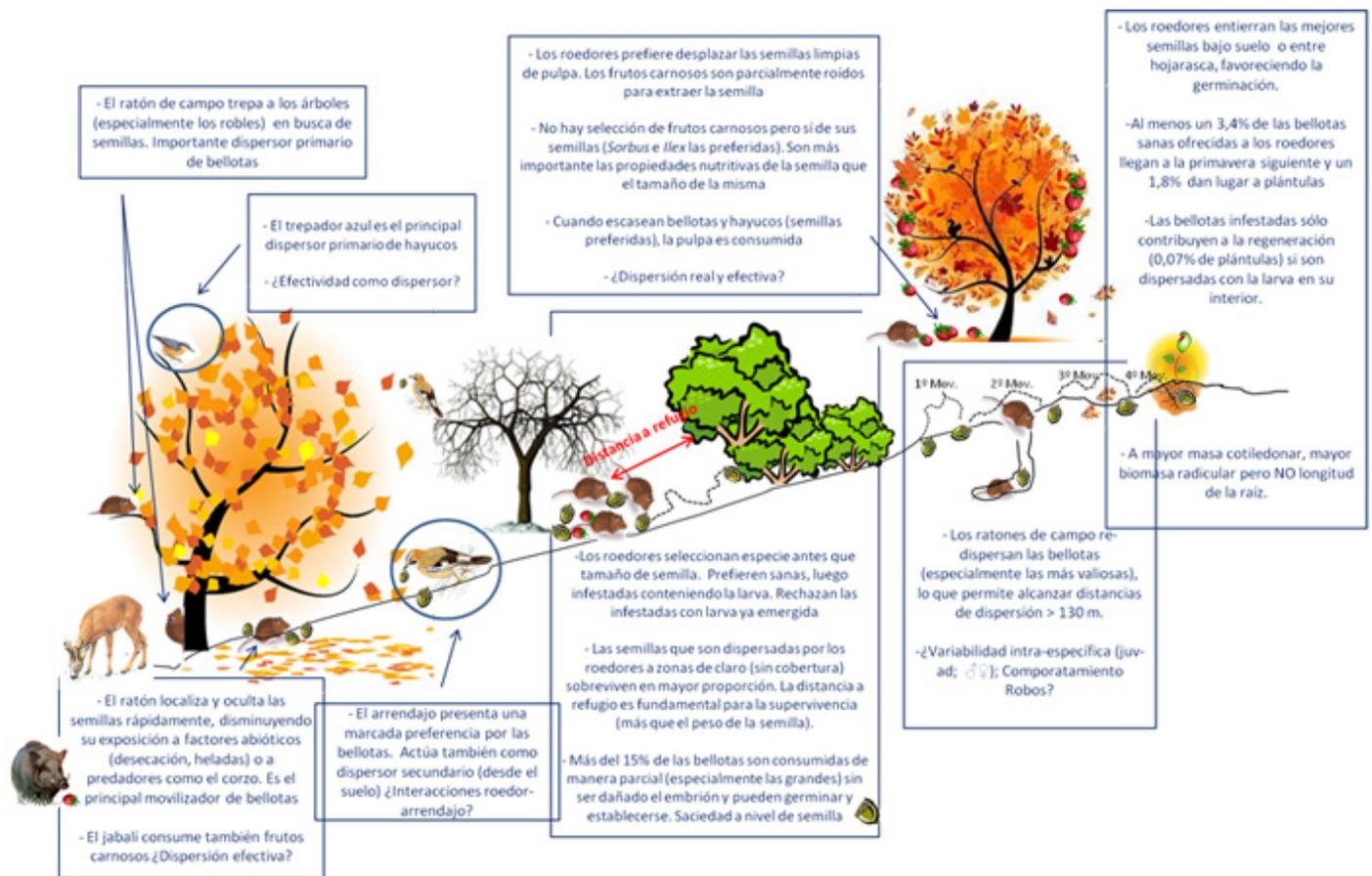


Figura 5. Esquema ilustrativo de las principales aportaciones de la tesis doctoral. Entre signos de interrogación se indican algunos aspectos por estudiar.

Referencias

- Bonal, R., Muñoz, A., Díaz, M. 2007. Satiation of predispersal seed predators: the importance of considering both plant and seed levels. *Evolutionary Ecology* 21:67-380.
- Den Ouden, J., Jansen P.A., Smit, R. 2005. Jays, Mice and Oaks: Predation and Dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. En: Forget, P.-M., Lambert J., Hulme, P., Vander Wall, S. (eds.). *Seed fate. Predation, dispersal and seedling establishment*, pp 223-240. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Vander Wall, S.B., Joyner, J.W. 1998. Recaching of Jeffrey pine (*Pinus jeffreyi*) seeds by yellow pine chipmunks (*Tamias amoenus*): potential effects on plant reproductive success. *Canadian Journal of Zoology* 76:154-162.
- Xiao, Z., Zhang, Z., Wang, Y. 2005. Effects of seed size on dispersal distance in five rodent-dispersed fagaceous species. *Acta Oecologica* 28:221-229.

RAMÓN PEREA GARCÍA-CALVO

Dispersión y predación de semillas por la fauna: Implicaciones en la regeneración forestal de bosques templados

Tesis Doctoral

Programa de Investigación Forestal Avanzada. Universidad Politécnica de Madrid

Octubre de 2011

Dirección: Drs. Alfonso San Miguel Ayanz y Luis A. Gil Sánchez

Publicaciones resultantes de la Tesis:

Perea, R., López, D., San Miguel, A., Gil, L. 2012. Incorporating insect infestation into rodent seed dispersal: Better if the larva is still inside. *Oecologia* 00:000. Doi.: 10.1007/s00442-012-2350-8.

Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011. Leftovers in seed dispersal: ecological implications of partial seed consumption for oak regeneration. *Journal of Ecology* 99:194-201.

Perea, R., González, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011. Moonlight and shelter cause differential seed removal and selection by rodents. *Animal Behaviour* 84:717-723.

Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011. Flying vs. climbing: factors controlling arboreal seed removal in oak-beech forests. *Forest Ecology and Management* 262:1251-1257.

Perea, R., San Miguel, A., Martínez-Jáuregui, M., Valbuena-Carabaña, M., Gil, L. 2011. Effects of seed quality and seed location on the removal of acorns and beechnuts. *European Journal of Forest Research* 131:623-631.

Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011. Acorn dispersal by rodents: the importance of re-dispersal and distance to shelter. *Basic and Applied Ecology* 12:432-439.

Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011. Disentangling the factors controlling fruit and seed removal by rodents in temperate forests. *Seed Science Research* 21:227-234.

Influencia de la Fragmentación en la Diversidad de la Flora Silvestre y en los Cambios de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal en Huerta Huaraya, Puno.

G. Condori-Castillo ¹

(1) Departamento de Ecología, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.

➤ Recibido el 16 de marzo de 2012, aceptado el 27 de marzo de 2012.

Condori-Castillo, G. (2012). Influencia de la Fragmentación en la Diversidad de la Flora Silvestre y en los Cambios de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal en Huerta Huaraya, Puno. *Ecosistemas* 21(1-2):230-234.

La flora silvestre del mundo y en las diversas regiones del Perú, está desapareciendo y deteriorándose debido a factores antrópicos, principalmente como consecuencia de las prácticas agrícolas actuales dirigidas a alimentar la creciente población humana. Por ello, son cada vez más mayores las presiones para incrementar el uso de tierras y recursos a costa de los ecosistemas naturales. Esto está promoviendo la fragmentación del hábitat. En el caso de la vegetación este proceso se manifiesta en la pérdida de poblaciones de flora y en la simplificación de comunidades y ecosistemas. De hecho, estos cambios son reconocidos como la mayor amenaza y pérdida de la biodiversidad. Este proceso también está afectando a la región Puno en Perú. En esta región, casi la totalidad de las tierras naturales con aptitud agrícola han sido reemplazadas por campos de cultivo donde solamente se seleccionan unas pocas especies, provocando así el deterioro de la flora nativa.

Los objetivos de este estudio fueron 1) evaluar la diversidad de flora silvestre y determinar la distribución espacial de la flora predominante en una zona no fragmentada y zona fragmentada por la actividad agrícola y 2) identificar el cambio de uso de suelo y cobertura vegetal en base a imágenes satelitales Landsat en la localidad Huerta Huaraya (Puno, Perú). La recolección de datos se realizó mediante el uso de cuadrantes de 1m² y transectos lineales de 50 m, se utilizaron índices de diversidad e índice de distribución espacial respectivamente para evaluar la diversidad y distribución espacial de la flora silvestre. El análisis de los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal se realizó mediante clasificación supervisada de dos imágenes satelitales LANDSAT ETM+7 de diferentes años, no obstante el análisis de supervisión clasificada del cambio de cobertura vegetal y uso de suelo a través de imágenes satelitales entre diferentes momentos, resultan cruciales para evaluar el deterioro a consecuencia de empleos inadecuados de la tierra, y nos permitió también conocer las tendencias futuras y definir las políticas ambientales preventivas, que servirían para evaluar el estado de conservación de las mismas.

Diversidad de flora silvestre entre una zona no fragmentada y zona fragmentada

En total se encontraron un total de 52 especies de flora silvestre. En la zona no fragmentada (ZNF) se detectó presencia de 49 especies distribuidas en 3778 individuos, 39 géneros y 17 familias. La zona fragmentada (ZF) cuenta con 20 especies distribuidas en 2200 individuos, 17 géneros y 6 familias (**Fig. 1**).

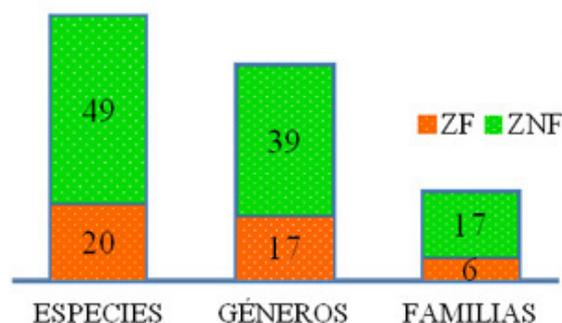


Figura 1. Riqueza específica de especies, géneros y familias presentes en la zona no fragmentada y zona fragmentada en Huerta Huaraya, Puno, Perú.

Las familias con mayor número de géneros y especies para la ZNF son: Poaceae, Asteraceae, Oenotheraceae, Fabaceae, Cactaceae y Verbenaceae. La ZF cuenta solo con Gramineae y Asteraceae respectivamente, pero con menor número de géneros y especies que en ZNF (**Tabla 1**).

