

Investigación Ambiental

Ciencia y política pública

Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT • Volumen 4 • Número 2
Julio-diciembre de 2012 • Publicación semestral arbitrada • ISSN 2007-4492

Número monográfico: **MANEJO DE ECOSISTEMAS EN PAISAJES RURALES**

Perspectivas y retos en el estudio del manejo de ecosistemas en paisajes rurales:
una síntesis

El efecto del cambio poblacional en el uso del suelo en paisajes rurales de México:
un análisis a nivel estatal

Restauración de campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra para
aumentar su biodiversidad y servicios ecosistémicos

Manejo de bosques tropicales: bases científicas para la conservación, restauración
y aprovechamiento de ecosistemas en paisajes rurales

Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas
en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán

Transformaciones de una selva seca por actividades humanas en el paisaje rural de
Baja California Sur, México

Dinámica de un paisaje complejo en la costa de Veracruz

Presentación

El enorme crecimiento de la población humana, de la economía y del consumo acaecido durante los últimos 70 años ha llevado a una igualmente creciente demanda de alimentos agrícolas y pecuarios. Para cubrir esta demanda, se han convertido grandes extensiones de ecosistemas naturales de regiones frías, templadas, áridas y tropicales en campos agropecuarios a nivel mundial. Se estima que más de un tercio de la superficie terrestre del planeta se dedica al uso agrícola y pecuario (MEA 2005). En México, cerca del 70% de la superficie terrestre ha sido afectado por tal uso (FAO 2009) de tal manera que la mayoría de los ecosistemas del país han sido alterados en mayor o menor medida por las actividades agropecuarias (Sánchez-Colón *et al.* 2008). Este proceso de conversión ha sido una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad y de los servicios que aportan los ecosistemas naturales (MEA 2005). La deforestación y la actividad agropecuaria convencional y extensiva son motores importantes de degradación de suelos y de la producción de gases de efecto invernadero (Gesit y Lambin 2002, Lambin *et al.* 2003). En el futuro, el aumento de la población humana y del consumo *per cápita* de alimentos agropecuarios seguirán ejerciendo una fuerte presión sobre la biodiversidad y los servicios que aportan los ecosistemas naturales (Schacs *et al.* 2010).

Ante el contexto anterior, se requieren de manera urgente formas de manejo de los ecosistemas en los paisajes rurales que, por un lado, permitan cubrir las demandas de alimentos agropecuarios y, por el otro lado, fomenten la conservación/recuperación de los ecosistemas y de su biodiversidad. Al respecto, en años recientes han surgido nuevos paradigmas en el campo de la agroecología (e.g., Vandermeer 2009), del manejo múltiple de paisajes (e.g., Toledo *et al.* 2003) y del manejo sostenible de ecosistemas (Christensen *et al.* 1996, Tscharntke *et al.* 2005) que son promisorios. La aplicación de estos paradigmas depende de la conjunción de esfuerzos y de acciones interrelacionadas de diferentes actores sociales, incluyendo a propietarios de la tierra, campesinos, organismos gubernamentales y no gubernamentales, empresarios y académicos (MEA 2005). Al mismo tiempo, se requieren esfuerzos de investigación multi e interdisciplinarios que aporten los conocimientos, métodos y herramientas tecnológicas para el manejo sostenible de ecosistemas en los paisajes rurales (Harvey *et al.* 2008). Estos son retos particularmente urgentes de ser abordados en países megadiversos como México.

La presente monografía es el resultado de una serie de ponencias presentadas durante el III Congreso Mexicano de Ecología (Boca del Río Veracruz; 3-7 de Abril de 2011), dentro del simposio "Nuevas perspectivas y retos en el estudio del manejo de ecosistemas en paisajes rurales". La monografía ofrece un acercamiento a estudios que abordan marcos conceptuales, herramientas y aproximaciones teóricas y empíricas orientados a entender los factores, los procesos y los mecanismos socio-ecológicos que determinan la preservación/degradación de los ecosistemas, su capacidad de regeneración y las posibilidades de restauración. Por otro lado, basados en estos enfoques, se incluyen casos de estudio sobre el manejo de ecosistemas en paisajes rurales de México. Esperamos que la monografía sea una contribución que ayude a fomentar este campo de investigación aún incipiente no sólo en México sino a nivel mundial.

Los artículos incluidos contaron con el valioso trabajo de arbitraje, que de manera muy cuidadosa y aguda, llevaron a cabo la(o)s siguientes investigadora(e)s (en orden alfabético por apellido, institución en paréntesis): Patricia Balvanera (Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México), Rodolfo Dirzo (Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Stanford), María Fernanda Figueroa Díaz Escobar (Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México), Juan Bautista Gallego Fernandez (Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla), Mario González Espinosa (El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal Las Casas), Víctor Jaramillo Luque (Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México), Elena Lazos Chavero (Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México), Roberto Lindig Cisneros (Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México), Leonel López Toledo (Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo), Angelina Martínez Yrizar (Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México), Eduardo Mendoza Ramírez (Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo), Luciana Porter Bolland (Instituto de Ecología A.C.). El trabajo realizado por los árbitros mejoró de manera sustancial los artículos, facilitando en gran medida el trabajo de edición de la monografía. Muchas gracias a todos ellos. Quisieramos también agradecer de la manera más cálida a todos los autores de los artículos incluidos en la monografía; estamos seguros que los lectores encontrarán en estos artículos trabajos de muy alta calidad y de vanguardia. Finalmente, pero no menos importante, queremos agradecer ampliamente el generoso apoyo financiero aportado por la Red Temática de Ecosistemas del CONACYT (ECORED-CONACYT) para la realización de la presente obra.

Los editores
Miguel Martínez-Ramos, Juan Dupuy Rada y Julieta Benítez-Malvido

BIBLIOGRAFÍA

- Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, *et al.* 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Geist, H.J. y E.F. Lambin 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52: 143-150.
- Harvey, C. A., O. Komar, R. Chazdon, B. G. Ferguson, B. Finegan, D. M. Griffith, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Night, M. Van Breugel y M. Wishnie. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* 22: 8-15.
- Lambin, E.F., H.J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205-241.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Sachs, J. *et al.* 2010. Monitoring the world's agriculture. *Nature* 466: 558-560.
- Sánchez-Colón, S., Flores Martínez, A., Cruz-Leyva, I.A. y Velázquez, A. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 75-129.
- FAO. 2009. LA FAO en MÉXICO: más de 60 años de colaboración. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO, México, D.F.
- Toledo V.M., Ortiz-Espejel B., Cortes L., Moguel P. y Ordoñez M.J. 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Ecology & Society* 7(3): <http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss3/art9/print.pdf>
- Tscharntke, T., A.M. Klein, I. Steffan-Dewenter y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Vandermeer, J.H. 2009. *The Ecology of Agroecosystems*. John and Barlett Publishers, LCC, U.K.

Perspectivas y retos en el estudio del manejo de ecosistemas en paisajes rurales: una síntesis

J. Benítez-Malvido,¹ J. M. Dupuy² y M. Martínez-Ramos^{1*}

Resumen

Se presenta el contexto general de ideas que sustentaron el desarrollo de los artículos incluidos en la monografía "Manejo de ecosistemas en paisajes rurales". Además, presentamos una síntesis de estos artículos, así como conclusiones generales y específicas sobre el manejo sostenible de paisajes rurales surgidos de estos estudios.

Palabras clave

México, agricultura, ganadería, perturbaciones humanas, restauración, conservación, biodiversidad, sostenibilidad, desarrollo humano.

Abstract

We present the general conceptual framework that supported the development of the papers included in the monograph "Ecosystem management in rural landscapes". Also, we present a summary of these papers, as well as general and specific conclusions about the sustainable management of rural landscapes emerging from these studies.

Keywords

Mexico, agriculture, livestock, human disturbance, restoration, conservation, biodiversity, sustainability, human development.

¹ Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM.

² Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C.

Autor para correspondencia: mmartine@oikos.unam.mx; Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, C.P. 58190, Morelia, Michoacán, México. Tel. 443-3222704.

Las sociedades humanas históricamente se han apropiado de los ecosistemas naturales transformándolos, con frecuencia, drásticamente. Es por ello que la "huella humana" sobre la mayoría, y posiblemente sobre la totalidad, de los ecosistemas del planeta es incuestionable (Haberl *et al.* 2007). La deforestación, fragmentación y degradación de los ecosistemas naturales ocasionadas por las actividades humanas, constituyen, a nivel mundial, la mayor amenaza para el mantenimiento de la biodiversidad en los ecosistemas terrestres (Laurance y Peres 2006).

Estas actividades también impactan indirectamente ecosistemas acuáticos epicontinentales y oceánicos.

La transformación parcial o total de la cubierta vegetal original, principalmente para fines agropecuarios, es una práctica común en la mayoría de los sistemas terrestres y, en conjunto con la población humana que en ellos existe, dan origen a los denominados paisajes rurales. Los paisajes rurales están compuestos por grupos culturales y por diferentes tipos del uso de suelo, tales como cultivos, pastizales ganaderos, plantaciones fores-

tales, asentamientos humanos semi-urbanos, vestigios de la vegetación natural remanente y bosques secundarios. Los paisajes rurales están reemplazando la cubierta de ecosistemas naturales a nivel planetario y aunque éstos pueden estar fuertemente modificados, pueden aún brindar los servicios ecosistémicos necesarios para la subsistencia de grupos humanos así como para el mantenimiento de la diversidad biológica (Laurance *et al.* 2012). Sin embargo, muchas de las iniciativas de manejo de los diferentes ecosistemas naturales generalmente consideran únicamente aspectos que involucran la conservación de las especies que los componen y de su diversidad genética, dejando de lado los aspectos socioeconómicos y culturales de los paisajes a conservar.

Las modificaciones al paisaje son el resultado de la interacción dinámica entre procesos y factores ecológicos y sociales, que en conjunto forman lo que puede denominarse sistemas socio-ecológicos (Collins *et al.* 2007, Ostrom 2009). La dinámica de estos sistemas determinan la forma en la que los grupos humanos se apropian de la naturaleza y las consecuencias ecológicas y sociales de dicha apropiación (Liu *et al.* 2007). Algunos de los grandes elementos de investigación en los sistemas socio-ecológicos son la biodiversidad, las funciones de los ecosistemas y los servicios que éstos aportan a las sociedades (MEA 2005). Diferentes agentes de cambio del sistema social y del sistema ecológico afectan a estos elementos. Estos agentes surgen y se entremezclan de manera compleja entre escalas temporales de corto, mediano y largo plazo y entre escalas espaciales locales, regionales, nacionales y planetarias, en sentidos que van del nivel local al global y viceversa (Sterman 1994, Strohschneider y Güss 1999, Collins *et al.* 2007). En este marco general de razonamiento, el estudio del manejo de ecosistemas en los paisajes rurales debería contemplar un enfoque socio-ecológico, multi e interdisciplinario, dirigido a explorar los factores locales, regionales y globales que han determinado el estado actual de estos paisajes y los posibles escenarios futuros que podrían conducir al manejo sostenible de los ecosistemas (Röling 1990, Kates *et al.* 2001, Roux *et al.* 2006, Reid 2010).

Los estudios que integran la presente monografía abordan marcos conceptuales orientados a explorar factores, procesos y mecanismos que determinan la preservación o degradación de los ecosistemas terrestres, su capacidad de recuperación natural y las posibilidades de restauración. Los estudios analizan también la dinámica

de paisajes rurales a diferentes escalas espaciales y temporales, el impacto de los fenómenos naturales sobre diferentes prácticas de uso de suelo (por ejemplo, agrícolas, turísticas), así como el impacto de las actividades humanas sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos de gran importancia, tales como la provisión de agua, la provisión de productos forestales maderables y no maderables, la regulación de plagas y la regulación de almacenes de carbono.

En el primer artículo, Martha Bonilla y colaboradores realizaron una síntesis sobre los cambios demográficos y de uso de suelo en diferentes municipios de México durante los últimos 30 años (1980-2010), llegando a la conclusión de que la deforestación no necesariamente está relacionada con el aumento de la población humana, sino más bien con las actividades ganaderas que producen grandes transformaciones en el uso del suelo a nivel del paisaje. A continuación, en un segundo artículo, José M. Rey Benayas propone como un reto global el lograr la restauración de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en paisajes agrícolas de manera tal que se llegue a conciliar la producción agrícola y el mantenimiento de la biodiversidad de manera generalizada.

Bajo la premisa de que el entendimiento del funcionamiento de dos tipos de bosques tropicales, considerados entre los ecosistemas más diversos del planeta (i.e., bosque tropical seco y bosque tropical lluvioso) es imprescindible para su manejo sustentable, el tercer artículo presenta el programa de Manejo de Bosques Tropicales (MABOTRO), liderado por Miguel Martínez-Ramos; en ese programa se desarrollan bases científicas, tecnológicas y sociales para la preservación de las selvas maduras así como para la restauración y uso de bosques secundarios en la región de Chamela, Jalisco (bosque tropical seco) y en la región de Chajul, Chiapas (bosque tropical lluvioso). Asimismo, en el cuarto artículo Juan Manuel Dupuy y colaboradores exploran los cambios en la biomasa y la diversidad de especies leñosas de bosques tropicales secos dentro de paisajes rurales de la Península de Yucatán ante diferentes escenarios de cambio de uso del suelo simulados con base en la aptitud del suelo; concluyen que los cambios de uso del suelo tendrían un impacto desproporcionadamente mayor sobre la biomasa que sobre la diversidad. En el quinto artículo Aurora Breceda y colaboradores abordan un estudio de caso al norte del país, en una selva seca de Baja California Sur, presentando al paisaje rural como una unidad donde la sociedad y naturaleza interactúan. Sintetizando varios

estudios en esta región del país, muestran cómo durante 300 años se ha ido transformando el paisaje junto con la cultura “ranchera”. La tendencia a la desaparición de esta cultura está provocando consecuencias negativas para el mantenimiento de la diversidad biológica y cultural.

Finalmente, en un sexto artículo, María Luisa Martínez y colaboradores muestran para un paisaje costero de Veracruz, compuesto por varios sistemas naturales y tipos de vegetación (incluyendo dunas costeras, lagunas costeras y manglares), cómo la sinergia entre las actividades humanas y la dinámica natural de los ecosistemas ha afectado el mantenimiento de los servicios ecosistémicos de provisión (agua) así como la infraestructura turística y el mantenimiento de la biodiversidad. Proponen que para el manejo sostenible y la preservación de ésta zona costera, es esencial considerar la dinámica natural de largo plazo del sistema (esto es, la autorregulación).

De todos estos estudios puede concluirse que, en general, las principales causas de la degradación de los ecosistemas en los paisajes rurales son la agricultura y la ganadería (extensivas y no diversificadas) y que es fundamental re-incorporar sistemas ya modificados (por ejemplo, pastizales abandonados) a sistemas productivos (tales como sistemas diversificados de uso agroecológico, uso sostenible de productos maderables y no maderables), así como proteger a los ecosistemas naturales remanentes y a los servicios ecosistémicos de provisión, particularmente el de agua. También es necesario fortalecer la educación, la transmisión de conocimientos, la instrucción de los tomadores de decisiones y usuarios de los paisajes rurales, así como incorporar a los usuarios de los paisajes rurales en planes de manejo sostenible de los ecosistemas. Como académicos debemos de fomentar estudios de los sistemas socio-ecológicos a nivel de paisaje y de seguimiento a largo plazo. Los estudios encaminados a lograr el manejo sostenible de los ecosistemas en los paisajes rurales deben, de acuerdo con las ideas y evidencias presentadas en la monografía, considerar de manera paralela diferentes aspectos ecológicos y sociales. El manejo sostenible de ecosistemas a largo plazo en los paisajes rurales debe ser estudiado mediante un enfoque científico multi e interdisciplinario en el que converjan académicos de las ciencias sociales y naturales. Igualmente es fundamental fomentar la toma de decisiones a través de un trabajo colectivo entre pobladores locales, dueños de los terrenos, instituciones académicas, gubernamentales y no gubernamentales, considerando siempre el bienestar de las comunidades rurales que habitan estos paisajes.

A manera de cierre de esta síntesis, señalamos los siguientes aspectos principales que son abordados en profundidad en los artículos que integran la monografía.

- 1) La dinámica de los paisajes rurales está determinada no sólo por el cambio demográfico de las poblaciones humanas locales sino además por la demanda externa de productos agropecuarios, principalmente de los centros urbanos, y por fenómenos naturales. Todos estos factores juegan un papel relevante en la transformación de los ecosistemas a gran escala.
- 2) El crecimiento de poblaciones urbanas continuará generando fuertes presiones sobre la conversión de ecosistemas en sistemas agropecuarios, por lo que es importante encontrar modelos de producción agrícola que fomenten la multifuncionalidad del paisaje sub-urbano y rural, combinando usos del suelo para producción, vivienda y conservación.
- 3) La aptitud para usos agrícolas y los cambios de uso del suelo son generalmente mayores en las planicies con vegetación bien desarrollada donde, en general, se encuentran los mayores valores de biomasa; esta aptitud es menor en los terrenos con topografía accidentada (montañas y cerros) donde con más frecuencia se encuentran altos niveles de diversidad biológica.
- 4) En grandes áreas de México, los paisajes rurales son el producto de una estrecha relación entre factores culturales tradicionales y ecológicos. A largo plazo, esta relación ha generado paisajes culturalmente modificados (o paisajes bioculturales). Agentes contemporáneos externos, están provocando cambios drásticos en estas culturas, impactando de manera negativa a la productividad agropecuaria tradicional y a la conservación de los ecosistemas naturales en tales paisajes.
- 5) Para predecir los posibles impactos del cambio de uso del suelo sobre la capacidad de los ecosistemas para mantener la biodiversidad y el aporte de servicios ecosistémicos es importante desarrollar estrategias de manejo en función de la aptitud que tiene el suelo para diferentes usos.
- 6) Existen diferentes opciones de manejo de los paisajes rurales, cuyas consecuencias pueden ser

evaluadas con indicadores clave del estado de los ecosistemas (por ejemplo, niveles de biodiversidad, flujos y calidad de agua, fertilidad del suelo, etc.). No existe una opción óptima ya que cada una ofrece ventajas y desventajas. En el contexto del manejo sostenible de los ecosistemas en los paisajes rurales, es fundamental tomar en cuenta la dinámica natural y cultural del paisaje a diferentes escalas de tiempo y espacio con el fin de explorar los pros y contras de cada opción desde los puntos de vista social y biológico.

- 7) Cuando se requiere de acciones de restauración, es fundamental la creación estratégica de elementos clave (por ejemplo, la re-introducción de especies nativas y el restablecimiento de interacciones bióticas que regulan a plagas y enfermedades y/o que determinan la polinización y la dispersión de las especies vegetales) que beneficien a las especies silvestres y a los servicios ecosistémicos particulares sin competir por el uso de la tierra, a la vez que beneficien a los cultivos.
- 8) Más allá de la investigación científica y técnica, urge extender las acciones de restauración ecológica de los agro-ecosistemas con el fin de mitigar la degradación ambiental. Estas acciones necesitan apoyo institucional y políticas *ad-hoc*, y deben basarse en el reconocimiento explícito –también financiero– de los propietarios de los campos agrícolas, la educación para la concienciación pública y la capacitación de los productores y gestores agrarios.
- 9) El manejo sostenible de ecosistemas en paisajes rurales necesariamente debe surgir de la toma de decisiones comunes que consideren la participación de las instituciones de gobierno (locales, municipales y federales), las organizaciones no gubernamentales y las instituciones académicas.
- 10) Con el fin de desarrollar bases científicas y tecnológicas para un manejo sostenible de los ecosistemas, es importante desarrollar programas de investigación y formación de recursos humanos multi- e interdisciplinarios. Estos programas deben incluir el trabajo participativo con las comunidades locales y la vinculación con los diferentes actores involucrados en el manejo de los paisajes rurales.

BIBLIOGRAFÍA

- Collins, S.L., S.M. Swinton, C.W. Anderson, T. Gragson, N.B. Grimm *et al.* 2007. *Integrative Science for Society and Environment: A Strategic Research Initiative*. National Science Foundation. 35 pp. URL: <http://www.lternet.edu/decadalplan/>
- Haberl, H., K. H. Erb, F. Krausmann, V. Gaube, A. Bondeau, C. Plutzer, S. Gingrich, W. Lucht y M. Fischer-Kowalski. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA* 104: 12941-12947.
- Kates, R. W., C.W. Clark, R. Corell, M.J. Hall, C.C. Jaeger, I. Lowe, J.J. McCarthy, S.H. Joachim, B. Bolin, M.N. Dickson, S. Faucheux, C. G. Gallopin, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, S.N. Jodha, E.R. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore III, T. O'Riordan, y U. Svedin. 2001. Sustainability science. *Science* 292: 641-642.
- Laurance, W. F. y C. A. Peres. 2006. *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Laurance, W. F., C. Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C.J.A. Bradshaw, S.G. Laurance, K. Abernethy, F. Ansell, V.Arroyo-Rodríguez, P. Ashton, J. Benítez-Malvido *et al.* 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* doi:10.1038/nature11318.
- Liu, J. G., T. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider y W.W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317: 1513-1516.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-being*. Island Press, Washington, USA.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *science* 325: 419-422.
- Reid, W.V., D. Chen, L. Goldfarb, H. Hackmann, Y.T. Lee, K. Mokhele, E. Ostrom, K. Raivio, J. Rockstrom, H.J. Schellhuber y A. Whyte. 2010. Earth system science for global sustainability: grand challenges. *Science* 330: 916-917.
- Röling, N. 1990. *Extension Science: Information Systems in Agricultural Development*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Roux, D.J. *et al.* 2006. Bridging the science-management divide: moving from unidirectional knowledge transfer to knowledge interfacing and sharing. *Ecology and Society* 11(1): 4 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art4/>
- Sterman, J.D. 1994. Learning in and about complex systems. *System Dynamics Review* 10: 291-330.
- Strohschneider, S. y D. Güss. 1999. The fate of the moros: a cross-cultural exploration of strategies in complex and dynamic decision making. *Int. J. Psychol.* 34: 235252.

El efecto del cambio poblacional en el uso del suelo en paisajes rurales de México: un análisis a nivel estatal

Martha Bonilla-Moheno,¹ T. Mitchell Aide² y Matthew L. Clark³

Resumen

En los últimos 30 años (1980-2010), México ha experimentado un acelerado aumento poblacional. Sin embargo, a nivel estatal este aumento ha sido heterogéneo; algunos estados han aumentado tanto la población urbana como la rural, mientras que otros han mostrado una reducción en la población rural. Debido a que el cambio de uso del suelo está influenciado por factores directos como las actividades productivas, e indirectos, como el cambio poblacional, en este artículo evaluamos el cambio poblacional rural a nivel estatal influenciado por el cambio en las actividades agropecuarias y, a su vez, por el cambio en la cobertura de la vegetación leñosa. Los resultados no mostraron una relación entre la reducción poblacional rural y el área dedicada a actividades agrícolas, pero sí con las actividades ganaderas. Los estados que más redujeron las actividades ganaderas mostraron un mayor aumento en la cobertura de la vegetación leñosa. Nuestros resultados sugieren que el cambio en el paisaje rural a nivel estatal está determinado no sólo por el cambio poblacional local sino además por otros factores, tales como la demanda externa de productos, los cuales pueden jugar un papel relevante en la transformación del suelo a gran escala.

Palabras clave

Agricultura; asentamientos rurales; estados; ganadería; paisajes productivos.

Abstract

During the last 30 years (1980-2010), Mexico has experienced an accelerated population growth. At the state level, however, this growth has been uneven; while some states have increased rural and urban populations, others have shown a decrease in their rural population. Since land use change is influenced by direct (e.g., agriculture, cattle ranching, or forestry) and indirect (e.g., population change) drivers, in this paper we evaluate if at the state level, rural population change have had an influence in the abandonment or increase of agriculture or cattle ranching, and as consequence in the change of natural vegetation cover. Results did not show a relationship between rural population decline and the area dedicated to agricultural activities, but did between rural population decline and cattle ranching. In addition, states showing a decline in cattle ranching activities, increased the cover of woody vegetation. Our results suggest that at the state level, change in rural landscapes will be influenced by factors other than local population, such as demand for large-scale agricultural products.

Key words

Agriculture; rural settlements; states; cattle ranching; productive landscapes.

1 Red de Ambiente y Sustentabilidad. Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa, Veracruz 91070, México.

2 Departamento de Biología, Universidad de Puerto Rico, San Juan, Puerto Rico, EEUU 00931-3360.

3 Center for Interdisciplinary Geospatial Analysis, Department of Geography and Global Studies, Sonoma State University, Rohnert Park, California, USA 94928.

Correspondencia: martha.bonilla@inecol.edu.mx. Tel. (228) 842-1800 ext. 4304

INTRODUCCIÓN

Los patrones de deforestación y reforestación son resultado de las complejas interacciones entre factores sociales, económicos y ambientales que ocurren a distintas escalas temporales y espaciales (Lambin *et al.* 2001, Geist y Lambin 2002). Ejemplo de éstos son el incremento en la demanda de recursos naturales y materia prima, en particular de los ecosistemas tropicales, el cambio en las economías regionales, el efecto del turismo, la globalización de los mercados, así como la presencia y eficiencia de las instituciones sociales (Aide y Grau 2004, DeFries *et al.* 2004, Gaughan *et al.* 2009, Hecht 2010).

A pesar de la complejidad del tema, se podría proponer que aquellas zonas con mayor presión demográfica serán las que presenten mayor degradación de los ecosistemas naturales, mientras que las zonas de baja población presentarán una menor degradación. Esta idea se sustenta en que los factores que modifican la cobertura del suelo están directamente asociados con las actividades humanas, en general, y con la explotación de recursos, en particular. De hecho, la *teoría de la transición forestal* relaciona la recuperación de los bosques con el abandono de tierras productivas y con el incremento de la urbanización e industrialización (Rudel *et al.* 2005, Rudel *et al.* 2010). En su forma más simple, esta teoría predice que las áreas que han experimentado una reducción poblacional, principalmente de población rural, será donde se disminuirá la presión local en el uso del suelo, facilitando así la recuperación de la vegetación natural. Esto se ha planteado como la causa de la recuperación de bosques observada en algunos países desarrollados como Estados Unidos de Norteamérica y varios de Europa.

Estudios en América Latina han mostrado que el cambio en el uso del suelo, y por tanto la dirección del cambio forestal (reforestación o deforestación), esta determinado por factores ambientales, socioeconómicos y políticos (Rudel *et al.* 2002, Carr 2006, Izquierdo *et al.* 2008, Zak *et al.* 2008, Gasparri y Grau 2009, Hecht 2010). Sin embargo, a nivel regional se ha sugerido que la recuperación de bosques en zonas usadas para actividades agrícolas o ganaderas se ha ligado a una reducción poblacional (Rudel 1998, Rudel *et al.* 2005, Rudel *et al.* 2010, Uriarte *et al.* 2010), mientras que el crecimiento poblacional ha sido identificado como un factor indirecto que promueve la deforestación a escala local (Carr 2004, 2009).

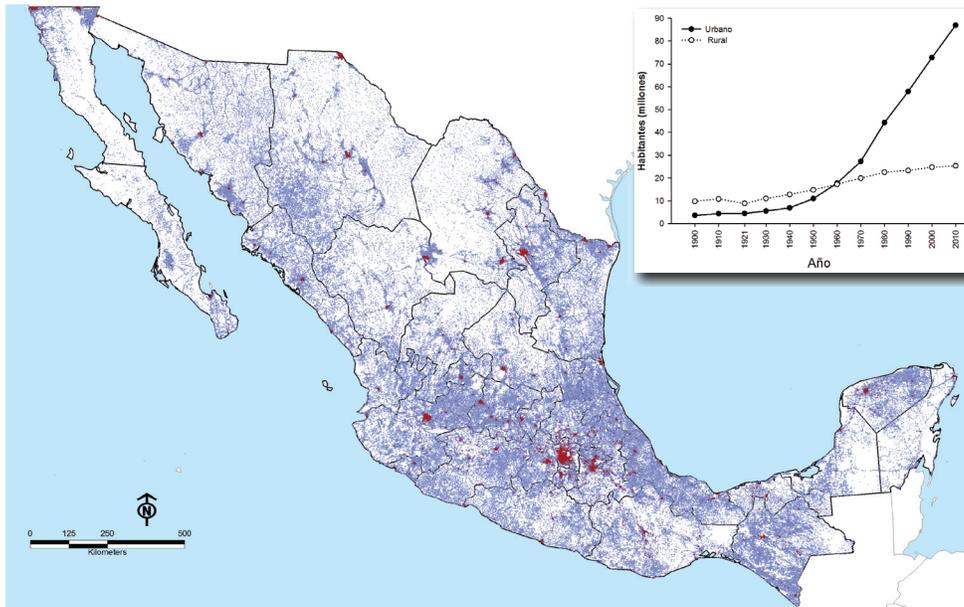
En México, algunos estudios de caso sugieren que la migración nacional e internacional ha sido un factor determinante en el cambio de uso del suelo. Por ejemplo, un estudio en Oaxaca encontró una relación entre la recuperación de la vegetación de sitios utilizados para agricultura con la migración hacia los Estados Unidos de Norte América (Velázquez *et al.* 2003). Este patrón también se describió para la región de Cuitzeo en el estado de Michoacán, donde las tierras no productivas, en particular aquellas en áreas de pendientes, han sido abandonadas porque la gente migró hacia centros urbanos nacionales o del extranjero (López *et al.* 2006). Además, la migración no sólo representa la pérdida de habitantes, sino que promueve economías alternativas que son fomentadas por el flujo de remesas, las que de manera indirecta pueden influir en las actividades agrícolas y por lo tanto en los sistemas naturales, tal y como se documentó para Michoacán (Klooster 2003).

Zonas rurales de México

A partir de la década de 1970, México pasó de ser un país mayormente rural a uno urbano. Como resultado de esta transición, en la actualidad aproximadamente el 77% de la población mexicana habita en ciudades (figura 1). Sin embargo, no es claro si esta tendencia en el crecimiento en población urbana ha repercutido en el abandono de las áreas dedicadas a las actividades productivas en zonas rurales. Según datos de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), entre 1976 y 2000, la principal causa de conversión de vegetación natural en México fue el incremento de áreas para la agricultura y el pastoreo, afectando las áreas de vegetación boscosa, selvática y de matorral (SEMARNAT 2002). A nivel regional, estudios en Oaxaca y Michoacán también han identificado la expansión agrícola y ganadera como la principal causa de deforestación (Ramírez-Ramírez 2001, Velázquez *et al.* 2003, Gómez-Mendoza *et al.* 2006).

Sin embargo, las actividades agropecuarias no sólo representan la mayor fuente de cambio de uso del suelo, sino que también son las que constituyen la principal forma de empleo de las zonas rurales (localidades de menos de 2,500 personas) y rurales ampliadas (localidades de 2,500 a 5,000 personas). De acuerdo con información del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en el año 2000 el 81.9% de los trabajadores agropecuarios a nivel nacional eran pobladores de zonas rurales y rurales ampliadas (INEGI 2005).

Figura 1. Distribución de localidades rurales (puntos azules) y urbanas (polígonos rojo) en México. La gráfica muestra el cambio en la población rural y urbana en México en los últimos 110 años. Figuras elaboradas con información del INEGI.



Las críticas a la actual dicotomía rural/urbana han generado que se reconozca una tercer categoría de localidades “rururbanas” o “periurbanas” (Lerner y Eakin 2011, Seto *et al.* 2012), las cuales son consideradas rurales pero presentan características urbanas, tales como el hecho de que la mayor parte de los ingresos que ahí se generan provienen de servicios y manufactura (Reardon *et al.* 2007). Sin embargo, de acuerdo con datos oficiales, en México la mayor parte de la población activa en localidades rurales se dedica a las actividades del sector primario: 85.7% de la población en dichas localidades se dedica a la agricultura, siguiendo en importancia la ganadería (9.8%), el aprovechamiento forestal (2.2%) y, por último, la pesca y la caza (1.8%; INEGI 2005). Es decir, la población rural, en su gran mayoría, se dedica a actividades agropecuarias, siendo la agricultura la que más gente emplea.

En la actualidad sólo un 23% de la población mexicana habita en localidades rurales; sin embargo, éstas representan el 95% (294,196) del total de las localidades del país. Esto quiere decir que aunque la mayor parte de la población está centralizada en unos cuantos núcleos urbanos, espacialmente son pocas las áreas del territorio en donde no se encuentran asentamientos humanos (figura 1). Sin embargo, aunque la urbanización resulta ser el tipo de perturbación más extrema, en realidad ésta

sólo representa un mínimo de la cobertura del territorio nacional. En el año 2000, la superficie conjunta de todas las ciudades del país representaba menos del uno por ciento del territorio terrestre nacional (SEMARNAT 2002). De esta manera, los paisajes rurales mexicanos se presentan como mosaicos de vegetación donde se conjuntan zonas de actividades productivas (agrícolas, ganaderas, forestales, etc.), vegetación natural y asentamientos humanos. Es también en estos paisajes donde potencialmente ocurrirán los procesos de recuperación o degradación de la vegetación natural.

Tomando en cuenta que las actividades agrícolas y ganaderas son la principal fuente de transformación de la vegetación, y que estas son las predominantes en las zonas rurales y rurales ampliadas, podría suponerse que aquellos sitios que han experimentado una mayor pérdida de población rural disminuirán el área dedicada a estas actividades. De manera indirecta, esta dinámica fomentaría la recuperación de la vegetación natural. En el presente estudio describimos, a nivel estatal, las tendencias de cambio en población, extensión del área agrícola, volumen de producción agrícola y ganadería en los últimos 30 años (1980-2010), así como del cambio en vegetación leñosa durante la última década (2000-2010). En particular evaluamos: 1) si existe una relación entre el cambio de la población rural y el cambio

en las actividades productivas en las últimas tres décadas a nivel estatal y 2) si la disminución en estas actividades ha representado un aumento en la cobertura de la vegetación leñosa a nivel estatal.

MÉTODOS

Para los datos de población, se calculó el cambio de la población rural y urbana de 1980 a 2010 a nivel estatal. Los datos correspondieron a los censos poblacionales (1980, 1990, 2000 y 2010) y se obtuvieron de la página del INEGI (www.inegi.gob.mx). Para los datos de agricultura, se calculó el cambio en el área sembrada (ha) y en el volumen de la producción (toneladas) entre 1980 y 2009 a nivel estatal. Para los datos de ganadería, se calculó la diferencia en el número de cabezas de ganado bovino, porcino, ovino y caprino entre 1980 y 2008 a nivel estatal. El número de cabezas se utilizó como una aproximación del área dedicada a esta actividad. Los datos de producción agrícola y ganadera se obtuvieron del Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta (SIACON), de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGARPA).

La clasificación de vegetación leñosa se realizó con base en los datos del satélite *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) utilizando una técnica para el procesamiento de imágenes que permite generar un mapa de cambio de uso del suelo con una resolución de 250 m (Clark *et al.* 2010, Clark y Aide 2011a). Los datos de referencia para entrenamiento y la precisión en la estimación se obtuvo con base en la interpretación humana de imágenes de alta resolución de Google Earth (GE, <http://earth.google.com>) usando el criterio de interpretación discutido en Clark y Aide (2011b). Todas las muestras de entrenamiento para México (un total de 6,723) corresponden a cinco clases para todos los años entre 2001 y 2010, siguiendo las definiciones de Clark *et al.* (2010): *vegetación leñosa; agricultura/herbáceo; leñosa mixta; agua; y suelo desnudo/construcción*. Para reducir el error en la clasificación de cobertura leñosa asociados a la heterogeneidad ambiental del país, la clasificación se realizó a nivel de bioma la cual tuvo una precisión de 82.5%, 96.4%, 87.2% y 84.9% para bosques húmedos, bosques secos, bosques de coníferas y desiertos, respectivamente. Hicimos un estimado del área de cambio para la clase leñosa entre 2001 a 2010 a nivel estatal.

Para evaluar la relación entre las distintas variables se realizaron pruebas de correlación no paramétrica de

Spearman. Las variables incluyeron: cambio poblacional rural y urbano; cambio de área agrícola y de producción; cambio en el número de cabezas de ganado bovino, ovino, caprino y porcino; y cambio en vegetación leñosa.

RESULTADOS

Población

En las últimas tres décadas la población rural a nivel nacional ha aumentado alrededor de 6 millones de personas; sin embargo, el aumento entre estados no ha sido homogéneo. Un análisis detallado muestra que de 1980 a 2010 casi la mitad de los estados redujeron su población rural, tal es el caso de Coahuila, Colima, Chihuahua, Durango, Jalisco, Nuevo León, Oaxaca, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas, Tlaxcala, Yucatán y Zacatecas (figura 2). El caso contrario más extremo fue el estado de Chiapas, el cual durante el mismo periodo incrementó su población rural en más de un millón de personas, lo que representó un aumento de más del 100% de la población rural en 1980 (figura 2). Actualmente, los cinco estados con un mayor porcentaje de población rural (> 40%) son Chiapas, Tabasco, Hidalgo, Guerrero y Oaxaca; mientras que los cinco estados con menor porcentaje de población rural (< 15%) son el Distrito Federal, Nuevo León, Baja California, Coahuila y Colima (figura 3).

Es probable que la mayor parte de la población de los estados que redujeron su población rural haya migrado regional o internacionalmente, sobre todo a centros urbanos con economías fuertes. Sin embargo, como parte del proceso de urbanización del país, es posible que muchas localidades consideradas rurales en los años 80 hayan crecido lo suficiente para clasificarse como ciudades pequeñas o intermedias en 2010. Muestra de esto es que de 1980 a 2010, los asentamientos con localidades entre 5,000 y 49,999 habitantes, y aquellos medianos con localidades de 100,000 a 499,999 habitantes, fue donde se concentró el mayor aumento poblacional (alrededor de 10 millones de personas en cada caso), mientras que los que presentaron el menor crecimiento fueron las localidades clasificadas como rurales (< 2,500 habitantes) y rurales ampliadas (2,500-4,999).

Sistemas Productivos

Agricultura. Encontramos distintos comportamientos en la tendencia de cambio de área agrícola por estado durante el periodo de 1980 a 2009. Mientras algunos

Figura 2. Cambio de población rural por estado durante el periodo de 1980 a 2010. Mapa elaborado con datos del INEGI.