Familia	Nº de Géneros	Nº de Especies
Zona no fragmentada (ZNF)		
POACEAE	11	18
ASTERACEAE	10	12
VERBENACEAE	2	2
OENOTHERACEAE	2	2
FABACEAE	2	2
CACTACEAE	2	2
Zona fragmentada (ZF)		
POACEAE	9	12
ASTERACEAE	3	3

Tabla 1. Diversidad florística de familias con mayor número de géneros y especies en la zona no fragmentada y zona fragmentada en Huerta Huaraya, Puno, Perú.

La riqueza específica de familias con mayor número de géneros y especies en ambas zonas están representadas por Poaceae seguido de Asteraceae que coincide con los estudios reportados por (Arteta et al. 2006).

Diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Margalef

Los resultados obtenidos para el nivel de diversidad alfa se muestran en la **Tabla 2**; Se obtuvieron valores significativamente superiores de diversidad para la ZNF ($p < 0.0001$).

Zonas	Shannon Wiener	Simpson	Margalef	Riqueza específica	Nº de individuos
	H'	Λ	DMg		
ZNF	3.28	0.94	3.88	49	3778
ZF	2.38	0.84	1.82	20	2200

Tabla 2. Índices de diversidad (Shannon-Wiener, Simpson y Margalef) que describen la diversidad de especies de flora silvestre en cada una de las zonas estudiadas en Huerta Huaraya, Puno, Perú.

Distribución espacial de la flora predominante

La población de flora en la ZNF se distribuye aleatoriamente (**Tabla 3**). Los valores obtenidos para los índices de dispersión indican que dicha población se encuentra en condiciones adecuadas, no tiene problemas en cuanto a la disponibilidad de recursos y hábitat y/o espacio. Sin embargo, esta distribución espacial se ve influenciada cuando ocurre la fragmentación. En este caso, los individuos restringen su distribución a ciertos espacios, de manera que las especies se distribuyen de manera contagiosa exceptuando a *Festuca dolichophylla* (**Tabla 3**). Estos resultados sugieren que la población de flora se ve limitada en cuanto a su espacio y/o hábitat o hacia algún tipo de recurso debido a que estos recursos se encuentran solo en lugares específicos, como consecuencia de la falta de homogeneidad del terreno.

Con respecto a *Festuca dolichophylla*, esta especie tiene un patrón espacial aleatorio en la ZNF; este suceso en la ZF cambia por una distribución uniforme debido a que presenta problemas por una fuerte competencia con otra especie en la disponibilidad de recursos o espacio en que esta especie se desarrolla.

Especies	Media	Varianza	Índice Dispersión	Tipo de distribución
Zona no fragmentada				
<i>Grindelia boliviana</i>	1.1	0.81	0.74	Aleatoria
<i>Festuca dolichophylla</i>	2.3	3.01	1.31	Aleatoria
<i>Stipa ichu</i>	2.7	2.66	0.97	Aleatoria
<i>Sisyrhynchium aff. chilensis</i>	0.4	0.44	1.10	Aleatoria
<i>Sporobolus poireti</i>	1.0	1.23	1.19	Aleatoria
Zona fragmentada				
<i>Grindelia boliviana</i>	1.1	1.92	1.69	Contagiosa
<i>Festuca dolichophylla</i>	0.4	0.31	0.51	Uniforme
<i>Stipa ichu</i>	2.7	3.42	1.52	Contagiosa
<i>Sisyrhynchium aff. chilensis</i>	-	-	-	-
<i>Sporobolus poireti</i>	1.5	2.47	1.64	Contagiosa

Tabla 3. Valores de distribución espacial (Media/varianza e índice de dispersión) de las especies de flora silvestre predominantes en ambas zonas de estudio de la localidad Huerta Huaraya, Puno, Perú.

SIG en el análisis de la supervisión clasificada en el cambio de uso del suelo y cobertura vegetal

Los cambios de cobertura vegetal y uso del suelo juegan un papel importante en el ciclo del CO₂ e hidrológico, en la degradación del suelo, en la disminución de la biodiversidad y los cambios climáticos a nivel regional y global (Foley et al. 2005). El análisis del cambio en la cobertura y uso del suelo se considera el procedimiento más fiable para medir la alteración y transformación de los usos del suelo y su dinámica a través del tiempo (Mas et al. 2004).

Para el análisis de cambios se utilizaron dos imágenes Landsat ETM +7 del año 2000 y 2010 a escala 1:16 000 y resolución espacial de 15m. Se combinaron bandas 3-4-2 y posteriormente se realizó una corrección geométrica de la imagen satelital, delimitación y corte del área de estudio y finalmente el proceso de supervisión clasificada para las diferentes clases de cobertura (**Fig. 2**).

Los resultados de la clasificación supervisada aplicada a la imagen Landsat, año 2000 muestran que el mayor porcentaje de la imagen corresponde a la clase flora nativa (25.3%) y el menor porcentaje (5.8%) a la clase forestal exótica (**Fig. 2a**). En 2010 se puede observar que el mayor porcentaje de la imagen corresponde a la clase suelo desnudo (degradado) (26.4%) y el menor porcentaje (4%) a la clase foresta nativa (**Fig.2b**).