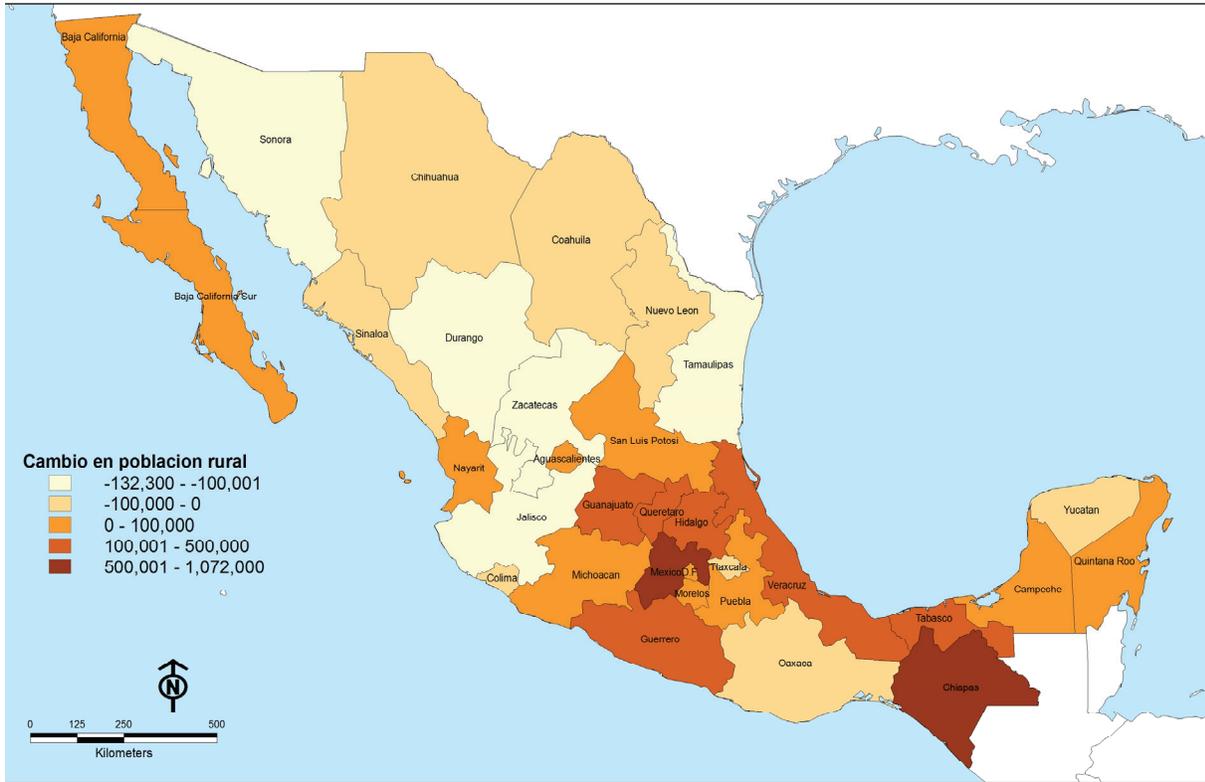
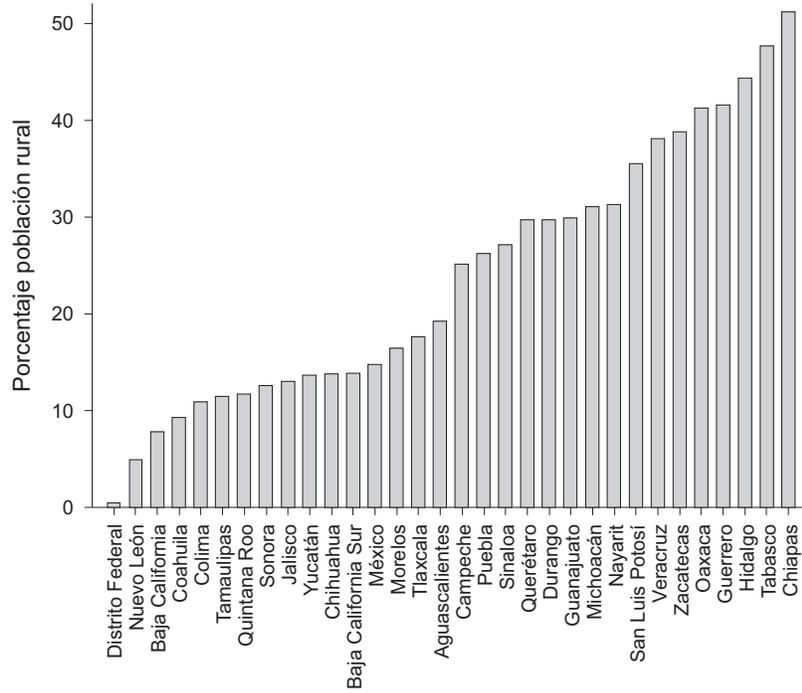


Figura 3. Porcentaje de población rural por estado en 2010. Fuente: INEGI.



estados aumentaron notablemente su área agrícola (como Chihuahua, Zacatecas, San Luis Potosí, Veracruz, Guerrero, Oaxaca, Chiapas o Yucatán), varios estados, en su mayoría de zonas áridas, mostraron una gran disminución en el área dedicada a la agricultura, como fue el caso de Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Querétaro, Morelos, Sonora y Tamaulipas (figura 4a). Todos estos estados, excepto Baja California y Baja California Sur, mostraron un aumento en el volumen de cosechas (toneladas), lo que sugiere que intensificaron su área de producción (figura 4b). Sin embargo, los análisis de correlación mostraron una relación significativa entre el aumento en el área agrícola y el aumento en el volumen de la producción (Cuadro 1).

Ganadería. La información de cambio en producción ganadera sugiere que la mayoría de los estados tuvieron una reducción en el número de cabezas de ganado, en particular de ganados bovino, porcino y caprino (figura 5). La tendencia en reducción de cabezas de ganado fue más clara en los estados del norte del país (los estados más áridos), mientras que los del sur y sur-este experimentaron un aumento. Los análisis de correlación entre el cambio de ganado bovino y caprino confirma la tendencia del cambio ganadero a nivel estatal (Cuadro 1).

Cambio en vegetación leñosa

Entre el 2000 y el 2010, el número de estados que mostraron una recuperación de vegetación leñosa fue mayor que los que la perdieron (figura 6). Entre los es-

tados que más aumentaron su área de vegetación leñosa están Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Zacatecas. En estos estados, el incremento de vegetación fue en su mayoría vegetación xerófila. Por otro lado, los que más área de vegetación perdieron fueron Veracruz, Chiapas, Campeche, Quintana Roo y Guanajuato. Con excepción de Guanajuato, el cual perdió áreas de vegetación xerófila, en estos estados el deterioro se vio reflejado en cobertura selvática.

De acuerdo con los análisis de correlación realizados, encontramos que a nivel estatal el cambio de la vegetación leñosa está relacionado con el cambio en ganadería; los estados que disminuyeron el ganado caprino y ovino, aumentaron la vegetación leñosa. Además, el cambio de vegetación leñosa también estuvo relacionado con el cambio en población rural, siendo los estados que perdieron gente los que más aumentaron su vegetación leñosa. Sin embargo, a nivel estatal los análisis no mostraron ninguna relación entre el cambio en población rural y el cambio en área agrícola, producción agrícola, o el número de cabezas de ganado (Cuadro 1).

DISCUSIÓN

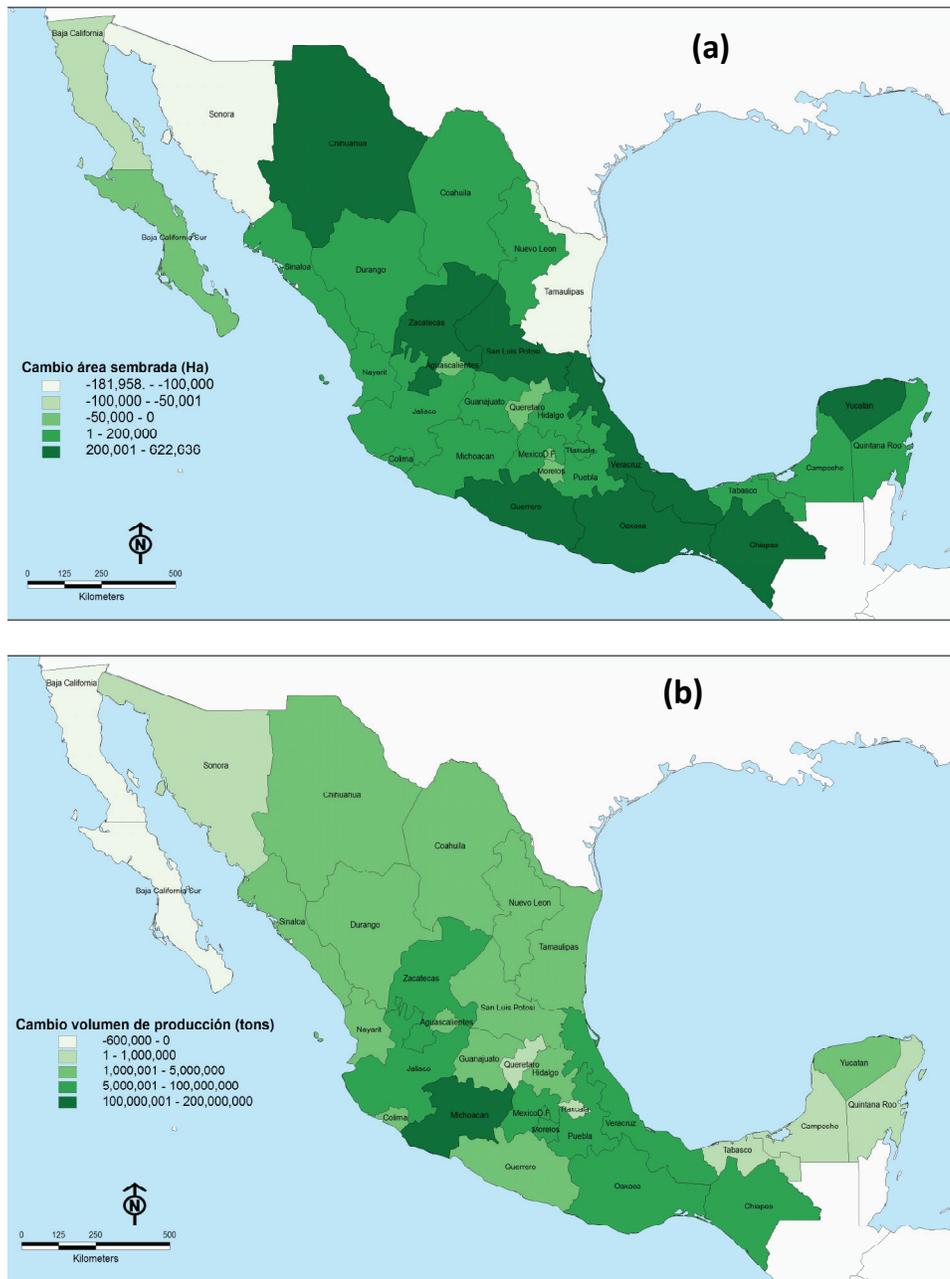
En los últimos 30 años México ha experimentado grandes cambios tanto en la dinámica poblacional como en las actividades productivas. De acuerdo con nuestros resultados, a nivel estatal el cambio en el área agrícola, que es la actividad productiva que ocupa la mayor extensión

Cuadro 1. Coeficientes de correlación Spearman entre variables de cambio poblacional, agricultura, ganado y vegetación leñosa a nivel estatal. La matriz indica el cambio en cada una de las variables.

	PU*	PR*	AA†	PA†	GB‡	GO‡	GP‡	GC‡	VL
PU*	1								
PR*	0.4102	1							
AA†	0.0055	0.2808	1						
PA†	0.2535	0.0456	0.0032^a	1					
GB‡	-0.4010^a	-0.3194	-0.0141	0.0802	1				
GO‡	0.2239	0.2071	-0.0299	0.0347	-0.0073	1			
GP‡	-0.1163	-0.0679	0.1581	-0.6981	-0.2277	-0.0184	1		
GC‡	0.0203	0.1	0.1392	0.1122	0.0917^b	0.0755	0.2264	1	
VL	-0.0079	-0.4234^b	0.1396	-0.0708	-0.345	-0.4056^a	-0.0007	-0.3702^a	1

Variables: PU = Población urbana; PR = Población Rural; AA = Área agrícola (ha); PA = Volumen de la producción agrícola (tons); GB = Cabezas de ganado bovino; GO = Cabezas de ganado ovino; GP = Cabezas de ganado porcino; GC = Cabezas de ganado caprino; VL = Área de vegetación leñosa (ha) *1980-2010, fuente INEGI; † 1980-2009, fuente SIAP; ‡ 1980-2008, fuente SIAP. En negrillas se muestran las correlaciones significativas ($p < 0.05$ (a), $p < 0.005$ (b)) a nivel estatal.

Figura 4. Cambio en: (a) la superficie sembrada (ha) por estado entre 1980-2009 y (b) cambio en volumen de cosecha (toneladas) por estado en el periodo de 1980-2009. Mapa elaborado con datos del SIACON, SAGARPA.



territorial, no se relacionó con el cambio de poblacional rural. De hecho, la mayoría de los estados tuvieron un aumento en el área (en hectáreas) y en la producción (en toneladas) de sus cultivos, sin importar si aumentaron o disminuyeron su población rural. Únicamente dos estados, Sonora y Tamaulipas, presentaron una

reducción tanto en población rural como en la superficie agrícola. Otros estados, como Yucatán y Zacatecas, también registraron una disminución en la población rural, pero mostraron un gran aumento en el área dedicada a la agricultura. Aun cuando existe la noción de que la intensificación agrícola en ciertas zonas podría liberar

Figura 5. Cambio en el número de cabezas de ganado ovino, bovino, porcino y caprino por estado entre 1980-2008. Mapa elaborado con datos del SIACON, SAGARPA.

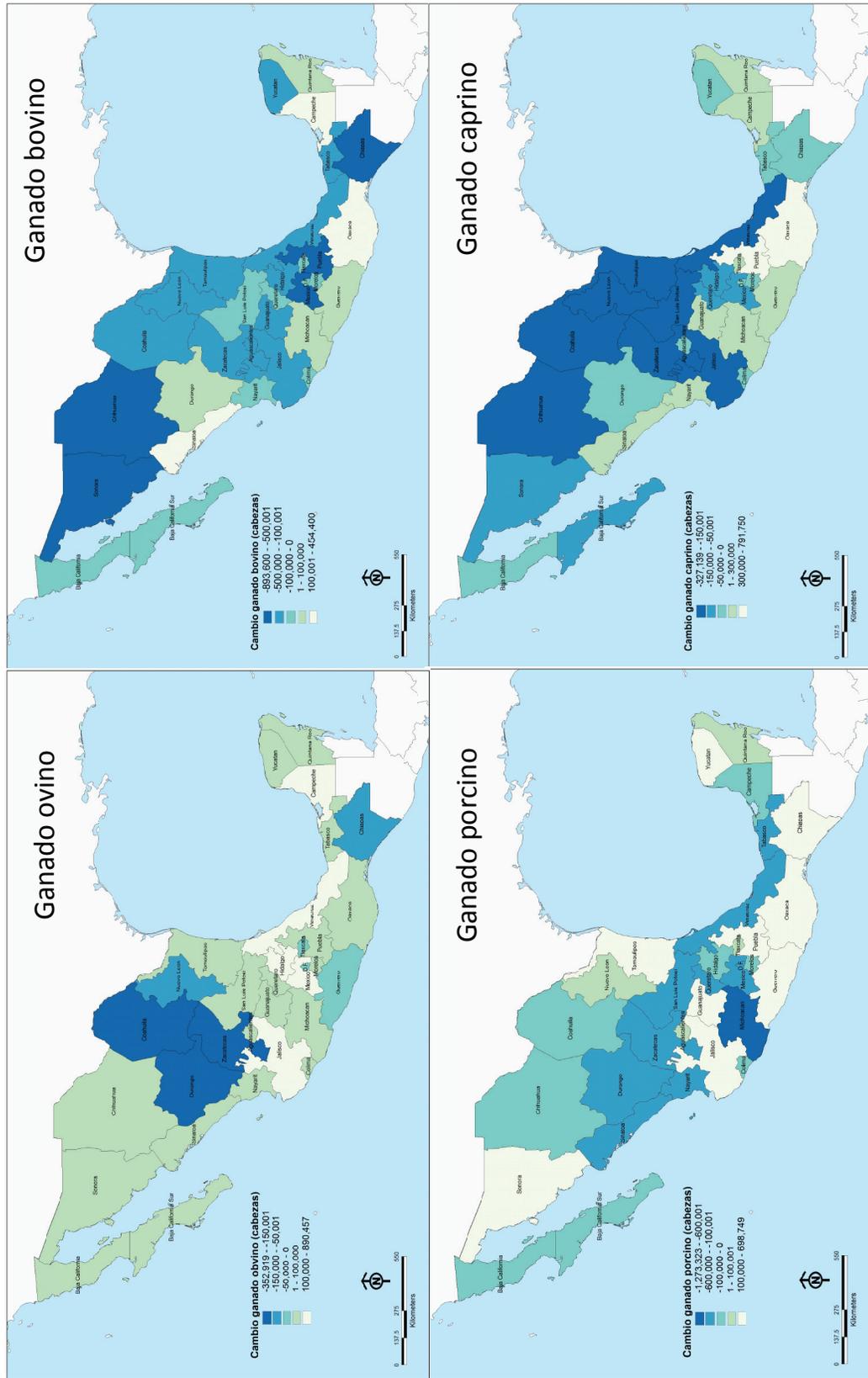


Figura 6. Cambio en vegetación leñosa (ha) por estado entre 2001-2010, estimado de mapas basados en imágenes satelitales (MODIS).



la presión de conversión en otras zonas, los resultados muestran que a nivel estatal la regla ha sido continuar el incremento del área dedicada a la agricultura. Como se ha sugerido a nivel nacional, la intensificación agrícola no implica una reducción del área dedicada a esta actividad (Rudel *et al.* 2009), lo que explicaría la relación positiva entre área agrícola y el volumen de la producción; sin importar si la producción se intensifica o no, se espera que el área para agricultura continúe aumentando.

A nivel nacional, de 1980 a 2008 se registró una tendencia generalizada de reducción del número de cabezas de ganado, siendo esta tendencia más clara en los estados del norte del país. Sin embargo, no encontramos una relación entre el cambio en población rural y cambio en ganadería. En este caso, al igual que con el cambio agrícola, mientras algunos estados redujeron su población rural y algún tipo de ganadería (tal es el caso de Zacatecas, Coahuila, Chihuahua, Colima, Durango o Nuevo León), otros perdieron población rural pero aumentaron la producción ganadera (como en Oaxaca, Yucatán, o Tlaxcala). Esto pudiera deberse a que, como se ha sugerido para el sur de Yucatán, los ingresos derivados de la migración y los subsidios gubernamentales podrían estar promoviendo una actividad ganadera extensiva y de bajo valor (Busch y Vance 2011).

La relación entre la pérdida de ganado y el aumento de la cobertura de vegetación leñosa que se encontró en muchos estados del centro y norte del país sugiere que en las zonas áridas, en particular aquellas que perdieron población rural, es la disminución del pastoreo más que el cambio agrícola lo que ha propiciado el incremento de la vegetación. Sin embargo, debido a la heterogeneidad tanto de las condiciones ambientales como de las situaciones en las que se da la ganadería en México (por ejemplo, del área disponible por cada unidad animal), los datos utilizados sirven como una buena aproximación pero podrían no reflejar con exactitud los cambios dedicados a la superficie de pastoreo. De igual forma, es necesario considerara que, aunque encontramos tendencias claras, los análisis realizados tienen ciertas limitaciones, ya que por ser un estudio a nivel estatal, no considera la variación dentro de cada estado, la cual puede ser muy relevante.

Llama la atención el crecimiento de la vegetación leñosa en zonas áridas, especialmente porque el foco de estudio del cambio de uso del suelo se basa en identificar patrones de deforestación, mientras que los patrones de reforestación, en general, pasan desapercibidos. En este caso el incremento en la cobertura de plantas leñosas parecería estar relacionado con cambios en la actividad ganadera aunados a factores ambientales que han pro-

movido la expansión (más que una recuperación) de la vegetación en el área. Es decir, el incremento en la vegetación leñosa de estas áreas no necesariamente representa la aparición de vegetación original que haya desaparecido por presiones antrópicas, sino el incremento de una cobertura que de manera natural se encontraba restringida.

El efecto de la demanda de productos en el paisaje

Debido a la realidad socio-ecológica de cada estado, las trayectorias demográficas, de producción agropecuaria y de vegetación, han variado a través del tiempo y del territorio nacional. Un reto para entender el alcance de estas trayectorias es distinguir la escala (local, regional o global) en la que influyen las variables detonadoras de cambios en el uso y cobertura del suelo. De acuerdo con nuestros resultados, el cambio en el paisaje rural a nivel estatal se verá influenciado por factores distintos del tamaño poblacional (recuadro 1).

Aunque las demandas locales repercuten en la conversión de los sistemas naturales, son los procesos de *teleconexiones*, o dinámicas interconectadas, con los sitios urbanos las que generan el mayor impacto en la transformación del uso del suelo (Seto *et al.* 2012). De esta forma, a pesar de que las zonas urbanas ocupan un mínimo del territorio nacional, el efecto que ejercen sus demandas de consumo se verán reflejadas a distintas escalas. Esto se ha planteado como una posible causa de deforestación en las zonas de bosques húmedos (DeFries *et al.* 2010). De hecho, se ha sugerido que la recuperación de bosques en algunos países implica que otros experimenten una expansión agrícola para cubrir la demanda global de productos (Meyfroidt *et al.* 2010, Lambin y Meyfroidt 2011). El que existan mercados (tanto regionales como globales) de productos específicos, como aquellos provenientes de regiones particulares (por ejemplo, aquellos de denominación de origen), ha fomentado la transformación de los paisajes en muchas áreas de México (Recuadro 2). Sin embargo, debido a que las relaciones de mercado son sumamente complejas, sería necesario realizar estudios locales para identificar las características específicas que influyen en cada caso.

Regresando a la predicción original sobre si a escala estatal el cambio poblacional rural se relaciona de manera directa con el cambio de uso del suelo, encontramos que aunque existió una relación entre el cambio de vegetación y el cambio poblacional, esto no fue consecuencia de la disminución de área dedicada a actividades productivas.

Aun cuando se sugiere que el crecimiento poblacional es un factor indirecto que promueve la deforestación, la pérdida poblacional no parece ser un factor que fomente el abandono de tierras agrícolas para su recuperación, ya que al parecer son los cambios en las demandas regionales y globales específicas las que generarán el mayor cambio regional (Carr 2009, Barbier *et al.* 2010).

CONCLUSIONES

Resulta cada vez más evidente que el cambio en la población total o únicamente rural no es un determinante en la recuperación de los ecosistemas naturales. A pesar de que la mayor parte de las actividades del sector agropecuario se realizan en las zonas rurales, el grado de ruralidad no necesariamente coincide con la conversión de sistemas naturales. La explicación de por qué en algunos estados el cambio poblacional no estuvo relacionado con el cambio en la producción agropecuaria, ni con el cambio de vegetación leñosa, tendrá que buscarse en otros factores como los económicos o ambientales.

Debido a que el continuo crecimiento de poblaciones urbanas generará mayor presión en la conversión de tierras en varios niveles, se plantea que el surgimiento de nuevos modelos agrícolas, como aquellos desarrollados en zonas periurbanas, podrían tener implicaciones positivas para la seguridad alimentaria de las zonas urbanas (Lerner y Eakin 2011). De esta forma, se fomentaría la multifuncionalidad del paisaje, combinando distintos usos del suelo para producción, vivienda y conservación.

Entender la relación específica entre el tipo de demanda y el lugar que la satisface, nos ayudará a comprender las complejas relaciones que los factores globales generan en la estructura y composición del paisaje. En la medida en que definamos con certeza esta relación, así como a los actores que están generando el cambio, podremos tomar mejores decisiones de manejo de recursos en función del impacto ambiental generado por las actividades productivas.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a Miguel Martínez Ramos, Juan Manuel Dupuy Rada y Julieta Benítez Malvido por la organización del simposio "Manejo de ecosistemas en paisajes rurales", que se llevó a cabo durante el III Congreso Mexicano de Ecología en Boca del Río, Veracruz. Este simposio se desarrolló con el apoyo de la Red de Ecosistemas de CONACYT.

RECUADRO 1**CAMBIO EN POBLACIÓN RURAL:
DOS CASOS EXTREMOS****Chiapas**

De acuerdo con datos del INEGI, actualmente más del 50% de la población del estado de Chiapas habita en localidades de menos de 2,500 personas, lo que lo ubica en el primer lugar de estados con mayor proporción de población rural. De hecho, en las últimas tres décadas (1980 a 2010) la población rural aumentó en más de un millón de personas, lo que representó un crecimiento de más del cien por ciento. Este crecimiento en población rural se registró en la mayor parte del estado, ya que de los 118 municipios que conforman el estado, 97 (más del 80%) tuvieron un incremento.

En términos productivos, el estado de Chiapas se ha caracterizado por ser un estado altamente agrícola. Entre 1980 y 2009 el área dedicada a agricultura de tipo temporal y de riego se incrementó en 60%, lo que lo ubicó en el segundo lugar de estados que presentaron mayor expansión de área para este rubro. Actualmente Chiapas se coloca en el sexto lugar en volumen de producción (toneladas). Aunque en los últimos 30 años (de 1980 a 2008) la cantidad de ganado decreció a nivel estatal, desde 1980, Chiapas se encuentra entre los primeros diez lugares de participación nacional para el número de cabezas de ganado porcino, ovino y bovino.

Por otro lado, durante el periodo de 2000 a 2010, 45 de los 118 municipios mostraron un incremento en el área de vegetación leñosa. Sin embargo, solo diez de estos municipios coincidieron con aquellos que perdieron población rural.

Coahuila

Durante el periodo de 1980-2010, el estado de Coahuila experimentó una reducción en su población rural de casi 100 mil personas, lo que representó un 72% de la población rural existente en 1980. Para el año 2010 el estado ocupaba el cuarto lugar de aquellos con menor proporción de población rural (menos del 10%). De hecho, un análisis a nivel municipal mostró que entre 1990 y 2010, 26 de los 38 municipios que conforman el estado (casi el 70% de los municipios), perdieron población rural.

Al igual que el estado de Chiapas, en los últimos 30 años Coahuila registro un incremento en la producción de cultivos y un aumento de 40% en el área dedicada a las actividades agrícolas. Con excepción del ganado caprino, Coahuila no se ha caracterizado por aportar un alto porcentaje de participación nacional en ganadería. De hecho, en los últimos 30 años el estado perdió cabezas en todos los tipos de ganado, en particular de ganado Ovino.

Por otro lado, durante el periodo de 2001-2010 el incremento en vegetación leñosa se observó en todos los municipios, sin importar los cambios poblacionales, agrícolas, o ganaderos que estos presentaran.

A pesar que la dinámica poblacional de los dos estados es contrastante, en ambos casos encontramos un aumento en el área agrícola y una disminución de cabezas de ganado. Sin embargo, las trayectorias de la vegetación leñosa son opuestas. Para entender las causas de estas tendencias, es necesario realizar estudios de caso a nivel local para entender cuáles son las variables específicas que están detonando la dirección del cambio en vegetación.

Agradecemos los comentarios de tres árbitros anónimos. Este trabajo se realizó con apoyo del National Science Foundation y una beca posdoctoral del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a M.B.M.

BIBLIOGRAFÍA

- Aide, T. M. y H. R. Grau. 2004. Globalization, Migration, and Latin American Ecosystems. *Science* 305: 1915-1916.
- Barbier, E. B., J. C. Burgess y A. Grainger. 2010. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy* 27: 98-107.
- Busch, C. B. y C. Vance. 2011. The diffusion of cattle ranching and deforestation prospects for a hollow frontier in Mexico's Yucatan. *Land Economics* 87: 682-698.
- Carr, D. 2004. Proximate population factors and deforestation in tropical agricultural frontiers. *Population and Environment* 25: 585-612.

RECUADRO 2

TRES EJEMPLOS DEL EFECTO DE LA DEMANDA GLOBAL Y REGIONAL EN EL PAISAJE LOCAL

1) La dirección del cambio de cobertura del suelo estará determinado por el valor de la tierra bajo el uso más competitivo, lo cual en gran medida está dictado por las demandas del mercado global (Barbier *et al.* 2010). Por ejemplo, el incremento en la demanda de los productos obtenidos a partir de la palma africana o palma de aceite como el aceite, desde aceite para consumo humano hasta biocombustibles, ha tenido un efecto importante en la transformación de la vegetación en el sur del país. En tan sólo 6 años (2003-2009) el estado de Veracruz aumentó el área dedicada a esta plantación en un 217% (de 2,023 a 6,417 hectáreas), mientras que en el periodo de 1985 a 2009 el estado de Chiapas lo hizo en más de 1,500% (de 1,300 ha a 22,700 ha; SIACON 2010).

2) Por otro lado, en Michoacán, el estado aguacatero por tradición, el incremento en la demanda de este producto para consumo nacional y de exportación se reflejó en el incremento del área dedicada a esta plantación, la cual pasó de aproximadamente 30 mil hectáreas (1980) a 106 mil (2009); es decir, tuvo

un aumento de más de 200% en 30 años (SIACON, 2010).

3) La demanda de tequila a nivel mundial ha tenido repercusión en el paisaje de varios estados del centro del país, pero en particular de Jalisco, que le confiere su sello de denominación de origen. En tan sólo 19 años (de 1990 a 2009) el área dedicada a las plantaciones de agave azul aumentó en 300% (de 25 mil a 107 mil hectáreas; Fig. 3; SIACON 2010).

Figura 7. Plantaciones de aguacate cerca de Uruapan, Michoacán.

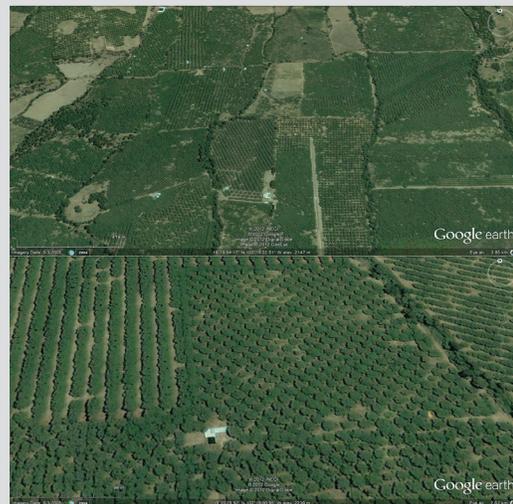


Figura 7. Plantaciones de palma de aceite cercana a Tapachula, Chiapas.

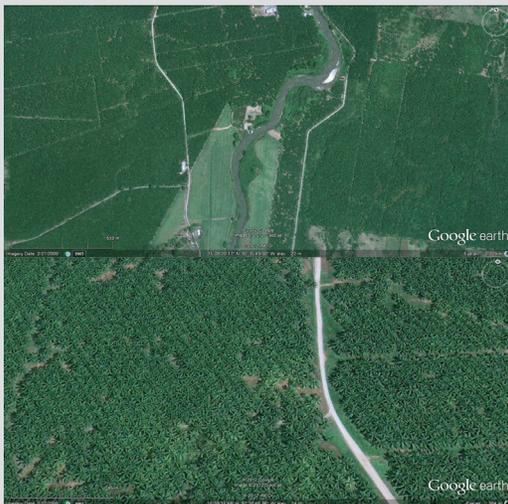


Figura 8. Campos de agave en Tequila, Jalisco.



- Carr, D. 2006. A tale of two roads: Land tenure, poverty, and politics on the Guatemalan frontier. *Geoforum* 37: 94-103.
- Carr, D. 2009. Population and deforestation: why rural migration matters. *Progress in Human Geography* 33: 355-378.
- Clark, M. L. y T. M. Aide. 2011a. *An analysis of decadal land change in Latin America and the Caribbean mapped from 250-m MODIS data*. 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Sydney, Australia, April 10-15.
- Clark, M. L. y T. M. Aide. 2011b. Virtual Interpretation of Earth Web-Interface Tool (VIEW-IT) for collecting land-use/land-cover reference data. *Remote Sensing* 3: 601-620.
- Clark, M. L., T. M. Aide, H. R. Grau y G. Riner. 2010. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS times series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment* 114: 2816-2832.
- DeFries, R., J. Foley y G. Asner. 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 249-257.
- DeFries, R., T. Rudel, M. Uriarte y M. Hansen. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3: 178-181.
- Gasparri, N. I. y H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management* 258: 913-921.
- Gaughan, A. E., M. W. Binford y J. Southworth. 2009. Tourism, forest conversion, and land transformations in the Angkor basin, Cambodia. *Applied Geography* 29: 212-223.
- Geist, H. J. y E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52: 143-150.
- Gómez-Mendoza, L., E. Vega-Peña, M. I. Ramírez, J. L. Palacio-Prieto y L. Galicia. 2006. Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography* 26: 276-290.
- Hecht, S. 2010. The new rurality: globalization, peasants and the paradoxes of landscapes. *Land Use Policy* 27: 161-169.
- INEGI. 2005. *Población rural y rural ampliada en México 2000*. Instituto de Geografía y Estadística, Aguascalientes, Mexico.
- Izquierdo, A., C. De Angelo y T. M. Aide. 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the forest transition model. *Ecology and Society* 13: 3.
- Klooster, D. 2003. Forest transitions in Mexico: institutions and forests in a globalized countryside. *The Professional Geographer* 55: 227-237.
- Lambin, E. F. y P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 3,465-3,472.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischerh, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skanes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261-269.
- Lerner, A. M. y H. Eakin. 2011. An obsolete dichotomy? Rethinking the rural-urban interface in terms of food security and production in the global south. *The Geographical Journal* 177: 311-320.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza, A. Velázquez y J. R. Aguirre-Rivera. 2006. Peasant emigration and land-use change at the watershed level: A GIS-based approach in Central Mexico. *Agricultural Systems* 90: 62-78.
- Meyfroidt, P., T. K. Rudel y E. F. Lambin. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 20,917-20,922.
- Ramírez-Ramírez, I. 2001. Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994-2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 45: 39-55.
- Reardon, T., K. Stamoulis y P. Pingal. 2007. Rural nonfarm employment in developing countries in an era of globalization. *Agricultural Economics* 37: 173-183.
- Rudel, T. K. 1998. Is there a forest transition?: Deforestation, reforestation, and development. *Rural Sociology* 63: 533-552.
- Rudel, T. K., D. Bates y R. Machinguiashi. 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., O. T. Coomes, E. Moran, F. Achard, A. Angelsen, J. Xu y E. Lambin. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15: 23-31.
- Rudel, T. K., L. Schneider y M. Uriarte. 2010. Forest transitions: an introduction. *Land Use Policy* 27: 95-97.
- Rudel, T. K., Schneider L., Uriarte M., Turner B.L., DeFries R., Lawrence D., Geoghehan J., Hecht S., Ickowitz A., Lambin E., Birkenholtz T., Baptista S. y G. H.R. 2009. Agriculture intensification and changes in cultivated area. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 20,675-20,680.
- SEMARNAT. 2002. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

- Seto, K. C., A. Reenberg, C. G. Boone, M. Fragkias, D. Haase, T. Langanke, P. Marcotullio, D. K. Munroe, B. Olah y D. Simon. 2012. Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 7687-7692.
- Uriarte, M., L. Schneider y T. K. Rudel. 2010. Land Transitions in the tropics: Going beyond the case studies. *Biotropica* 42: 1-2.
- Velázquez, A., E. Durán, I. Ramírez, J.-F. Mas, G. Bocco, G. Ramírez y J. L. Palacio. 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change* 13: 175-184.
- Zak, M. R., M. Cabido, D. Cáceres y S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management* 42: 181-189.

Restauración de campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra para aumentar su biodiversidad y servicios ecosistémicos

José M. Rey Benayas

Resumen

La restauración ecológica es capaz de aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los agro-sistemas con el objetivo de contrarrestar los impactos ambientales negativos de la expansión y de la intensificación agrícola. Una forma de conseguir este aumento es mediante acciones de restauración o creación estratégica de elementos clave que benefician a especies silvestres y a servicios ecosistémicos particulares sin competir por el uso de la tierra, a la vez que benefician a los cultivos. Algunas de estas acciones son la introducción de setos, charcas y cajas-nido para depredadores de roedores. La implementación de estas acciones de forma generalizada en el mundo contribuiría de forma importante a conciliar la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave

Agricultura ambientalmente amigable, depredadores de plagas, humedales, setos.

Abstract

Ecological restoration is capable of enhancing biodiversity and ecosystem services in agro-systems to counteract the negative impacts related to agricultural spread and intensification. An approach to get such enhancement is by means of restoring or creating target elements to benefit wildlife and particular services without competition for land use, including agricultural production. Introduction of hedge rows, ponds, and nest boxes for rodent predators are examples of such actions. Wide implementation of these actions is critical to conciliate agricultural production and biodiversity conservation.

Keywords

Ecological restoration, hedgerows, plague predators, wetlands.

Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, España
Tel: +34 91 885 4987, Fax: +34 91 885 4929, Correo-e: josem.rey@uah.es

AGRICULTURA, BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Recientemente se han publicado varias descripciones cuantitativas a escala global de la degradación de los ecosistemas, la cual supone una merma de su biodiversidad y funciones que implica una reducción de los bienes

y servicios que prestan a la humanidad y de los cuales dependen nuestro bienestar (MEA 2005, Butchart *et al.* 2010, Pereira *et al.* 2010a, WWF 2010). Las actividades agrícolas son las principales causantes de esta degradación ambiental, bien sea de forma directa o indirecta (Kiers *et al.* 2008; recuadro 1). Así, Ellis y Ramankutty (2008), en su clasificación antropogénica de los biomas

del mundo, distinguen 21 tipos principales de biomas de los cuales 14 tienen un claro uso agrícola y/o ganadero. Es previsible que la degradación de los ecosistemas en el mundo aumente en el futuro (Hockley *et al.* 2008), particularmente la causada por la expansión y la intensificación de la agricultura debido al incremento de la demanda de la sociedad de productos agrícolas (Kiers *et al.* 2008). En consecuencia, conciliar el mantenimiento o el aumento de los servicios de producción agrícola con el mantenimiento o el aumento de la biodiversidad y de otros servicios ecosistémicos de soporte, provisión, regulación y culturales es un reto para la humanidad.

RECUADRO 1

Evidencias del impacto ambiental negativo de la agricultura a escala global

- En la actualidad, la tierra cultivada y los pastizales representan casi el 50% de la superficie terrestre, siendo esta extensión en detrimento de la cubierta vegetal natural, sobre todo de bosques y praderas (Foley *et al.* 2005).
- La huella ecológica debida a los cultivos y al pastoreo supusieron el 24% y el 7%, respectivamente, de la huella ecológica global total en 2007 (WWF 2010).
- Representa aproximadamente el 12% del total de las emisiones directas de origen antrópico de gases de efecto invernadero (IPCC 2007).
- La agricultura es la principal consumidora de agua en el mundo; casi el 80% de la población humana está expuesta a niveles elevados de amenaza de seguridad del agua y los hábitats asociados con el 65% de la descarga continental están clasificados con un nivel de amenaza de moderado a elevado (Vorosmarty *et al.* 2010).
- El avance de la frontera agropecuaria es la principal causa de deforestación global, la cual ha tenido lugar a una tasa de 13 millones de ha anuales en los últimos diez años (FAO 2011).
- La agricultura es la principal amenaza para muchos grupos de especies, por ejemplo las aves (BirdLife International 2008).

En contraste con estas perspectivas negativas, los agro-sistemas no sólo han asegurado nuestra provisión de alimentos y fibras sino que, frecuentemente, son percibidos en términos positivos desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad y del paisaje. Ello es debido a que, entre otros motivos, crean paisajes en mosaico con una elevada heterogeneidad ambiental (Dornelas *et al.* 2009), son el hábitat de comunidades singulares y especies raras o amenazadas con valor de conservación (Kleijn *et al.* 2006) y poseen una amplia gama de valores culturales, por ejemplo estéticos (Lindemann-Matthies *et al.* 2010).

En este artículo proporcionaré un esquema de las opciones que existen para aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos mediante actuaciones de restauración implementadas en agro-sistemas. Posteriormente, se explicará una opción concreta de las mismas, la cual consiste en la restauración o creación estratégica de elementos clave que benefician a especies silvestres y a servicios ecosistémicos particulares sin competir por el uso de la tierra, y algunas actuaciones operativas en torno a ella. En mis clases, conferencias y algunos artículos me refiero a esta forma de restauración/creación como la “manicura” de los campos agrícolas, no tanto por el significado literal de esta palabra (“Operación que consiste en el cuidado, pintura y embellecimiento de las uñas”, según el Diccionario de la Real Academia de la Lengua Española), sino por el significado implícito del cuidado de detalles muy pequeños en vastas extensiones agrícolas. Además, presentaré tres estudios de caso de proyectos ejecutados en España para documentar esta “manicura” de los campos agrícolas, los cuales tienen que ver con la plantación de setos o cercas vivas, la instalación de cajas nido para potenciar aves depredadoras de roedores y la creación de humedales pequeños. Finalmente, se harán algunas reflexiones sobre la implementación de estas opciones en el mundo real, más allá de la investigación y de los proyectos piloto o de demostración.

Restauración ecológica en los paisajes agrícolas

La restauración ecológica tiene como objetivo recuperar las características de un ecosistema, como son su biodiversidad y funciones, que ha sido degradado o destruido, generalmente como resultado de las actividades humanas (SERI 2004). Las acciones de restauración se están implementando cada vez más como respuesta a la crisis global de la biodiversidad y son apoyadas por acuerdos internacionales tales como el Convenio para la Diversi-

dad Biológica (CBD; Sutherland *et al.* 2009). Uno de los objetivos del nuevo plan estratégico del CBD para el año 2020, que fue acordado en la Conferencia de Nagoya celebrada en 2010, es restaurar al menos el 15% de los ecosistemas degradados del mundo (Normile 2010). Estas iniciativas políticas internacionales son indudablemente necesarias e interesantes pero, como en otros muchos ejemplos, existen dificultades en trasladarlas de forma operativa a la escala local. Por ejemplo, surgen interrogantes en torno a nuestra habilidad para manejar y restaurar ecosistemas que proporcionan múltiples servicios y biodiversidad, como es el caso de los agro-sistemas (Rey Benayas *et al.* 2009).