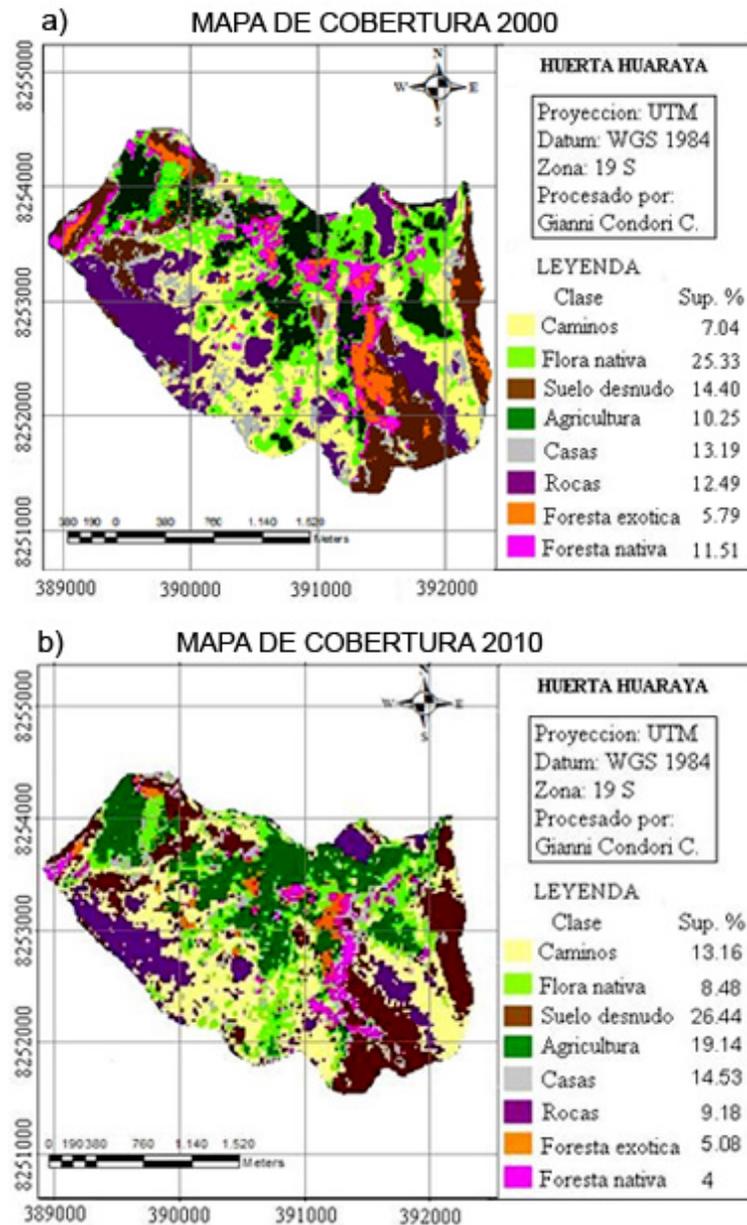


Figura 2. Mapas clasificadas y de zonificación de los años 2000 y 2010 en Huerta Huaraya, Puno, Perú.

En el periodo de 10 años analizados las clases: suelo desnudo (degradado), zonas agrícolas y caminos mostraron una ganancia de cobertura en (12.3%), (9.1%) y (6.3%) respectivamente. Sin embargo el cambio de cobertura vegetal fue negativa; la flora nativa (-16.8%), foresta nativa (queñua) (-7.5%) y con una leve disminución para la foresta exótica (-0.7%), como resultado de los procesos de expansión de áreas para la agricultura, que permiten que el suelo se deteriore, creando así más suelos desnudos. La apertura de nuevos caminos también está incrementando las zonas de uso antrópico.

Como consecuencia de la expansión agrícola, que representa un aumento de 1454 has, junto a la expansión de suelos desnudos y caminos, la flora y foresta nativa están prácticamente desapareciendo, habiendo perdido un total en superficie de 2.7% y 1196 has respectivamente (**Fig. 3**).

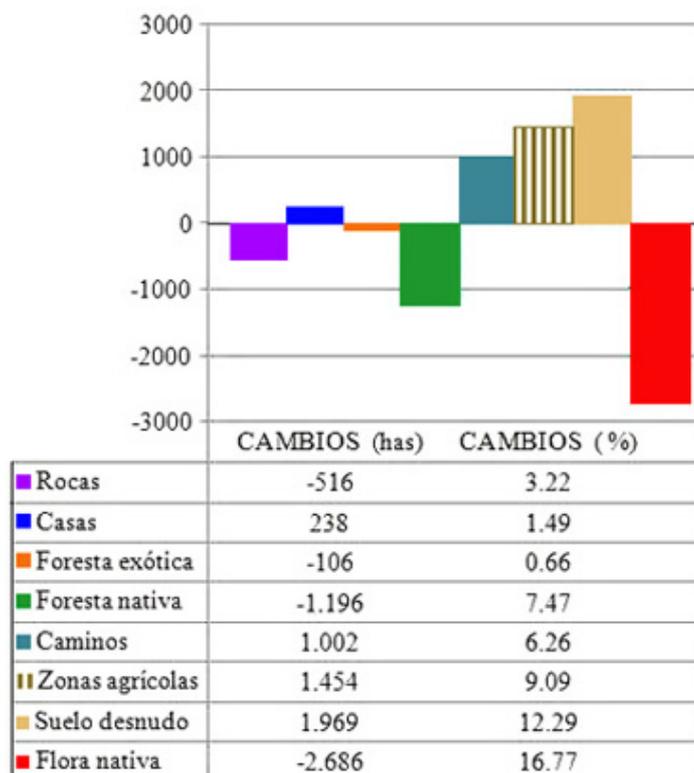


Figura 3. Dinámica de cambios de uso de suelo y cobertura vegetal (superficie perdida o ganada) en Huerta Huaraya, Puno, Perú.

El incremento de suelo desnudo (degradado) puede estar ligado a las malas prácticas que se manejan en la agricultura por el deshierbe, uso de fertilizantes y pesticidas. Estos procesos contribuyen a la degradación del suelo y a la fragmentación, ocasionando que la vegetación en general se vea reducida.

Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran que la diversidad de la flora silvestre en zonas fragmentadas disminuye. Además, la fragmentación influye en el cambio de la distribución espacial de las especies presentes. La superficie de la cobertura vegetal de las clases flora silvestre y foresta nativa disminuye significativamente, debido principalmente al reemplazo de estas áreas por la agricultura convencional tal como se practica actualmente y sus efectos en la degradación del suelo.

Referencias

- Arteta, M., Corrales, M., Dávalos, C. 2006. Plantas vasculares de la bahía de Juli, lago Titicaca. *Ecología Aplicada* 5(2):29-36
- Foley, J.A., Defries, R. Asner, G.P. Barford, C., Bonan, G. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Reyes, J., Díaz, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T., Pérez, A. 2004. Assessing land use/ cover changes: a nationwide multidecade spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 5: 249-261.

GIANNI CONDORI CASTILLO

Influencia de la fragmentación en la diversidad de la flora silvestre y en los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal en Huerta Huaraya.

Tesis de Licenciatura.

Área de Ecología, Departamento de Biología, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.

Febrero 2012

Director: M. Sc. Alfredo Loza del Carpio.

La sequía 2008-2009 en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina)

F. Ferrelli ¹

(1) Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur. 8000, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

➤ Recibido el 30 de mayo de 2012, aceptado el 15 de junio de 2012.

Ferrelli, F. (2012). La sequía 2008-2009 en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Ecosistemas* 21(1-2):235-238.

La sequía es un fenómeno que alude a la escasez de agua. Ocurre naturalmente y se genera cuando las precipitaciones de un área son inferiores a los montos normales de pluviometría. El fenómeno se entiende como una condición de clima anormalmente seco (Piccolo et al. 2002) y su importancia radica en el efecto que ocasiona sobre la economía de una región, principalmente en áreas con predominio de actividades agrícolas y ganaderas (De Carbonnel 2009).

En Argentina, la sequía es una de las principales adversidades que afecta, en forma recurrente, a las regiones destinadas a la agricultura (Carbone et al. 2004). En el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, las características meteorológicas están condicionadas por grandes masas de aire que provienen de los principales sistemas sinópticos que caracterizan a la región: Anticiclón semipermanente del Atlántico Sur y Pacífico Sur y frentes provenientes del Frente Polar. La acción de éstas le proporciona a la región la existencia de un clima templado de transición (Carbone et al. 2004).

El objetivo general de la tesis fue analizar la variabilidad de las precipitaciones y los efectos de la sequía ocurrida en los años 2008-2009 sobre la extensión areal y tipología de la cobertura del suelo y las actividades agropecuarias del Sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (partidos de Villarino y Patagones) (**Fig. 1**).

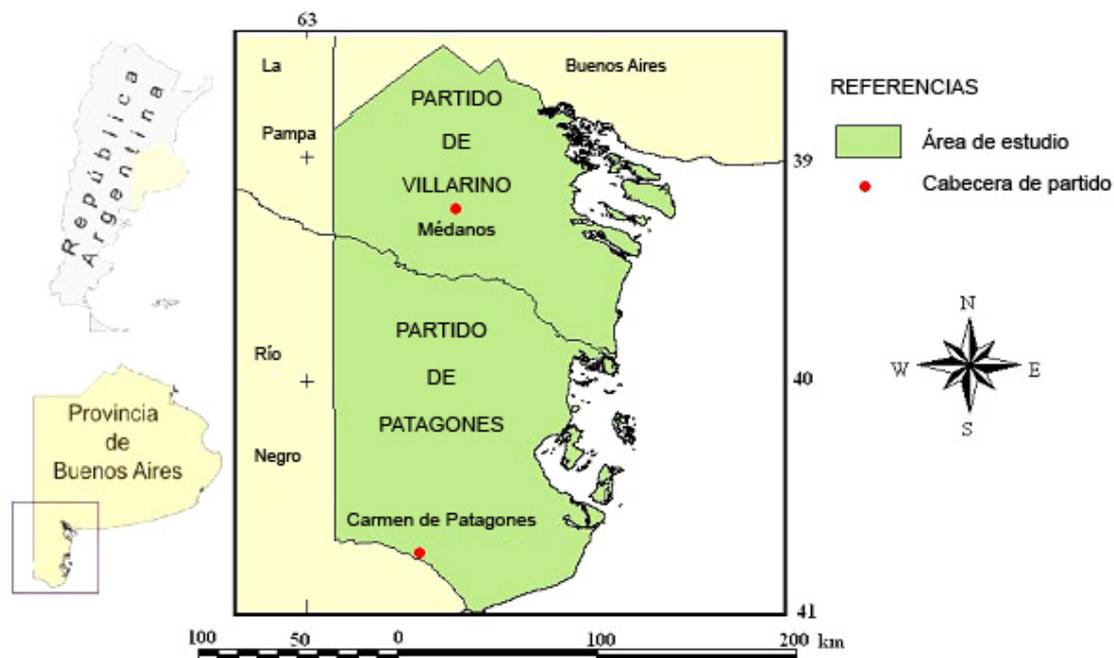


Figura 1. Localización del área de estudio en la provincia de Buenos Aires, Argentina.