La restauración ecológica supone una oportunidad para contrarrestar los impactos ambientales negativos de la expansión y de la intensificación agrícola. En un trabajo reciente, Rey Benayas y Bullock (2012) han realizado una síntesis de las aproximaciones o enfoques y tipos de opción que existen para revertir estos impactos, es decir, cómo aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los paisajes agrícolas. Algunas opciones tienen el potencial de aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos incluyendo la producción agrícola, mientras que otras pueden aumentar la biodiversidad y servicios ecosistémicos diferentes a la producción agrícola.

Algunas discusiones recientes sobre el futuro de la agricultura han contrastado el (1) “ahorro de tierra” (*land sparing* en inglés) con (2) la “agricultura ambientalmente amigable” (*wildlife-friendly farming* en inglés). El primero aboga por una separación entre el terreno que se dedica a la agricultura y el que se dedica a la conservación de la biodiversidad, mientras que el segundo aboga por la mejora del ambiente agrícola para compatibilizar en el mismo espacio producción agrícola y mantenimiento de la biodiversidad (Fischer *et al.* 2008; Hodgson *et al.* 2010). El ahorro de tierra en el contexto agrícola implica la restauración o creación de hábitat no agrícola a expensas de la producción agrícola, especialmente bosques y matorrales, praderas naturales, humedales o prados húmedos en tierra arable (Rey Benayas y Bullock 2012). Persigue formas de biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos diferentes a los proporcionados por la agricultura, por ejemplo, el aumento de especies forestales y del secuestro de carbono en la biomasa de los árboles y arbustos (Rey Benayas *et al.* 2010). La agricultura ambientalmente amigable ofrece las cinco opciones explicadas en el recuadro 2. Estas opciones no se excluyen unas de otras, es decir, dos o más de ellas

RECUADRO 2

Tipos de intervención relacionadas con la agricultura ambientalmente amigable según Rey Benayas y Bullock (2012).

- Adopción de prácticas agrícolas basadas en el manejo de la biodiversidad.
- Aplicación de las lecciones aprendidas de las prácticas agrícolas tradicionales.
- Transformación de la agricultura convencional en agricultura orgánica.
- Transformación de cultivos y pastizales simples en sistemas agroforestales.
- Restauración o creación de elementos clave para beneficiar la biodiversidad y servicios ecosistémicos particulares sin competir por el uso de la tierra, la “manicura” de los campos agrícolas.

pueden coexistir en el mismo campo agrícola, cosa que frecuentemente ocurre en la práctica.

RESTAURACIÓN Y CREACIÓN DE ELEMENTOS EN LOS CAMPOS AGRÍCOLAS SIN COMPETIR POR EL USO DE LA TIERRA

Este tipo de agricultura ambientalmente amigable comprende acciones muy específicas y dirigidas a beneficiar la flora y fauna silvestre y servicios ecosistémicos particulares. “Renaturalizan” (*rewild* en inglés) los paisajes agrícolas y frecuentemente están acompañadas de una variedad de beneficios sociales. La característica más relevante de estas acciones es que ocupan una fracción insignificante de la superficie de los campos agrícolas donde se ejecutan, lo que significa que apenas compiten por el uso de la tierra (recuadro 3). Una idea clave es que, lejos de mermar la producción agrícola en los campos donde se implementan, ésta puede aumentar gracias a los procesos ecológicos o servicios ecosistémicos asociados a la biodiversidad que promueven (Bullock *et al.* 2007). Algunos ejemplos característicos son la polinización de los cultivos (Carvalho *et al.* 2010), la regulación de plagas agrícolas basada en el control biológico de los enemigos naturales de las mismas (Tscharrntke *et al.* 2005), la mitigación de la

erosión del suelo (He *et al.* 2007) y el aumento de la producción cinegética (Baundry *et al.* 2000), entre otros muchos.

Todas estas acciones tendrán, generalmente, efectos en la biodiversidad y en los servicios ecosistémicos a distintas escalas dependiendo de qué cantidad de tierra es ocupada por las mismas. De nuevo, debemos enfatizar que la mayor parte de estas acciones no son excluyentes entre sí, pudiendo ser implementadas todas o la mayor parte de ellas en un campo agrícola particular.

ESTUDIOS DE CASO EN ESPAÑA

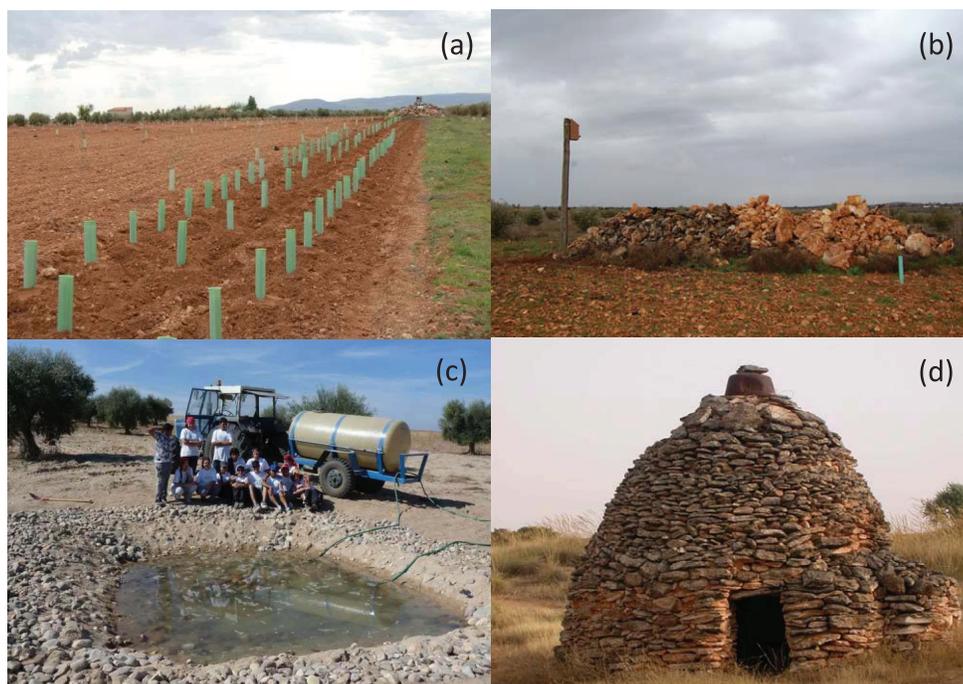
Plantación de setos

La revegetación es, en general, la herramienta más utilizada para la restauración de los ecosistemas terrestres (Rey Benayas *et al.* 2009). Las lindes, bordes de camino y ribazos, elementos lineales muy abundantes en la inmensa mayoría de los paisajes agrícolas del mundo, ofrecen una magnífica oportunidad para la revegetación sin competir prácticamente nada por el uso

agrícola del territorio (figura 1a). Más allá de la teoría ecológica, existen múltiples evidencias científicas y empíricas, desafortunadamente una buena parte de ellas publicadas en la denominada “literatura gris”, que documentan los beneficios asociados a los setos o cercas vivas (Baundry *et al.* 2000, Shibu 2009; Recuadro 4). Éstos coinciden, en gran medida, con los de los islotes forestales en mares agrícolas descritos por Rey Benayas *et al.* (2008). Además de los beneficios señalados en el recuadro 4, los setos también pueden producir efectos no deseables, tales como ser refugio de plagas agrícolas como los conejos y de malezas y, de forma general, pueden presentar todos los inconvenientes de los hábitat insulares pequeños (Rey Benayas *et al.* 2008).

La Fundación Internacional para la Restauración de los Ecosistemas (FIRE, www.fundacionfire.org) desarrolla, desde el año 2009, el proyecto denominado “Islotes y costas en mares agrícolas – Campos de Vida”, cuyo fin principal es establecer proyectos de demostración de revegetación de campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra. Este proyecto fue inspirado y es el resultado

Figura 1. Ejemplos de acciones de restauración y creación de elementos en campos agrícolas de La Mancha (España) sin competir por el uso de la tierra. (a) Seto o cerca viva recién plantado en un nuevo olivar. (b) Montón de piedras o majano y poste con caja nido para cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*). (c) Charca creada por un grupo de voluntarios. (d) Chozo o bombo de piedra, construido y utilizado antiguamente por los pastores de rebaños. © Fundación Internacional para la Restauración de los Ecosistemas.



RECUADRO 3**Ejemplos de acciones de restauración y creación de elementos en los campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra**

- Revegetación estratégica de lindes, bordes de camino y ribazos para crear setos o cercas vivas (Pereira y Rodríguez 2010b; figura 1a; véase un estudio de caso más adelante).
- Introducción de pequeñas plantaciones de árboles o arbustos, preferentemente en las esquinas de las propiedades, para crear islotes de hábitat forestal en mares agrícolas (Rey Benayas *et al.* 2008).
- Plantación de árboles aislados con el fin de aprovechar sus desproporcionados efectos positivos para la conservación de la biodiversidad (aves, murciélagos, insectos, etc.) y el potencial de la dispersión de semillas (Fischer *et al.* 2010).
- Creación de áreas favorables para los polinizadores mediante plantaciones de enriquecimiento florístico (Carvalho *et al.* 2010).
- Introducción de carballones o domos (*beetle banks* en inglés), muros de piedra, majanos o montones de piedras y otros refugios estratégicos para la fauna (MacLeod *et al.* 2004; figura 1b).
- Introducción de perchas y cajas-nido para aves y murciélagos (Serra 2011; figura 1b; véase un estudio de caso más adelante).
- Creación o restauración de pequeños humedales y otros puntos de agua tales como charcas y abrevaderos (Moreno-Mateos *et al.* 2010; figura 1c; véase un estudio de caso más adelante).
- Restauración de construcciones de arquitectura rural para recuperar y valorizar servicios culturales (figura 1d).

de la aplicación de los conocimientos adquiridos mediante la investigación científica y técnica desde 1992 (Rey Benayas *et al.* 2008).

Hasta la fecha, se han establecido proyectos de demostración en siete campos agrícolas de cereal y olivar, revegetándose más de 2,500 m lineales de bordes de camino y lindes y creando varios islotes forestales,

RECUADRO 4**Beneficios más relevantes de los setos o cercas vivas**

- Aumento de la biodiversidad, tanto *in situ* como a escala de paisaje, por las especies de plantas introducidas y por todas las especies que colonizan estos hábitat; son islas y reservorios de biodiversidad en los paisajes agrícolas.
- Exportación de semillas y otros propágulos, tanto de plantas como de animales, a los campos agrícolas abandonados próximos, acelerando la restauración pasiva de los mismos.
- Mitigación de la erosión eólica e hídrica por su efecto cortavientos o pantalla y limitación de la escorrentía, evitando la pérdida de suelo y nutrientes en los cultivos.
- Enriquecimiento de materia orgánica y de nutrientes del suelo.
- Reducción de la cantidad y tamaño de las partículas arrastradas por el viento hacia los cultivos y, en consecuencia, disminución de los efectos de abrasión de las mismas.
- Atracción y hábitat de polinizadores y enemigos naturales de plagas de los cultivos.
- Aumento de la producción cinegética, un recurso importante en el mundo rural, debido a la mejora del hábitat de muchas especies como la perdiz roja (*Alectoris rufa*).
- Aumento de la diversidad y la conectividad a escala de paisaje, debido a que crean heterogeneidad y funcionan como corredores biológicos.
- Aumento de la belleza escénica.
- En síntesis, un aumento del valor de los campos y paisajes agrícolas, incluyendo el componente financiero por el valor monetario de muchos de los bienes y servicios explicados anteriormente.

que ha supuesto el trasplante de más de 5,400 plántulas de 22 especies arbóreas y arbustivas nativas en las provincias de Toledo, Ciudad Real y Córdoba (España). Con el objetivo de proporcionar a estos proyectos un mayor rendimiento social, una gran parte de las actuaciones se realizan con jóvenes voluntarios procedentes, sobre todo, de los colegios e institutos de las localidades

donde se ejecutan, como una herramienta de educación y sensibilización ambiental. Además, existe una labor continuada de trabajo con los usuarios de las fincas, sobre todo agricultores y cazadores y sus organizaciones, que incluye conversaciones, charlas y conferencias, difusión de carteles y folletos informativos, entre otros.

La experiencia nos ha enseñado que los agricultores son, en general, reticentes a ejecutar estas actuaciones por dos motivos principales: (1) desconocimiento de los beneficios reales que puedan suponer para la producción agrícola y (2) la inercia de una apreciación estética que considera que los campos agrícolas deben estar "limpios", es decir, sin elementos diferentes al cultivo practicado. Por otro lado, nuestros proyectos son muy bien valorados por los cazadores, ya que favorecen a las poblaciones de especies tales como la perdiz roja, lo que supone un aumento directo de la producción cinegética y de los beneficios económicos asociados.

Control de plagas de roedores mediante sus depredadores

El Grupo para la Recuperación de la Fauna Autóctona y su Hábitat (GREFA, <http://www.grefa.org/>) está ejecutando un proyecto cuyo fin es el control de plagas agrícolas de roedores mediante la potenciación de sus depredadores, en particular de aves rapaces de pequeño y mediano tamaño, lo que se consigue fundamentalmente aumentando su sustrato de nidificación (Serra 2011). Constituye un excelente ejemplo de acción de restauración que favorece a especies de fauna con valor de conservación (las aves rapaces), beneficia a los cultivos y tiene un impacto nulo sobre el área cultivada. Este proyecto fue motivado por las explosiones demográficas periódicas del topillo campesino (*Microtus arvalis*) que ocurren en amplias localidades de Castilla y León y que producen un gran daño a los cultivos de cereales y alfalfa, principalmente. La última plaga, que ocurrió en 2007, tuvo una gran repercusión mediática y causó una importante alarma social. Ello provocó que las autoridades la atacaran con venenos rodenticidas que produjeron un daño severo por envenenamiento de la fauna silvestre (por ejemplo, a especies amenazadas como el milano real *Milvus milvus*) y cinegéticas (palomas y liebres, entre otras especies).

El cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) y la lechuza común (*Tyto alba*) son depredadores de roedores, en

particular del topillo campesino, que presentan poblaciones en declive en Europa por varias razones. Una de estas razones es que en los paisajes agrícolas han desaparecido multitud de sitios apropiados para su nidificación, como son los árboles grandes y los pajares o cobertizos. Así, la hipótesis de partida de este proyecto es que el aumento del sustrato de nidificación incrementará la abundancia de estas dos aves rapaces hasta situarlas próximas a su capacidad de carga y, en consecuencia, también se incrementará su depredación sobre los topillos campesinos, lo que contribuirá a mitigar sus explosiones demográficas.

Para conseguir este objetivo, se han introducido postes con cajas nido similares a las de la figura 1b, a razón de una caja nido por especie cada 10 ha, en tres áreas de estudio con una superficie de 2000 ha cada una de ellas. Estas cajas nido están siendo progresivamente ocupadas, habiéndose alcanzado tasas de ocupación de alrededor del 33% y del 7% para el cernícalo y la lechuza, respectivamente, al final del segundo año del proyecto (Serra 2011). Teniendo en cuenta los promedios de la tasa de consumo de una pareja adulta de estas aves, el peso de los roedores que son sus presas, el reclutamiento o número de juveniles que producen las parejas nidificantes y la tasa de consumo de los pollos y juveniles, calculamos que en un área de 2000 ha serán consumidos directamente 46,250 kg de roedores al año en un escenario de ocupación completa de las cajas nido. Debe tenerse en cuenta también que estos roedores consumidos no producirán nueva descendencia. Además, se ha comprobado que los postes que sujetan las cajas nido, de unos 4 m de altura, son utilizados como atalayas para cazar por otras especies de rapaces como el ratonero común (*Buteo buteo*), contribuyendo así al efecto regulador de las poblaciones de roedores (Alfonso Paz, comunicación personal).

Además, en este proyecto, se han ejecutado actuaciones de revegetación de lindes y bordes de camino para favorecer a otros depredadores naturales de los topillos, como son la comadreja (*Mustela nivalis*) y varias especies de culebras. Sin embargo, estas actuaciones de revegetación no han sido aceptadas socialmente y, en consecuencia, han sido destruidas en su mayoría. Finalmente, cabe resaltar que las aves rapaces facilitadas perjudican a otras especies, como son los casos de la perdiz roja porque depredan sus pollos y de la alondra común (*Alauda arvensis*), un ave esteparia con interés en conservación, porque la ahuyenta (Alfonso Paz, comunicación personal).

Creación de pequeños humedales

La intensificación, en particular la mecanización de las actividades agrícolas, ha provocado la paulatina desaparición de muchos sistemas de humedales en los paisajes agrícolas, sobre todo de los de menor tamaño, como son las charcas. Así, una pequeña laguna o charca que era considerada un terreno improductivo y de difícil laboreo, era generalmente respetada por la roturación practicada con bueyes y mulas, pero no por la de tractores dotados de una fuerza mucho mayor. En el polo opuesto, la puesta en regadío de cada vez más campos agrícolas permite la restauración o creación de distintos tipos de humedales, lo que constituye un ejemplo de cómo utilizar las oportunidades que brinda la intensificación de la agricultura para mitigar o compensar sus efectos negativos en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Los humedales y charcas restaurados o creados en los paisajes agrícolas, aun cuando sean de un tamaño muy pequeño como el ejemplo mostrado en la figura 1C, producen bienes y servicios ecosistémicos relacionados con procesos hidrológicos y microclimáticos, por ejemplo, la recarga de los acuíferos y la regulación de la humedad relativa o del albedo. Otros bienes y servicios coinciden con los explicados para los setos, como son el aumento de la biodiversidad de plantas y animales *in situ* y a escala del paisaje, el aumento de la producción cinegética, el ser hábitat de enemigos naturales de plagas de cultivos (por ejemplo, los sapos son grandes consumidores de gusanos y moluscos nocivos), el aumento de la diversidad y la conectividad del paisaje y el aumento de la belleza escénica, entre otros. El aumento de la conectividad a escala de paisaje se refiere a los hábitat acuáticos, ya que se refuerzan las posibilidades de dispersión y colonización y la estructura de las metapoblaciones de especies tales como los anfibios, que necesitan puntos de agua para su reproducción (Reques *et al.* 2008).

Moreno-Mateos y sus colaboradores (2009, 2010) han investigado la función de humedales pequeños de origen antrópico, de entre 50 y 5,000 m² de superficie cada uno de ellos, ubicados en el paisaje agrícola del desierto de Los Monegros, un área árida localizada en Aragón donde se ha expandido la agricultura de regadío. Estos humedales artificiales se inundan con los efluentes del agua de los regadíos que llegan a ellos por la esorrentía, y que está muy cargada de nutrientes. Tras un seguimiento de tres años hidrológicos completos y consecutivos, Moreno-Mateos *et al.* (2010) concluyeron que estos humedales mejoraron mucho la calidad del

agua tras pasar por ellos por su capacidad de retener los nutrientes al incorporarlos a la biomasa de la vegetación que los colonizó espontáneamente. Así, las tasas de retención del NO₃-N fueron de hasta el 99% en los humedales más grandes (un promedio de 500 gNm⁻² anuales para una concentración en el agua de entrada de unos 20 mg l⁻¹). También calcularon que, a las tasas de retención del NO₃-N observadas al final del experimento (76-227 gm⁻² anuales), aproximadamente el 1.5-4% de la cuenca debería ser transformado en humedal para optimizar la eliminación de este nutriente. Del mismo modo, Moreno-Mateos *et al.* (2009) han demostrado que los humedales construidos, o los formados espontáneamente por el agua del riego, incrementan la diversidad de las comunidades de aves, y que el manejo de la vegetación de los mismos siguiendo unas pautas sencillas podría optimizar su papel en la conservación de estas especies.

Al igual que en los casos de los setos y del control de roedores mediante depredadores, la creación de pequeños humedales puede implicar una serie de efectos no deseados, más allá de los costes relativamente elevados de la propia actuación. Uno de ellos es que dificultan las operaciones de la maquinaria agrícola en los campos, aunque éste se puede soslayar fácilmente. Otro es la proliferación de insectos como avispas y mosquitos que pueden resultar molestos para los humanos, si bien es cierto que las primeras tienen un importante papel en la regulación de plagas agrícolas.

LA RESTAURACIÓN DE LOS CAMPOS AGRÍCOLAS EN EL MUNDO REAL

El desarrollo de una relación más mutualista entre las ciencias de la ecología de la restauración y la agro-ecología y la práctica de la restauración ecológica y la agricultura de conservación ha sido un objetivo central pero frecuentemente elusivo (Cabin *et al.* 2010). Si bien es cierto que se necesita más investigación para producir socio-ecosistemas más sostenibles (Turner 2010), lo que se necesita de verdad es más acción y soluciones para un mundo cultivado *sensu* Foley *et al.* (2011). Por ello, deben implementarse actuaciones de restauración en los territorios agrícolas para revertir los indicadores negativos relacionados con la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el mundo (Bullock *et al.* 2011). Los requerimientos institucionales y de gobernanza son fundamentales para implementar con éxito productos de planificación relacionados con la conservación, incluidos

los proyectos de restauración ecológica en los campos agrícolas (Lombard *et al.* 2010).

La adopción de prácticas agrícolas ambientalmente amigables, particularmente las acciones de restauración/creación explicadas en este artículo, no se basa solamente en los bienes y servicios que el conjunto de la sociedad obtiene de las funciones de los agro-sistemas, ya que los productores individuales son en última instancia los agentes que deciden qué cantidad de capital natural conservar y utilizar en función de sus propios objetivos y necesidades, incluyendo las condiciones sociales, económicas (por ejemplo, mercados y políticas) y ambientales en las cuales operan (Jackson *et al.* 2007). Un problema crítico es que, con frecuencia, los mercados y las políticas no están alineados apropiadamente con los beneficios que la sociedad recibe de la agricultura ambientalmente amigable.

El sostenimiento financiero, la educación para promover la sensibilización pública y la capacitación son puntos clave para extender la restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los campos agrícolas. Los propietarios de la tierra deben ser explícitamente recompensados por las acciones de restauración ecológica que practiquen, entre ellas las que no implican competencia por el uso de la tierra, en una época en que la sociedad demanda de las tierras agrícolas mucho más que la producción de alimentos, fibras y combustibles (Klimek *et al.* 2008). A nivel particular, esta recompensa existe si sus productos “ambientalmente sostenibles” alcanzan un mayor valor financiero en el mercado o si suponen un ahorro significativo de los costes de producción, por ejemplo, por el ahorro de fertilizantes y pesticidas. Para recompensar los beneficios que el conjunto de la sociedad recibe de estos productos, deben extenderse ampliamente esquemas de (1) deducción fiscal a los productores que implementen acciones de restauración ecológica en sus propiedades y a las donaciones dirigidas a ONGs que ejecuten estas acciones, (2) pago por servicios ambientales y (3) medidas de financiación directa relacionadas con la restauración ecológica. Estos mecanismos de soporte financiero son muy variables en los distintos países del mundo. En Europa, por ejemplo, las ayudas a las medidas agroambientales de la Política Agraria Común pueden ser consideradas una forma indirecta de pago por servicios ambientales.

Del mismo modo, es necesario implementar acciones de educación a diferentes niveles para promover la

concienciación pública sobre la necesidad de conservar o restaurar unos ecosistemas saludables, entre ellos los agro-sistemas, para que continúen proporcionando sus bienes y servicios. Considero de particular importancia que estas acciones de educación se dirijan a los productores agrícolas. Además, estos productores deben tener la oportunidad de recibir formación y capacitación para la restauración ecológica de los agro-sistemas ya que, en última instancia, son los que poseen y/o trabajan la tierra y viven directamente de ella y, con frecuencia, tienen una elevada inercia cultural y poca flexibilidad para adoptar cambios. Finalmente, esta capacitación debe ser un tema central en los grados y posgrados relacionados con la agronomía (Gewin 2010).

CONCLUSIÓN

Aunque la agricultura es la principal causa de impactos ambientales negativos de origen antrópico, existen numerosas oportunidades para aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los paisajes agrícolas por medio de acciones de restauración ecológica. Entre estas acciones, las explicadas en este artículo tienen el valor añadido de no competir por el uso agrícola del territorio. Además, estas acciones frecuentemente aumentan la producción agrícola al favorecer servicios tales como el control de plagas y de la erosión, la polinización y la regulación del agua y los nutrientes, principalmente. Más allá de la investigación científica y técnica, urge extender las acciones de restauración ecológica en los agrosistemas para mitigar la degradación ambiental sin precedentes que existe en la actualidad. Estas acciones necesitan apoyo institucional y políticas *ad-hoc*, y deben basarse en el reconocimiento explícito —también financiero— de los propietarios de los campos agrícolas, la educación para la concienciación pública y la capacitación de los productores y gestores agrarios.

AGRADECIMIENTOS

Los proyectos CGL2010-18312 (Ministerio Español de Ciencia e Innovación) y S2009AMB-1783 (Red REMEDINAL-2 de la Comunidad de Madrid) financian actualmente estas investigaciones. El autor agradece los comentarios de dos revisores anónimos y el apoyo de la Red de Ecosistemas de CONACYT para financiar el simposio “Manejo de Ecosistemas en Paisajes Rurales” del cual el presente trabajo formó parte.

BIBLIOGRAFÍA

- Baundry, J., R. G. H. Bunce y F. Burel. 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60: 7-22.
- BirdLife International. 2008. State of the world's birds: indicators for our changing world. BirdLife International, Cambridge.
- Bullock, J. M., R.F. Pywell y K.J. Walker. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 44: 6-12.
- Bullock, J.M., J. Aronson, A. C. Newton AC, R. F. Pywell y J. M. Rey-Benayas. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* (en prensa; doi:10.1016/j.tree.2011.06.011).
- Butchart, S. H. M. y colaboradores (45 autores). 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.
- Cabin, R. J., A. Clewell, M. Ingram, T. McDonald y V. Temperton V. 2010. Bridging restoration science and practice: results and analysis of a survey from the 2009 society for ecological restoration international meeting. *Restoration Ecology* 18: 783-788.
- Carvalho, L.G., C. L. Seymour, R. Veldtman y S. W. Nicolson SW. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* 47: 810-820.
- Dornelas, M., A. C. Moonen, A. E. Magurran y P. Barberi. 2009. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. *Journal of Applied Ecology* 46: 666-672.
- Ellis, E.C. y N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 439-447.
- FAO. 2011. State of the World's Forests 2011 [on line]. FAO, Rome (URL: <http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e00.htm>).
- Fischer, J., B. Brosi, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, R. Goldman, J. Goldstein, D. B. Lindenmayer, A. D. Manning, H. A. Mooney, L. Pejchar, J. Ranganathan y H. Tallis. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 382-387.
- Fischer, J., J. Stott y B. S. Law. 2010. The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation* 143: 1564-1567.
- Foley, J. A. y colaboradores (19 autores). 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- Foley, J. A. y colaboradores (21 autores). 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337-342.
- Gewin, V. 2010. Cultivating new talent. *Nature* 464: 128-130.
- He, X. B., Y. B. Xu y X. B. Zhang. 2007. Traditional farming system for soil conservation on slope farmland in southwestern China. *Soil Tillage Research* 94: 193-200.
- Hockley, N. J., J. P. G. Jones y J. Gibbons J. 2008. Technological progress must accelerate to reduce ecological footprint overshoot. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 122-123.
- Hodgson, J. A, W. E. Kunin, C. D. Thomas, T. G. Benton y D. Gabriel. 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters* 13: 1358-1367.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007. Synthesis Report. IPCC, Geneva [on line]. (URL: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm).
- Jackson, L. E., U. Pascual U y T. Hodgkin. 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 121: 196-210.
- Kiers, E.T., R. R. B. Leakey, A. M. Izac, J. A. Heinemann, E. Rosenthal, D. Nathan y J. Jiggins. 2008. Ecology - Agriculture at a crossroads. *Science* 320: 320-321.
- Kleijn, D. y colaboradores (18 autores). 2006. Mixed biodiversity benefits of agro-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9: 243-254.
- Klimek, S., A. R. Kemmermann, H. H. Steinmann, J. Freese y J. Isselstein. 2008. Rewarding farmers for delivering vascular plant diversity in managed grasslands: A transdisciplinary case-study approach. *Biological Conservation* 141: 2,888-2,897.
- Lindemann-Matthies, P., X. Jung y D. Matthie D. 2010. The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 195-202.
- Lombard, A. T, R. M. Cowling, J. H. J. Vlok y C. Fabricius. 2010. Designing conservation corridors in production landscapes: assessment methods, implementation issues, and lessons learned. *Ecology and Society* 15: 7-7.
- MacLeod, A., S. D. Wratten, N. W. Sotherton NW y M. B. Thomas. 2004. 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agriculture and Forest Entomology* 6: 147-154.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human-Well Being*. Island Press, New York.
- Moreno-Mateos, D., C. Pedrocchi y F. A. Comin. 2009. Avian communities' preferences in recently created agricultural we-

- tlands in irrigated landscapes of semi-arid areas. *Biodiversity and Conservation* 18: 811-828.
- Moreno-Mateos, D., C. Pedrocchi, y F. A. Comín. 2010. Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering* 36: 631-639.
- Normile D. 2010. U.N. Biodiversity Summit yields welcome and unexpected progress. *Science* 330: 742-743.
- Pereira, H.M. y colaboradores (23 autores). 2010a. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330: 1496-1501.
- Pereira, M. y A. Rodríguez. 2010b. Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology* 47: 611-620.
- Reques, R. y M. Tejedo. 2008. Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. *Quercus* 273: 14-20.
- Rey Benayas, J. M., J. M. Bullock y A. C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 329-336.
- Rey Benayas, J. M, A. C. Newton, A. Diaz y J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- Rey Benayas, J. M., I. Galván y L. M. Carrascal. 2010. Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. *Forest Ecology and Management* 260: 87-95.
- Rey Benayas, J. M. y J. M. Bullock. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15: 883-889.
- Serra, R. 2011. Cernícalos y lechuzas, los mejores rodenticidas. *Quercus* 304: 50-53.
- SERI (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration [on line]. Society for Ecological Restoration International (URL: http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp).
- Shibu, J. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76: 1-10.
- Sutherland, W. J. y colaboradores (44 autores). 2009. One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology* 23: 557-567.
- Turner, MG. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91: 2833-49.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Vorosmarty, C.J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. R. Liermann y P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561.
- WWF. 2010. Living Planet Report 2010. Biodiversity, biocapacity and development [on line]. WWF, Gland (URL: http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/).

Manejo de bosques tropicales: bases científicas para la conservación, restauración y aprovechamiento de ecosistemas en paisajes rurales

Miguel Martínez-Ramos,^{1*} Laura Barraza,² Patricia Balvanera,¹ Julieta Benítez-Malvido,¹ Frans Bongers,³ Alicia Castillo Álvarez,¹ Alfredo D. Cuarón,⁴ Guillermo Ibarra-Manríquez,¹ Horacio Paz-Hernández,¹ Alfredo Pérez-Jiménez,⁵ Mauricio Quesada Avendaño,¹ Diego R. Pérez-Salicrup,¹ G. Arturo Sánchez-Azofeifa,⁶ Jorge E. Schondube,¹ Kathryn Stoner,⁷ Javier Alvarado Díaz,⁸ Karina Boege,¹⁰ Ek del-Val,¹ Mario E. Favila Carrillo,¹⁰ Ileri Suazo-Ortuño,⁸ Luis Daniel Ávila-Cabadilla,¹ Mariana Yólotl Álvarez Añorve,¹ Margarita Cano Ramírez,¹ Jessica Castillo Mandujano,¹ Oscar Chaves Badilla,¹ Erika I. de la Peña,¹ Alejandra Corzo Domínguez,¹ María del Carmen Godínez Gutiérrez,¹ Adriana P. Gómez Bonilla,¹ Ana Ma. González Di Pierro,¹ Beatriz Fuentealba Durán,¹ Waleeha A. Gudiño González,¹ Omar Hernández Ordoñez,¹ Margaret Kaláscka,⁶ Madelon Lobeck,⁴ Antonio López-Carretero,¹⁰ César Manrique Ascencio,¹ Susana Maza-Villalobos,¹ Moisés Méndez-Toribio,¹ Francisco Mora-Ardila,¹ Carlos Muench Spitzer,¹ Cristina B. Peñaloza Guerrero,¹ Luisa F. Pinzón Pérez,¹ Ma. Elena Páramo Pérez,¹ Fernando Pineda García,¹ Arlette Ricaño Rocha,¹ Maya Rocha Ortega,⁶ Jorge Rodríguez-Velázquez,¹ Natalia Mariel Schroeder,¹ Jenny Trilleras-Motha,¹ Michiel Van Breugel,^{3,11} Peter Van der Sleen,³ Edith Villa Galaviz,¹ Isela Zermeño Hernández¹

Resumen

Presentamos una síntesis del programa de investigación de largo plazo (iniciado en 2004) denominado Manejo de Bosques Tropicales (MABOTRO), llevado a cabo por académicos de once instituciones y más de 50 estudiantes de licenciatura y posgrado. Se construyó un marco metodológico para la generación de conocimientos que coadyuve a la preservación de selvas, a la restauración de campos degradados y al uso de selvas secundarias, todo ello en el contexto de la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de servicios ecosistémicos en paisajes agropecuarios. El programa incluye módulos de investigación ecológica y social efectuados en dos localidades contrastantes: la región de Chamela (selva seca), en la costa del Pacífico

Abstract

We present a synthesis of the long-term research program (started in 2004) Tropical Forest Management (MABOTRO), conducted by academics of eleven institutions and more than 50 bachelor and graduate students. We built a methodological framework for the generation of knowledge useful for the preservation of tropical forests, the restoration of degraded areas and the use of secondary forests, all within the context of the conservation of biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. The program includes modules of ecological and social research conducted in two contrasting locations: Chamela region (tropical dry forest), on the Pacific coast of Jalisco, and the Lacandon region (tropical rain forest), at east of Chi-

fico de Jalisco, y la región Lacandona (selva húmeda), al este de Chiapas; ambas regiones han sido ocupadas por comunidades ejidales desde hace poco más de cuatro décadas. Nuestros resultados (38 artículos y 54 tesis) indican que el manejo sostenible de selvas requiere: mantenimiento de grandes remanentes de selvas interconectados, conservación de la fauna, usos agrícolas de bajo impacto y reducida extensión, periodos agrícolas cortos intercalados con tiempos de regeneración prolongados, restauración y enriquecimiento de selvas secundarias con especies nativas de valor biológico y/o social, así como alicientes socio-económicos a los pobladores locales que promuevan la conservación de selvas en sus tierras. Enfatizamos que el manejo sostenible de selvas debe surgir de acuerdos comunes y del trabajo participativo entre propietarios de la tierra, instituciones de gobierno, organizaciones no gubernamentales y académicos.

Palabras clave

Chamela, Cuixmala, Lacandona, Marques de Comillas, selvas, sistemas socio-ecológicos, biodiversidad, sucesión secundaria, regeneración natural, manejo sostenible.

- ¹ Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, C.P. 58190, Morelia, Michoacán, México.
- ² Faculty of Arts and Education Deakin University. 221 Burwood Highway-Burwood VIC 3125 Australia.
- ³ Wageningen University, Forest Ecology and Forest Management Group, Centre for Ecosystem Studies. P.O. Box 47, NL-6700 AA, Wageningen, The Netherlands.
- ⁴ Multicriteria SC, Torre Uxmal 18, Unidad Independencia IMSS, 10100, México, DF, México & SACBÉ - Servicios Ambientales, Conservación Biológica y Educación, Pelicanos 75, Colonia Flamingos II, Cozumel, Quintana Roo, 77660 México.
- ⁵ Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apdo. Postal 70-233, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, México D.F., México.
- ⁶ Earth and Atmospheric Sciences Department, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada T6G 2E3.

apas; the two regions have been occupied by ejido communities for a little more than four decades. Based on our results (38 articles and 54 thesis), we propose that the sustainable management of tropical forests requires: maintenance of large forest remnants interconnected, wildlife conservation, agricultural uses of low impact and small extension, short agricultural periods interspersed with long periods of forest regeneration, restoration and enrichment of secondary forests with native species of biological or social value, socio-economic incentives to local people to promote conservation of forests on their land. We emphasize that sustainable management of forests must arise from common and participatory work agreements between landowners, government institutions, NGOs and academics.

Key words

Chamela, Cuixmala, Lacandona, Marques de Comillas, tropical forests, socio-ecological systems, biodiversity, secondary succession, forest regeneration, sustainable management.

- ⁷ Department of Biological and Health Sciences, Texas A & M University, Kingsville, Texas, United States of America.
 - ⁸ Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Av. San Juanito Itzicuaró s/n, Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán, CP 58330, México.
 - ⁹ Instituto de Ecología, A.C. Apdo. Postal 63 Xalapa 91000, Veracruz, México.
 - ¹⁰ Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apdo. Postal 70-275, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, México D.F., México.
 - ¹¹ Center for Tropical Forest Science, Smithsonian Tropical Research Institute, Av. Roosevelt 401, Balboa, Ancon, Panamá.
- * Correspondencia: mmartine@oikos.unam.mx; Tél. +52-443-3222706.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales de tierras bajas, conocidos comúnmente como selvas, albergan la mayor biodiversidad del planeta (Wilson 1988) y aportan funciones (Jordan 1985, Laurance *et al.* 2004) y servicios ecosistémicos

de gran relevancia para las sociedades humanas (Petersen *et al.* 1989, Godoy *et al.* 2000, Bawa *et al.* 2004). Sin embargo, las selvas han sufrido un fuerte proceso de deforestación y degradación (Myers 1993) impulsado por un complejo conjunto de factores socio-económicos y demográficos (Geist y Lambin 2002, Lambin *et al.* 2003,

Grau y Aide 2008). Como resultado, actualmente las selvas maduras abarcan menos del 50% de su cobertura histórica a escala planetaria (CIFOR 2005) y menos del 25% en México (Challenger y Soberón 2008). Esta pérdida de selvas está provocando lo que puede ser el mayor evento de extinción de especies en la historia del planeta (Laurance *et al.* 2012) y está contribuyendo a generar cambios ambientales (Wright 2005) con fuertes repercusiones negativas para la humanidad (MEA 2005).

En México, las causas de la deforestación de selvas son diversas pero sobresalen aquellas relacionadas con las políticas de repartición de tierras y las leyes agrarias bajo la iniciativa de convertir terrenos forestales en campos agrícolas (De Jong *et al.* 2000, Castillo *et al.* 2005, 2009). En la actualidad, la mayoría de los paisajes tropicales se caracterizan por la presencia de fragmentos de selva entremezclados en una matriz de praderas ganaderas, cultivos agrícolas, plantaciones forestales, campos frutícolas y selvas secundarias (Harvey *et al.* 2008). Con frecuencia, las parcelas agropecuarias son abandonadas debido a problemas de degradación del suelo (Uhl 1987, Turner y Corlett 1996) o por problemas socio-económicos que conducen a la migración de los trabajadores agrícolas (Barbier 1997, Aide y Grau 2004). En los campos abandonados pueden desarrollarse, a través de regeneración natural, selvas secundarias que poseen parte de los atributos biológicos de las selvas maduras (Brown y Lugo 1990, Martínez-Ramos y García-Orth 2007). Sin embargo, muchas de las especies de fauna y flora de las selvas tienen una nula o limitada capacidad de persistir en los campos degradados (Cuarón 2000ab). Por ello, es importante adquirir el conocimiento y las tecnologías para restaurar ambientes degradados con el uso de la diversidad biológica nativa (Hobbs y Harris 2001) y con la participación de los diferentes actores implicados en el uso de la tierra. El futuro de la biodiversidad y de las funciones y servicios ecosistémicos, depende de la conservación de los remanentes de selva (Daily y Ehrlich 1995, Daily *et al.* 2001, Guevara *et al.* 2004), del entendimiento de los procesos de regeneración natural y sucesión secundaria (Chazdon *et al.* 2007, 2009, Quesada *et al.* 2009) y de la aplicación de prácticas de restauración (Brown y Lugo 1994, Chazdon 2008), todo ello bajo la perspectiva de formas de manejo de selvas que sean social y ecológicamente sostenibles (Smith *et al.* 1999, Brunig 1999, Harvey *et al.* 2008).

Los marcos conceptuales para el estudio socio-ecológico del manejo sostenible de selvas está aún en de-

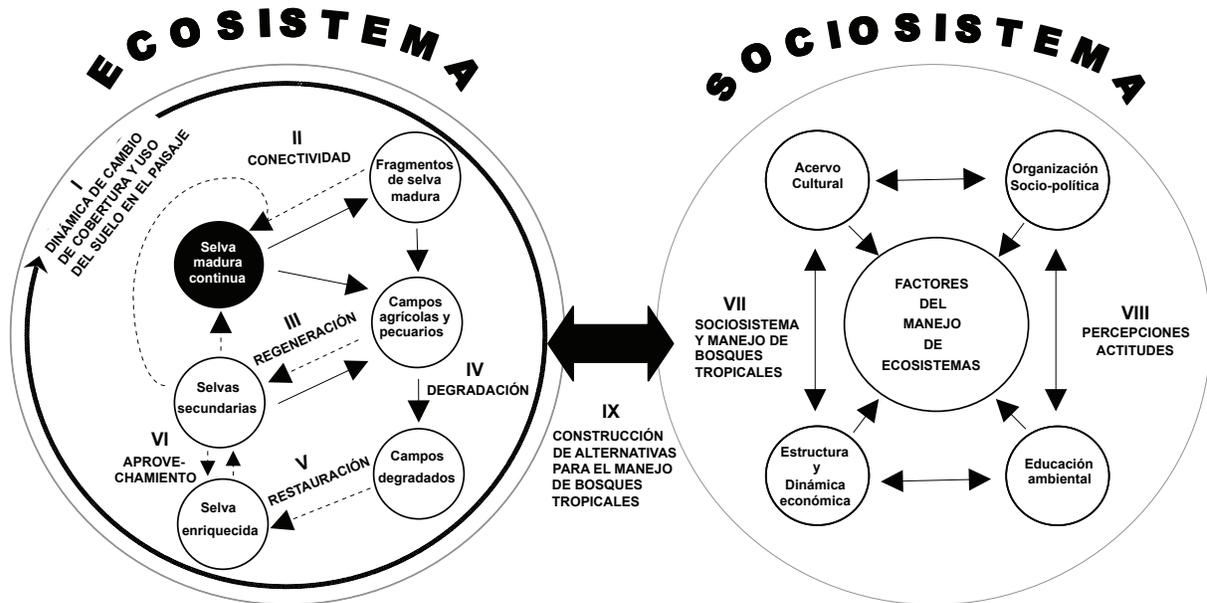
sarrollo. Se desconoce, por ejemplo, en qué medida se puede aplicar un mismo concepto de manejo de selvas en regiones con escenarios biofísicos y sociales contrastantes. Los bosques tropicales perenifolios (*sensu* Rzedowski 1978), o selvas húmedas, y los bosques tropicales caducifolios, o selvas secas, son ideales para explorar dicha generalidad. En conjunto estas selvas cubrían históricamente un 35% del territorio terrestre de México (Challenger y Soberón 2008).

El presente artículo expone una síntesis de un programa de investigación grupal denominado Manejo de Bosques Tropicales (MABOTRO). En este programa han participado académicos de 11 instituciones y más de 50 estudiantes de licenciatura y posgrado. MABOTRO pretende desarrollar bases científicas y herramientas metodológicas que coadyuven a la conservación de las selvas maduras, a la restauración de selvas en campos degradados y al desarrollo de sistemas productivos en selvas secundarias con valor para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de funciones y servicios ecosistémicos. El programa se sustenta en un esquema de investigación y formación de recursos humanos que aborda la problemática del manejo de selvas secas y húmedas desde un enfoque socio-ecológico y comparativo. En particular, pretendemos: i) diseñar una propuesta metodológica que sirva de marco de referencia en proyectos orientados a aplicar los resultados de investigación en la toma de decisiones sobre el manejo de bosques tropicales y ii) profundizar en el estudio de problemas vinculados con la restauración de ecosistemas naturales y el manejo de selvas secundarias.

ESQUEMA DE INVESTIGACIÓN

La figura 1 muestra el esquema de investigación que seguimos en MABOTRO. En él se plantean dos grandes sistemas de estudio: el ecológico (ecosistema) y el social (socioecosistema), con sus respectivos módulos de estudio. En el sistema ecológico se investigan los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo en paisajes rurales (módulo I); la conectividad entre los remanentes de selva madura en el paisaje (módulo II); los procesos de regeneración natural y sucesión ecológica de selvas en campos agropecuarios abandonados (módulo III); los procesos de degradación (módulo IV); acciones de restauración ecológica (módulo V); y los procesos de enriquecimiento y uso de productos forestales no maderables en selvas secundarias y maduras (módulo VI).

Figura 1. Esquema de investigación del programa Manejo de Ecosistemas de Bosques Tropicales (MABOTRO). Dentro del sistema ecológico (ecosistema) y del sistema social (socio sistema) se indican en números romanos los diferentes módulos de estudio que conforman a este programa. Dentro del ecosistema, los círculos y las flechas simbolizan las transiciones que pueden experimentar diferentes elementos en el paisaje; las flechas discontinuas señalan transiciones que requieren acciones de intervención dirigidas a recuperar biodiversidad, funciones y/o servicios ecosistémicos aportados por selvas. Dentro del socio sistema, en los círculos pequeños se señalan diferentes factores humanos que de manera interrelacionada (flechas de dos puntas) determinan el manejo de ecosistemas, simbolizado por el círculo mayor en el centro. Del conocimiento generado de ambos sistemas se pretende aportar elementos para la construcción de alternativas para un manejo sostenible de selvas (flecha ancha de dos puntas; módulo IX).



En el sistema social se estudian a los agentes culturales, políticos y económicos que promovieron los procesos de deforestación y degradación (módulo VII), así como las percepciones y actitudes de los pobladores locales acerca del manejo de selvas (módulo VIII). Finalmente, el conocimiento generado por los diferentes módulos se conjunta para explorar propuestas para un manejo sostenible de selvas en paisajes rurales (módulo IX).

SISTEMAS DE ESTUDIO

El esquema de investigación se aplicó a dos casos de estudio, uno localizado en la región de Chamela-Cuixmala (denominada en adelante "Chamela"), Jalisco, donde la vegetación dominante es la selva seca (Durán *et al.* 2002) y otro localizado en los municipios de Marqués de Comillas y Frontera Corozal (denominados en adelante región "Lacandona"), Chiapas, donde domina la selva húmeda (Martínez-Ramos 2006). Los sitios de estudio en Chamela colindan con la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala y los de la Lacandona con la Reserva

de la Biosfera de Montes Azules y el Área de Protección de Flora y Fauna Chan Kin. Si bien las regiones de estudio contrastan en sus propiedades biofísicas y entornos sociales, todas fueron abiertas a la colonización humana contemporánea durante los años 50 a 70 del siglo pasado (Castillo *et al.* 2005, De Jong *et al.* 2000).

MÉTODOS

Cambio de cobertura del terreno, uso del suelo y conectividad

Para Chamela y la Lacandona se elaboraron mapas de cobertura del terreno a través de distintos insumos de percepción remota tales como imágenes de satélite ASTER (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a), imágenes de satélite LANSAT (Kalácska *et al.* 2005, Muench 2006), ortofotos digitales (Dominguez 2011, Roldán 2012), así como entrevistas con pobladores (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a, Zermeño 2008). Estos análisis cubrieron escalas espaciales que variaron desde el nivel de parcela hasta el de centenas de kilómetros cuadrados. Se deter-

minó el grado de deforestación y la cobertura de diferentes elementos del paisaje (campos agrícolas, praderas ganaderas, selvas secundarias, entre otros). También se analizó la estructura espacial de corredores biológicos actuales y potenciales, así como sus implicaciones biológicas y de manejo para las poblaciones de distintos grupos de organismos (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a, Muench 2006, Domínguez 2011, Roldán 2012).

Regeneración natural y sucesión secundaria

En el año de 2004 se estableció en Chamela una cronosecuencia constituida por nueve praderas ganaderas con 0 a 12 años de abandono y tres sitios de selva madura. En cada sitio se estableció una parcela permanente de 20 × 50 m (Maza-Villalobos *et al.* 2011a). En la Lacandona se estableció una cronosecuencia constituida por 11 campos de maíz con 0 a 17 años de abandono y cinco sitios de selva madura; en cada sitio se estableció una parcela permanente de 10 × 50 m (Van Breugel *et al.* 2006). Se documentó la historia de manejo agrícola previo al abandono de cada parcela (Van Breugel *et al.* 2006, Trilleras 2008). En las cronosecuencias se estudió la dinámica de regeneración y los procesos de sucesión secundaria monitoreando comunidades de plantas herbáceas (Magaña 2005, Ocampo 2012) y leñosas (Ricaño 2007, Maza-Villalobos *et al.* 2011a,b, 2012, Van Breugelet *et al.* 2006, 2007, 2012, Ramos 2009, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009b, Chazdon *et al.* 2011) así como de animales, incluyendo hormigas (M. Rocha en prep.), escarabajos (Manrique 2010), lepidópteros (López Carretero 2010, Villa 2012), anfibios y reptiles (I. Suazo *et al.* en prep.), aves (J. Schondube *et al.* en prep.) y murciélagos (Ávila-Cabadilla *et al.* 2009, De la Peña *et al.* 2012). Se exploraron mecanismos de sucesión empleando enfoques funcionales, filogenéticos (Álvarez Añorve 2012, Letcher *et al.* 2012, Lohbeck *et al.* 2012, R. Baskar *et al.* en prep.) y experimentales (exclusión de vertebrados herbívoros; Mora 2007, Maza-Villalobos y Martínez-Ramos en prep.). Se estudió también el cambio de la productividad primaria durante la sucesión, evaluada con la producción de hojarasca (Arreola 2012, F. Bongers *et al.* en prep.) y la dinámica de la biomasa de la vegetación leñosa (M. Martínez-Ramos en prep., P. Balvanera *et al.* en prep.).

Degradación

En Chamela se llevaron a cabo entrevistas con los pobladores locales con el fin de identificar regímenes agrope-

cuarios y variables de manejo que conducen a la degradación de selvas (Trilleras 2007). En esta misma región, se evaluó el efecto de las actividades agropecuarias sobre la pérdida de funciones ecológicas importantes como polinización y/o dispersión de semillas desempeñadas por aves (McGregor-Fors y Schondube 2011) y murciélagos (Quesada *et al.* 2009).

En la Lacandona se evaluó el impacto de diferentes usos agropecuarios del suelo sobre el potencial regenerativo de la vegetación de selva (Zermeño 2008, Fuentealba 2009). También se determinó el efecto de la fragmentación sobre la función de dispersión de semillas efectuada por primates y sus consecuencias sobre el potencial de regeneración de especies arbóreas (Chaves 2010, González-Di Pierro 2011).

Restauración

Se exploró, a través de diferentes diseños experimentales, la utilidad de usar semillas y/o plántulas para restablecer especies arbóreas nativas en parcelas agropecuarias recién abandonadas o en selvas secundarias jóvenes en Chamela (Páramo 2009, Castillo Mandujano 2010, Pineda *et al.* 2012) y en la Lacandona (Rodríguez Velázquez 2005, Corzo 2007, García-Orth y Martínez-Ramos 2008, 2011). En Chamela, se evaluó el efecto del barbecho del suelo y la remoción de plantas trepadoras herbáceas y leñosas para estimular la regeneración de selvas secundarias (Méndez 2009). En la Lacandona se eliminó la vegetación con el fin de estimular la sobrevivencia y el crecimiento de plántulas trasplantadas en praderas ganderas (Rodríguez Velázquez 2005, García-Orth y Martínez-Ramos 2011) así como la velocidad de la regeneración natural de la vegetación (Fuentealba 2009, García Orth 2008, Méndez 2009). Otros estudios exploraron el papel que juegan los árboles aislados en promover la regeneración natural en praderas ganderas abandonadas (García Orth 2008), el uso de estacas de *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp., *Spondias mombin* L. y *Erythrina folkersii* Krukoff & Moldenke (utilizadas tradicionalmente para construir cercos vivos) como una herramienta de restauración (G. Gutiérrez Zamora en prep.), y formas de erradicar al helecho *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn en praderas invadidas por esta maleza (Peñalosa 2008).

Aprovechamiento de selvas

A través de entrevistas con pobladores locales, en Chamela se elaboró un inventario de especies arbóreas na-

tivas con valor utilitario (Gódinez 2011). En la Lacandona se llevaron a cabo experimentos de trasplante de especies de palmas xate (*Chamedorea elegans* Mart. y *Chamaedorea ernesti-augustii* H. Wendl.), con el fin de explorar el enriquecimiento de selvas secundarias jóvenes (de 3 a 20 años de edad) con plantaciones de estas palmas con alto valor comercial (Gudiño 2007, Van der Sleen 2009).

Agentes sociales del manejo de selvas

Se hizo un análisis de la historia ambiental de la región Chamela a través de entrevistas semi-estructuradas, observación participativa y la colecta de datos descriptivos sobre aspectos socio-económicos y actitudes de los pobladores locales (Castillo *et al.* 2005). La historia ambiental analiza cómo una comunidad humana ha sido afectada por su ambiente natural y cómo ésta ha afectado a ese ambiente a través del tiempo (Worster 1988). Además, en Chamela se estudió la organización y el funcionamiento de instituciones locales y su relación con el manejo de la selva seca y los modos de organización de ejidatarios en la toma de decisiones sobre el uso de la tierra (Schroeder 2006).

Percepciones y actitudes sobre el manejo de selvas

En Chamela se estudió el proceso de transmisión de conocimientos sobre la selva seca entre niños y maestras de una escuela de nivel preescolar. Para este fin se emplearon entrevistas abiertas y semi-estructuradas, cuestionarios, dibujos, fotografías y juegos didácticos (Cano 2008). Otro estudio se orientó a entender, a través de entrevistas y observación participativa la percepción social de las mujeres acerca de los servicios que proveen los ecosistemas de la región (Gómez Bonilla 2006).

Construcción de opciones para el manejo de bosques tropicales

Se llevaron a cabo reuniones periódicas (talleres, simposios) con los académicos participantes en MABOTRO con el fin de revisar avances, resolver fallas, eliminar obstáculos así como reconocer retos y nuevas acciones a desarrollar. Se buscó consolidar un marco metodológico útil para generar opciones de manejo de selvas. Se promovió la elaboración de materiales de divulgación científica para la trasmisión de conocimientos generados a las comunidades locales. Se impartieron pláticas a las asambleas ejidales y se participó en la actividad

anual "Casa Abierta" de la Estación de Biología Chamela, con el objetivo de difundir a pobladores de la región los conocimientos generados por los proyectos de investigación.

RESULTADOS

Con el programa MABOTRO a la fecha se han publicado 36 artículos científicos, 21 tesis de licenciatura, 31 de maestría y 7 de doctorado. A continuación, se presentan los resultados de una manera sintética siguiendo el orden de los módulos de estudio mostrados en la figura 1. Los detalles pueden encontrarse en los trabajos citados en el texto.

CAMBIO DE LA COBERTURA DEL TERRENO Y USO DEL SUELO

En Chamela las selvas cubrían en el año de 2004 un 70-80% del terreno. El resto estaba cubierto por diferentes sistemas agropecuarios, predominando las praderas ganaderas en los lomeríos bajos (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a). En la Lacandona (Marqués de Comillas), en el año 2007 los remanentes de selva madura cubrían cerca del 34% del terreno, las selvas secundarias 16% y diferentes sistemas agropecuarios el 50%, predominando las praderas ganaderas (80% de los terrenos en uso) en los lomeríos bajos con suelo pobre (Zermeño 2008). El cultivo de diferentes productos agrícolas se realizó preferentemente en terrenos fértiles de las terrazas aluviales.

Conectividad

En Chamela se encontró que las selvas medianas, restringidas a las áreas ribereñas, ocupando menos del 4% de la cobertura de selvas tienen gran valor para la conectividad de diferentes hábitat que son esenciales para la conservación de la diversidad de vertebrados e invertebrados en el paisaje (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a, Suazo-Ortuño *et al.* 2011). Los índices espectrales de la vegetación, generados con imágenes LANDSAT, resultaron muy útiles para identificar y cuantificar la extensión y forma de estos hábitat (Kalácska *et al.* 2005).

En la Lacandona se encontró que la conservación de corredores de vegetación (con hábitat viable para la fauna mayor, e.g. tapires y felinos), que representaron tan sólo el 5% del terreno total, mantendría la conectividad de casi el 90% de los fragmentos de selva madura remanente en el paisaje rural (Muench 2006, Domínguez 2011).

Regeneración natural y sucesión secundaria

CHAMELA, VEGETACIÓN. La cronosecuencia mostró que la regeneración natural de la comunidad de plantas se recuperó en menos de 20 años (figura 2a). Durante los primeros tres años de sucesión, la recuperación fue lenta en abundancia, biomasa y diversidad de especies de plantas herbáceas y leñosas, pero después de cinco años la regeneración se aceleró de modo que selvas secundarias con 12 años de edad fueron estructuralmente semejantes a la selva madura (Magaña 2005, Ramos 2009, Chazdon et

al. 2011, Maza-Villalobos et al. 2011a, Ocampo 2012). Sin embargo, encontramos que la recuperación funcional, evaluada a través de atributos morfo-fisiológicos de especies arbóreas, tomaría más tiempo que la recuperación estructural (Álvarez Añorve et al. 2012). Asimismo, la productividad primaria neta (medida con tasas de producción de hojarasca) de selvas secundarias con más de 12 años de edad representó sólo la quinta parte de aquella registrada en la selva madura (Arreola 2012).

Las leguminosas *Chamaecrista nictitans* (L.) Moench var. *jaliscensis* (Greenm.) H.S. Irwin & Barney, *Desmodium* sp., *Senna* sp., *Mimosa quadrivalvis* L.

Figura 2. Trayectorias sucesionales, basadas en datos de cronosecuencia, para diferentes comunidades bióticas encontradas en campos agropecuarios abandonados en las regiones de Chajul, Jalisco, y de Lacandona, Chiapas. Las trayectorias son relativas respecto a valores de referencia registrados en sitios de selva madura (SM, indicados por el punto negro a la derecha de cada gráfica). Cuando se ilustra más de una trayectoria, se indican al lado, o en la punta de las flechas, la(s) primera(s) letra(s) del atributo o del grupo biótico correspondiente. Note que para las plantas leñosas en la Lacandona la trayectoria de abundancia (A) es decreciente y aquellas de área basal (AB) y número de especies (NE) son ascendentes; en esa región, la trayectoria de diversidad de anfibios y reptiles fue creciente mientras que la de abundancia (flecha discontinua) no varió con la edad de abandono. En Chamela, los anfibios (AN), reptiles (R) y aves (AV) mostraron la misma trayectoria; note que para el caso de escarabajos el valor de referencia fue mucho menor en la selva madura que en las selvas secundarias.

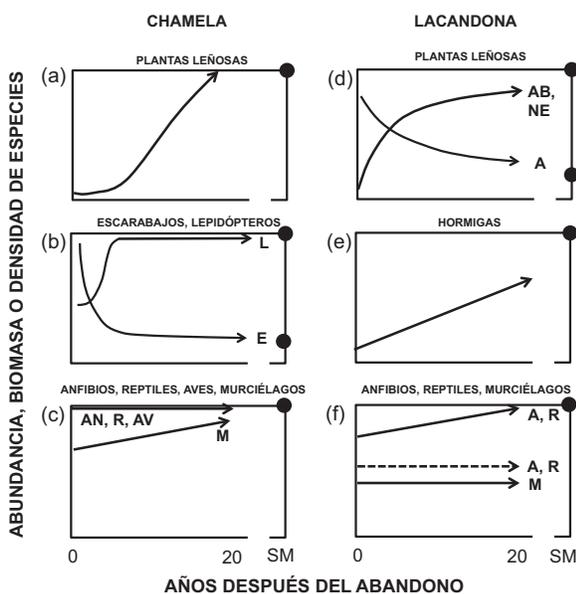
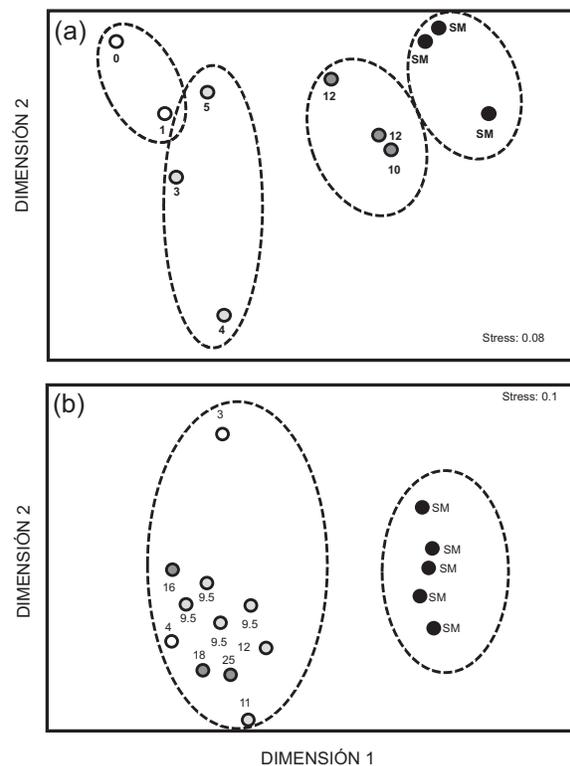


Figura 3. Ordenación por escalamiento multidimensional (NMDS por sus siglas en inglés) de comunidades de plantas leñosas encontradas en campos agropecuarios con diferente edad de abandono en: (a) la región de Chamela, Jalisco (plantas leñosas con 1 cm o más de DAP), y (b) la región Lacandona, Chiapas (árboles y arbustos con tallos de 10 cm o más de DAP). Los números indican la edad de abandono de los campos y SM a los sitios de selva madura. Nótese que a lo largo de la dimensión 1 (relacionado con la edad de abandono) los sitios en Chamela se segregan en cuatro grupos mientras que en la Lacandona se segregan sólo las selvas secundarias de la selva maduras.



y *M. arenosa* (Willd.) Poir, fueron muy abundantes en los primeros años y al parecer facilitan el proceso de la sucesión (Magaña 2005, Maza-Villalobos *et al.* 2011a). Los rebrotes desempeñaron un papel muy importante en la regeneración y la presencia de cobertura de selva alrededor de los sitios en sucesión facilitó la llegada de semillas y la producción de plántulas (Maza-Villalobos *et al.* 2011a). Un análisis NDMS mostró que la composición taxonómica varió entre las diferentes categorías de edad de abandono y la selva madura (Magaña 2005, Maza-Villalobos *et al.* 2011b), evidenciando un claro reemplazo de especies a través de la sucesión (figura 3). Un análisis funcional y filogenético mostró que grupos emparentados de especies arbóreas dominan las primeras etapas de la sucesión (Álvarez Añorve 2012).

La dinámica de la comunidad de plántulas, rebrotes y plantas leñosas menores a 1 m de altura, monitoreada durante cuatro años en la cronosecuencia, fue afectada por una sequía severa causada por El Niño ocurrido en 2005 (Maza-Villalobos *et al.* 2011a, 2012). La tasa de mortalidad y la pérdida de especies aumentaron en ese año mientras que las tasas de reclutamiento, crecimiento y ganancia de especies disminuyeron al siguiente año, independientemente de la edad sucesional de los sitios (Maza-Villalobos 2012).

CHAMELA, ANIMALES. La abundancia y número de especies de murciélagos aumentó a través de la cronosecuencia, acercándose a los valores observados en la selva madura, mientras que aquellas de anfibios, reptiles y aves fue semejante en todas las edades sucesionales (figura 2). Los valores de abundancia y diversidad de especies de la comunidad de escarabajos fueron altos en las praderas recién abandonadas y disminuyeron rápidamente hacia los valores observados en la selva madura en las parcelas de mayor edad de abandono (figura 2b); sin embargo, la composición de especies varió entre los sitios con diferente edad de abandono y la selva madura (Manrique 2010). La comunidad de lepidópteros fue poco abundante y diversa en las praderas recién abandonadas pero aumentó rápidamente hacia los valores de la selva madura (figura 2b). Al igual que los escarabajos, existió un notable recambio de especies a lo largo de la cronosecuencia (López Carretero 2010) pero la red de interacciones entre las especies de larvas de lepidópteros y de plantas hospederas fue semejante en las selvas secundarias y maduras (Villa 2012).

La comunidad de murciélagos fue poco abundante y diversa en las praderas recién abandonadas pero se re-

cuperó rápidamente en selvas secundarias de 8-12 años de edad, faltando sólo algunas especies frugívoras que se encontraron en la selva madura (Ávila-Cabadilla *et al.* 2009, 2012, Ávila-Cabadilla 2011; figura 2c). Las comunidades de anfibios y reptiles (I. Suazo-Ortuño *et al.* en prep.) así como de aves (J. Schondube *et al.* en prep.) encontradas en las selvas secundarias fueron equivalentes en abundancia y diversidad a aquellas encontradas en la selva madura (figura 2c); sin embargo, la composición de especies en las selvas secundarias fue aún diferente a aquella encontrada en la selva madura.

LACANDONA, VEGETACIÓN. El área basal y número de especies de las comunidades de árboles y arbustos, con tallos de DAP ≥ 1 cm, en selvas secundarias siguió una trayectoria sucesional ascendente, alcanzando en menos de 20 años un 80% de los valores observados en la selva madura (Van Breugel *et al.* 2006, 2007; figura 2d); la abundancia siguió una trayectoria contraria, disminuyendo conforme aumentó la edad de abandono (figura 2d). La composición de especies de las selvas secundarias fue diferente a aquella de la selva madura; las selvas secundarias de diferente edad no se diferenciaron en composición de especies (figura 3b).

Varios factores bióticos fueron determinantes del proceso sucesional. La lluvia de semillas fue abundante en los sitios en regeneración y se encontró dominada por semillas dispersadas por animales frugívoros (Guzmán 2008). La depredación de semillas (con niveles mayores al 80% para la mayoría de las especies estudiadas) por insectos y vertebrados fue una interacción biótica preponderante en el proceso de sucesión (Corzo 2007). Las interacciones competitivas entre las plantas por energía lumínica fueron responsables de la fuerte reducción de tallos y el crecimiento rápido de los árboles sobrevivientes durante los primeros cinco años de la sucesión (Van Breugel *et al.* 2012). Las plántulas de especies pioneras, fuertemente demandantes de luz, prácticamente desaparecieron (< 5% del total) y fueron reemplazadas por las plántulas de especies persistentes (tolerantes a la sombra) después de los primeros cinco años de sucesión (Van Breugel *et al.* 2007). Asociado a este proceso, documentamos que la diversidad funcional y filogenética aumentó con el avance de la sucesión, sugiriendo la existencia de procesos de diferenciación de nicho (Lohbeck *et al.* 2012, Letcher *et al.* 2012). Finalmente, los vertebrados herbívoros afectaron la sobrevivencia y reclutamiento de plántulas, sobre todo en las selvas secundarias con ocho o más años de abandono y en la selva madura (Mora 2007).

LACANDONA, ANIMALES. Las comunidades de hormigas (M. Rocha-Ortega y M.E. Favila en prep.) y aquellas de anfibios y reptiles (Hernández Ordoñez 2009) mostraron un aumento en la diversidad de especies a través de la cronosecuencia (figura 2e,f). En las selvas secundarias de mayor edad la diversidad fue entre un 100% (anfibios y reptiles) y un 60% (hormigas) de la registrada en la selva madura. En contraste, la abundancia de anfibios, reptiles y murciélagos (De la Peña 2010, De la Peña *et al.* 2012) no cambió a lo largo de la cronosecuencia y representaron sólo el 50% de los valores observados en la selva madura. En todos los casos, la composición taxonómica encontrada en las selvas secundarias fue diferente a la observada en la selva madura, aunque la composición por grupos funcionales fue equivalente entre ambos tipos de selvas.

Degradación

En Chamela, la comunidad de aves y murciélagos frugívoros, polinívoros e insectívoros fue entre un 50 y 80% menos abundante y diversa en las praderas ganaderas que en la selva conservada (Quesada *et al.* 2009, Avila-Cabadilla *et al.* 2009, 2012, J. Schondube *et al.* en prep.). La ganadería bovina intensiva (con 5 a 11 cabezas de ganado por hectárea) que se practica en algunas áreas de la región provoca la compactación y erosión del suelo. Junto con prácticas extractivas de productos forestales de selvas secundarias, este uso del suelo provoca la disminución en la diversidad de especies de plantas leñosas (Trilleras 2008).

En la Lacandona la deforestación y la eliminación de primates dispersores de semillas disminuyó la abundancia y la diversidad de plántulas de especies arbóreas en los fragmentos de selva (Chaves 2010, González-Di Pierro 2011). En particular, la eliminación de los monos aulladores (*Alouatta pigra* Lawrence) redujo el potencial regenerativo del árbol dominante *Ampelocera hottlei* (Standl.) Standl. (González-Di Pierro *et al.* 2011). La intensidad del uso agrícola disminuyó la capacidad de regeneración de la vegetación de selva; la regeneración fue mayor en plantaciones de cacao abandonadas, disminuyó en campos de maíz abandonados y sobre todo en praderas ganaderas abandonadas que recibieron un uso del suelo más intenso (I. Zermeño en prep.). En praderas ganaderas extensas, alejadas más de 1000 m de fragmentos de selva, la regeneración se redujo prácticamente a cero (Martínez-Ramos y García Orth 2007, Fuentealba 2009). Además, el uso frecuente de fuego en las pra-

deras favoreció la invasión de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (Suazo-Ortuño 1998, Peñalosa 2008), helecho dañino para el ganado y de difícil erradicación.

En la Lacandona la conversión de selva a milpa redujo la biomasa y la riqueza de especies leñosas en más del 90% y en Chamela en casi un 100%. Estos cambios afectaron negativamente el aporte de servicios ecosistémicos importantes. Por ejemplo, en la Lacandona se encontró que el almacén de carbono en selvas secundarias con menos de 20 años de edad representó sólo el 20% del almacén encontrado en la selva madura (Balvanera *et al.* 2005).

Restauración

CHAMELA. Después de tres años de barbecho y remoción de plantas trepadoras, la cantidad y riqueza de especies de plántulas aumentó respecto al tratamiento sin barbecho (Méndez 2009). Sin embargo, estos tratamientos no mejoraron la sobrevivencia o el crecimiento de las plántulas trasplantadas a las selvas secundarias (Castillo Mandujano 2010).

Otros estudios encontraron que las plántulas de especies arbóreas con raíces profundas, tallos densos, hojas compuestas de folíolos pequeños y alta eficiencia de uso de agua (por ejemplo, *Caesalpinia eriostachys* Benth, *C. sclerocarpa* Standl.) o bien especies almacenadoras de agua y carbohidratos (por ejemplo, *Bursera fagaroides* (Kunth) Engl., *Jatropha chamelensis* Pérez-Jim.) pueden ser útiles especialmente para acciones de restauración de campos degradados (Pineda 2007). Las especies que tienen estos atributos tienen elevada resistencia a la sequía (Páramo 2009, Pineda-García *et al.* 2012, M.L. Pinzón en prep.).

LACANDONA. Un estudio mostró que enterrar las semillas y protegerlas de granívoros con rejillas metálicas simples disminuye el riesgo de depredación y aumenta la probabilidad de emergencia de plántulas de especies arbóreas en praderas ganaderas abandonadas (García-Orth y Martínez-Ramos 2008). Otro estudio encontró que especies arbóreas nativas que producen plántulas con una amplia superficie de raíces finas por unidad de áreas foliar serían buenas candidatas para ser usadas en acciones de restauración en campos degradados (Ricaño 2007). En contraste, las especies que producen plántulas con raíces menos extensas pero de mayor biomasa por unidad de área foliar podrían usarse para enriquecer sitios en restauración que ya tienen un dosel forestal que produce sombra.

Un estudio experimental mostró que la remoción de pastos y malezas mejoró la supervivencia y crecimiento de plántulas de cinco de seis especies arbóreas trasplantadas a praderas ganaderas abandonadas (Rodríguez Velázquez 2005). De estas especies, el árbol pionero *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill., tuvo el mejor desempeño cuando se removió a los pastos mientras que *Cedrela odorata* L., árbol de alto valor comercial, fue el mejor en presencia de los pastos. La remoción de pastos también aumentó la biomasa y la riqueza de especies de la comunidad secundaria de plantas leñosas (Martínez-Ramos y García-Orth 2007). También se encontraron otras acciones de restauración potencialmente útiles, tales como el trasplante de arbolitos del árbol pionero *Trema micrantha* (L.) Blume en la cercanía de árboles aislados en praderas ganaderas abandonadas (García-Orth y Martínez-Ramos 2011) y producir daños mecánicos severos sobre los rizomas del helecho *Pteridium aquilinum* con el fin de erradicar a esta maleza en los campos a restaurar (Peñalosa 2008). Finalmente, el desempeño de las estacas plantadas en praderas ganaderas dependió fuertemente del sitio de trasplante (G. Gutiérrez Zamora, en prep.).

Aprovechamiento de selvas

En Chamela se encontró que un tercio de las 1149 especies de plantas vasculares reportadas para la región tienen algún uso (medicinal, alimenticio, forrajero, maderable, construcción, entre otros) para los pobladores locales (Gódinez 2011). Asimismo, un 50% de las 139 especies leñosas que se registraron en selvas secundarias (30 exclusivas) y maduras (17 exclusivas) incluidas en las cronosecuencias de estudio presentó alguno de estos usos. En la Lacandona las palmas xate trasplantadas tuvieron un ajuste fisiológico y buena sobrevivencia y crecimiento en todas las selvas secundarias (3-20 años de edad) y en la selva madura (Gudiño 2007, Van der Sleen 2009); las selvas secundarias de 20 años resultaron las mejores para la producción de hojas. Sin embargo, las palmas sufrieron daños por insectos y vertebrados, sobre todo en las selvas secundarias más jóvenes (Gudiño 2007).

AGENTES SOCIALES DEL MANEJO DE SELVAS

La historia ambiental de Chamela mostró cuatro periodos principales de transformación del paisaje (figura 4). Uno de muy bajo impacto, durante la época prehispánica y los primeros asentamientos hispánicos. Otro de bajo

impacto, entre el siglo XIX y mediados del siglo XX, cuando se desarrollaron haciendas, se repartieron tierras a campesinos (como un resultado de la Revolución Mexicana) y se fundaron los primeros ejidos. Durante los años 50 a 70 del siglo pasado, se presentó un periodo de fuerte impacto, con la transformación de selvas a campos agropecuarios con el apoyo de programas gubernamentales. Finalmente, en las últimas tres décadas se presentó un periodo caracterizado por políticas y acciones dirigidas a tratar de proteger los ecosistemas, entre las que destaca la creación de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala en 1993.

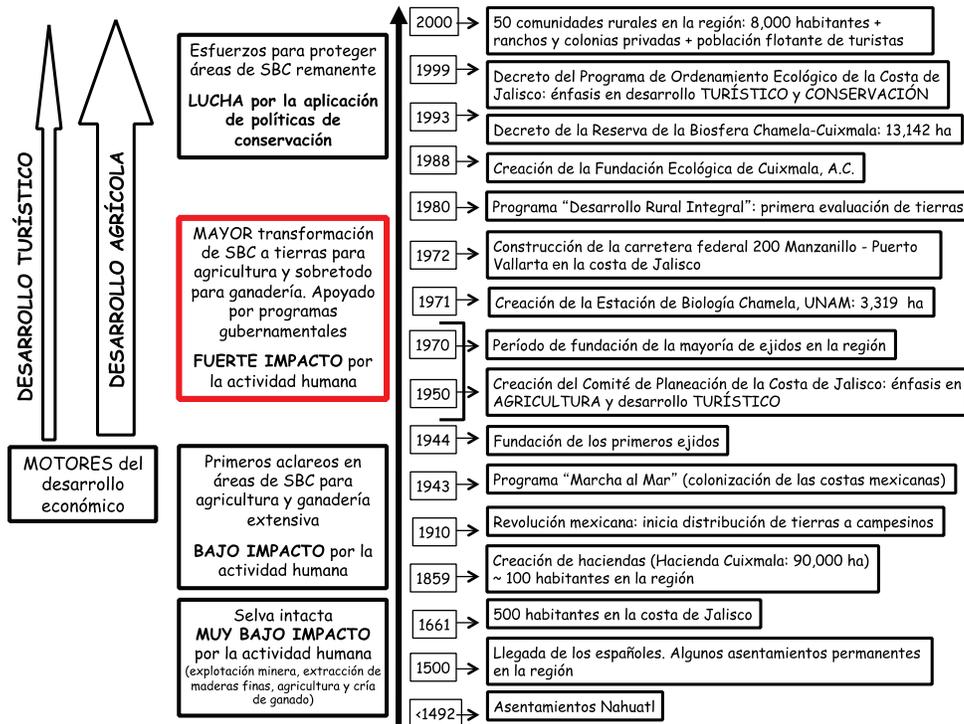
Otro agente de transformación importante en Chamela fue el desarrollo turístico. Desde la década de 1940 se ha dado un alto valor a los paisajes de la región. Aunque la construcción de infraestructura turística ha sido lenta, en años recientes se han impulsando proyectos que duplicarán la infraestructura hotelera, incluyendo la construcción de campos de golf, que tendrían un efecto destructivo sobre los ecosistemas, principalmente por su gran demanda de agua. En Chamela, el agua es un recurso muy escaso y vital para los ecosistemas y los grupos humanos (Castillo *et al.* 2009).

En cuanto al manejo de la selva por los campesinos ejidatarios, un análisis realizado en cuatro ejidos detectó una tendencia a la disminución en la toma de decisiones colectivas y un aumento en el manejo individual o familiar de las parcelas agropecuarias. Este debilitamiento comunitario se relaciona con cambios en las leyes de tenencia de la tierra, así como a una creciente desconfianza hacia líderes y autoridades locales (Schroeder 2006). Sin embargo, siendo el agua un recurso crítico en esta región, los sistemas de reglas y acuerdos colectivos para el manejo de este recurso se encontraron mejor desarrollados, tanto al interior de los ejidos como entre éstos.

Percepciones y actitudes sobre el manejo de selvas

Se encontró que los niños de la escuela estudiada en Chamela recibieron una enseñanza que está débilmente vinculada con un conocimiento sobre la selva del entorno (Cano 2006). Sin embargo, documentamos que el reciente origen de los ejidos en Chamela (fundados entre 1950 y 1975) y el hecho de que los campesinos llegaron de lugares con otros tipos de ecosistemas ha determinado que el proceso de sobrevivir y abrir la selva para las actividades agrícolas y ganaderas sea una tarea ardua. Encontramos visiones sobre lo difícil que es obtener una buena producción en un lugar donde llueve

Figura 4. Historia ambiental de la región Chamela-Cuixmala (modificado de Castillo *et al.* 2005). En el recuadro en rojo de indica el periodo de mayor transformación del paisaje en la región. SBC indica selva baja caducifolia.



poco y los suelos no son aptos para estas actividades, lo cual se percibe como un gran problema. Es importante señalar que los campesinos reconocieron servicios brindados por los ecosistemas, tales como la provisión de agua, maderas, plantas medicinales, y de regulación, como el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, la producción de oxígeno o la provisión de sombra y clima fresco. Asimismo, existieron actitudes favorables hacia la conservación de lo que llaman "monte" aunque tuvieron claro que deben mantener sus sistemas productivos ya que la vida de sus familias depende de éstos (Castillo *et al.* 2005, 2009). En un estudio hecho con mujeres se encontró que reconocen una gran diversidad de servicios ecosistémicos entre los que destacan las tierras para sembrar, la leña, así como la belleza y tranquilidad de los lugares en donde pueden ir a pasear (Gómez Bonilla 2006).

DISCUSIÓN

Los resultados generados por el programa MABOTRO han permitido aportar elementos útiles para un manejo

sostenible de selvas en paisajes agropecuarios que a continuación se discuten.