Con el objetivo de analizar la variabilidad de la precipitación y detectar los fenómenos de sequía, se analizaron estadísticamente los datos pluviométricos correspondientes al período 1966-2009 (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA), 1971-2000 (Servicio Meteorológico Nacional, SMN) y 2002-2009 (INTA RIAP, Red de información Agroeconómica para la región Pampeana). Se determinaron años secos, normales y húmedos mediante la aplicación de los métodos de Quintiles (Bolognesi 1971) y de la Normal. Complementariamente a la aplicación de estos índices, las precipitaciones anuales fueron analizadas en cuanto a la distribución de sus frecuencias, en relación a la distribución normal y a las medidas de tendencia central. La distribución espacial de la precipitación fue analizada mediante el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ArcVIEW 3.2 y ArcGIS 9.1 para la elaboración de mapas de isohietas y anomalías de precipitación. Las isohietas correspondientes a valores medios de precipitación fueron trazadas sobre la base de datos correspondientes al período 1971-2000 (SMN).

Los balances hídricos se realizaron sobre la base de datos provistos por el INTA y mediante el método de Thornthwaite y Mather (1957). Este método permitió monitorear el almacenamiento de agua en el suelo, reflejando las diferencias entre las entradas y las salidas hídricas. Para ello se consideró que la única entrada al sistema fue la precipitación (Pp) y la salida (como resultado de la interacción con la atmósfera), la evapotranspiración potencial (EVTP). Mediante la aplicación de este método se estimó la evapotranspiración real (EVTR), el déficit de agua, el excedente y el almacenamiento de agua en el suelo.

Para el estudio de la variabilidad de las extensiones areales y tipologías de las coberturas del suelo (como consecuencia del evento seco), se procesó y analizó el producto satelital anual MODIS Terra+Aqua Land Cover (cobertura de la tierra, Resolución espacial 500 m) durante el período 2001-2008. Como complemento se analizaron las consecuencias sociales, ambientales, económicas y las medidas jurídico-institucionales generadas por el fenómeno de la sequía. La metodología empleada fue la aplicación de entrevistas (serie de preguntas estandarizadas). Para su formulación se plantearon una serie de preguntas estandarizadas. La forma de aplicación de las entrevistas fue de forma personal con los productores agropecuarios y la población local y de forma electrónica (vía correo electrónico) con las autoridades públicas de los municipios. Las preguntas planteadas fueron abiertas y cerradas según la metodología presentada por Améringo (1993).

Como resultado, se obtuvo que en el año 2004 los registros pluviométricos del área de estudio fueron superiores a la precipitación media calculada (670.1 mm en el norte, 507.7 en la zona central y 371.5 en el sur). Por el contrario, durante los años 2008 y 2009 los registros fueron inferiores a dicho valor (precipitación anual 2008 y 2009 < 300 mm/año). La distribución espacial de las precipitaciones fue similar en toda la región. Los mayores registros se detectaron en 2004 (758 mm en el norte, 712.3 mm en la zona central y de 481.5, en la zona sur) y los menores en el período 2008-2009. En el año 2008, las anomalías fueron negativas. Las mismas oscilaron entre -100 mm en el Este y Sudeste de la región y -350 mm en el Oeste y Noroeste. En ese año, la distribución de las anomalías mostró una distribución espacial diferente a la normal, disminuyendo de Este a Oeste. En 2009 los mayores valores de las anomalías se localizaron en el SO de la región (-100 mm) mientras que los menores correspondieron a la región del NO (-300 mm).

Al analizar la variabilidad en las coberturas del suelo se observó que en los períodos de mayor pluviometría, las coberturas de cultivos y pastizales mostraron las mayores extensiones areales (20.5 % y 20 % respectivamente). En cuanto a la vegetación aislada, ésta representó menor cobertura (0.08 %). Por otro lado, durante los períodos muy secos, se observaron las menores coberturas de cultivo (3 % aproximadamente). La mayor cobertura fue la de monte cerrado, representando el 75 % en 2007 y el 57 % en 2008. En 2008 hubo un incremento significativo del monte abierto con respecto a los años anteriores, manifestando 25.9 % frente a una cobertura promedio de 6 % durante los años previos. Los máximos porcentajes correspondientes a la categoría de pastizales y agua fueron detectados en 2004 (año lluvioso), mientras que los mínimos para el período estudiado se detectaron en 2008 (año muy seco).

Por último, se analizaron las consecuencias socio-económicas de la sequía ocurrida durante el período 2008-2009. Entre ellas se detectaron: la disminución de la demanda de mano de obra rural, disminución de las pasturas y pérdida de los cultivos, mortandad de animales, procesos de erosión, disminución del agua destinada al riego urbano, etc. Entre las medidas jurídico-institucionales aplicadas como consecuencia de la ocurrencia del evento extremo se destacaron: declaración de emergencia agropecuaria, cursos de implantación de pasturas, rotación de cultivos, distribución de semillas de sorgo, etc.

En su conjunto, los resultados mostraron que el uso irracional del recurso suelo, junto a la deforestación, la sustitución de ecosistemas y el incremento de la frontera agropecuaria generaron, en la región, la disminución de la biodiversidad natural y la degradación de los suelos favoreciendo los procesos de desertificación. El conjunto de estos factores antrópicos y la existencia de un fenómeno natural (sequía) produjeron graves impactos como la disminución del número de cabezas de ganado vacuno, las pérdidas cuantiosas en cosechas y la erosión eólica del suelo.