El nivel de persistencia de selvas en Chamela y en la Lacandona se encuentra por arriba del promedio estimado para México (25%; Challenger y Soberón 2008). Esto puede deberse a varias razones. Las dos regiones se abrieron a la colonización humana contemporánea hace aproximadamente 4 décadas (Castillo *et al.* 2005, De Jong *et al.* 2000) y en ellas se han promovido iniciativas importantes de conservación, incluyendo el establecimiento de Reservas de la Biosfera y otras áreas protegidas (Castillo *et al.* 2005, Martínez-Ramos 2006). Lo escarpado del terreno en los lomeríos bajos, que dominan el paisaje, así como la baja disponibilidad de agua de lluvia en Chamela (García-Oliva *et al.* 1991), limita la actividad agropecuaria (Trilleras 2007) y el aumento de la deforestación. En la Lacandona la principal actividad agrícola se concentra en las reducidas áreas aluviales donde el suelo es fértil (Zermeño 2008) mientras que en los extensos lomeríos bajos se practica una ganadería que tiene problemas para mantenerse a largo plazo (Méndez Bahena 1999). Allí el suelo es pobre, ácido y

de difícil drenaje (Siebe *et al.* 1998) y con frecuencia las praderas son infestadas por *Pteridium aquilinum*, una helecho invasor muy dañino para el ganado (Suazo Ortuño 1998, Peñaloza 2008).

Los resultados sobre conectividad indican que en Chamela y en la Lacandona pueden generarse iniciativas de conservación de biodiversidad a través de interconectar remanentes de selvas con corredores de vegetación que representan una pequeña fracción del paisaje total (Muench 2006, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a, Domínguez Torres 2011, Ávila-Cabadilla *et al.* 2012, Roldán Velasco 2012). Sin embargo, es importante que las comunidades locales tengan alicientes que permitan aplicar este tipo de iniciativas. Por ejemplo, en Chamela los conectores más importantes se encuentran en las selvas medianas, que se desarrollan en los terrenos planos de las áreas ribereñas (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009a, Suazo-Ortuño *et al.* 2008, 2011), pero esas mismas áreas tienen gran valor para la agricultura de riego (Burgos y Maass 2004). El pago por servicios ecosistémicos y la conservación de biodiversidad, tales como REDD+ (programa de las Naciones Unidas para la Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y la Degradación forestal; además de la conservación, el manejo sostenible y el mejoramiento de los almacenes de carbono de los bosques en los países en desarrollo) ajustado al gobierno de instituciones locales (Phelps *et al.* 2010), puede ser un aliciente para establecer corredores biológicos siempre y cuando compensen las ganancias que se obtienen de las otras actividades económicas.

Los resultados obtenidos de las cronosecuencias indican que las comunidades bióticas de la selva seca y húmeda mantienen la capacidad de recuperarse en las parcelas agropecuarias abandonadas. Por un lado, este resultado pudo deberse al bajo impacto del uso del suelo (sin el empleo de maquinaria pesada y un bajo o nulo uso de fuego y agroquímicos) que recibieron las parcelas incluidas en la cronosecuencia de Chamela (Trilleras 2007) y de la Lacandona (Van Breugelet *et al.* 2006). Estas parcelas derivaron de un primer evento de conversión de la selva madura a campo agropecuario. Por otro lado, la persistencia de grandes remanentes de selva en los paisajes de ambas regiones pudo también influir en la rápida recuperación. En Chamela la tasa de reclutamiento de plántulas de especies leñosas aumentó con la cantidad de cobertura de selvas alrededor de las parcelas (Maza-Villalobos *et al.* 2011a, 2012). En la

Lacandona la velocidad de regeneración fue muy rápida en las cercanías (<1000 m) a remanentes de selva pero lenta o nula en sitios lejanos (Martínez-Ramos y García-Orth 2007, Fuentealba 2009).

Las trayectorias sucesionales encontradas (figura 2) indican diferencias fundamentales en el proceso de regeneración y sucesión secundaria de las selvas secas y húmedas, las cuales pueden usarse para identificar elementos de manejo de selvas secundarias en cada tipo de ambiente. Primero, el hecho de que la regeneración haya sido más rápida en la selva seca que en la selva húmeda, lo cual coincide con lo propuesto por Murphy y Lugo (1986), sugiere que los ciclos de uso del suelo-regeneración podrían ser más cortos en las regiones secas que en las húmedas. Sin embargo, la capacidad de regeneración puede disminuir con varios ciclos de uso del suelo (Coomes *et al.* 2000, da Conceição *et al.* 2009, Karthik *et al.* 2009). Por ello, es importante evaluar la resiliencia de las selvas secas y húmedas a diferentes regímenes crónicos de uso del suelo (Holl 2007), así como el efecto de estos regímenes sobre la cantidad y calidad de servicios ecosistémicos que pueden ofrecer las selvas secundarias en cada condición climática (Dalle y Blois 2006). Todavía es necesario entender cuáles son los límites de disturbio causado por el uso del suelo y el nivel de deforestación en el paisaje por encima de los cuales las selvas pierden su capacidad de regeneración natural (Chazdon *et al.* 2009). Además, es importante evaluar los efectos que tienen los impactos combinados derivados del régimen de manejo y de la incidencia de eventos meteorológicos extremos (e.g. El Niño y huracanes) sobre la resiliencia de estos ecosistemas.

Segundo, ya que la velocidad de regeneración inicial de la selva seca es lenta (figura 2a) y que la sucesión parece ser facilitada por especies leguminosas pioneras y el crecimiento de rebrotes (Miller y Kofman 1998, Magaña 2005, Lebrija-Trejos *et al.* 2008, Maza-Villalobos *et al.* 2011a), sería importante explorar el uso de este tipo de especies y propágulos con valor ecológico (por ejemplo, especies endémicas, en riesgo de extinción, raras o clave en redes tróficas o en funciones ecosistémicas) y/o social (por ejemplo, importantes para el aporte de servicios ecosistémicos) para estimular el proceso de sucesión secundaria en campos abandonadas. En Chamela se encontró que existen muchas especies leñosas con valor de uso para la gente (Gódinez 2011) que podrían manejarse con este fin. En contraste, la fuerte colonización inicial y el dinámico proceso de aclareo que

exhiben las comunidades leñosas en los primeros años de la sucesión de la selva húmeda (figura 2d; Van Breugelet *et al.* 2006, 2007, 2012) pueden tomarse en cuenta para desarrollar técnicas forestales (e.g. aclareo del bosque a través de cortas selectivas) dirigidas a enriquecer selvas secundarias con especies maderables como la caoba, el cedro y la ceiba (Putz *et al.* 2001) o especies clave para el funcionamiento del ecosistema (por ejemplo, árboles de amate, género *Ficus*). Además, es posible enriquecer a las selvas secundarias con productos forestales no maderables de alto valor comercial como lo mostró nuestro estudio con las palmas xate (Gudiño 2007).

Tercero, ya que la disponibilidad de agua de lluvia juega un papel crítico en la dinámica de la sucesión secundaria de la selva seca (Maza-Villalobos *et al.* 2011a), es importante contemplar el uso de especies vegetales que sean tolerantes a la sequía en acciones de restauración. Nuestros resultados muestran que las plántulas y rebrotes de especies con maderas muy densas y hojas compuestas con unidades foliares pequeñas, o alternativamente con alto contenido de agua en sus tallos y elevada eficiencia de uso de agua pueden ser útiles para este fin (Pineda 2007, Páramo 2009, Pineda-García *et al.* 2012, M.L. Pinzón en prep.). En contraste, ya que factores bióticos como la dispersión y depredación de semillas y las interacciones competitivas entre plantas son críticos en la regeneración de la selva húmeda, la manipulación de tal tipo de factores sería importante en las acciones de restauración. La conservación de la fauna que aporta funciones críticas como polinizadores, dispersores de semillas y reguladores de plagas es una acción básica como instrumento de restauración. Introducir semillas y protegerlas de depredadores ayudaría a la restauración de sitios donde la lluvia y el banco de semillas es reducido o cuando la depredación de semillas fuese elevada (García-Orth y Martínez-Ramos 2008). La remoción de pastos y el uso de árboles aislados como núcleos de atracción de animales dispersores de semillas son prácticas que pueden promover tanto el desarrollo de especies nativas trasplantadas (Rodríguez Velázquez 2005, Peñaloza 2008, García Orth 2008) como catalizar la regeneración de selvas en praderas degradadas (Parrotta *et al.* 1997, Guevara *et al.* 2004).

CONSTRUCCIÓN DE ALTERNATIVAS SOBRE EL MANEJO DE BOSQUES TROPICALES

El Recuadro 1 muestra una serie de puntos que surgen de nuestro programa de investigación y que ofrecemos

RECUADRO 1

Los siguientes puntos surgen del programa de investigación MABOTRO que pueden ser considerados en el diseño de estrategias de manejo de selvas en paisajes rurales:

1. Mantenimiento de grandes remanentes de selva interconectados en el paisaje.
2. Conservación de la fauna en los fragmentos de selva.
3. Usos agrícolas del suelo de bajo impacto y de pequeña extensión.
4. Ciclos de uso del suelo cortos combinados con periodos de regeneración prolongados.
5. Enriquecimiento de selvas secundarias con especies vegetales de valor comercial.
6. Aplicación de técnicas de aclareo selectivo en selvas secundarias húmedas con el fin de facilitar el desarrollo de especies nativas arbóreas con valor comercial.
7. Empleo de especies leñosas nativas, con valor biológico y/o social, en la restauración de campos degradados.
8. Uso de rebrotes y/o plántulas de especies leñosas con capacidad de rebrote, estrategias de almacenamiento de agua y uso de agua eficiente en acciones de restauración de selvas secas.
9. Protección contra herbívoros de semillas y plántulas de especies leñosas nativas que se deseen usar para la restauración de campos abandonados.
10. Remoción de la vegetación de las praderas ganaderas para facilitar la regeneración de selvas secundarias en regiones tropicales húmedas.
11. Incentivos económicos y desarrollo de programas participativos de manejo que logren la construcción de acuerdos comunes entre los propietarios de las tierras, instituciones de gobierno, organizaciones no gubernamentales e instituciones académicas.
12. Desarrollo de programas de educación ambiental que fortalezcan los conocimientos y actitudes positivas hacia el aprovechamiento sustentable y la conservación de selvas.

como elementos a considerar para el manejo sostenible de selvas. Sin embargo, es importante enfatizar que la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos, así como el manejo de selvas secundarias y la restauración de campos degradados en los paisajes, necesariamente debe surgir de la toma de decisiones comunes que consideren la participación de los diferentes actores involucrados, principalmente propietarios de la tierra, instituciones de gobierno, organizaciones no gubernamentales y académicos (Castillo *et al.* 2005). En las regiones de estudio ésta es una tarea urgente por desarrollar ya que, como se documentó para Chamela, la toma de decisiones colectivas es débil (Schroeder 2006).

Un aspecto que puede ayudar a fortalecer la construcción de prácticas de manejo sostenible de selvas es el de desarrollar, junto con la comunidad, programas de educación ambiental, que incorporen las necesidades e intereses de todos los actores sociales. Planear y diseñar estrategias e intervenciones que contribuyan a un manejo sostenible de selvas requiere de promover una interacción más continua y participativa de los grupos de investigación y los pobladores locales. En este sentido, en Chamela se están dando experiencias que apoyan una mejor comunicación y difusión de los resultados de investigación. Como parte de los proyectos, se han elaborado folletos sobre la historia ambiental de los ejidos colindantes con la Estación de Biología Chamela, así como otros que abordan cuestiones sobre la conservación de suelos. Asimismo, desde 2007, se lleva a cabo cada año un evento llamado de "Puertas Abiertas" en el que se invita a los pobladores locales a visitar las instalaciones de la Estación y tanto investigadores como estudiantes explican sus proyectos. La asistencia a este evento ha ido en aumento llegando a recibir cerca de 500 personas en 2011. Como parte de los trabajos de educación ambiental y de investigación-acción llevados en Frontera Corozal se han elaborado folletos de enseñanza sobre aspectos biológicos y ecológicos importantes para la conservación y aprovechamiento sustentable de palma xate, los cuales se han distribuidos entre los pobladores usuarios de la palma.

El programa MABOTRO ha generado un esquema de investigación grupal que quizás sea el único en su tipo realizado en México y uno de los contados existentes a nivel mundial (e.g. Flohre *et al.* 2011). Nuestro esquema de investigación puede ser tomado y ajustado a

otros casos de estudio con el fin de buscar principios generales sobre el manejo sostenible de selvas que puedan ser aplicados a diferentes escenarios socio-ecológicos. MABOTRO ha resultado exitoso no sólo en la generación de conocimiento sino también en la formación de recursos humanos. A la fecha se han formado media centena de estudiantes de licenciatura y posgrado que están ahora vinculados con el tema de manejo sostenible de ecosistemas. Un gran tema de trabajo futuro que queda pendiente en MABOTRO es el de llevar a la práctica el conocimiento generado, trabajando de manera participativa con las comunidades locales y vinculando a los diferentes actores involucrados en el manejo de ecosistemas en los paisajes rurales.

AGRADECIMIENTOS

El programa presentado en este trabajo no hubiese sido posible sin el apoyo de las comunidades ejidales de Zapata, La Huerta, San Mateo y Ranchitos en la región de Chamela y de los ejidos de Loma Bonita, Chajul, Playón de la Gloria y Frontera Corozal en la región Lacandona. Queremos agradecer muy especialmente a Eloy Castro, Gilberto Jamangape, Juan Martínez Cruz, Lucía Martínez Hernández, Pablo Piña, Gustavo Verduzco quienes han sido fundamentales en el trabajo de investigación de campo y/o laboratorio. Agradecemos todo el apoyo brindado por la Estación de Biología Tropical Chamela (Instituto de Biología, UNAM) y la Estación Chajul (operada por Natura Mexicana). El programa MABOTRO ha sido financiado por el Fondo Sectorial SEMARNAT-CONACYT (2002-C01-0597), el Fondo Sectorial SEP-CONACYT (CB-2005-01-51043) y SEP-CONACYT 2010-129740, así como por los apoyos PAPIIT-UNAM IN208403, IN229007-3 e IN227210. Agradecemos también el apoyo de la Red de Ecosistemas de CONACYT que financió el simposio "Manejo de Ecosistemas en Paisajes Rurales" desarrollado en el III Congreso Mexicano de Ecología y del cual el presente trabajo formó parte.

LITERATURA CITADA

- Aide, T. M. y H. R. Grau. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305: 1915-1916
- Alvarez-Añorve, M.Y. 2012. "Identificación de grupos funcionales de plantas en diferentes estados sucesionales del bosque tropical caducifolio: una herramienta en el estudio de bos-

- ques secundarios." Tesis de Doctor en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Álvarez Añorve, M.Y., M. Quesada, G.A. Sánchez-Azofeifa, L.D. Cabadilla y J.A. Gamon. 2012. Functional regeneration and spectral reflectance of trees during succession in a highly diverse tropical dry forest ecosystem. *American Journal of Botany* 99: 816-826.
- Arreola Villa, L. F. 2012. "Patrones de producción de hojarasca en parcelas del bosque seco secundario de Jalisco." Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Ávila Cabadilla, D. 2011. "Diversidad de murciélagos filostómidos en estadios sucesionales de bosques neotropicales secos". Tesis de Doctor en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Avila-Cabadilla, D., K. Stoner, M. Henry y M.Y. Alvarez-Añorve 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258: 986-996.
- Avila-Cabadilla, L.D., G.A. Sanchez-Azofeifa, K.E. Stoner, M.Y. Alvarez-Añorve, M. Quesada et al. 2012. Local and Landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PLoS ONE* 7(4): e35228. doi:10.1371/journal.pone.0035228
- Balvanera, P., C.K. Kremen y M. Martínez-Ramos. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications* 15: 360-375.
- Barbier, E.B. 1997. The economic determinants of land degradation in developing countries. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 352: 891-899.
- Bawa, K.S., W.J. Kress, N.M. Nadkarni y S. Lele. 2004. Beyond paradise –meeting the challenges in tropical biology in the 21st century. *Biotropica* 36: 437-446.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2: 97-111.
- Brunig, E.F. 1999. *Conservation and management of tropical rainforests: an integrated approach to sustainability*. CAB International, Wallingford, Oxon. UK.
- Burgos, A. y J.M. Maass. 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104: 475-481.
- Cano Ramírez, M. 2008. "La adquisición y transmisión de conocimientos sobre el ciclo hidrológico entre niños y maestros de una comunidad aledaña a la reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castillo, A. M.A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez y C. Godínez. 2005. Understanding rural people interaction with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8: 630-643
- Castillo, A., C. Godínez, N. Schroeder, C. Galicia, A. Pujadas-Botey y L. Martínez. 2009. Los bosques tropicales secos en riesgo: conflictos entre el desarrollo turístico, el uso agropecuario y la provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco, México. *Interciencia* 34: 844-850
- Castillo Mandujano, J. A. 2010. "Efecto del barbecho y del trasplante de plántulas de especies arbóreas en la recuperación de bosques secundarios de un bosque tropical seco, Jalisco." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- CIFOR. 2005. *State of the World's Forests*. FAO.
- Coomes, O.T., F. Grimard y G. J. Burt. 2000. Tropical forests and shifting cultivation: secondary forest fallow dynamics among traditional farmers of the Peruvian Amazon. *Ecological Economics* 32: 109-124
- Corzo Domínguez, A. 2007. "Papel de la depredación de semillas en el establecimiento de plántulas en bosques secundarios tropicales." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cuarón, A.D. 2000a. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14: 1574-1579.
- Cuarón, A.D. 2000b. Effects of land-cover changes on mammals in a Neotropical region: a modeling approach. *Conservation Biology* 14: 1676-1692.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: *Capital Natural de México*, vol. I: *Conocimiento Actual de la Biodiversidad*. Pp. 87-108. CONABIO, México.
- Chaves Badilla, O.M. 2010. "Dispersión de semillas por el mono araña (*Ateles goffroyi*) en fragmentos y en áreas de un bosque continuo de la selva Lacandona: implicaciones para la conservación." Tesis de Doctorado en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Chazdon, R.L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320: 1458-1460.

- Chazdon, R.L., S. G. Letcher, M. Van Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers y B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 362: 273-289
- Chazdon, R.L., C.A. Harvey, O. Komar, M. van Breugel, B.G. Ferguson, D.M. Griffith, M. Martínez-Ramos, M. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto y S.M. Philpott. 2009. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in tropical cultural landscapes. *Biotropica* 41: 142-153
- Chazdon, R.L., C. Harvey, M. Martínez-Ramos, P. Balvanera, S., K., J. Schodube, L.D. Ávila-Cabadilla y M. Flores-Hidalgo. 2011. Tropical dry forest biodiversity and conservation value in agricultural landscapes of Mesoamerica. En: R. Dirzo, H.S. Young, H. A. Mooney y G. Ceballos (eds.). *Seasonally Tropical Dry Forests: Ecology and Conservation*. Pp. 195-219. Island Press, USA.
- da Conceição Prates Clark, C., R.M. Lucas y J.R. dos Santos. 2009. Implications of land-use history for forest regeneration in the Brazilian Amazon. *Canadian Journal of Remote Sensing* 35: 534-553.
- Daily, G.C. y P.R. Ehrlich. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluation using butterfly trapping. *Biodiversity and Conservation* 4: 35-55.
- Daily, G.C., P.R. Ehrlich, y G.A. Sánchez-Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of Southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11: 1-13.
- Dalle S.P. y S. de Blois. 2006. Shorter fallow cycles affect the availability of noncrop plant resources in a shifting cultivation system. *Ecology and Society* 11: 2 [en línea] <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art2/>
- De Jong, B. H. J., S. Ochoa-Gaona, M. A. Castillo-Santiago, N. Ramírez-Marcial y M.A. Cairns. 2000. Carbon flux and patterns of land-use/ land-cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *AMBIO* 29:504-511.
- De la Peña, E.I. 2010. "Estructura de la comunidad de murciélagos en parcelas de diferentes edades de sucesión en el bosque tropical húmedo de México: implicaciones para la regeneración." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- De la Peña, E.I., K. Stoner, L.D. Avila-Cabadilla, M. Martínez-Ramos y A. Estrada. 2012. Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 21: 1381-1397.
- Domínguez Torres, E. 2011. "Disponibilidad y conectividad de hábitat y viabilidad poblacional para los felinos silvestres de la Selva Lacandona." Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Durán, E., P. Balvanera, E. Lott, G. Segura, A. Pérez-Jimenez, A. Islas y M. Franco. 2002. Estructura y dinámica de la vegetación. En: F.A. Noguera, J.H. Vega Rivera, A.N. García-Aldrete y M. Quesada (eds.). *Historia Natural de Chamela*. Pp. 443-472. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Flohre A. C. et al. 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecological Applications* 21: 1772-1781.
- Fuentealba Durand, B. 2009. "Efecto de la remoción de pastos en la regeneración temprana en praderas ganaderas tropicales abandonadas." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.
- García-Oliva, F., E. Ezcurra y L. Galicia. 1991. Pattern of rainfall distribution in the Central Pacific Coast of Mexico. *Geogr. Ann.* 73:179-186.
- García Orth, X. 2008. "Ecología de la regeneración natural en campos abandonados: fronteras de colonización en la vecindad de árboles aislados." Tesis de Doctorado en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- García-Orth, G. y M. Martínez-Ramos. 2008. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: seed burial as a way of evading predation. *Restoration Ecology* 16: 435-443.
- García-Orth, X. y M. Martínez-Ramos. 2011. The effect of site, isolated trees, and grass competition on performance of *Trema micrantha* (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. *Restoration Ecology* 19: 24-34.
- Geist, H.J. y E.F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52: 143-150.
- Godínez Contreras, M. C. 2011. "Plantas útiles y potencialmente útiles del bosque tropical seco presentes en Chamela, Jalisco, México." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Godoy, R., D. Wilkie, H. Overman, A. Cubas, G. Cubas, J. Demmer, K. McSweeney, K. y N.V.L. Brokaw. 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406: 62-63.
- Gómez Bonilla, A.P. 2006. "Las percepciones sociales de las mujeres sobre los servicios ecosistémicos en dos comunidades de la región de Chamela, Jalisco." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- González Di Pierro, A.M. 2011. "Presencia de *Alouatta pigra* y regeneración en fragmentos forestales de la Selva Lacandona." Tesis de Doctorado en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- González-Di Pierro, A.M., J. Benítez-Malvido, M. Méndez-Toribio, I. Zermeño, V. Arroyo-Rodríguez y K. E. Stoner 2011. Effects of the physical environment and primate gut passage on the early establishment of *Ampelocera hottlei* Standley in Rain Forest Fragments *Biotropica* 43: 459-466.
- Grau, R.H. y T.M. Aide. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2): 16. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/>
- Gudiño González, W. A. 2007. "Trasplante de palmas xate (*Chamaedorea elegans* y *Chamaedorea ernesti-augustii*) en bosques sucesionales en Frontera Corozal, Chiapas." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica* 36: 99-108.
- Guzmán López, E. 2008. "Lluvia de semillas en un gradiente sucesional en milpas abandonadas en la región de Marqués de Comillas, Chiapas." Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Harvey CA, et al. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* 22: 8-15.
- Hernández Ordoñez, O. 2009. "Estructura y composición de la comunidad de anfibios y reptiles en una cronosecuencia de bosques secundarios en una región tropical húmeda." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.
- Hobbs, R.J. y J.A. Harris. 2001. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-246.
- Holl, K.D. 2007. Old field vegetation succession in the Neotropics. En: V.A. Cramer y R.J. Hobbs (eds.). *Old Fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland*. Pp. 93-118. Island Press Washington D.C., USA.
- Jordan, C.F. 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. John Wiley y Sons, Brisbane, UK.
- Kalácska, M.E.R., G.A. Sanchez-Azofeifa, J.C. Calvo-Alvarado, B. Rivard y M. Quesada. 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.
- Karthik, T., G.G. Veeraswami y P.K. Samal. 2009. Forest recovery following shifting cultivation: an overview of existing research. *Tropical Conservation Science* 2: 374-387.
- Lambin, E.F., H.J. Geist y E. Lepers 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205-41
- Laurence, W.F. 2004. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 359: 345-352.
- Laurance, W.F. et al. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forestprotected áreas. *Nature* doi:10.1038/nature11318.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. Pérez García y J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40: 422-431.
- Letcher, S.G., R.L.Chazdon, A.C.S. Andrade, F. Bongers, M. van Breugel, B. Finegan, S.G. Laurance, M. Martínez-Ramos, R.C.G. Mesquita y G. B. Williamson. 2012. Phylogenetic community structure during succession: evidence from three Neotropical forest sites. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 79-87.
- Lohbeck, M., L., Poorter, H. Paz, L. Pla, M. Van Breugel, M. Martínez-Ramos y F. Bongers. 2012. Functional Diversity changes during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 89-96
- López Carretero, A. 2010. "Composición y diversidad de lepidópteros en la cronosecuencia sucesional del bosque tropical caducifolio: consecuencias sobre la herbivoría de *Casearia nitida*." Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Magaña Rodríguez, B. 2005. "Patrones de la comunidad de plántulas de especies leñosas y de plantas herbáceas en un gradiente sucesional en la región de Chamela, Jalisco." Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Manrique Ascencio, C. 2010. "Composición y abundancia de la comunidad de coleópteros asociada a la vegetación en un gradiente sucesional del Bosque Tropical Caducifolio, en la región de Chamela-Cuixmala, municipio de la Huerta, Jalisco." Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Martínez-Ramos M. 2006. Aspectos ecológicos de la selva húmeda en la región Lacandona: Perspectivas para su estudio y conservación. En: K. Oyama y A. Castillo (eds.). *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica*. Pp. 279-292. Siglo XXI Editores/UNAM. México, D. F., México.

- Martínez-Ramos, M. y X. García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración: el caso de selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80 (supl.): 69-84
- Maza-Villalobos Méndez, S. 2012. "Patrones, procesos y mecanismos de la comunidad regenerativa de un bosque tropical caducifolio en un gradiente sucesional." Tesis de Doctor en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Maza-Villalobos S., P. Balvanera y M. Martínez-Ramos. 2011a. Successional dynamics of regenerating tropical dry forest communities in abandoned pastures. *Biotropica*. 43: 666-675.
- Maza-Villalobos S., C. Lemus-Herrera y M. Martínez-Ramos. 2011b. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology* 27: 35-49.
- McGregor-Fors, I. y J. E. Schondube. 2011. Use of Tropical Dry Forests and Agricultural Areas by Neotropical Bird Communities. *Biotropica* 43: 365-370.
- Méndez-Bahena, A. 1999. "Sucesión secundaria de la selva húmeda y conservación de recursos naturales en Máquez de Comillas, Chiapas." Tesis de Maestría en Conservación y Manejo de Recursos Naturales. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Méndez Toribio, M. 2009. "Efecto del barbecho y la remoción de trepadoras leñosas sobre la biomasa vegetal arbórea y diversidad del sotobosque en bosques secundarios del trópico seco." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and well-being*. Island Press, Washington DC, USA.
- Miller, P.M. y J.B. Kauffman. 1998. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- Mora Ardila, F. 2007. "Papel de vertebrados herbívoros en la dinámica y estructura de la comunidad de plántulas en bosques secundarios tropicales." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Muench Splitz, C.E. 2006. "Corredores de vegetación y conectividad de hábitat para grandes mamíferos en la Selva Lacandona, Chiapas." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Murphy, P.G. y A.E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Myers, N. 1993. Tropical forests: the main deforestation fronts. *Environmental Conservation* 20: 9-16.
- Ocampo Domínguez, M.R. 2012. "Dinámica de la comunidad herbácea del sotobosque de bosques tropicales secos secundarios." Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Páramo Pérez, M.E. 2009. "Análisis temporal de sequías cortas y su efecto en la fisiología y supervivencia de plántulas de cuatro especies arbóreas de la Selva Baja Caducifolia." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Parrotta, J.A., Turnbull, J.W. y N. Jones. 1999. Catalyzing naive forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Peñalosa Guerrero, C.B. 2008. "Efecto de sombra y estrés mecánico al rizoma de *Pteridium aquilinum*, un helecho invasor en los trópicos de México." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Peters, C.M., A.H. Gentry y R.O. Mendelsohn. 1989. Valuation of an Amazonian rain forest. *Nature* 339: 655-656.
- Phelps, J., E.L. Webb y A. Agrawal. 2010. Does REDD+ Threaten to recentralize forest governance? *Science* 328: 312-313.
- Pineda García, F. 2007. "Morfología de plántulas en la selva seca de Chamela: divergencias entre pares de especies congénicos especialistas a hábitat húmedos vs. secos." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Pineda-García, F., H. Paz y F.C. Meinzer. 2012. Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: the interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. *Plant Cell Environment* doi: 10.1111/j.1365-3040.2012.02582.x.
- Putz, F.E., G.M. Bate, K.H. Redford, R. Fimbel y J. Robinson. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15: 7-20.
- Quesada, M. G. et al. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014-1024.
- Ramos Cortés, A.N. 2009. "Dinámica sucesional de un bosque tropical caducifolio." Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Ricaño Rocha, A. 2007. "Morfología aérea y subterránea de plántulas tropicales: variación a lo largo del gradiente sucesional en campos abandonados en una selva alta." Tesis de Maestría

- en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rodríguez Velázquez, J. 2005. "Desempeño de plántulas trasplantadas a praderas ganaderas abandonadas en la región de Marqués de Comillas, Chiapas." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Roldán Velasco, F.E. 2012. "Estructura espacial de los hábitat de los mamíferos en un paisaje de la Selva Lacandona." Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rzedowski, J. 1978. *Los Tipos de Vegetación de México*. Editores Limusa, México.
- Sánchez-Azofeifa, A., M. Quesada, P. Cuevas-Reyes, A. Castillo y G. Sánchez. 2009a. Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management* 258: 907-912.
- Sánchez-Azofeifa, A., M. Kalácska, M.M. do Espírito Santo, G. W. Fernandez y S. Schnitzer. 2009b. Tropical dry forest succession and the contribution of lianas to Wood area index (WAI). *Forest Ecology and Management* 258: 941-948.
- Schroeder, N. 2006. "El ejido como institución de acción colectiva en el manejo de los ecosistemas de la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco." Tesis de Maestría. Posgrado del Instituto de Ecología, A.C., México.
- Siebe, C., M. Martínez-Ramos, G. Segura-Warnholtz, J. Rodríguez-Velázquez & S. Sánchez-Beltrán. 1995. Soil and vegetation patterns in the tropical rainforest at Chajul, Chiapas, Southeast Mexico. En: D. Simmorangkir (ed.). *Proceedings of the International Congress on Soils of Tropical Forest Ecosystems, 3rd Conference on Forest Soils, ISSS-AISS-IBG*. Pp. 40-58. Mulawarman University Press, Samarinda, Indonesia.
- Smith J., P. van de Kop, K. Reategui, I. Lombardi, C. Sabogal y A. Diaz. 1999. Dynamics of secondary forests in slash-and-burn farming: interactions among land use types in the Peruvian Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76: 85-98.
- Suazo-Ortuño, I. 1998. "Aspectos ecológicos de *Pteridium aquilinum* (Polypodiaceae) en la región de Chajul, Chiapas." Tesis de Maestría en Conservación y Manejo de Recursos Naturales. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Suazo-Ortuño, I., J. Alvarado y M. Martínez-Ramos. 2008. Structural and compositional changes of herpetofaunal assemblages due to agricultural land use in a Neotropical dry forest area. *Conservation Biology* 22: 362-374.
- Suazo-Ortuño, I., J. Alvarado-Díaz y M. Martínez-Ramos, M. 2011. Riparian areas and conservation of herpetofauna in a tropical dry forest in western Mexico. *Biotropica* 43: 237-245
- Trilleras Motha, J. 2007. "Análisis socio-ecológico del manejo, degradación y restauración del bosque tropical seco de la Chamela-Cuixmala, México." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Turner, I.M. y R.T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-333.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.
- Van Breugel, M. Martínez-Ramos, M. y F. Bongers. 2006. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 22: 663-674.
- Van Breugel, M., F. Bongers y M. Martinez-Ramos. 2007. Community-level species dynamics during early secondary forest succession: a test of the initial floristic composition model. *Biotropica* 39: 610-619
- Van Breugel, M., P. Van Breugel, P.A. Jansen, M. Martínez-Ramos y F. Bongers. 2012. The relative importance of above- versus belowground competition for tree growth and survival during early succession of a tropical moist forest. *Plant Ecology* 213: 25-34.
- Van der Sleen, J.P. 2009. "Enriching planting of *Chamaedorea elegans* during forest succession." Tesis de Maestría en Ciencias, Universidad de Utrecht, Holanda.
- Villa-Galaviz, E. 2012. "Especificidad alimenticia de la comunidad de lepidópteros en distintas etapas sucesionales del bosque tropical caducifolio de Chamela, Jalisco." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Wilson, E.O. 1988. The current state of biological diversity. En: *Biodiversity*. Wilson, E.O. (Ed.), pp. 3-18. National Academic Press, Washington D.C., USA.
- Worster, D. 1988. Doing environmental history. En: D. Worster D. (ed.). *The Ends of the Earth: Perspectives on Modern Environmental History*. Pp. 289-307. Cambridge University Press New York.
- Wright, S.J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends In Ecology & Evolution* 10: 553-560
- Zermeño, I. 2008. "Evaluación del disturbio ecológico provocado por diferentes tipos de uso agrícola del suelo en una región tropical húmeda." Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán

Juan Manuel Dupuy Rada,* José Luis Hernández Stefanoni, Rodrigo Hernández Juárez, Fernando Tun Dzul y Filogonio May Pat

Resumen

En este trabajo se evaluaron los impactos de cambios de uso del suelo simulados bajo tres escenarios (basados en la aptitud del suelo para diferentes usos) sobre la biomasa aérea y la diversidad de especies leñosas en un paisaje de bosque tropical seco. Además, se relacionó la biomasa y la diversidad con la edad sucesional y la estructura del paisaje. Ambas variables aumentaron con la edad sucesional (variable que tuvo la mayor influencia) y variaron con la topografía y la estructura del paisaje. Los cambios de uso del suelo afectarían más a la biomasa que a la diversidad. La aptitud para usos agrícolas y los cambios de uso del suelo fueron mayores en zonas planas y menores en cerros.

Palabras clave

Aptitud del suelo, biodiversidad, biomasa aérea, configuración del paisaje, escenarios de cambio de uso del suelo, posición topográfica, sucesión.

Summary

In this study we evaluated the impacts of three simulated land-use change scenarios (based on land suitability for different uses) on above-ground biomass and woody plant species diversity in a tropical dry forest landscape. We also related biomass and diversity to successional age and landscape structure. Both variables increased with stand age (variable with the greatest influence), and varied with topography and landscape structure. Land use changes would have a greater impact on biomass than on diversity. Land suitability for agriculture and land-use changes was greatest on flat areas and lowest on hills.

Key words

Above-ground biomass, biodiversity, landscape configuration, land suitability, land-use change scenarios, succession, topographic position.

Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C., Unidad de Recursos Naturales; Calle 43 No. 130, Colonia Chuburná de Hidalgo, C.P. 97200, Mérida, Yucatán, México.

* Correspondencia: jmdupuy@cicy.mx. Tel: (999) 942-8330 Ext. 367.

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de recursos naturales para satisfacer el enorme crecimiento de la población humana, así como de la economía y el consumo, ha llevado a la conversión de grandes extensiones de ecosistemas naturales en campos agropecuarios a nivel mundial (MEA 2005). En México, se estima que entre el 30 y el 66% de la superficie terrestre está bajo algún uso agrícola o ganadero (Anta-Fonseca *et al.* 2008, SEMARNAT 2009). La deforestación y la fragmentación de ecosistemas naturales y su reemplazo por sistemas agropecuarios son una de las principales causas de degradación de suelos, pérdida de biodiversidad y producción de gases de efecto invernadero a nivel nacional y mundial (Balvanera *et al.* 2009, Cairns *et al.* 2000, Lambin *et al.* 2003).

Las selvas secas o bosques tropicales secos (BTS) representan el ecosistema tropical terrestre de mayor extensión a nivel mundial (Murphy y Lugo 1986), ocupando 519,597 km² en el continente americano y 197,447 km² (38% del total en el continente) en México (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010). En comparación con los bosques tropicales húmedos (BTH), los BTS albergan un alto porcentaje de especies endémicas (Rzedowski 1991), han sufrido mayor deforestación (BTS: 48.5% vs. BTH: 32.2%), se encuentran menos protegidos (BTS: 7.6% vs. BTH: 16% de su área) y más amenazados (Hoekstra *et al.* 2005, Miles *et al.* 2006). A pesar de ello, los BTS han sido menos estudiados que los BTH, especialmente en cuanto a su capacidad de recuperación (resiliencia) ante actividades agropecuarias (Quesada *et al.* 2009).

Los cambios temporales en estructura y composición que experimentan las comunidades vegetales a medida que se recuperan de grandes disturbios, tales como huracanes, incendios o la conversión de bosques a terrenos agropecuarios se conoce como sucesión secundaria. Dos atributos importantes de la estructura de los bosques, que cambian a través de la sucesión, son la biomasa aérea y la riqueza (número) de especies (Chazdon *et al.* 2007, Guariguata y Ostertag 2001). La biomasa aérea se refiere al peso seco de todas las plantas, exceptuando sus raíces, y es de gran interés debido a que en ella se almacena una gran cantidad de carbono (Clark *et al.* 2001). Por otro lado, la riqueza de especies es un indicador simple y ampliamente utilizado de la biodiversidad, el cual puede tener efectos notables en el funcionamiento y la capacidad de los ecosistemas para proveer servicios

ecosistémicos (Balvanera *et al.* 2009, Rey Benayas *et al.* 2009).

Tanto la biomasa como la riqueza de especies (denominada de aquí en adelante diversidad) varían también con la fragmentación de los bosques. La fragmentación puede ser descrita en función del tamaño, la forma y el contraste entre los elementos del paisaje (fragmentos), así como por otros índices de la geometría y estructura del paisaje (McGarigal *et al.* 2002). El arreglo espacial y la configuración de los diferentes elementos en el paisaje afectan a procesos ecológicos (tales como la polinización, la dispersión de semillas y la competencia entre plantas) que determinan la biomasa y la diversidad de las comunidades de plantas (Hill & Curran, 2003). A su vez, los factores ambientales que afectan a las poblaciones de plantas suelen estar espacialmente autocorrelacionados. Por ello, la identificación y la explicación de la variación o estructura espacial de las poblaciones de plantas y de los factores ambientales que las afectan es uno de los temas de mayor interés para la ecología (Dale y Fortin, 2002); para estudiar los factores que afectan a la biomasa y a la diversidad de plantas se requiere considerar su arreglo espacial. No obstante, pocos estudios han evaluado los efectos relativos de la edad sucesional, la configuración del paisaje y la estructura (autocorrelación) espacial de los elementos muestrales sobre la diversidad y la biomasa vegetal en paisajes tropicales (Hernández-Stefanoni *et al.* 2011). Aún menos se han estudiado los efectos del cambio de uso del suelo sobre estas variables a nivel de paisaje.

La Península de Yucatán abarca una gran diversidad, tanto biológica como cultural (Colunga-GarcíaMarín y Larqué-Saavedra 2003). En esta gran región se practican estrategias de uso múltiple de los recursos naturales, las cuales incluyen varias actividades productivas, como la agricultura de roza-tumba-quema (milpa; sistema que alterna la siembra de maíz, frijol y calabaza, principalmente, con periodos de barbecho de duración variable), la agricultura intensiva y la extracción de productos forestales, entre otros (Barrera-Bassols y Toledo 2005). En gran parte, estas actividades (que han sido realizadas durante más de 2000 años) se han basado en el conocimiento tradicional acerca de la aptitud del suelo para diversos usos (Reina 1967, Rico-Gray y García-Franco 1991). Este conocimiento ha conllevado a cambios en el uso del suelo a nivel del paisaje, creando un mosaico de fragmentos de bosques de diferente edad sucesional y arreglo espacial (García-Frapoli *et al.* 2007). Por lo

tanto, es importante evaluar el uso actual del suelo, la aptitud de éste para diferentes usos y los impactos que podría tener el cambio de uso del suelo (asociado a las actividades productivas) sobre la biomasa y la diversidad de los bosques a nivel del paisaje.