Agradecimientos

Esta tesis se realizó con el apoyo de proyectos otorgados por la Universidad Nacional del Sur (UNS), la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Los autores agradecen al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por la información suministrada. Los datos satelitales fueron cedidos por Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC), U.S. Geological Survey (USGS) y Earth Resources Observation and Science (EROS) Center (lpdaac.usgs.gov).

Referencias

- Améringo, M. 1993. *Metodología de cuestionarios: Principios y aplicaciones*. 10 pp Departamento de Psicología Social. Universidad Complutense. Madrid, España.
- Bolognesi, E. 1971. Análisis de criterios para clasificar totales mensuales de precipitación aplicados a series de República Argentina. *Meteorología. Centro Argentino de Meteorólogos Volumen 2* (números 1, 2 y 3). Buenos Aires, Argentina.
- Carbone M.E, Piccolo M.C., Scian B. 2004. Análisis de los periodos secos y húmedos en la cuenca del Arroyo Claromecó, Argentina. *Papeles de Geografía* 40:25-36.
- De Carbonnel, E. 2009. Caída catastrófica en la producción mundial de alimentos en 2009. Editorial Market Skeptics. www.globalresearch.ca [online 2010]
- Piccolo, M.C., Capelli de Steffens, A. y Campo de Ferreras, A. 2002. La sequía del año 1995 en el sur de la región pampeana argentina. En: Lugo, J. e Invar, M. (eds.). *Desastres Naturales en América Latina*, pp.:189-206. Fondo de Cultura Económica, México.
- Thornthwaite, C.W., Mather, J.R. 1957. *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. Publications in Climatology 10, Drexler Institute of Technology, Laboratory of Climatology, Certeon, New Jersey, USA.

FEDERICO FERRELLI

La sequía 2008-2009 en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina)

Tesis de Licenciatura

Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo. 8000, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

Fecha de lectura: Marzo 2011.

Directores: Dra. Vanesa Yael Bohn y Dra. María Cintia Piccolo

IX Reunión del Grupo EcoFlor (AEET) en Almería

M.A. Rodríguez-Gironés¹, L. Navarro²

(1) Departamento de Ecología Funcional y Evolutiva. Estación Experimental de Zonas Áridas. CSIC. La Cañada de San Urbano, E-04120 Almería. España.

(2) Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, As Lagoas-Marcosende 36200 Vigo, España

➤ Recibido el 6 de febrero de 2012, aceptado el 8 de febrero de 2012.

Rodríguez-Gironés, M.A., Navarro, L. (2012). IX Reunión del Grupo EcoFlor (AEET) en Almería. *Ecosistemas* 21(1-2):239-240.

Durante los días 2 y 3 de febrero de 2012 se ha celebrado en Rodalquilar (Almería) la novena reunión anual del grupo de trabajo de la AEET sobre Ecología y Evolución Floral (EcoFlor). En esta ocasión la cantidad de asistentes fue inferior a la de otras ocasiones. Sin embargo, esto propició interesantes y fructíferos debates y discusiones en cada una de las presentaciones que se realizaron. Durante la reunión, a la que asistieron 41 participantes, se escucharon las siguientes ponencias:

Carlos Lara Romero. ¿Cómo afecta el proceso de matorralización de los pastos psicroxerófilos de alta montaña mediterránea a la red mutualista planta-polinizador?

Jordi Moya Laraño. El potencial de la retroalimentación fenotípica en redes ecológicas.

Samuel Prieto Benítez. Síndromes de polinización en *Silene*. Producción de olores durante la noche y el día.

Pablo Vargas. ¿Son los polinizadores limitantes en la viabilidad de especies amenazadas?: el caso del dragoncillo del Cabo de Gata (*Antirrhinum charidem*).

Amparo Lázaro Castillo. Longitud de corola en *Lonicera implexa* y sus efectos sobre el robo de néctar y el éxito reproductivo.

Alfredo García Fernández. Archipiélago Jacobea, ¿Islas y algo más?

Luis Giménez Benavides. Comparación de dos redes de polinización en montañas españolas de clima contrastado.

Francisco García González. Depredadores y repelentes florales: una posible dependencia con el tipo de interacción planta-polinizador.

Fernando Ojeda Copete. Flower colour polymorphism in *Erica coccinea*: do pollinators have a say?

Francismeire Jane Telles da Silva. Visión cromática en abejas.

José María Fedriani. Efecto Allee durante la polinización en *P. bourgaeana*: ¿es beneficioso tener incluso a la familia como vecinos?

José Ruiz Martín. La evolución del polimorfismo floral en *Linum tenuifolium* aggr. (Linaceae)

Rocío Santos Gally. Of floral variation mediated by pollinators in Narcissus: is there congruence between macro and micro-evolutionary levels?

Javier Valverde Morillas. Estructuración especial en un sistema polinizador generalista.

La siguiente reunión del grupo de trabajo EcoFlor se celebrará a principios de 2013 en Sevilla, y estará organizado por el equipo de la Universidad de Sevilla dirigido por el Dr. Juan Arroyo (<http://grupo.us.es/grnm210/index.htm>). De esta manera, la reunión de este grupo de trabajo volverá a la ciudad donde se organizó por primera vez hace 10 años. La información de dicho evento se podrá consultar a finales de 2012 en la web de EcoFlor (<http://webs.uvigo.es/webecoflor/>).