El objetivo del presente estudio fue evaluar el impacto de diferentes escenarios hipotéticos de cambio de uso del suelo sobre la biomasa aérea y la diversidad de especies leñosas de BTS en un paisaje rural de Yucatán, México. Para lograr este objetivo, en primer lugar se relacionó la biomasa y la diversidad con la edad sucesional, la configuración del paisaje y la estructura (autocorrelación) espacial de los sitios de muestreo empleados en este estudio. Esto se hizo con la finalidad de explorar, por un lado, qué configuraciones del paisaje y qué edades de sucesión maximizan los valores de diversidad y de biomasa y, por otro lado, de evaluar la importancia relativa que tienen la edad sucesional, la configuración del paisaje y la estructura espacial de las muestras sobre la variación de la biomasa y la riqueza de especies en el paisaje. En segundo lugar, se evaluó la aptitud del suelo para diferentes alternativas de uso en el paisaje, se simuló cambios de uso del suelo bajo tres escenarios hipotéticos que apuntan hacia diferentes objetivos o intereses: (1) maximizar la conservación biológica, (2) maximizar la producción, (3) otorgar igual prioridad a estos dos usos del suelo, y evaluar el efecto de dichos cambios en la biomasa y la diversidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

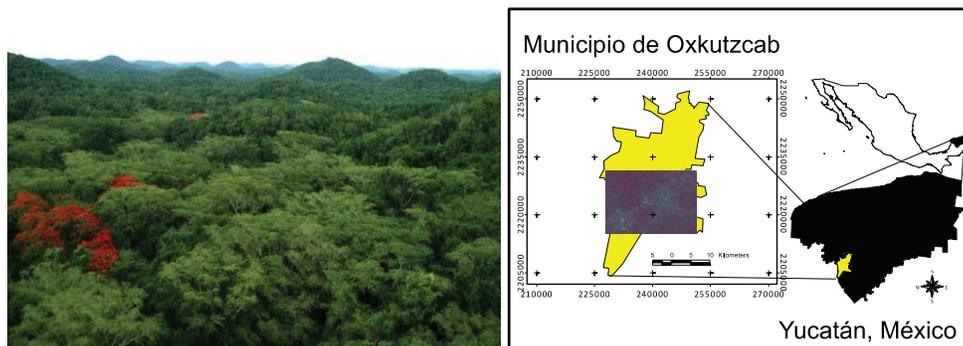
El paisaje de estudio se localiza en el SO del estado de Yucatán, al sur de la sierra de Ticul ($20^{\circ} 01'7'' - 20^{\circ} 09'36''N$, $89^{\circ} 35'59'' - 89^{\circ} 23'31''O$; figura 1).

El clima es cálido, sub-húmedo, con lluvias en verano (mayo a octubre) y una estación seca de noviembre a abril. La temperatura y precipitación medias anuales son de $26^{\circ} C$ y 1000 a 1200 mm, respectivamente (Flores y Espejel 1994). La topografía consiste en lomeríos bajos con piedras calizas y planicies con suelos más profundos (Bautista-Zúñiga *et al.* 2003). La vegetación es de BTS (50 a 75% de los árboles tiran sus hojas durante la estación seca) de diferente edad de abandono tras un uso agrícola tradicional (milpa). La zona tiene una larga historia (más de 2000 años) de asentamientos mayas (Rico-Gray y García-Franco 1991) y actualmente existen tres comunidades rurales mayas: Xul, Xkobenhaltún y Yaxhachén, cada una con menos de 2000 habitantes (Hernández Juárez 2011).

A partir de una imagen de satélite se obtuvo un mapa de la cobertura del suelo en un paisaje de 22×16 km, en el que se identificaron las siguientes coberturas del suelo: 1) BTS de 3 a 8 años de edad (CV1); 2) BTS de 9-15 años de edad (CV2); 3) BTS de más de 15 años de edad en zonas planas (CV3), 4) BTS de más de 15 años de edad en cerros (CV4); 5) zonas agropecuarias, principalmente bajo agricultura tradicional (milpa) y mecanizada y 6) carreteras y poblados.

Para obtener la información de campo se seleccionaron 23 unidades de paisaje (UP) de 1 km^2 cada una, con diferentes grados de fragmentación del paisaje. En cada UP se establecieron 12 parcelas de muestreo de 200 m^2 distribuidas entre las clases CV1 a CV4 (276 parcelas en total). La edad de sucesión o abandono de cada parcela se determinó a través de entrevistas con pobladores locales que han vivido y trabajado la tierra por más de 40 años. En cada parcela se identificaron

Figura 1. Localización del área de estudio y vista panorámica en la época de lluvias.



todas las plantas leñosas mayores a 5 cm de diámetro normal y se utilizó como medida de diversidad el número de especies por parcela. Además, se midió la altura de cada planta y el diámetro de cada tallo para estimar la biomasa aérea a partir de ecuaciones alométricas que relacionan el diámetro y la altura con la biomasa aérea (Cairns *et al.* 2003). Las diferencias en diversidad y biomasa entre las clases de vegetación se evaluaron con análisis de varianza de una vía y la prueba de Tukey para las comparaciones *post hoc*.

Con el mapa obtenido en la clasificación supervisada y usando el software FRAGSTATS (McGarigal *et al.* 2002), se calcularon diferentes índices de la estructura y composición del paisaje, a nivel de tipo de fragmento, para cada cobertura de vegetación (CV1-CV4) en las 23 unidades de paisaje. La selección de los índices consideró aquellos que midieran diferentes aspectos de la configuración del paisaje, que tuvieran un mejor potencial explicativo en relación con la biomasa y la diversidad y que fuesen más frecuentemente utilizados en estudios de ecología del paisaje (Mazerolle & Villard 1999). Basándonos en estos criterios, se seleccionaron seis índices para este estudio: densidad de parches (PD), densidad de bordes (ED), promedio ponderado del índice de forma (SHAPE_AM), promedio ponderado del índice de proximidad (PROX_AM), promedio ponderado por área de la distancia euclidiana (ENN_AM) y contraste total de bordes (TECI). Una descripción detallada de los métodos para calcular estos índices se encuentra en (Hernández-Stefanoni *et al.* 2011).

Se generó un conjunto de vectores o variables espaciales a partir de las coordenadas geográficas de los sitios de muestreo, las cuales fueron utilizadas como variables explicativas en los modelos de regresión. Para ello se utilizó el análisis de coordenadas principales de matrices vecinas (PCNM por sus siglas en inglés; Borcard *et al.* 2004). Este conjunto de variables tiene una estructura en todas las escalas espaciales contenidas en el área de estudio donde se localizan los sitios de muestreo (Borcard *et al.* 2004). El conjunto de variables explicativas se obtuvo con la función PCNM del software R (Dray *et al.* 2006) y el procedimiento para obtener estas variables está descrito en Hernández-Stefanoni *et al.* (2011). Posteriormente, se dividió la variación total de la biomasa y la diversidad explicada por los diferentes componentes en: variación debida únicamente a la edad de sucesión, a la configuración del paisaje, a la estructura espacial y

a la compartida por los tres componentes (Hernández-Stefanoni *et al.* 2011).

Se consideraron cuatro diferentes usos del suelo en el paisaje: conservación, aprovechamiento forestal no maderable (AFNM; principalmente para la obtención de leña y materiales de construcción de casas tradicionales), agricultura tradicional (milpa) y agricultura intensiva (uso continuo del suelo con aplicación de tractores, fertilizantes y pesticidas). Se elaboraron mapas de aptitud del suelo para cada tipo de uso del suelo a través de un análisis multicriterio (Malczewski y Jackson, 2000), considerando tanto factores biofísicos como factores relacionados con la actividad humana. Se consideraron los siguientes factores biofísicos: pendiente, porcentaje de pedregosidad superficial del suelo, pH, contenido de materia orgánica y de fósforo del suelo, altura del bosque, número de plantas leñosas y su diámetro, diámetro de las especies utilizadas para construcción, abundancia de especies utilizadas para leña, número total de especies leñosas, número de especies raras y número de especies usadas para leña o construcción. Como factores relacionados con la actividad humana se consideraron la distancia a poblados, la distancia a carreteras y la distancia a caminos secundarios (Hernández-Juárez 2011).

Posteriormente, los mapas de aptitud para cada alternativa de uso de suelo fueron utilizados como base en la generación de diferentes escenarios hipotéticos de cambio de uso del suelo. Estos escenarios simulan tres objetivos e intereses de diferentes tomadores de decisiones: (1) maximizar la conservación biológica con cambios leves de uso del suelo (15% de la superficie total convertida de vegetación natural a agricultura), (2) maximizar la producción agrícola (35% de la superficie convertida a agricultura), (3) otorgar igual prioridad a todos los usos del suelo (25% de la superficie convertida a agricultura; Hernández Juárez 2011). Estos escenarios se diseñaron a través de un análisis multi-objetivos (Bello-Pineda *et al.* 2006), asignando diferentes porcentajes de la superficie total del paisaje a cada alternativa de uso del suelo, con base en la aptitud del suelo y la prioridad que debe tener cada uso de suelo en cada escenario. Finalmente, con la finalidad de evaluar los efectos del cambio de uso del suelo sobre la biomasa y la diversidad, en cada escenario se dedujeron las áreas que serían convertidas a terrenos agrícolas, se calculó la nueva configuración del paisaje con las métricas y se estimó la biomasa y la diversidad a partir de las parcelas que no serían convertidas a agricultura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa y diversidad por clase de vegetación

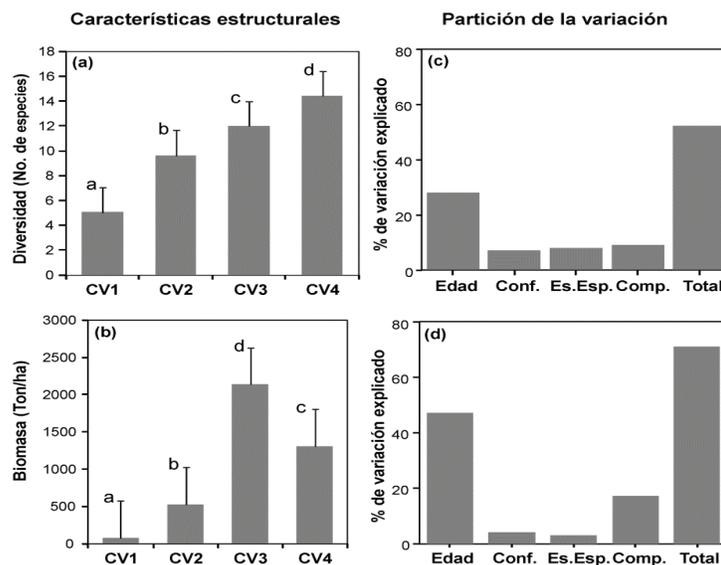
La biomasa y la diversidad de plantas leñosas aumentaron con la edad sucesional ($F_{3,275} = 105.8$, $p < 0.001$) y variaron con la posición topográfica ($F_{3,275} = 90.9.9$, $p < 0.001$). La diversidad fue mayor en los cerros (CV4) que en las planicies (CV3), mientras que la biomasa mostró el patrón inverso (figura 2a, b). Varios estudios han reportado un aumento en la biomasa y la diversidad vegetal de las selvas con la edad de sucesión, asociados principalmente al crecimiento de los árboles y a la colonización paulatina de nuevas especies, respectivamente (Chazdon *et al.* 2007, Guariguata y Ostertag 2001, Hernández-Stefanoni *et al.* 2011). La posición topográfica también influye de manera importante en la estructura y la diversidad, a través de cambios en la profundidad y la pedregosidad del suelo y la disponibilidad de agua en el mismo (Dupuy *et al.* 2012, Segura *et al.* 2003, White y Hood 2004). De esta manera, la mayor diversidad de plantas leñosas en los cerros (CV4) se relacionó con una mayor densidad de plantas, mientras que la menor biomasa se relacionó con una talla menor de los arbustos y árboles encontrados en esos sitios. La mayor diversidad y menor biomasa en los cerros, comparados con las

planicies están asociadas con la menor profundidad y disponibilidad de agua, pero mayor pedregosidad, contenido de materia orgánica y nutrientes del suelo presente en los cerros (Dupuy *et al.* 2012). Estos resultados indican que la mayor cantidad de biomasa en el área de estudio se encuentra en zonas planas con vegetación de mayor edad de sucesión, mientras que la mayor diversidad de especies leñosas se encuentra en cerros con vegetación de mayor edad de sucesión.

Influencia de la edad de la sucesión, la configuración del paisaje y la estructura espacial

La edad sucesional, la configuración del paisaje y la estructura (autocorrelación) espacial explicaron en conjunto mayor variación de la biomasa (68%) que de la diversidad de plantas leñosas (44%). Además, la edad sucesional fue el factor que tuvo mayor influencia, especialmente en la biomasa (figura 2c, d). Estos resultados resaltan la gran importancia de la sucesión ecológica en la estructura y diversidad de los BTS, así como en los servicios ecosistémicos que éstos brindan, incluidos la biodiversidad y la captura y almacenamiento de carbono (Chazdon 2008, Read y Lawrence 2003, Rey Banayas *et al.* 2009).

Figura 2. Valores promedio de (a) diversidad de especies leñosas y (b) biomasa aérea en diferentes clases de vegetación (CV1-CV4) y partición de la variación de (c) la diversidad y (d) la biomasa en diferentes componentes: edad de sucesión (Edad), configuración del paisaje (Conf.), estructura espacial (Es. Esp.), compartida (Comp.) y total. Las clases de vegetación que no comparten letras iguales son significativamente diferentes ($p < 0.05$).



Por otro lado, la configuración del paisaje y la estructura espacial también influyeron, aunque en menor grado, sobre la variación de la biomasa y, especialmente, de la diversidad (figura 2c, d). La diversidad mostró una asociación positiva con la densidad de bordes (ED, longitud de bordes por unidad de área; cuadro 1). De esta manera, en un paisaje dominado por selvas, como en este caso, un aumento en la densidad de bordes producido por actividades como la milpa tradicional, puede aumentar la diversidad de plantas leñosas. Esto podría deberse a que los bordes representan ambientes más abiertos en los cuales pueden establecerse y susistir especies de lianas y de árboles pioneros como *Heliocarpus donnell-smithii*, *Mimosa bahamensis* y *Neomillspaughia emarginata*, que requieren de niveles altos de luz y que podrían verse favorecidas por dichas actividades.

Sin embargo, la diversidad también se asoció de ma-

nera inversa con la densidad de fragmentos (PD, número de fragmentos por unidad de área) y con el índice de la forma de los fragmentos (SHAPE_AM; cuadro 1). Esto sugiere que una mayor frecuencia y extensión de cambios de uso del suelo, que conlleven a una mayor fragmentación del paisaje (con un mayor número de fragmentos de formas irregulares), disminuiría la diversidad. Tal disminución podría ocurrir debido a la pérdida local de especies raras y de especies de lento crecimiento, tales como *Cordia dodecandra*, *Exostema mexicanum* y *Parmentiera millspaughiana*, las cuales se verían negativamente afectadas por la fragmentación (Hernández-Stefanoni *et al.* 2009, Laurance 1991). Estos dos resultados aparentemente contradictorios sugieren que niveles moderados de disturbio podrían aumentar la heterogeneidad ambiental y por lo tanto la diversidad de plantas leñosas, mientras que niveles altos de disturbio, que conlleven a la fragmentación del bosque, podrían afectar negativamente la diversidad (Hernández-Stefanoni *et al.* 2011).

Por otro lado, la biomasa se asoció de manera positiva con el índice de proximidad (PROX_AM) y de manera negativa con los índices de distancia (ENN_AM) y de contraste entre fragmentos (TECI), aunque estas relaciones fueron comparativamente más débiles que la relación con la edad sucesional (cuadro 1). Estos resultados sugieren que un cambio en el uso del suelo que conlleve a la fragmentación del paisaje y al consiguiente aumento en el contraste y la distancia entre fragmentos podría disminuir la biomasa y, por consiguiente, la cantidad de carbono almacenado en las selvas, como se ha observado en otros estudios (Laurance *et al.* 1998, Nascimento y Laurance 2004). Esta posible disminución puede explicarse por un aumento en la mortalidad de los árboles y una proliferación de especies adaptadas a los disturbios (e.g. árboles pioneros y lianas, D'Angelo *et al.* 2004), las cuales tienen una biomasa menor que la de los árboles que dominan en las selvas de mayor edad sucesional (de lento crecimiento y alta densidad de madera).

Aptitud del suelo para diferentes usos y cambios en diversidad y biomasa ante diferentes escenarios de cambio de uso del suelo

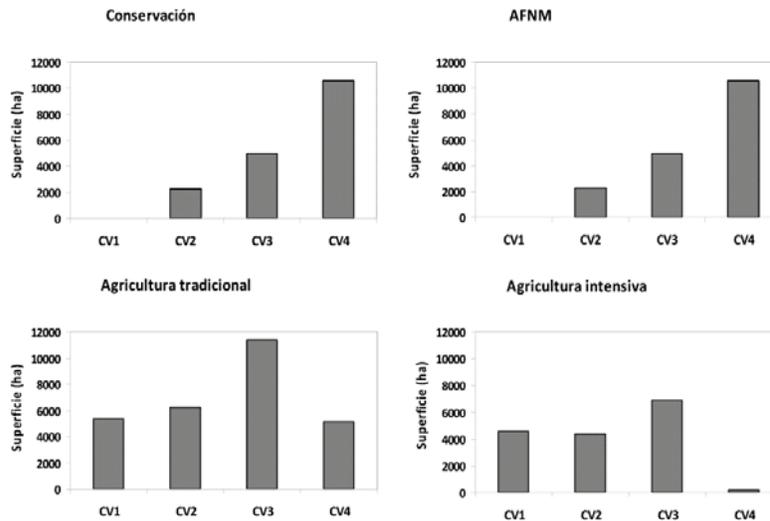
La aptitud del suelo para las diferentes alternativas de uso varió entre las clases de vegetación (figura 3). Para los usos de conservación y de aprovechamiento de productos forestales no maderables (AFNM), la mayor superficie considerada como apta o muy apta correspondió

Cuadro 1. Coeficientes de regresión estandarizados resultantes de la relación entre la diversidad de especies y la biomasa con la edad sucesional y la estructura del paisaje. PD: densidad de fragmentos, ED: densidad de bordes, SHAPE_AM: promedio ponderado del índice de forma, PROX_AM: promedio ponderado del índice de proximidad, ENN_AM: promedio ponderado de la distancia euclidiana, TECI: índice de contraste total de bordes.

Variable dependiente	Variable explicativa	Coefficientes de regresión
Biomasa		(R ² = 0.68)
	Edad	0.734***
	PD	
	ED	
	SHAPE_AM	
	PROX_AM	0.110***
	ENN_AM	-0.096**
Número de especies		(R ² = 0.44)
	Edad	0.634***
	PD	-0.128*
	ED	0.248**
	SHAPE_AM	-0.349***
	PROX_AM	
	ENN_AM	
	TECI	

Variables incluidas en el modelo con * $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.001$.

Figura 3. Superficie total de diferentes clases de vegetación (CV1-CV4) considerada como apta o muy apta para diferentes usos del suelo. AFNM = aprovechamiento de productos forestales no maderables.



a la CV4 (BTS con > 15 años en cerros) y la menor a la CV1 (BTS de 3 a 8 años). Esto se debe, en parte, a que los valores más altos de varios criterios empleados en la evaluación de la aptitud del suelo para la conservación y el AFNM, tales como el número total de especies, el número de especies raras y el número de especies utilizadas para leña y construcción, correspondieron a la CV4 y los valores más bajos a la CV1.

Por otro lado, para la agricultura tradicional y la intensiva, la mayor superficie apta o muy apta correspondió a la CV3 (BTS con > 15 años en planicies) y la menor a la CV4 (figura 3). Esto puede deberse a que la pendiente y la pedregosidad del suelo (las cuales son mayores en CV4 que en CV3) afectan notablemente la susceptibilidad a la erosión y a la facilidad de mecanización agrícola (FAO 1997) y, por ende, la aptitud para la agricultura. Los diferentes escenarios hipotéticos de cambio de uso del suelo reducirían la superficie de las distintas clases de vegetación de manera diferencial. Dado que la CV3 presentó la mayor aptitud para agricultura, mientras que la CV4 presentó la menor aptitud para ese uso, en todos los escenarios, la mayor conversión a usos agrícolas correspondería a la CV3 y la menor a la CV4 (figura 4).

Esta reducción diferencial de la superficie de cada clase de vegetación, junto con los cambios en la configuración del paisaje que ocurrirían en cada escenario, a su vez afectaría de manera diferente a la diversidad que a la biomasa. En todos los escenarios, las reducciones en

biomasa serían 6 a 7 veces mayores que en diversidad; además, las mayores reducciones en biomasa corresponderían a la clase de vegetación CV3, mientras que las mayores reducciones en diversidad corresponderían a la clase CV2, es decir, bosques secundarios de 9 a 15 años (figuras 5 y 6).

Estas diferencias pueden atribuirse, en parte, al contraste que existe entre las clases de vegetación en cuanto a la superficie transformada a agricultura (figura 4), así como en cuanto a la diversidad y a la biomasa (figura 2). Dado que la clase con mayor biomasa (CV3) sería justamente la más transformada a agricultura, es lógico que los escenarios conlleven a una gran reducción en biomasa. En contraste, como la diversidad fue mayor en la clase en la que habría menor transformación a agricultura (CV4), es de esperarse que la diversidad tenga una menor reducción en los diferentes escenarios. Por otro lado, aunque la superficie transformada a agricultura sería mayor para la clase CV1 que para la CV2 (figura 4), la diversidad y la biomasa mostraron el patrón inverso (figura 2), lo cual ayuda a explicar por qué se perdería más diversidad y biomasa en la clase CV2 que en la CV1 (figuras 5 y 6). Además, niveles bajos de fragmentación que aumenten la densidad de bordes podrían incrementar la diversidad, mientras que cualquier nivel de fragmentación que aumente el contraste y la distancia entre fragmentos reduciría la biomasa (cuadro 1), lo cual también ayuda a explicar el mayor impacto de los

Figura 4: Superficie total de diferentes clases de vegetación (CV1-CV4) en la condición actual y superficie que sería preservada o transformada a usos agrícolas bajo diferentes escenarios de uso del suelo. En los escenarios de conservación, intermedio y producción los números en paréntesis indican el porcentaje de cobertura vegetal perdida debido a su conversión a agricultura.

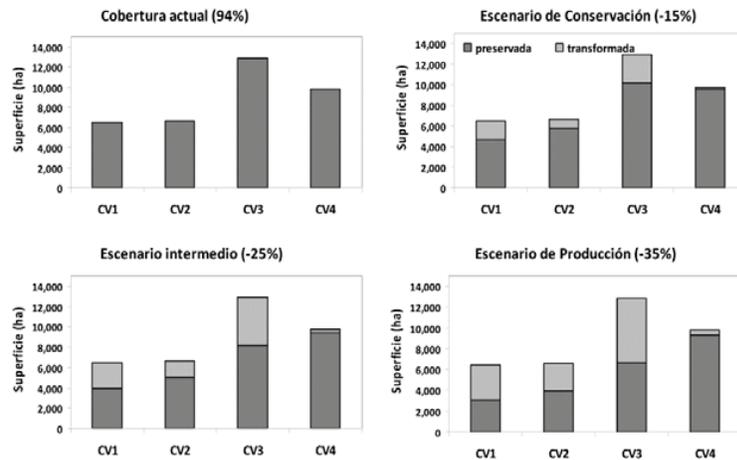
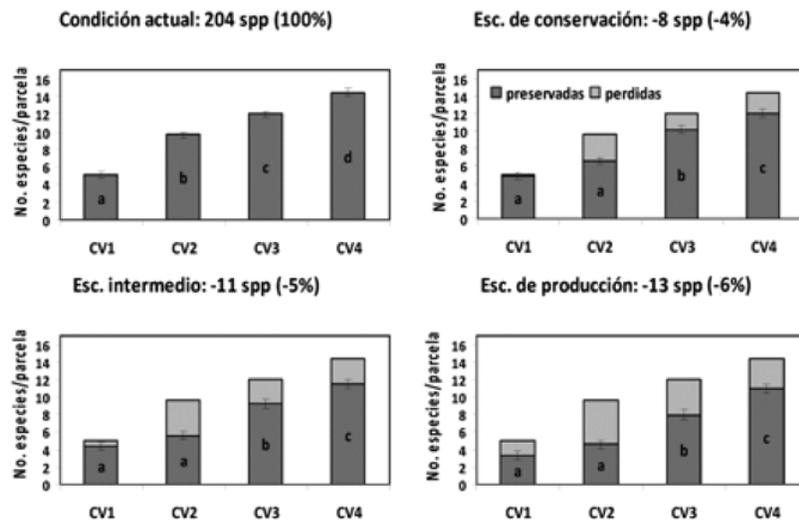


Figura 5: Diversidad promedio de especies leñosas en diferentes clases de vegetación (CV1-CV4) en la condición actual y número promedio de especies por parcela de 200 m² que se preservarían o se perderían bajo diferentes escenarios de uso del suelo. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las clases de vegetación. En paréntesis se indica el porcentaje de especies que se perderían en cada escenario respecto al total de especies (204) registradas en todas las clases de cobertura.



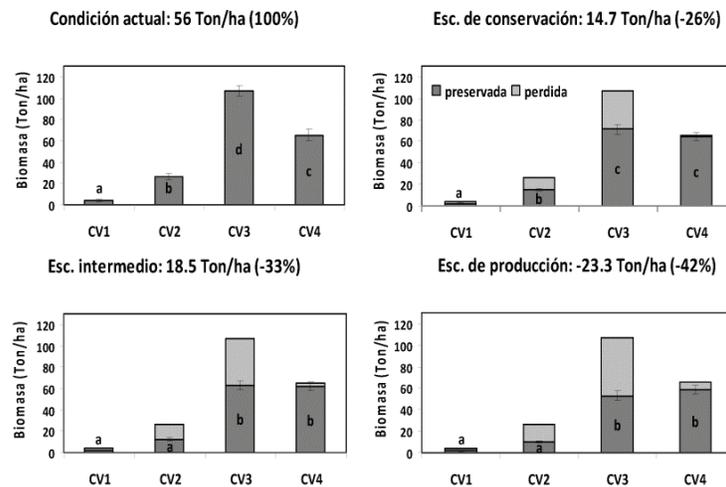
escenarios de cambio de uso del suelo sobre la biomasa comparado con la diversidad.

CONCLUSIONES

La diversidad y la biomasa forestal a nivel de parcela dentro del área de estudio aumentaron con la edad de sucesión, pero mostraron patrones inversos con respecto a la posición topográfica; la mayor biomasa se encuentra

en zonas planas con vegetación de mayor edad sucesional, mientras que la mayor diversidad se encuentra en cerros de mayor edad sucesional. Además, la diversidad y especialmente la biomasa están determinadas por la edad de la sucesión, aunque la configuración del paisaje también influyó y nuestros resultados sugieren que cualquier nivel de fragmentación del bosque disminuiría la biomasa, mientras que niveles bajos de fragmentación podrían aumentar la diversidad. Por otro lado, la aptitud

Figura 6. Biomasa aérea promedio en diferentes clases de vegetación (CV1-CV4) en la condición actual, y bajo diferentes escenarios (Esc.) de uso. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las clases de vegetación. En paréntesis se indica el porcentaje de la biomasa total (56 Ton/ha) que se perdería bajo cada escenario de uso.



de uso del suelo en las clases de vegetación varió según la alternativa de uso, siendo mayor para la agricultura tradicional e intensiva en las planicies y menor en los cerros (con vegetación > 15 años de edad), por lo cual se esperaba que la mayor superficie transformada a agricultura corresponda a las planicies y la menor a los cerros. Por lo tanto, cualquier escenario de cambio de uso del suelo a terrenos agrícolas (principalmente en planicies con vegetación > 15 años de edad sucesional) y la consecuente fragmentación del paisaje conllevarían a una reducción mucho mayor en la biomasa que en la diversidad.

Concluimos que los cambios de uso del suelo en el paisaje de estudio tendrían un impacto mucho mayor en la capacidad que tienen las selvas de capturar y almacenar carbono, que en su diversidad de plantas leñosas. Este estudio resalta la importancia de evaluar la influencia relativa de la sucesión y la configuración del paisaje sobre la diversidad y la biomasa de las selvas. Nuestro estudio también muestra que para poder predecir los posibles impactos del cambio de uso del suelo sobre la capacidad de las selvas para mantener la biodiversidad y proveer servicios ecosistémicos es de suma importancia considerar la aptitud del suelo para diferentes usos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los ejidos de Xkobenhaltún, Xul y Yaxhachén por permitirnos trabajar en sus terrenos y por su ayuda en la determinación de la edad sucesional, y a

James Callaghan por el apoyo logístico. Los comentarios de dos revisores anónimos ayudaron a mejorar la claridad y calidad del manuscrito. Este estudio estuvo financiado por el Fondo Mixto CONACYT-Gobierno del Estado de Yucatán (FOMIX), proyecto YUC-2008-CO6-108863, y fue presentado en el Simposio: "Manejo sostenible de ecosistemas en paisajes rurales" del III Congreso Mexicano de Ecología (Boca del Río, Veracruz, abril de 2011) con el apoyo económico de la Red Temática CONACYT de Investigación Ecosistemas (ECORED).

LITERATURA CITADA

- Anta-Fonseca, S., J. Carabias et al. 2008. Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad. En: *Capital Natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. CONABIO, México. Pp. 87-153.
- Balvanera, P., H. Cotler et al. 2008. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En: *Capital Natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México. Pp. 185-245.
- Barrera-Bassols, N., Toledo, V.M., 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography* 4: 9-41.
- Bautista-Zúñiga, F., E. Batllori-Sampedro, M. A. Ortiz-Pérez, G. Palacio-Aponte y M. Castillo-González. 2003. En: P. Colunga y A. Larque (eds.). *Geofomas, agua y suelo en la Península*

- de Yucatán. Naturaleza y sociedad en el área maya: Pasado, Presente y Futuro. Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida, Yucatán, México. Pp. 21-35.
- Bello-Pineda, J., H. R. Ponce y C. M. A. Liceaga 2006. Incorporating GIS and MCE suitability assessment modeling of coral reef resources. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114: 225-256.
- Borcard D., Legendre P., Avois-Jacquet C. & Tuomisto H. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85: 1826-1832.
- Cairns, M. A., P. K. Haggerty, R. Alvarez, B. H. J. de Jong e I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10: 1426-1441.
- Cairns, M. A., I. Olmsted, J. Granados y J. Argáez. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 186: 125-132.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services in degraded lands. *Science* 320: 1458-1460.
- Chazdon, R. L., S.G. Letcher, M. V. Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, y B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 362: 273-289.
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni, and E. A. Holland. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11: 371-384.
- Colunga-GarcíaMarín, P. y A. Larqué-Saavedra. 2003. Naturaleza y Sociedad en el Área Maya: Pasado, Presente y Futuro. Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida, Yucatán, México. 255 p.
- Dale, M. R. T. y M. J. Fortin. 2002. Spatial autocorrelation and statistical tests in ecology. *Ecoscience* 9: 162-167.
- D'Angelo, S. A., A. C. S. Andrade, S. G. Laurance, W. F. Laurance, y R. C. G. Mesquita. 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 20: 243-246.
- Dray, S., P. Legendre y P. R. Peres-Neto. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196: 483-493.
- Dupuy, J. M., J. L. Hernández-Stefanoni, R. A. Hernández-Juárez, E. Tetetla-Rangel, J. O. López-Martínez, E. Leyequién-Abarca, F. Tun-Dzul, y F. May Pat. 2012. Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica* 44: 151-162.
- Flores, J. e I. Espejel. 1994. Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. Etnoflora Yucatanense, Fascículo 3. México.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1997. Zonificación agro-ecológica: guía. FAO Soils Bulletin 73. <http://www.fao.org/docrep/W2962500.htm>.
- García-Frapolli, E., B. Ayala-Orozco, M. Bonilla-Moheno, C. Espadas-Manrique y G. Ramos-Fernández. 2007. Biodiversity conservation, traditional agricultura and ecotourism: Land cover/land-use change projections for a natural protected area in the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 83: 137-153.
- Guariguata, M. R. y R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Hernández-Juárez, R. A. 2011. Planeación del uso del suelo en un paisaje de bosque tropical seco en es suereste de Yucatán. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C., México.
- Hernández-Stefanoni, J. L., J. M. Dupuy, y M. A. Castillo-Santiago. 2009. Assessing species density and abundance of tropical trees from remotely sensed data and geostatistics. *Applied Vegetation Science* 12: 398-414.
- Hernández-Stefanoni, J. L., J. M. Dupuy, F. Tun-Dzul y F. May-Pat. 2011. Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology* 26: 355-370.
- Hill, J. L. y P. J. Curran. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.
- Hoekstra, J.M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23-29.
- Lambin, E.F., H.J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205-241.
- Laurance W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219.
- Laurance, W.F., S.G. Laurance y P. Delamonica. 1998. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management* 110: 173-180.
- Malczewski, J. y M. Jackson. 2000. Multicriteria spatial allocation of educational resources: an overview. *Socio-Economic Planning Sciences* 34: 219-235.

- Mazerolle, M. J. y M. A. Villard. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictor of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6: 117-124.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel y E. Ene. 2002. FRAGS-TATS: spatial pattern analysis for categorical maps. University of Massachusetts.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington D. C.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Nascimento, H. E. M. y W. F. Laurence. 2004. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications* 14: S127-S138.
- Portillo-Quintero, C. A. y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143: 144-155.
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, M. Alvarez-Añorve, K. E. Stoner, L. Avila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. C. Morellato, J. S. Powers, F. D. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago y G. Sanchez-Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014-1024.
- Read, L. y Lawrence, D. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatán. *Ecological Applications* 13: 85-97.
- Reina, R. E. 1967. Milpas y milperos: implicaciones for prehistoric times. *American Anthropologist, New Series* 69: 1-20.
- Rey Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Díaz y J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- Rico-Gray, V. y J. G. García-Franco. 1991. The Maya and the vegetation of the Yucatan peninsula. *Journal of Ethnobiology* 11: 135-142.
- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15: 47-64.
- Segura, G., P. Balvanera, E. Durán y A. Pérez. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology* 169: 259-271.
- SEMARNAT. 2009. Informe 2008 de la situación del medio ambiente en México. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales, México, D.F.
- White, D. y C. Hood. 2004. Vegetation patterns and environmental gradients in tropical dry forests of the northern Yucatan Peninsula. *Journal of Vegetation Science* 15: 151-160.

Transformaciones de una selva seca por actividades humanas en el paisaje rural de Baja California Sur, México

Aurora Breceda Solís,^{1*} Lorella Castorena Davis² y Yolanda Maya Delgado¹

Resumen

En este trabajo partimos del concepto de paisaje como una unidad espacio-temporal en donde sociedad y naturaleza se interrelacionan. Bajo este contexto estudiamos la transformación sociocultural y ambiental sobre una selva seca del noreste mexicano. Describimos las condiciones físicas y biológicas del sitio, la sociedad que allí vive y la forma de cómo algunas actividades productivas modifican procesos naturales. Para ello sintetizamos varios estudios relativos a la importancia de los rancheros como un factor identitario y al efecto de las actividades humanas sobre el ambiente. En esta reflexión concluimos que la condición actual de esta selva es el resultado de más de trescientos años de manejo, que la cultura ranchera es el producto de esta estrecha relación hombre-naturaleza, y que en términos del paisaje, el elemento que se encuentra en proceso de extinción es la cultura ranchera, entendiéndolo por ello, el proceso que anula la capacidad de sobrevivencia de los rancheros como grupo social.

Palabras clave:

Interdisciplina, rancheros, cultura y biodiversidad.

Abstract

In this paper we assume the landscape as a space-temporal unit, where society and nature are interrelated. In this context we study the cultural and environmental transformation of a tropical dry forest of Northwest Mexico. We describe the nature of the site, the society and how productive activities modify natural process. We synthesize several studies regarding the importance of the ranchers as identity factor and the effect of human activities on the environment. In this sense we concluded that the actual condition of this tropical forest is the consequence of three centuries of human management, that the rancher culture is product of this close relationship between humans and nature. In a landscape perspective, the element that is threatened is the rancher culture, understanding by this, the process that limits the capacity to survive of the ranchers as social group.

Key words

Interdiscipline, ranchers, culture and biodiversity.

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Apartado Postal 128, La Paz, Baja California Sur 23090, México.

² Universidad Autónoma de Baja California Sur. Carretera al Sur KM 5.5, Apartado Postal 19-B, La Paz, Baja California Sur 23080, México

* Autora para correspondencia: abreceda@cibnor.mx; Tel: +52-612-1238482.

INTRODUCCIÓN

La percepción del paisaje depende siempre de la mirada de quien lo observa y puede ser interpretado desde una perspectiva geográfica, estética, como fuente espacial de apego, como tierra natal, como lugar de inscripción de un pasado histórico y de una memoria colectiva, como que-hacer sobre el medio ambiente, como espacio geosimbólico cargado de afectividad y significados, como paisaje cultural (Giménez 1999, González Alcantud 1992).

Tanto las ciencias naturales como sociales, se han aproximado a un concepto de paisaje donde naturaleza y sociedad se conjugan: mirar un paisaje es mirar una sociedad y su espacio; el paisaje es resultado de la interacción entre naturaleza y sociedad (Echavarren 2010). En este artículo, asumimos una interpretación holística del paisaje entendido como unidad espacio-temporal donde los elementos de la naturaleza, la sociedad y la cultura convergen (Lloyd-Daley 1988, Santos 1991, Urquijo-Torres y Barrera-Bassols 2009). Además, asumimos que la perspectiva histórica de largo plazo es indispensable para el estudio e interpretación de la construcción de paisajes que resultan de la dinámica evolutiva de relaciones entre procesos naturales y sociales (Buxó 2006, Echevarren 2010).

A lo largo de la historia de la humanidad, las sociedades han dado lugar a una enorme variedad de paisajes producto de la interacción entre estructuras históricamente determinadas —por ejemplo, las sociedades agrarias, de pastores o industrializadas—, de los procesos contingentes: como las conquistas, invasiones, migraciones o catástrofes (Buxó 2006). El resultado de este *continuum* entre estructuras históricamente determinadas y procesos contingentes, es que los paisajes se tornan marco de la actividad humana y escenario de su vida social; son constructos de la interacción entre sociedad y naturaleza.

Desde esta perspectiva, el propósito del este artículo es describir el proceso de apropiación y transformación sociocultural y ambiental, ocurrido desde la época del poblamiento indígena hasta la actualidad, sobre la selva seca de la Sierra La Laguna, Baja California Sur. Con ello pretendemos contribuir a la discusión en torno de la relación hombre-naturaleza y la importancia social y natural de la construcción de paisajes rurales en la diversidad paisajística del Noroeste de México. Nuestro reto fue realizar un apunte transdisciplinario que nos permitiera interpretar un paisaje serrano anidado en una reserva de

biosfera, desde la perspectiva de la ecología, la historia, la demografía, la geografía y la sociología. Este enfoque partió de la noción de paisaje cultural¹ y sobre un espacio sometido a una dinámica de cambio y transformación que va más allá de la explicación socioambiental.

MÉTODOS

Integramos la experiencia y conocimiento que cada una de las autoras hemos adquirido a lo largo de varios años de trabajo en la región de estudio y en diferentes campos del conocimiento. Partimos del marco natural e histórico en el que las distintas sociedades se han desenvuelto y apropiado de su entorno, y retomamos los resultados de trabajos propios así como de una extensa revisión bibliográfica.

La revisión histórica sirvió de base para la caracterización general de la vida ranchera en nuestro país, y describimos los resultados del análisis sociodemográfico de la población asentada en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna y aspectos socioculturales de la vida y la identidad ranchera. Para analizar las transformaciones del paisaje natural por actividades antrópicas describimos los resultados de cinco estudios de caso: especies maderables empleadas en los ranchos, impacto de la ganadería sobre procesos de regeneración, impacto de la ganadería sobre la morfología de una especie dominante, análisis del efecto de la cercanía a los ranchos sobre abundancia y diversidad de plantas y aves, y el efecto de los caminos en la pérdida de suelo.

SITIO DE ESTUDIO

El trabajo comprende el área de la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, localizada en el extremo sur de la Pe-

¹ El Comité del Patrimonio Mundial de la UNESCO interpreta como paisaje cultural al “resultado de la acción del desarrollo de actividades humanas en un territorio concreto, cuyos componentes identificativos son el sustrato natural (orografía, suelo, vegetación, agua); la acción humana en cuanto modificación y/o alteración de los elementos naturales y construcciones para una finalidad concreta. El paisaje cultural es una realidad compleja, integrada por componentes naturales y culturales, tangibles e intangibles, cuya combinación configura el carácter que lo identifica como tal.”

nínsula de Baja California, entre los paralelos 23°42' y 23°20', y los meridianos 109° 46' y 110° 11', formando parte de lo que se conoce como Región del Cabo. Esta región se caracteriza por un largo aislamiento geográfico, y se diferencia del resto peninsular por su historia geológica², por sus condiciones climáticas (menos secas), y por la presencia de ecosistemas únicos (como la selva baja caducifolia). La Región del Cabo ha sido refugio de plantas y animales de afinidad tropical que antaño tenían una distribución más amplia. Durante el largo proceso de aridización del territorio peninsular fueron las laderas de la Sierra La Laguna refugio de varias especies tropicales (Breceda 2005). Estas características han permitido la evolución de varias especies, de tal manera que constituye una de las regiones de mayor endemismo en flora y fauna de la península.

La Sierra La Laguna es la cadena montañosa más alta del sur de la península, la vegetación que se distribuye en la sierra varía de acuerdo con el gradiente altitudinal. Es así que en la región más baja, la vegetación corresponde a lo que se le llama matorral xerófilo, en las zonas de mediana altitud se desarrolla una selva seca, única en la península, y en las partes más altas se encuentran los bosques de encino y encino-pino, aislados de comunidades similares por cientos de kilómetros. Los asentamientos humanos de la sierra se establecen principalmente en la selva baja caducifolia. Esta selva es una de las más secas de México (con una precipitación total anual promedio entre 300 y 500 mm), la sequía puede perdurar de seis a ocho meses continuos. Esta condición de sequía le imprime características particulares, por ejemplo, la diversidad de plantas es menor que la encontrada en las selvas secas del macizo continental.³ Igualmente, la complejidad estructural es más sencilla, dominada principalmente por

especies arbóreas y arbustivas como *Lysiloma divaricatum*, *Jatropha cinerea* y *J. vernicosa* (Arriaga y León de la Luz 1989, Breceda 1994).

Contexto histórico-social

Desde el Holoceno y hasta la llegada de los misioneros jesuitas a finales del siglo XVII, la Región del Cabo, al igual que el resto de la península fue habitada por grupos de indígenas nómadas, cuya forma de apropiación socio territorial corresponde a la de los grupos de recolectores, cazadores y pescadores, que no realizaron mayores transformaciones sobre el paisaje natural que la derivada de su largo andar en busca de alimentación, agua y refugio. Para estos grupos, los aguajes y las cuevas dispersos a lo largo y ancho del territorio peninsular fueron el centro de sus actividades.

La caza, pesca y recolección de frutos y semillas, el consumo de agua directamente de la fuente y el refugio en cuevas representan los usos de los recursos naturales realizados por los indígenas peninsulares. Tanto las investigaciones arqueológicas como los testimonios de los jesuitas, dan cuenta de que recolectaban y consumían los frutos de pitahaya dulce y agria (*Stenocereus thurberi* y *S. gummosus*), ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*), salate (*Ficus palmeri*), garambullo (*Lohpocereus schottii*), palo blanco (*Lysiloma candida*), cardón (*Pachycereus pringlei*), biznagas (*Ferocactus* spp.; Altable 1995). Aunque no existen investigaciones que muestren el impacto de las prácticas de consumo de los indígenas sobre la vegetación, es probable que la recolección de frutos y semillas fuese de tan bajo impacto que las transformaciones, si las hubo, no trascendieron a la actualidad. Cabe mencionar además, que la población indígena (pericúes, guaycuras y cochimiese) que habitaba el territorio peninsular al momento de la llegada de los españoles fluctuaba, según los censos realizados por los misioneros y cálculos posteriores, entre 40 y 50 mil habitantes (Messmacher, 1997).⁴

De allí que podamos afirmar que durante la ocupación exclusiva de los indios, el paisaje peninsular sufrió transformaciones poco relevantes para la naturaleza, que permaneció casi prístina hasta la llegada de los jesuitas.

² Su origen se remonta al Mesozoico en la costa occidental del macizo continental. Durante el Mioceno Medio (alrededor de 14 millones de años antes del presente) se desprende del continente, permaneciendo aislada durante largos periodos; es hasta el Pleistoceno cuando la Región del Cabo queda definitivamente unida al resto de la Península (Mina 1956, Durham y Allison 1960).

³ Para la Sierra La Laguna se registraron 6 especies con un tamaño de diámetro a la altura del pecho > 2.5 cm, en 1000 m² (Breceda 1994), en tanto que para la mayoría de localidades continentales de la costa del Pacífico se reportan 58 especies (Trejo 2010).

⁴ Si el cálculo de la densidad poblacional se realiza con base en 50,000 habitantes distribuidos a lo largo de todo el territorio peninsular, tenemos que era apenas de 0.34 hab/km², esto es una densidad tan baja que es difícil imaginar que pudiesen ejercer grandes presiones sobre los recursos naturales.

En términos culturales, una de las transformaciones más relevantes de este período fue el uso de pintura de origen vegetal utilizada para la realización de los petroglifos, esos diseños simbólicos grabados en rocas creados por los indígenas como forma de comunicación y los entierros o concheros, ambos signos del paisaje cultural prehispánico.⁵

La primera gran transformación sufrida por el paisaje serrano se presenta en el siglo XVIII, provocada por el advenimiento del régimen misional impuesto por los jesuitas que, durante los setenta años que permanecieron en el sur de la península, fundaron un conjunto de misiones alrededor de los manantiales, agujeros o pozas, y convirtieron los antiguos humedales en oasis. Los oasis serranos jugaron un papel fundamental en el emplazamiento de la sociedad ranchera, que desde finales del siglo XVIII fue el eje sobre el cual se dio el proceso de repoblamiento de la ruralidad bajacaliforniana. El proceso de conquista, colonización y evangelización emprendido por los jesuitas trajo como consecuencia la imposición de un modo de vida totalmente diferente al que poseían los indígenas. La introducción de la agricultura, la ganadería y posteriormente de la minería, el establecimiento de misiones y presidios, la lenta pero segura colonización de algunos sitios fuera de las misiones, llevaron a la extinción de la población original, que en 1800, era apenas del 10% del total de la población existente a la llegada de los jesuitas (Messmacher 1997; Castorena 2003). El proceso de reocupación del inmenso espacio peninsular comenzó hacia finales del siglo XVIII y se mantuvo durante buena parte del siglo XIX, periodo en el cual se emplazaron la mayoría de los ranchos que hoy conforman la población rural serrana.

Evaluación de la transformación del paisaje por la actividad de los rancheros

Para evaluar el efecto de esta actividad retomamos los resultados de cinco estudios, en los cuales hemos participado como autoras o como profesoras, que abordaron los siguientes aspectos: (1) especies maderables empleadas en los ranchos; (2) impacto de la ganadería sobre proce-

sos de regeneración; (3) impacto de la ganadería sobre la morfología de una especie dominante; (4) análisis del efecto de la cercanía a los ranchos sobre abundancia y diversidad de plantas y aves, y (5) el efecto de los caminos en la pérdida de suelo. La metodología general seguida para abordar estos aspectos fue la siguiente.

ESPECIES MADERABLES. Se llevaron a cabo entrevistas con los pobladores de la región, para elaborar un listado de especies vegetales maderables. Para evaluar el grado de extracción de estas especies se establecieron 87 transectos de 30 × 60 m cada uno, en los que se registraron a todos los árboles en pie y los tocones de las especies maderables.

IMPACTO DE LA GANADERÍA SOBRE LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN. Este impacto se evaluó en dos aspectos de la vegetación de la selva seca; sobre el potencial regenerativo y sobre la estructura de la vegetación con una altura ≤ 1 m. Para evaluar el efecto de la ganadería sobre el potencial regenerativo de la selva seca, se eligieron dos parcelas de 5000 m² (0.5 ha) cada una, una sujeta al efecto del ramoneo por ganado vacuno y otra con 10 años de exclusión a esta actividad. Se hicieron 96 muestreos del banco de semillas en cada condición y para cada una de las épocas del año (secas y lluvias). El muestreo se efectuó mediante la extracción del suelo con un nucelador en una superficie de 25 × 25 cm en tres profundidades (hojarasca, 0-3 cm y 3-6 cm), en total la superficie muestreada para cada condición fue de 2 m² por tres profundidades por cada época del año.

Para evaluar el impacto de la ganadería sobre plantas juveniles se llevaron a cabo censos de árboles y arbustos con una altura ≤ 1 m, así como de otras especies perennes (hierbas, suculentas y trepadoras). Para ello, los censos se llevaron a cabo en submuestreos hasta completar un área de 260 m² para cada parcela (excluida de ganado y sujeta a ramoneo por ganado). Se estudió la diferencia en la abundancia de plantas por forma de crecimiento entre la parcela excluida y la pastoreada (véase más detalles en Ortiz-Ávila 1999) ,

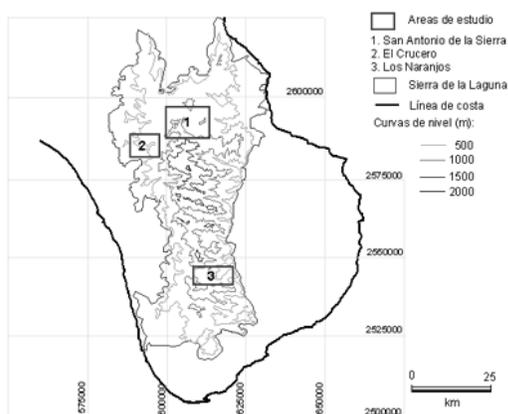
IMPACTO DE LA GANADERÍA SOBRE LA MORFOLOGÍA DE UNA ESPECIE ARBÓREA DOMINANTE. Se evaluó el efecto del ramoneo del ganado sobre *Lysiloma divaricatum* (mauto), especie arbórea dominante de la selva. Para ello, se hizo una comparación de variables alométricas (altura, cobertura y diámetro basal) entre las poblaciones de mauto en condiciones de pastoreo y exclusión. En este análisis se emplearon 577 árboles en la parcela excluida y 433 en la expuesta al ganado.

⁵ Según Fujita (2003) entre las costumbres funerarias de los pericúes se encontraba el entierro de los muertos acompañados por ofrendas de artículos suntuarios confeccionados con fibras naturales y conchas marinas, hoy conocidos como concheros.

EFFECTO DE LA CERCANÍA A LOS RANCHOS SOBRE ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE PLANTAS Y AVES. Este efecto se analizó a través de establecimiento de una serie de transectos ubicados a lo largo de un gradiente de distancia, desde la proximidad de las casas de los rancheros hasta un kilómetro de distancia de ellas. Se seleccionaron 16 ranchos, en cada uno se eligieron puntos de muestreo a 0, 100, 200, 300, 400, 500, 750 y 1000 m de distancia. Para la vegetación se montaron cuadrantes de 30 x 30 m en cada distancia y se registraron todas las plantas perennes, para las aves se hicieron observaciones directas y acústicas durante 10 minutos en cada punto de muestreo y en un radio de 50 m.

EFFECTO DEL ESTABLECIMIENTO DE RANCHOS Y APERTURA DE CAMINOS SOBRE LA PÉRDIDA DE SUELO. Este efecto se evaluó enfocando la relación entre las superficies erosionadas de la sierra La Laguna, la presencia de los ranchos ganaderos (específicamente con la casa y las instalaciones de la vivienda) y las vías de acceso. Para ello, a partir de la clasificación supervisada de una imagen Landsat del 18 de septiembre de 1996, se eligieron tres localidades de la Sierra La Laguna con evidentes problemas de erosión (figura 1). Se digitalizaron y rasterizaron los caminos de acceso y los ranchos de las tres localidades. Se calcularon las distancias euclidianas a estos rasgos y se estimó la superficie erosionada en una vecindad de 2 km, considerando que cualquier tipo de ganado presente en la región recorre fácilmente esa distancia.

Figura 1. Localidades estudiadas en la Sierra La Laguna, Baja California Sur. Los número 1, 2 y 3 indican la localización de los sitios en los que se llevó a cabo la evaluación de los efectos de la presencia de los ranchos sobre la abundancia de plantas y aves de la selva seca.



RESULTADOS

Ranchos y rancheros

Con base en la revisión histórica y los resultados del análisis sociodemográfico en la Sierra La Laguna, podemos identificar a los habitantes de esta región dentro de la noción de rancho definida por Lloyd-Daley (1988) y Barragán-López y Linck (1988). Los ranchos son pequeñas unidades productivas hortícolas y ganaderas, aisladas y dispersas en un extenso territorio. Sus orígenes se remontan a los antiguos cortijos de Andalucía, España; emergieron durante el prolongado tiempo colonial, a contrapelo de la raigambre comunal indígena, del agrarismo ejidal campesino y al margen de las élites criollas urbanas y rurales. Pobres y desarraigados los rancheros se acercaron en pequeñas propiedades rústicas, reacios a cualquier forma de organización comunal, se reinventaron en el aislamiento y la escasez, gracias a una forma peculiar de explotación ganadera y hortícola.

Asentados en lugares agrestes, este pequeño y olvidado contingente de la otra pobreza española, ha sobrevivido en la Sierra La Laguna desde finales del siglo XVIII en el aislamiento y la dispersión, emplazados en sitios cercanos a fuentes permanentes de agua, generalmente en las riberas altas de los arroyos, sobre todo en los llamados localmente ancones (riberas de poca pendiente en donde se acumula el sedimento de las avenidas de agua), y que les ha permitido desarrollar una modesta pero variada horticultura y una extensa ganadería criolla. Los rancheros han sido los principales habitantes de la Sierra La Laguna, los hombres y mujeres de rancho y su cultura, signan no sólo la ancestralidad regional, sino también uno de los reductos de la historia colonial que difícilmente podría ser reconstruidas y revalorados con el mismo nivel de permanencia y centralidad en el proceso de construcción de una región que, debido al aislamiento geográfico, la insularidad y la aridez, favoreció el alto grado de simbiosis con un medio natural, que ha permanecido en las regiones serranas con pocas transformaciones del paisaje cultural hasta la actualidad (Castorena y Breceda 2008). Debido a la adaptación y conservación que estos grupos han mostrado a lo largo de casi trescientos años, en la Sierra La Laguna todavía se pueden apreciar algunos de los rasgos característicos de la vida ranchera que ha permanecido en un tiempo de larga duración.

A diferencia de los indios peninsulares que usaron los recursos sin transformarlos, los rancheros desarrolla-

ron estrategias y técnicas para el aprovechamiento de la naturaleza, comenzando con la introducción de especies animales y vegetales hasta entonces desconocidas: caballos, reses, cabras, cerdos y aves de corral, acompañados por vides, frutales, cítricos y algunas hortalizas. Los antiguos oasis que los indios habían ocupado sin alterar, fueron reocupados y colonizados natural y culturalmente mediante la introducción de la ganadería y la horticultura (Castorena 2003). La mirada sobre el paisaje serrano pone en evidencia la matriz constituida por la cobertura de la selva, cordones riparios siempre verdes conformados por palmas y álamos, y al margen de los arroyos los ranchos, cuyas casas están construidas con materiales locales, como palo zorrillo (*Senna atomaria*), palma real (*Washingtonia robusta*), palma de taco (*Erythra brandegeii*), y más de treinta especies empleadas en la construcción de chinames (techos y paredes de palos entretreídos), viviendas y cercas (Breceda *et al.* 1997).

Según el censo levantado en el año 2000 por la Dirección de la Reserva de la Biosfera y el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, habría en la Sierra La Laguna alrededor de 144 ranchos distribuidos en el territorio de la reserva, con una población de 641 personas, de las cuales 295 son mujeres y 346 hombres. Es muy probable que el número de habitantes haya disminuido significativamente en la última década, ya que desde el año 2000 se observaba un comportamiento demográfico irregular en la estructura por sexo y edad, además de un marcado proceso de decrecimiento, que comprometen el reemplazo generacional y, por lo tanto,

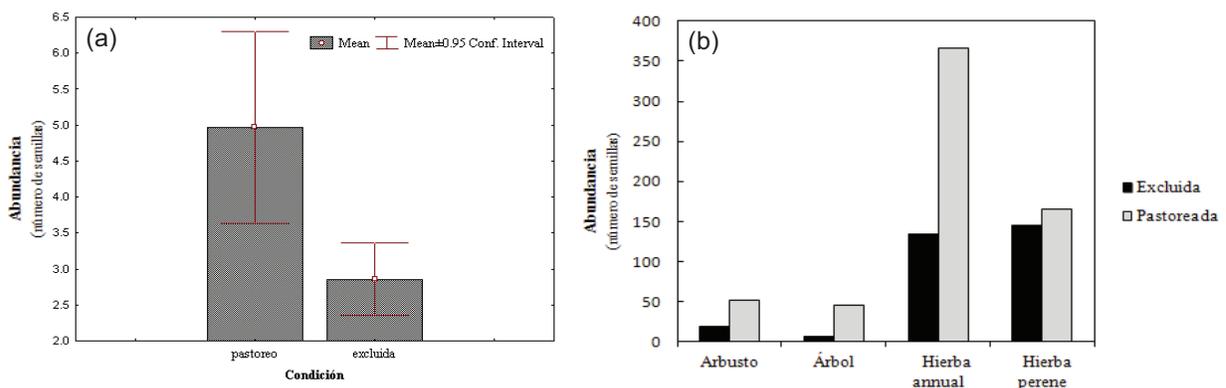
la permanencia de la sociedad ranchera (Castorena y Breceda 2008).

TRANSFORMACIONES DEL PAISAJE

Los rancheros de la Sierra La Laguna se han apropiado del paisaje, transformándolo para satisfacer sus necesidades tanto de alimentación, como de materiales para la construcción de sus viviendas rústicas, la recolección de leña y la producción ganadera y hortícola. La principal actividad económica de los rancheros es la ganadería extensiva de bovinos, actividad que constituye el principal factor transformador de la naturaleza serrana, principalmente de la selva seca en donde se emplazan la mayoría de los ranchos de la Sierra La Laguna.

ESPECIES MADERABLES. De acuerdo con la información obtenida en entrevistas con los pobladores de la región, se obtuvo un listado de 32 especies empleadas para construcción y combustibles, siendo 16 especies las más utilizadas como postes, la familia de plantas que contiene mayor número de especies útiles es Leguminosae, siguiéndole Cactaceae y Rutaceae (Breceda *et al.* 1997, Vázquez-Miranda 2006). Del total de registros de árboles maderables obtenido de los transectos (11,071 en 15.7 ha), solamente 7% corresponde a tocones; sin embargo, al analizar especie por especie encontramos que de los 775 tocones registrados, 67% corresponde a palo zorrillo (*Senna atomaria*), con una relación de número de árboles cortados/ número de árboles en pie de 0.82, lo que indica que una gran presión sobre esta especie.

Figura 2. Efecto de la exclusión de ganado vacuno sobre la disponibilidad de semillas en el suelo (banco de semillas) de la selva seca en la Sierra La Laguna, Baja California Sur. (a) Promedio del número de semillas en la parcela pastoreada y excluida (se muestra el valor promedio —barras— y el intervalo de confianza —línea vertical—); (b) abundancia total del banco de semillas en 12 m² según la forma de crecimiento de las plantas en parcelas pastoreada y excluida.



IMPACTO DE LA GANADERÍA SOBRE EL BANCO DE SEMILLAS Y LA VEGETACIÓN. Considerando un área de muestreo de 12 m², dentro de las parcelas pastoreadas se registraron en el banco de semillas 34 especies y un total de 680 semillas, principalmente de plantas anuales como *Houstonia asperuloides* y *Boerhavia erecta*, así como de pastos como *Muhlenbergia microesperma* y *Eragrostis ciliaris*. En las parcelas excluidas se encontraron 28 especies y 360 semillas, siendo las más abundantes hierbas perennes como *Mitracarpus hirtus* y *Carlwrightia arizonica* (figura 2a-b; Ramírez-Apud 1998). Los resultados muestran que la exclusión de ganado favoreció una mayor abundancia del banco de semillas, principalmente de especies herbáceas anuales (figura 2).

Respecto al impacto del ganado sobre la vegetación, se encontró un efecto significativo del pastoreo sobre la abundancia de plantas con diferentes formas de crecimiento ($F_{(4,400)} = 8.12, p < 0.001$; figura 3). La actividad del ganado favorece el establecimiento de arbustos y disminuye el número de hierbas perennes, provocando que la selva adquiera el aspecto de matorral (Ortiz-Ávila 1999).

IMPACTO DE LA GANADERÍA SOBRE LA MORFOLOGÍA DE UNA ESPECIE ARBÓREA DOMINANTE. Los análisis de regresión realizados entre las variables alométricas mostraron que los árboles de la parcela pastoreada tenían una morfología de "bonsái", una altura menor y un diámetro ba-

sal mayor, que aquellos de la parcela excluida de ganado (Breceda *et al.* 2005; figura 4).

EFFECTO DE LA CERCANÍA A LOS RANCHOS SOBRE ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE PLANTAS Y AVES. La figura 5 muestra que la abundancia y riqueza de especies de aves fue mayor en los sitios cercanos a los ranchos, en tanto que para la vegetación se observó una situación inversa (Ramírez 2001). Estos resultados muestran que la pre-

Figura 4. Ejemplar de *Lysiloma divaricatum* (mauto) en (a) condición de pastoreo y (b) de exclusión de ganado vacuno.

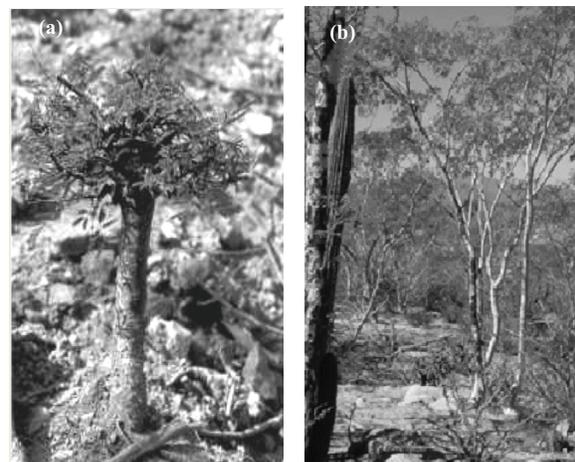


Figura 3. Efecto de la exclusión de ganado vacuno sobre la abundancia de plantas con altura ≤ 1 m en función de su forma de crecimiento (las líneas verticales indican intervalos de confianza). La abundancia está referida a un área de 520 m².

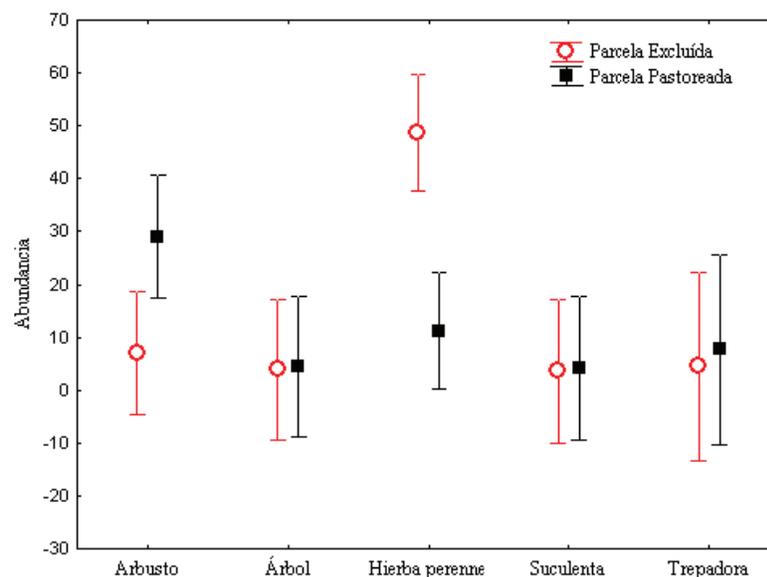
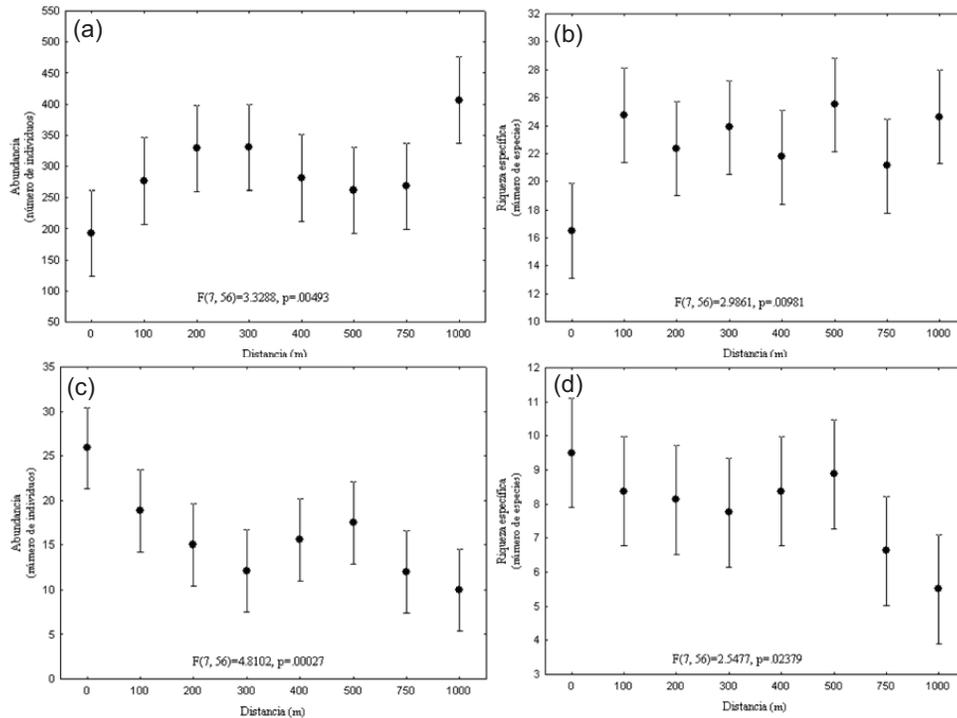


Figura 5. Cambio en la abundancia y la riqueza de especies de plantas (a, b) y aves (c, d) en función de la distancia a los ranchos. Las líneas verticales indican un (0.95) intervalo de confianza por arriba y debajo de los valores promedio.



sencia de los ranchos aumenta la heterogeneidad espacial de la selva seca.

EFFECTO DEL ESTABLECIMIENTO DE RANCHOS Y APERTURA DE CAMINOS SOBRE LA PÉRDIDA DE SUELO. La figura 6 muestra que el mayor porcentaje de la superficie erosionada se localiza en la franja de 2 km colindante con los ranchos y con los caminos en los tres sitios de estudio. En el cuadro 1 se muestran los resultados cuantitativos, en donde se observa que la presencia de los rancheros y su red de caminos aceleran los procesos erosivos en la sierra.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

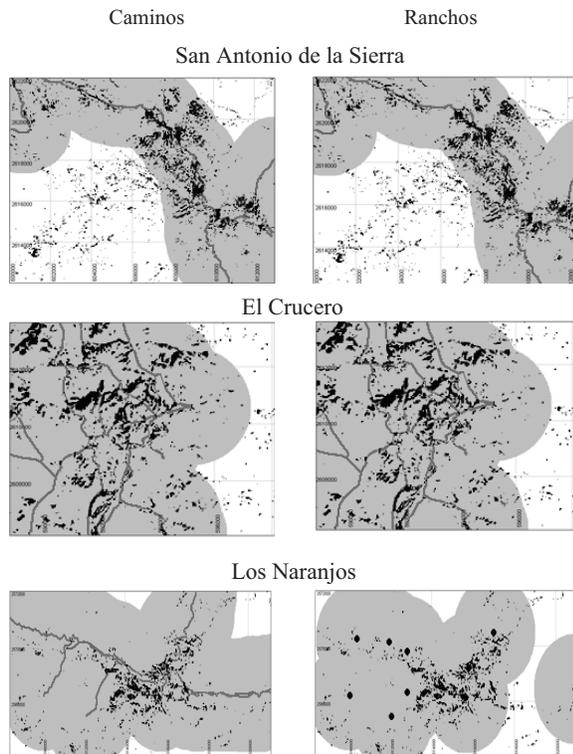
La presencia de los rancheros y sus actividades transforman la naturaleza de la selva seca mediante el aprovechamiento de especies maderables, principalmente palo zorrillo (*Senna atomria*). Sus actividades ganaderas producen una mayor heterogeneidad espacial y biológica en el ecosistema, el ramoneo favorece la presencia y abundancia de hierbas anuales y arbustos, ocasionando que la selva adquiera el aspecto de un matorral. Además, el ramoneo del ganado provoca que la especie de árbol

dominante de la selva seca de estudio tenga forma de bonsái, ocasionando cambios en la funcionalidad de esta especie, toda vez que bajo su copa crecen otros individuos; asimismo la apertura de caminos acelera la erosión. Si bien estos son algunos de los efectos de los rancheros sobre la selva seca de la Sierra La Laguna, no debemos perder en el horizonte una visión holística, en donde el humano forma parte de ese paisaje.

En esta tesitura es necesario reflexionar que la condición actual de la selva es resultado de más de trescientos años de manejo, que la cultura ranchera es el producto de esta estrecha relación hombre-naturaleza, en donde las severas condiciones climáticas condicionan tanto a la naturaleza como a la población y a las actividades de los rancheros. Por ejemplo, la cantidad de ganado no ha aumentado sustancialmente con respecto a los primeros desembarcos de los colonizadores españoles. En el año de 1775 había alrededor de 5000 cabezas de ganado vacuno, en tanto que para el año 2000 se censaron 7243 cabezas (Amao 1981, Breceda 2005).

Nuestro estudio muestra que la selva seca presente en la Sierra La Laguna se caracteriza por un profundo aislamiento geográfico, por condiciones de refugio de es-

Figura 6. Cobertura de las áreas con erosión del suelo (en gris) en tres localidades de la Sierra La Laguna, Baja California Sur. Las figuras de la columna derecha muestran la relación espacial de estas áreas erosionadas con los caminos (líneas en gris oscuro) mientras que las figuras de la columna izquierda muestran la relación con la posición de los ranchos (círculos negros). Las zonas con puntillado en negro indican los sitios con mayor erosión edáfica.



pecies tropicales y por severas sequías. En este escenario natural se han desarrollado condiciones sociales que han dado como resultado una baja densidad de ranchos y una forma extensiva de utilización de los recursos naturales, lo que ha permitido el sostenimiento de un ecosistema heterogéneo y de gran valor biológico. Sin embargo, en términos del paisaje, el elemento que se encuentra en proceso de extinción es la cultura ranchera, entendiéndose

por ello, el proceso que anula la capacidad de sobrevivencia de los rancheros como grupo social. Este proceso está determinado por una estructura demográfica que muestra una tendencia a la reducción de la población, derivada de la pérdida de centralidad de la producción ranchera en el ámbito rural sudcaliforniano. Este fenómeno se manifiesta también en una profundización de la desigualdad social, provocada por la baja productividad económica y valoración de sus productos, por una limitada capacidad de gestión y por conflictos en la tenencia de la tierra, todo esto enmarcado en periodos de sequías prolongadas que minan la producción ganadera y hortícola de los rancheros.

A lo largo de este artículo hemos sostenido que el paisaje de la Sierra La Laguna es resultado del *continuum* entre las estructuras coloniales de apropiación de la naturaleza y los procesos contingentes que derivan del emplazamiento de la sociedad ranchera en una región árida y aislada. El concepto de paisaje como unidad espacio-temporal, donde sociedad y naturaleza se interrelacionan, guiaron nuestra reflexión para determinar histórica y biológicamente el conjunto de transformaciones socioculturales y ambientales ocurridas sobre una de las selvas secas más aisladas del territorio nacional. Y donde esta interrelación ha construido un paisaje cultural singular que se ve amenazado por los procesos de pérdida de centralidad de la productividad ranchera.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a los dos revisores externos sus comentarios y observaciones que enriquecieron el resultado de este trabajo. También agradecemos la valiosa colaboración de nuestro compañero Franco Cota Castro, quién a lo largo de estos años de investigaciones siempre ha estado dispuesto a prestar su valiosa ayuda y experiencia de campo. Asimismo agradecemos al M. en C. Daniel López sus valiosos comentarios. Agradecemos el apoyo de la Red de Ecosistemas de CONACYT por finan-

Cuadro 1. Superficie erosionada contenida en los las franjas de 2 km a los caminos y ranchos, y el porcentaje con respecto al área total estimada para cada localidad.

Sitio de estudio	Superficie erosionada (ha) a 2 km de los caminos	% del total	Superficie erosionada (ha) a 2 km de los ranchos	% del total
San Antonio de la Sierra	594	80.7	592	80.4
El Crucero	585	97.0	488	80.9
Los Naranjos	237	98.7	227	94.6

ciar el simposio "Manejo de sistemas socio-ecológicos en paisajes rurales" del cual fue parte el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Altable, F. 1995. Aportaciones a la etnología y la ecología sudcalifornianas en las obras de Miguel del Barco y Juan Jacobo Baegert. En: M. Cariño (Ed.). *Ecohistoria de los Californios*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, B.C.S., México. Pp. 81-128
- Arriaga, L. y J. L. León de la Luz. 1989. The Mexican tropical deciduous forest of Baja California Sur: a floristic and structural approach. *Vegetatio* 84: 45-52
- Amao, J.L. 1981. *El establecimiento de la comunidad minera en la California Jesuitica*. Colección Cabildo, Gobierno del Estado de Baja California Sur. La Paz, B.C.S., México.
- Barragán-López, E. y T. Linck. 1988. Comunicaciones, organización del espacio y migraciones: las sierras del Oeste Michoacano. En: T. Calvo y G. López (Coords.) *Movimientos de población en el Occidente de México*. CEMCA/COLMICH, México 1988.
- Breceda, A. 1994. La selva baja caducifolia y la vegetación de fondo de cañada en la Sierra de la Laguna, B.C.S., México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 155 pp.
- Breceda, A. 2005. El Mosaico de Vegetación de una selva baja caducifolia". Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México México. 146 pp.
- Breceda, A., L. Arriaga y Y. Maya. 1997. Forest resources of the tropical dry forest and riparian communities of Sierra de la Laguna Biosphere Reserve, B.C.S., México. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science* 30:1-16.
- Breceda, A., V. Ortiz and R. Scrosati. 2005. Mauto (*Lysiloma divaricatum*, Fabaceae) allometry as an indicator of cattle grazing pressure in a tropical dry forest in northwestern Mexico. *Rangeland Ecol. Management* 58: 85-88.
- Buxó, R. 2006. Paisajes culturales y reconstrucción histórica de la vegetación, en Ecosistemas. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, Asociación Española de Ecología Terrestre, 15: 1-6.
- Castorena, L. 2003. *Sudcalifornia: El rostro de una identidad*. Castellanos Editores/ISC, México, D.F.
- Castorena, L. y A. Breceda. 2008. *Remontando el Cañón de la Zorra: Ranchos y rancheros de la Sierra La Laguna*. Gobierno del Estado de Baja California Sur. La Paz, B.C.S.
- Durham, J. W. y E. C. Allison. 1960. The geologic history of Baja California and its marine fauna. *Systematic Zoology*, 9:47-91.
- Echavarren, J. M. 2010. Conceptos para una sociología del paisaje. España, Papers, *Revista de Sociología*: 95: 1107-1128.
- Fujita, H. 2003. Enterramientos en concheros y cuevas de Baja California Sur. México. *Arqueología Mexicana*, XI (62): 40-43.
- Giménez, G. 1999. Territorio, cultura e identidades. La región sociocultural. *Estudios sobre las Culturas Contemporáneas*. V(9): 25-57
- González Alcantud, J. y M. González de Molina (eds). 1992. *La tierra. Mitos, ritos y realidades*. Antrhopos, Granada.
- Lloyd-Daley J. D. 1988. Desarrollo histórico del rancharo y Rancheros y revolucionarios en Chihuahua. En: *Historia de la cuestión agraria mexicana, campesinos, terratenientes y revolucionarios 1810-1910*. T.3, Siglo XXI-CEHAM, México.
- Messmacher, M. 1997. *La búsqueda del signo de Dios. Ocupación jesuita de la Baja California*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Mina, F. 1956. Bosquejo geológico de la parte sur de la Península de Baja California. Pp. 11-80. En: M. Maldonado Koerdell (Ed.). Congreso Geológico Internacional A-7. vigésima sesión. México, D.F.
- Ortiz-Ávila, V. 1999. Efecto del pastoreo sobre el establecimiento de juveniles en la selva baja caducifolia de la reserva de la Biosfera Sierra de la Laguna, B.C.S. México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México.
- Ramírez, J. A. 2001. Identificación de áreas críticas para la protección de la biodiversidad en la Reserva de Biosfera Sierra la Laguna. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, B.C.S., México.
- Ramírez-Apud, Z. 1998. Estudio Comparativo del banco de semillas en zonas expuestas y excluidas al pastoreo en la selva baja caducifolia de la Sierra de la Laguna, B.C.S., México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México.
- Santos, M. 1991. *Metamorfosis del paisaje*. Huicitec (2ª edición), Sao Pablo, Brasil.
- Trejo, I. 2010. Las selvas bajas del Pacífico. En: G.Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury y R. Dirzo (Eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. Pags. 41-61. FCE, Conabio, WWF, CONANP, UNAM, Ecociencia. México.
- Urquijo-Torres, P.S. y N. Barrera-Bassols. 2009. Historia y Paisaje. Explorando un Concepto Geográfico Monista. *Andamios* 5(10):227-252.
- Vázquez-Miranda, R. 2006. Evaluación de la deforestación por extracción de especies maderables en la Cuenca de San José del Cabo, BCS. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, B.C.S., México.

Dinámica de un paisaje complejo en la costa de Veracruz

Ma. Luisa Martínez,^{1*} Gabriela Vázquez,¹ Jorge López-Portillo,¹ Norbert P. Psuty,² José G. García-Franco,¹ Tanya M. Silveira,^{2,3} y Natalia A. Rodríguez-Revelo^{3,4}

Resumen

La dinámica compleja del paisaje costero resulta de la estrecha interrelación entre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Se presenta el caso de la Laguna de la Mancha en el centro del estado de Veracruz, México. La boca-barra de la laguna se cierra por arrastre de sedimentos a lo largo de la costa y, al cerrarse, disminuye la salinidad y aumenta el nivel de inundación hasta que el agua erosiona la barra y la abre nuevamente. Considerando el paisaje circundante, se exploró si ha cambiado el tiempo en que la barra permanece abierta y se observó que: a) las dunas costeras ubicadas al norte se han estabilizado por la cubierta vegetal y ya no aportan arena hacia la playa; b) la falta de sedimentos ha causado una severa erosión local y el arrastre de arena al interior de la laguna. Por esto, la dinámica de regeneración del manglar, así como la producción de las pesquerías locales pueden afectarse negativamente. En un contexto de manejo sostenible de la zona costera, es fundamental tomar en cuenta la dinámica compleja del paisaje y las diferentes opciones que abarcan desde dejar que el sistema se autorregule hasta intervenir para conservar los ecosistemas existentes.

Palabras clave

Dunas costeras, laguna costera, erosión, manglar, manejo.

Abstract

Complex dynamism of the coastal landscape results from the interaction between aquatic and terrestrial ecosystems. Here we show an example of a complex landscape in La Mancha coastal lagoon in the central region of the State of Veracruz, Mexico. The inlet of this lagoon closes periodically because of the along-shore transport of sediment. When it is closed, salinity decreases and the lagoon's water level increases until the sand bar at the inlet is breached open again. We explored the updrift landscape to determine if the inlet has remained open for longer periods in the last decade. We found that: a) the coastal dunes located to the north of the lagoon do not provide sediment to the beach at La Mancha because they are now stabilized with dense vegetation cover; b) lack of sediment input resulted in local beach erosion and sand sedimentation into the lagoon. With these changes, natural mangrove regeneration and local fisheries could be affected negatively. To achieve sustainable management of this complex landscape, it is important to ponder between two extreme possibilities: to let the system self-regulate naturally or to intervene in order to preserve local ecosystems.

Key words

Coastal dunes, coastal lagoon, erosion, mangrove, management.

¹ Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C.

² Rutgers University, New Jersey, USA

³ Centro de Geología, Universidade de Lisboa, Portugal

⁴ Universidad Autónoma de Baja California.