Conclusiones de la Primera Reunión Ibérica sobre Plantas Invasoras

L. González¹, J.M. Sánchez¹, L. Navarro¹

(1) Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, As Lagoas-Marcosende 36200 Vigo, España

➤ Recibido el 5 de septiembre de 2011, aceptado el 9 de septiembre de 2011.

González, L., Sánchez, J.M., Navarro, L. (2012). Conclusiones de la Primera Reunión Ibérica sobre Plantas Invasoras. *Ecosistemas* 21(1-2):240-242.

Durante los días 12, 13 y 14 de Mayo de 2011 se celebró en las instalaciones del Museo del Mar en Vigo la **Primera Reunión Ibérica sobre Plantas Invasoras** con el subtítulo '*hacia una estrategia de investigación convergente*', organizado por el Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo de la Universidad de Vigo, la colaboración del Centro de Ecología Funcional da Universidade de Coimbra y el apoyo de la Asociación Española de Ecología Terrestre, el Concello de Vigo y el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Las diferentes sesiones estuvieron estructuradas en:

- Cuatro **conferencias** plenarias impartidas por las profesoras Pilar Castro-Díez, Anna Traveset, Susana Rodríguez-Echeverría y Elizabeth Marchante.
- Ocho **comunicaciones** orales a cargo de María Calviño, Victoria Ferrero, Ayub M.O. Oduor, José L. Espinar, Julia M. Touza, Joana R.S. Vicente, Cristina Máguas y Luís González.
- Dos **mesas redondas** moderadas por Luís González: 'La paradoja de la invasión vegetal' y José Antonio Fernández Bouzas: 'Administración e investigación: un mundo reconciliable'.

El libro de Actas puede descargarse en la siguiente dirección:

<http://webs.uvigo.es/plantinvasion/ESPAÑOL/programa.html>



En la Reunión participaron 63 personas procedentes de estamentos públicos de investigación, de la administración, grupos ecologistas, empresas y otros interesados en la materia de España y Portugal. Se presentaron un total de 28 resúmenes en los que se contabilizaron datos sobre 21 especies vegetales invasoras en la Península, abordados desde diferentes puntos de vista. En estos trabajos se discutió tanto sobre los **procesos** que conducen a la invasión, como sobre los **impactos** en los ecosistemas invadidos, incluyendo ciclos de nutrientes, organismos edáficos, polinizadores, defensa frente a herbívoros y procesos de facilitación y competencia. Asimismo se presentaron estudios de modelización sobre la distribución y expansión de especies invasoras, sobre la percepción económico-social de las especies invasoras, y se valoró la divulgación y el voluntariado como herramientas en el control y prevención de las invasiones.

Durante las sesiones de discusión se consiguieron poner en común datos sobre los **daños derivados** de la invasión por plantas exóticas en la Península Ibérica y se transmitió un mensaje positivo hacia su solución. Se discutieron los **caminos experimentales desarrollados**, plasmándose la necesidad de encontrar **puntos convergentes** que faciliten el trabajo futuro, y se **unió**, en la discusión y valoración del problema, a diferentes campos de la ciencia y de la sociedad.

Como consecuencia de unas fructíferas discusiones se alcanzaron las siguientes conclusiones:

CONCLUSIONES:

Es necesario investigar de forma coordinada para entender mejor los procesos de invasión y modelizar efectos y causas.

Muchas especies invasoras fueron introducidas para cumplir una función y se siguen utilizando en jardines y plantaciones. Es necesario desarrollar líneas de investigación aplicada que **permitan sugerir el uso de especies nativas** en sustitución de las especies invasoras o de alto potencial invasor.

Los estudios de las relaciones establecidas entre la especie invasora y el ecosistema invadido son necesarios para comprender los impactos en los servicios de los ecosistemas y **diseñar estrategias efectivas de restauración**.

Los riesgos derivados de la invasión están muy relacionados con la **gran rapidez** y la **gran escala** en que ocurre este proceso, que puede conllevar profundas transformaciones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas afectados.

Uno de los mayores riesgos derivados de la invasión por especies exóticas es la **homogeneización de los ecosistemas** con la pérdida inherente de diversidad y de servicios ecosistémicos.

En la recuperación de los espacios históricamente invadidos se debe elaborar un **plan estratégico común** a largo plazo que aúne los esfuerzos de la administración, la sociedad y los científicos.

Es necesaria una **comunicación más fluida** de información entre gestores e investigadores que permita optimizar los recursos y la información obtenida en la Península Ibérica. Una opción útil sería la compilación de la información que ya existe en un organismo, o en un servidor, común.

La educación ambiental y el voluntariado son herramientas muy útiles para concienciar a la población en general sobre el problema de las invasiones biológicas. El control y prevención de la invasión por especies exóticas no es posible sin **involucrar a la población** y para ello es necesario transmitir un mensaje claro sobre los problemas ambientales, sociales y económicos derivados de la invasión.

Finalmente, se decidió organizar la segunda Reunión sobre Plantas Invasoras en la Península Ibérica en Portugal. Las propuestas presentadas son las de la SPECO a través de Cristina Máguas y el CIBIO de Porto.

Universidade de Vigo

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE
DAS ILLAS ATLÁNTICAS
DE GALICIA



Departamento de
Biología Vegetal e Ciencia do Solo



SPECO