Correspondencia: marisa.martinez@inecol.edu.mx. Tél. +52 (228) 842-1800 ext. 4215

INTRODUCCIÓN

Todos los paisajes naturales, antropizados o que combinan elementos naturales y humanos, son complejos. Sin embargo, la costa conforma uno de los paisajes más complejos porque se interrelacionan ecosistemas marinos y terrestres en los que la acción del viento y las tormentas juegan un papel muy relevante sobre su estructura y dinámica. En particular, la costa mexicana del Golfo de México es muy heterogénea porque contiene una gran diversidad de formas geológicas y de relieve que conforman diferentes ecosistemas que incluyen humedales de agua dulce, marismas y manglares que colindan con zonas secas, como las dunas costeras. La arena de las dunas es transportada de un ecosistema a otro por la acción del viento y de las corrientes marinas.

La porción central de la costa de Veracruz tiene una orientación general noroeste-sureste y a lo largo del litoral se pueden observar promontorios rocosos que crean una serie de bahías consecutivas (figura 1). Esta serie de formaciones modifican el movimiento de la arena, ocasionando erosión en el lado norte de las bahías y acumulación en el lado sur, ya que las corrientes marinas predominantes en esta costa fluyen de norte a sur. La arena transportada cierra las bocas de algunas la-

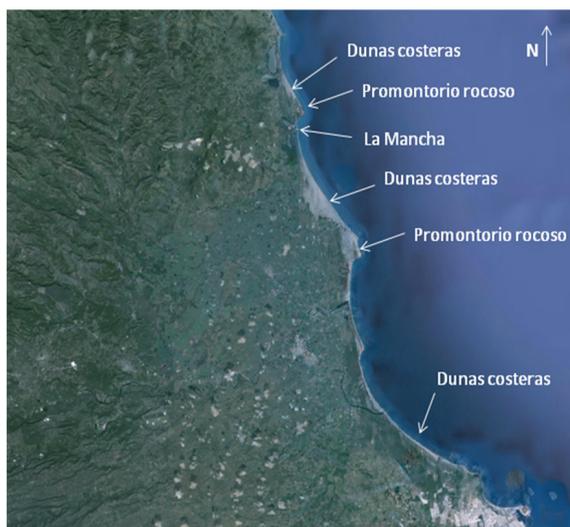
gunas costeras o penetra en ellas, lo que resulta en la apertura y cierre intermitente de esa parte de la barra costera, dependiendo de las variaciones temporales en la movilidad de la arena y el embalse al interior de cada laguna.

Durante las últimas décadas, las observaciones de la Laguna de La Mancha en el centro del estado de Veracruz, sugieren que la dinámica de la boca de la laguna ha cambiado de ser relativamente estable y con la barra de arena cerrada durante un periodo prolongado del año, a permanecer abierta por lapsos mayores (Psuty *et al.* 2009). A su vez, estos cambios han derivado en otras modificaciones ambientales como los cambios en el hidroperiodo, lo cual podría afectar negativamente a la tasa de reclutamiento de plántulas de manglar cuando el nivel de inundación rebasa la altura de estas plantas (Rico-Gray 1979, Psuty *et al.* 2009), así como a las actividades pesqueras, ya que no entran peces de tamaño comercial cuando la barra está cerrada.

Como los pescadores afirmaban que la productividad pesquera de la Laguna de La Mancha estaba afectándose por el azolvamiento de este cuerpo de agua, las autoridades locales propusieron diferentes estrategias para el manejo de la zona. Las alternativas eran diversas, desde permitir que se mantuviera la dinámica actual del sistema, hasta modificarla por acciones tan drásticas como la construcción de escolleras para abrir la boca de la laguna permanentemente. Esta acción cambiaría la línea de costa, disminuiría el tiempo que los manglares permanecen inundados y afectaría la dinámica del cuerpo de la laguna. En consecuencia, las autoridades consultaron a un grupo de expertos en zonas costeras, varios de ellos autores del presente trabajo.

En este trabajo presentamos un análisis de la dinámica del paisaje costero en la región de la Laguna costera de la Mancha, Veracruz, con el propósito de discernir los diferentes elementos del paisaje y sus interrelaciones. Nuestro objetivo es documentar y comprender los procesos que modifican la dinámica de la laguna y analizar una serie de propuestas para proponer estrategias que favorezcan un manejo sostenible de los recursos de la laguna. Para cumplir este objetivo, se analizaron diferentes aspectos de este paisaje complejo: cambios geomorfológicos, cambios en la dinámica de apertura y cierre de la boca de la laguna, así como un análisis de la erosión en la línea de costa. Asimismo, se exploraron las consecuencias de estas modificaciones sobre la flora y la fauna. Con base en este análisis examinamos los riesgos

Figura 1. Costa irregular característica de la región central del Golfo de México. Se observa la secuencia de promontorios rocosos con bahías intercaladas. Las dunas costeras tienen orientación norte-sur debido a los vientos predominantes del norte. Imagen de Google Earth (2011).



y beneficios de las diferentes alternativas de manejo con la finalidad de proponer estrategias para un desarrollo sostenible.

MÉTODO

Zona de estudio

La zona de estudio es un paisaje que incluye a la Laguna de La Mancha y el entorno “corriente arriba” que afecta fuertemente la dinámica de los ecosistemas ubicados corriente abajo. El paisaje comprende una ventana de 4 km². La Laguna de La Mancha se encuentra en la región central de la costa del estado de Veracruz y se ubica en las siguientes coordenadas (96°22' W, 19°36'N). La precipitación media anual es de 1260 mm, con la temporada de lluvias concentrada entre junio y octubre. La zona se caracteriza por experimentar frentes fríos con vientos fuertes, con dirección predominante del norte durante los meses de invierno, de noviembre a abril. Estos frentes fríos (o nortes) generan un intenso transporte eólico de la arena a lo largo y ancho de las playas (Gómez-Ramírez y Reséndiz-Espinosa 2002). La arena en movimiento es interceptada en las zonas donde se presentan los promontorios rocosos que se extienden hacia el Golfo de México, formándose los grandes campos de dunas parabólicas que avanzan tierra adentro y a lo largo de la costa. La orientación predominante de estos sistemas es de norte a sur, al igual que las dunas costeras (Psuty *et al.* 2009; figura 1).

Las dunas costeras

La estructura geomorfológica de la costa de Veracruz en su región central, con una serie de bahías delimitadas por promontorios rocosos, también se ha observado en otras regiones del mundo como ocurre en Sudáfrica (Tinley 1985) y en el sureste de Brasil (Hesp *et al.* 2007). En estas costas hay un transporte eólico significativo de una bahía a la siguiente, pasando por encima de los promontorios rocosos. Este tipo de dunas han sido denominadas “campos de dunas que pasan promontorios” (“headland bypass dune fields”; Tinley 1985). Es el transporte de sedimento de una bahía a la siguiente lo que provee de arena a las playas. Dada la estrecha relación entre la dinámica de estas dunas migrantes, las playas y los sistemas corriente abajo, se ha observado que ocurren modificaciones en la playa cuando el sistema de dunas cambia de manera natural o por las actividades humanas.

En algunos trabajos previos se ha encontrado una relación entre las características geomorfológicas de las dunas costeras, como es su nivel de movilidad, con episodios de erosión o acreción en las playas que se ubican corriente abajo. Por ejemplo, McLachlan *et al.* (1994) encontraron que, en sistemas con dunas que pasan por promontorios rocosos de una bahía a la siguiente, la playa corriente abajo tiene procesos de erosión cuando los campos de dunas se estabilizan por causas naturales o por las acciones humanas. Es decir, conforme se estabilizan las dunas, disminuye la cantidad de sedimento que alcanza la bahía que está “corriente abajo” y se genera un déficit sedimentario. En ausencia o con escasez de sedimentos (arena) las condiciones “corriente abajo” cambian y empiezan a ocurrir eventos de erosión en las playas y en los ecosistemas aledaños.

Cambios geomorfológicos en las dunas costeras

Para estudiar los cambios morfológicos y en la dinámica del sistema de dunas costeras se utilizaron imágenes aéreas de dos periodos: 1980 y 2006. A partir de estas imágenes se trazaron polígonos con diferentes coberturas vegetales y diferentes grados de movilidad del sustrato: playa, duna móvil (sin cubierta vegetal), duna cubierta con pastizal, duna cubierta con matorral costero, duna cubierta por bosque tropical. Además se incluyeron otros tipos de vegetación que estaban en el paisaje: campos de cultivo, matorrales y bosque tropical. Estos últimos se utilizaron para la descripción del paisaje pero no para el análisis de su dinámica, ya que nuestro foco estaba en los ambientes costeros, en este caso playa y dunas.

Los polígonos se crearon a partir de las fotografías aéreas de 1980 (INEGI 1980) y de fotografías aéreas de alta resolución (0.8 m por pixel para 2006). Se utilizó Arcview 3.2 para digitalizar los mapas obteniendo dos mapas vectoriales para cada fecha. Los mapas de tipos de vegetación fueron verificados en el campo. Por último, se calcularon las matrices de transición (siguiendo criterios indicados en López *et al.* 2001) de los cambios de tipo de vegetación y cubierta vegetal de una fecha a la siguiente (1980 a 2006).

Erosión de la línea de costa

Para analizar los cambios en la línea de costa se utilizó como base la ortofoto de 1995 de INEGI. Por medio del programa DSAS (Digital Shoreline Analysis System (Thieler *et al.* 2005) se construyó una línea base para-

lela a la línea de costa. Posteriormente se construyó una línea siguiendo la línea de costa así como la zona donde inicia la vegetación y se trazaron transectos perpendiculares a la línea, espaciados cada 10 m. Una vez hecho esto, para cada año se midió la distancia que va de la línea base a la línea de costa y de la línea base a la línea de vegetación para finalmente calcular las diferencias entre años (Boak y Turner 2005).

Cambios en la boca de la laguna

La apertura o cierre de la laguna varía en función del movimiento y disponibilidad de arena (Swart y Reyneke 1988; Schoonees y Barwell 1991). La boca de la laguna se cierra porque durante la temporada de nortes, el arrastre litoral de arena de norte a sur incrementa la altura de la barra y porque el aporte de agua continental que desemboca al mar es insuficiente para desalojar los sedimentos acumulados. Si el aporte de arena es insuficiente, la barra es de menor altura y volumen por lo que puede romperse durante las marejadas de las tormentas. Así, la boca de la laguna puede permanecer abierta durante un mayor tiempo, aunque sigue manteniendo su periodicidad de apertura y cierre a lo largo del año. Sin embargo la duración de la apertura y cierre ha cambiado, y ha habido transporte de arena hacia el interior de la laguna, azolvándola, precisamente, en el frente interno de la boca (Psuty *et al.* 2009). A su vez, las modificaciones en el ambiente pueden afectar la distribución de plantas y animales.

Dinámica de las comunidades en la laguna

EL AMBIENTE ABIÓTICO. Periódicamente, durante tres épocas del año (nortes, secas y lluvias) se monitorearon

diferentes parámetros ambientales de la laguna. En nueve estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de la laguna (figura 2) se registró la profundidad del espejo de agua y la salinidad. En este trabajo, a manera de ejemplo, sólo se presentan los datos de una temporada.

EL AMBIENTE BIÓTICO. El espejo de agua de la Laguna de La Mancha ocupa alrededor de 120 ha y está rodeado por 320 ha de manglar con comunidades de: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, y *Conocarpus erectus*. *R. mangle* bordea la laguna y está presente en los bosques mixtos, al sur de ésta, cubriendo el 10% de todo el bosque de mangle (Hernández-Trejo 2009). Tierra adentro, se desarrollan bosques monoespecíficos de *A. germinans* en planicies lodosas de mayor salinidad y bosques mixtos de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* en zonas con menor influencia de agua salina. *A. germinans* y *L. racemosa* cubren alrededor del 60 y 20%, respectivamente, de los bosques de mangle (Hernández-Trejo 2009).

Otro efecto de los cambios en el régimen de inundaciones en la laguna se puede observar en la sobrevivencia de las plántulas de mangle. En estudios reportados previamente se hizo el seguimiento de la sobrevivencia semanal de 120 plántulas de *Avicennia* durante los primeros meses de reclutamiento desde su dispersión inicial, de septiembre a diciembre (Psuty *et al.* 2009).

En cuanto a la fauna, se obtuvo información en la cooperativa pesquera local sobre las especies comerciales que se pescan en condiciones de barra abierta y barra cerrada. Las observaciones de características abióticas de la laguna, de la supervivencia de plántulas de manglar y de la ictiofauna se realizaron en periodos contrastantes en los que la boca de la laguna estaba abierta y cerrada.

Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en la Laguna de La Mancha. (Imagen IKONOS, 2004).



RESULTADOS

Cambios geomorfológicos en las dunas costeras

Las fotografías aéreas de La Mancha de 1980 a 2006 documentan un acelerado proceso de estabilización de dunas. En los últimos 26 años, la superficie total de 90 ha, que era previamente arena móvil y sin vegetación, se ha cubierto en un 90% (53% por pastizales, un 35% por matorrales y el 2% a uso agrícola). Sólo el 10% de la superficie original continúa aportando sedimentos a la bahía y playa ubicadas “corriente abajo”, al sur (figura 3). Como resultado, la cantidad de arena que puede moverse por encima del promontorio rocoso se ha reducido significativamente.

Erosión de la línea de costa

El efecto de la reducción del transporte de sedimento por encima del promontorio rocoso se hace evidente en los cambios observados en la línea de costa, corriente abajo (figura 3). En este caso, al comparar la posición de la línea de costa entre 1980 y 1995 se observó que durante estos tres lustros se acumuló arena y la playa aumentó

su anchura (figura 4). La máxima expansión de la playa (52 m) se observó cerca de la boca de la laguna. Con el incremento del área de playa creció también la línea de la vegetación. En contraste con lo anterior, de 1995 a 2006 se observó una fuerte erosión en la playa que alcanzó hasta 84 m en la zona cercana a la boca de la laguna y la línea de vegetación se movió tierra adentro, siguiendo la dinámica de la playa.

Dinámica de las comunidades en la laguna

EL AMBIENTE ABIÓTICO. La calidad del agua de la Laguna de La Mancha varía de manera cíclica, dependiendo de la apertura y cierre de la barra en la entrada de la laguna. Cuando la entrada de la laguna está cerrada, el ambiente es dominado por la entrada de agua dulce aportada por los ríos que drenan hacia la laguna, así como por los aportes de los manglares. Cuando la barra se abre, ingresan en la laguna aguas del Golfo, incrementándose entonces la salinidad. De esta manera se generan contrastes en el ambiente abiótico en cuanto a profundidad y salinidad de la laguna, los cuales a su vez, afectan a la biota.

Figura 3. Cambios entre 1980 y 2006 en el grado de estabilidad de las costeras que se trasladan por encima del promontorio rocoso de La Mancha. En cada imagen se muestra a la izquierda el mapa de uso de suelo digitalizado a partir de la fotografía aérea, mostrada en el lado derecho. (Fotografías aéreas: Aerofoto, 1980; INECOL, 2006).

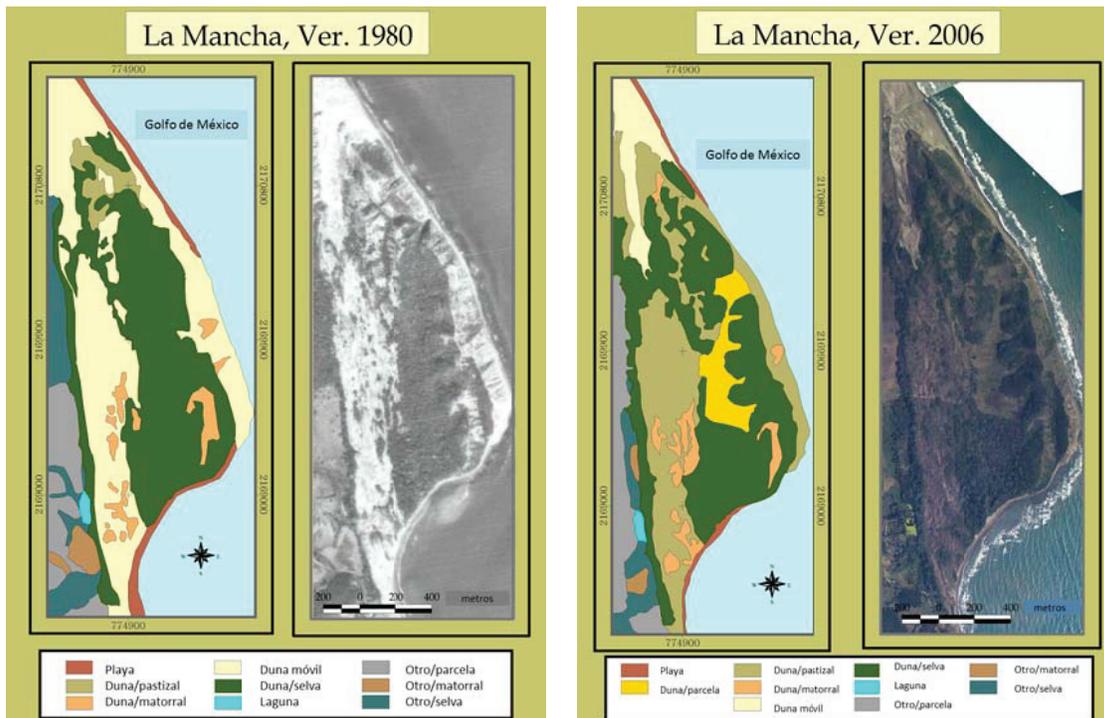
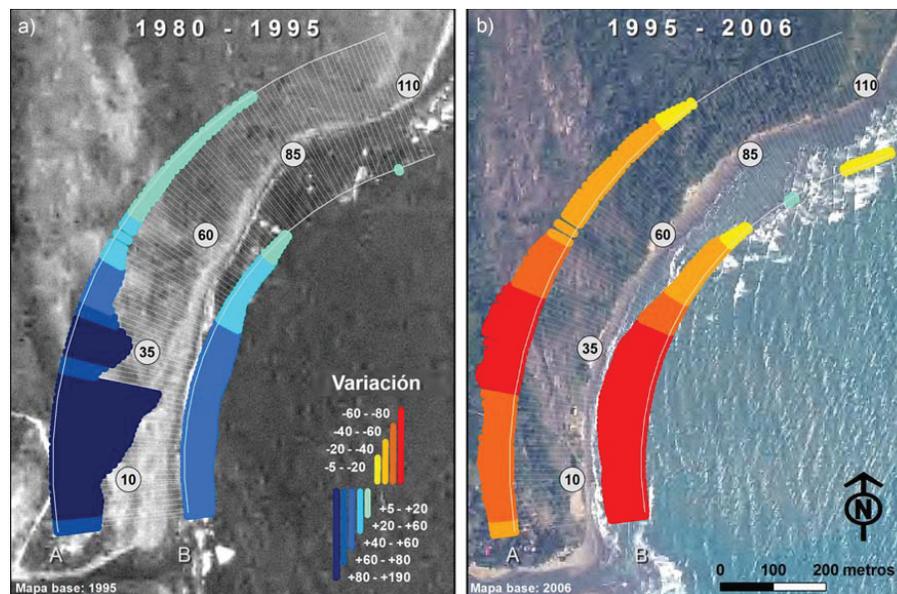


Figura 4. Líneas trazadas para medir cambios en la línea de costa en dos periodos de tiempo: (a) 1980-1995 y (b) 1995-2006. La banda a la izquierda de cada imagen (A) representa los cambios en el borde de la vegetación y la banda de la derecha (B) los cambios en la línea de costa. Las mediciones se realizaron en 100 transectos (perpendiculares a la línea de costa); los números enmarcados en un círculo corresponden al orden de los transectos en orientación sur-noroeste (tomado de Psuty *et al.* 2009).



Cuando la barra de arena es alta y se cierra la boca de la laguna, el nivel del agua en el interior de la laguna puede aumentar hasta 1.20 m hasta que la erosión hídrica de la superficie de arena inicia el rompimiento de la barra. Las condiciones ambientales cambian con la apertura y cierre de la boca. La salinidad intersticial fluctúa entre 28 y 38 ‰ cuando la barra está cerrada durante la temporada de nortes y entre 12 y 31 ‰ cuando está abierta en la temporada de lluvias (Hernández-Trejo 2009).

El comportamiento hidrológico de la laguna está fuertemente influenciado por la dinámica de la barra. Cuando ésta se cierra hay un incremento gradual del nivel de inundación (de 2 a 3 cm por día) por escorrentía superficial y sub-superficial de agua dulce continental, por lo que la profundidad de la laguna aumenta y la salinidad disminuye en un gradiente desde la barra hacia el sur (zona del canal, ver figura 2). Al abrirse la barra, la profundidad disminuye en dos o tres días y la salinidad aumenta con la penetración de agua marina por la influencia de la marea, formándose un gradiente de salinidad desde la boca hacia el sur de la laguna a lo largo de Arroyo Grande, la vía de drenaje más visible (figura 5).

La penetración de la marea hasta 4 km de la boca de la laguna está demostrada por alrededor de 320 ha de manglar, asociados con la presencia de agua marina. Por

último, es importante resaltar que el fondo de la laguna es irregular y está más azolvado en el lado norte que en el sur, por lo que cuando se abre y cierra la boca de la laguna, los cambios en la profundidad del agua no son tan obvios en la zona de la barra (norte de la laguna) en comparación con la zona del canal, al sur.

EL AMBIENTE BIÓTICO. Psuty *et al.* (2009) mostraron que, a pesar de que se pueden contar hasta 300,000 plántulas de *Avicennia* en 1 ha, el reclutamiento hacia los estados juveniles es muy escaso. En ese estudio se observó que las plántulas murieron a medida que el nivel del agua se incrementaba tras el cierre de la boca. En esta situación y otras similares, las inundaciones juegan un papel importante en la mortandad de plántulas de mangle (Janzen 1985; Lugo 1986; Sousa *et al.* 2007; Krauss *et al.* 2008); unas semanas después de la inmersión total de las hojas, la muerte de las plántulas es segura.

En cuanto a la fauna, se detectó que diversas especies comerciales se cosechan en la laguna, como son los ostiones (*Crassostrea virginica* Gmelin) y varias especies de peces. Al igual que en el manglar, los niveles del agua, la salinidad y la frecuencia de las inundaciones influyen en la distribución y abundancia de la fauna. Por ejemplo, los ostiones son afectados negativamente cuando el nivel del agua es muy elevado y se reducen los niveles de

oxígeno (Hernández-Trejo 2009). Los peces también varían en función de la apertura o cierre de la laguna. Cuando la laguna está cerrada, algunas de las especies abundantes son *Citarichthys spilopterus* Günther (lenguado), *Centropomus parallelus* Poey (robalo) y *Gerres cinereus* Walbaum (mojarra). En cambio, al abrirse la boca de la laguna, cambia la composición de peces, encontrándose *Archosargus probatocephalus* Walbaum (sargo), *Anisotremus surinamensis* Bloch, *Sphyræna barracuda* Walbaum (barracuda), y *Lutjanus apodus* Anderson (perca). Existen otras especies que están presentes con la barra tanto abierta como cerrada (Ruiz-Guerrero 2000): *Ictalurus* sp. (pez gato), *Centropomus undecimalis* Bloch (robalo blanco), *Diapterus auratus* (mojarra blanca), y *Eugerres plumier* Cuvier (mojarra rayada).

DISCUSIÓN

Cambios geomorfológicos en las dunas costeras y erosión de la línea de costa

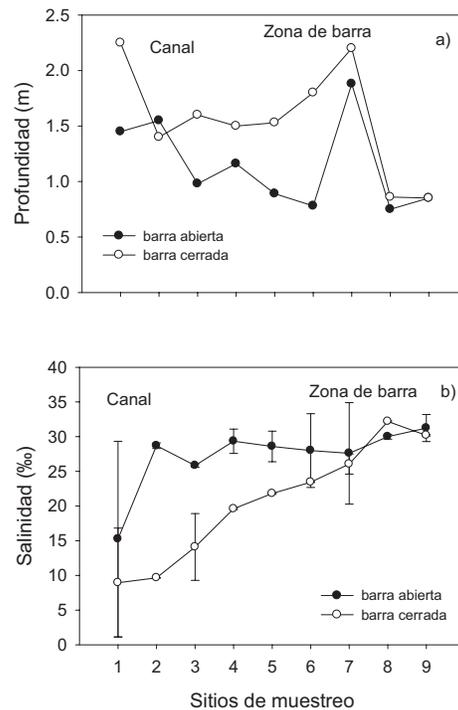
En La Mancha, el análisis de las fotografías aéreas reveló que la colonización vegetal de las dunas disminuyó la superficie de arena no consolidada y expuesta a la acción del viento, resultando en una menor movilidad de sedimento. Estos procesos de estabilización de dunas han afectado la dinámica del paisaje circundante, lo cual coincide con observaciones realizadas en algunas costas de Sudáfrica y Brasil (McLachlan *et al.* 1994; Hesp *et al.* 2007). En estos casos, al igual que el Golfo de México, se ha observado que los cambios "corriente arriba" afectan todo el proceso de movilización de la arena por encima del promontorio rocoso.

Por otro lado, se observaron cambios importantes y drásticos en la línea de costa a lo largo de las últimas décadas. En 1980 hubo un importante proceso de avance de la costa hacia el mar, mientras que para 2006 se observó lo contrario, con una erosión igualmente extrema, es decir, se acumularon sedimentos y la playa se hizo mucho más extensa. Este dinamismo tan marcado es evidencia de la naturaleza cambiante de la costa, lo que afecta tanto a los ecosistemas naturales como a la sociedad humana y debe ser considerado en planes de desarrollo, manejo y conservación.

Dinámica de las comunidades en la laguna

EL AMBIENTE ABIÓTICO. La estructura, composición y abundancia relativa de las especies que conforman el manglar varían principalmente en función del régimen

Figura 5. Variación entre la zona de canal y la de barra de: (a) la profundidad y (b) la salinidad en la Laguna de la Mancha, con la barra abierta y con la barra cerrada. La zona del canal es la menos salina ya que es la entrada permanente de agua dulce. La zona de la barra es la más cercana al mar. Abierto mayo 2011; cerrado octubre 2011. Los sitios de muestreo se indican en la figura 2.



de inundaciones y la salinidad. Hernández-Trejo *et al.* (2006) observaron que en los sitios donde es mayor la duración de las inundaciones y menor la salinidad, los bosques inundables son más altos y diversos. Por el contrario, cuando la inundación es menor y la salinidad es mayor, los manglares son de menor altura y tienden a constituirse por una sola especie de mangle. Esto sugiere que si la boca permanece abierta por tiempos más prolongados, la altura y diversidad de los bosques internos tenderá a reducirse, un tema que requiere el establecimiento de una línea base y su posterior seguimiento (e.g. áreas de monitoreo permanente de largo plazo).

EL AMBIENTE BIÓTICO. Además de los cambios en las condiciones ambientales de la laguna, encontramos que las comunidades vegetales y animales se modifican de acuerdo con el cierre o la apertura de la boca de la laguna. Con base en lo anterior, los pronósticos que se pueden hacer sobre los efectos en la dinámica del reclutamiento de plántulas de mangle con un régimen diferente de los

periodos de inundación dependen del momento en que se cierre la boca de la laguna. Si se adelanta, el nivel del agua empezará a subir antes y las plántulas no tendrán tiempo de crecer lo suficiente para poder sobrevivir a la inundación. Si se atrasa, la inundación empezará cuando las plántulas tengan un mayor tamaño y sus probabilidades de sobrevivir serán mayores. Es decir, el momento en el que se cierra la boca de la laguna determina las probabilidades de establecimiento y desarrollo de las plántulas (Eriksson y Fröberg 1996).

En el caso de la fauna piscícola, la apertura y el cierre de la barra también tiene un efecto importante. La mayoría de las especies de peces comerciales que se capturan en la laguna son de gran relevancia comercial. Sin embargo, muchas de ellas sólo están presentes cuando la barra está cerrada, por lo que el cierre o la apertura de la laguna pueden tener importantes consecuencias económicas locales.

Con base en lo anterior, se puede decir que la información que se tiene hasta el momento indica que los cambios en la dinámica de la laguna tienen el potencial de afectar notablemente al bosque de mangle que la rodea así como la fauna ictiológica de la laguna, mucha de la cual es explotada por actividades pesqueras. Esta es información relevante que deberá ser considerada en planes futuros de manejo y conservación de la diversidad y funcionamiento de este paisaje costero.

Diferentes opciones de manejo

Los cambios en el paisaje costero son complejos y las causas y consecuencias funcionan de manera indirecta unas sobre otras. Al final de la cadena de eventos analizados, existe un riesgo potencial de pérdidas económicas que afectan a la pesquería local. No existe sólo una opción de manejo que genere beneficios a lo largo de todo este complejo de ecosistemas dinámicos interrelacionados unos con otros. Dependiendo de los objetivos a abordar, unas acciones pueden ser favorables en un contexto mientras que otras pueden ser desfavorables. En el cuadro 1 se presenta un análisis cualitativo de los costos y los beneficios que podría tener cada una de las posibles acciones que pueden realizarse en un contexto de manejo y conservación del sistema.

Una opción es la “no acción”, es decir, dejar que el sistema continúe con su dinámica natural. Esto podría ocasionar que la boca de la laguna permanezca abierta por periodos de tiempo cada vez más prolongados, provocando una mayor salinidad y una menor inundación

en la laguna. La estructura y composición del manglar cambiaría y las pesquerías pueden verse afectadas.

Las acciones alternativas a la “no acción” pueden estar enfocadas tanto a las causas como a las consecuencias de las modificaciones en el flujo de sedimentos del paisaje. Por ejemplo, se podría reactivar la movilidad del sistema de dunas por medio de diferentes mecanismos de perturbación (Martínez *et al.* 2012). Si aumenta la movilidad del sustrato hacia la playa, se contribuye a reducir la erosión de la playa y a la formación natural de la barra de arena en la boca de la laguna; se mantiene el régimen hidrológico y se mejoran las condiciones ambientales de la flora y fauna asociadas al manglar. Por supuesto, estas acciones tienen un costo ambiental y económico, ya que involucran la manipulación de la dinámica natural del sistema y la re-movilización de la arena.

El dragado de la laguna sería una acción enfocada hacia las consecuencias de los cambios en la dinámica del sedimento. Esta acción permitiría recuperar la profundidad original de la laguna, pero es costosa y necesita repetirse periódicamente. Además, no resolvería el problema de la erosión de la playa. Por último, las acciones de ingeniería, como la construcción de escolleras, son las de mayor impacto ambiental y de muy elevado costo económico. La dinámica natural de la laguna se vería modificada por completo y esta sería una acción para mantener permanentemente comunicada a la Laguna de La Mancha con el Golfo de México. Las consecuencias ante estos cambios son muy notorias: muchos de los peces comerciales presentes cuando la laguna está cerrada se perderían; el manglar tendría cambios importantes (cuadro 1), tales como la disminución de la profundidad normal (de 0.6 a 1.2 m) cuando la barra está cerrada y el aumento de la salinidad.

En resumen, las diferentes estrategias de manejo tienen diferentes objetivos y sus costos y beneficios son también distintos. Las acciones dirigidas a los procesos (causas) tienen un enfoque a más largo plazo y en general son menos costosas. En cambio, las acciones dirigidas a las consecuencias de estos cambios pueden tener resultados a corto plazo, requieren acciones recurrentes para su mantenimiento y son costosas. Algunas acciones concuerdan con la dinámica natural del sistema y otras no, ya que pretenden imponer una dinámica diferente.

Una última consideración que debe tomarse en cuenta es el hecho de que las costas son ambientes dinámicos en el tiempo y en el espacio. Es entonces posible que

Cuadro 1. Alternativas de manejo, sus costos y sus beneficios, para la Laguna de La Mancha, Veracruz.

Opción	Costos	Beneficios
Ninguna acción	<ul style="list-style-type: none"> Erosión de la costa. Boca de la laguna abierta por periodos prolongados. Sedimentación y azolvamiento de la laguna. Menores inundaciones. Impacto en dinámica y estructura de manglar. Impacto negativo en peces comerciales. 	<ul style="list-style-type: none"> Mantener la dinámica natural del sistema. Beneficio para el cultivo de ostión. Presencia de peces marinos en la laguna. Sin gasto económico.
Acciones enfocadas en las causas: aumentar y mantener el transporte de sedimento	<ul style="list-style-type: none"> Alteración de la dinámica natural del sistema. Costo económico de bajo a moderado. 	<ul style="list-style-type: none"> Reducir la erosión. Formación de barra de arena en la boca de la laguna, de mayor duración. Aumento de la línea de costa. Mantener el régimen hídrico de la laguna. Mejorar las condiciones ambientales de la flora y fauna asociadas al manglar.
Acciones suaves enfocadas en las consecuencias: dragado moderado	<ul style="list-style-type: none"> Costo económico de moderado a alto. Se necesita repetirlo periódicamente. Se necesita lugar para el depósito de la arena dragada. Disminuye la heterogeneidad de la laguna y en consecuencia también la diversidad. 	<ul style="list-style-type: none"> Impacto ambiental moderado. Permite la migración de peces marinos. Condiciones favorable para el cultivo de ostión.
Acciones duras enfocadas en las consecuencias: escolleras en la boca de la laguna	<ul style="list-style-type: none"> Costo económico elevado. Elimina las fluctuaciones en el nivel del agua de la laguna. Incrementa la erosión al sur de la estructura. Incrementa la sedimentación en la laguna. Disminuye la calidad del hábitat del mangle y especies asociadas. 	<ul style="list-style-type: none"> Efecto a largo plazo. Favorece la migración de especies marinas. Mantiene una conexión entre el Golfo de México y la laguna. Acumula sedimentos en la playa.

de manera natural se reactive el sistema de dunas o bien que cambien las corrientes del mar y que empiecen a acumular arena en la playa. Las decisiones sobre la modificación de la línea costera deben tomarse siempre contemplando esta dinámica característica de los sistemas costeros y con base en estudios que definan una línea de base. El manejo sostenible de las zonas costeras, como es el caso de la Laguna de la Mancha y alrededores, requiere entender la dinámica compleja del paisaje costero y su influencia sobre las comunidades naturales y las actividades humanas presentes y futuras. Es por eso fundamental mantener dicha dinámica para lograr la conservación de los ecosistemas costeros y alcanzar un desarrollo sostenible.

CONCLUSIONES

El paisaje de la Laguna de La Mancha y sus alrededores es complejo y dinámico. Ha disminuido el aporte eólico

de sedimento que pasa por las dunas encontradas encima del promontorio rocoso conocido como Punta Mancha y que llegaba a la playa, frente a la boca de la laguna. Esto ha modificado la dinámica de la laguna al cambiar los intervalos de apertura y cierre de la misma, lo que a su vez influye en la dinámica hidrológica de la laguna así como en la estructura y el funcionamiento de los manglares y de las comunidades de peces, con un potencial impacto económico en las pesquerías. Pueden aplicarse diferentes opciones de manejo, considerando las causas o las consecuencias de estas alteraciones en el flujo de sedimentos. Sin embargo, no hay una única solución ya que cada una ofrece ventajas y desventajas. En una perspectiva de desarrollo sostenible, el dinamismo del paisaje complejo de la costa en diferentes escalas de tiempo y espacio debe ser considerado con la finalidad de conservar el funcionamiento de los ecosistemas al tiempo que la sociedad humana obtiene beneficios de los mismos.

AGRADECIMIENTOS

Se reconoce el trabajo de muchos investigadores y estudiantes del INECOL en la colecta de datos que permitieron el estudio de este paisaje complejo. Michael Siegel, de la Universidad de Rutgers, elaboró la cartografía de este trabajo y Roberto Monroy (INECOL) procesó la figura 1. Agradecemos los comentarios del editor Miguel Martínez y un revisor anónimo que mejoraron mucho el escrito. Este trabajo recibió apoyo parcial de los proyectos financiados por SEMARNAT-2002-CO1-0126 y SEMARNAT-CONACYT 23669. Este artículo es resultado del trabajo presentado en el simposio "Manejo de sistemas socio-ecológicos en Paisajes Rurales" que fue financiado por la Red de Ecosistemas de CONACYT y se presentó en el III Congreso de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología en Boca del Río, Veracruz, en abril de 2011.

BIBLIOGRAFÍA

- Boak, E.H. e I.L. Turner. 2005. Shoreline definition and detection: a review. *Journal of Coastal Research* 21: 688-703.
- Eriksson, O. y H. Fröborg. 1996. "Windows of opportunity" for recruitment in long-lived clonal plants: experimental studies of seedling establishment in *Vaccinium* shrubs. *Canadian Journal of Botany* 74: 1369-1374.
- Gómez-Ramírez, M. y I.N. Resendiz-Espinosa. 2002. Seguimiento de nortes en el litoral del Golfo de México en la temporada 1999-2000. *Revista Geográfica* 131: 5-19.
- Hernández-Trejo, H. 2009. Efecto de las perturbaciones naturales y antropógenas en la estructura del manglar de La Mancha, Veracruz. Tesis doctoral. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México.
- Hernández-Trejo, H., A. Priego-Santander, J. López-Portillo y E. Isunza. 2006. Los paisajes físico-geográficos de los manglares de la laguna de La Mancha, Veracruz, México. *Interciencia* 31: 211-219.
- Hesp, P.A., J. Abreu de Castilhos, G.M. da Silva, S. Dillenburg, C.T. Martinho, D. Aguiar, M. Fornari y G. Antunes. 2007. Regional wind fields and dunefield migration, southern Brazil. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 561-573.
- INEGI. 1980. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Fotografía pancomática #17-a r-204 13-1, escala 1:70,000, Abril 1980.
- Janzen, D.H. 1985. Mangroves: where's the understory? *Journal of Tropical Ecology* 1: 89-92.
- Krauss, K.W., C.E. Lovelock, K.L. McKee, L. López-Hoffman, S.M.L. Ewe y W.P. Sousa. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic Botany* 89: 105-127.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza y E. Duhaub. 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe: A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55: 271-285.
- Lugo, A.E. 1986. Mangrove understory: an expensive luxury? *Journal of Tropical Ecology* 2: 287-288.
- Martínez, M.L., P.A. Hesp y J.B. Gallego-Fernández. 2012. Coastal dune restoration: trends and perspectives. En: M.L. Martínez, J.B. Gallego-Fernández y P.A. Hesp (eds.). *Coastal dune restoration*. Springer Verlag, Alemania (en prensa).
- McLachlan, A., W.K. Illenberger, J.R. Burkinshaw y M.E.R. Burns. 1994. Management implications of tampering with littoral sand sources. *Journal of Coastal Research* (Special Issue) 12: 51-59.
- Psuty, N.P., M.L. Martínez, J. López-Portillo, T.M. Silveira, J.G. García-Franco y N.A. Rodríguez. 2009. Interaction of along-shore sediment transport and habitat conditions at Laguna La Mancha, Veracruz, Mexico. *Journal of Coastal Conservation* 12: 77-87.
- Rico-Gray, V. 1979. El manglar de la laguna de La Mancha, Veracruz. Estructura y productividad. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ruiz-Guerrero, M. 2000. Diversidad de la ictiofauna en regímenes hidrológicos distintos en una laguna costera. En: J.G. García-Franco y M.L. Martínez (eds.). *Curso de Ecología de Campo*. INECOL, Xalapa, México. Pp. 218-238.
- Schoonees, J.S. y L. Barwell. 1991. Waenhuiskrans: Sediment budget and reactivation of a sediment pathway. En: C. Nicholas, N.C. Kraus, K.J. Gingerich y D.L. Kriebel (eds.). *Coastal Sediments. Proceedings of a Specialty Conference on Quantitative Approaches to Coastal Sediment Processes*. American Society of Civil Engineers, Estados Unidos de América. Pp. 2277-2291.
- Sousa, W.P., P.G. Kennedy, B.J. Mitchell y B.M. Ordóñez. 2007. Supply side ecology in mangroves: do propagule dispersal and seedling establishment explain forest structure? *Ecological Monographs* 77: 53-76.
- Swart, D.H. y P.G. Reyneke. 1988. The role of drift sands at Waenhuiskrans, South Africa. *Journal of Coastal Research* (Special Issue) 3: 97-102.
- Thieler, E.R., E.A. Himmelstoss, J.L. Zichichi y T.L. Miller. 2005. Digital shoreline analysis system (DSAS) version 3.0, An ArcGIS® Extension for Calculating Shoreline Change. U.S. Geological Survey Open-File Report 2005-1304, Estados Unidos de América.
- Tinley, K.L. 1985. Coastal dunes of South Africa. South African National Scientific Programmes, South Africa, Report No. 109. 300 Pp.