

Tecnología agrícola y conservación biológica en El Petén, Guatemala

Bruce G. Ferguson¹
Daniel M. Griffith²

RESUMEN. Los estudios ecológicos demuestran que los sistemas agroforestales y los barbechos de la roza, tumba y quema sirven como hábitats para la vida silvestre, como corredores entre parches de bosque y como escudos contra los efectos de borde, tales como temperaturas extremas, desecación e incendios. Además, los bosques se recuperan mucho más rápidamente después de la agricultura migratoria que tras la ganadería o los monocultivos de altos insumos. Sin embargo, los agricultores migratorios son percibidos como la amenaza principal contra la Reserva de la Biosfera Maya. En un afán por mejorar las condiciones de vida de los pequeños agricultores y a la vez proteger los bosques, algunos grupos conservacionistas están promoviendo prácticas que permitan a los agricultores producir más alimentos e ingresos con menos área cultivada.

Desde el punto de vista agroecológico, existen dos estrategias de intensificación fundamentalmente distintas según el manejo de la complejidad biológica y estructural: las medidas de intensificación, que minimizan la diversidad y eliminan el barbecho para maximizar la producción de unos pocos cultivos anuales, producirán en el largo plazo campos baldíos de poco valor ecológico y económico; la intensificación mediante sistemas de alta diversidad estructural y taxonómica (como la agroforestería y la agricultura migratoria) promoverá la sostenibilidad agrícola y el bienestar de los agricultores, además de la conservación.

Palabras clave: agricultura migratoria, agricultura sostenible, agroforestería, intensificación agrícola, sucesión ecológica.

ABSTRACT. Agricultural technology and biological conservation in Petén, Guatemala. Ecologists have demonstrated that agroforestry systems and shifting agriculture fallows serve as wildlife habitat, corridors between forest patches, and shields against edge effects such as extreme temperatures, dessication, and fires. Furthermore, forests recover much more rapidly following shifting agriculture than following pasture or high-input monocultures. Nonetheless, shifting cultivators are perceived as the principal threat to the Maya Biosphere Reserve. In an attempt to improve living conditions for small farmers and protect forests, some conservation groups have promoted practices intended to enhance food production and household income in less area.

From an agroecological perspective, these intensification measures derive from two strategies that differ fundamentally in their management of biological and structural complexity. Intensification measures that minimize diversity and eliminate fallows to maximize production of annual crops will, in the long run, produce wastelands of minimal ecological or economic value. In contrast, intensification through systems of high structural and taxonomic complexity (e.g. agroforestry, shifting cultivation) will promote agricultural sustainability, farmer well-being, and conservation.

Key words: Agricultural intensification, agroforestry, ecological succession, shifting agriculture, sustainable agriculture.

Introducción

En muchos contextos, la producción agropecuaria y la conservación son percibidas como actividades distintas y conflictivas. Sin embargo, la agroecología deja cada vez más claro que nuestros cultivos y ganado de-

penden de una red compleja y diversa de organismos que viven en los campos agrícolas y los paisajes que los rodean (Carroll *et al.* 1990, Collins y Qualset 1999, Vandermeer 2003). A la vez, la crisis en el modelo con-

¹ Departamento de Agroecología. El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, C.P. 29290. México. bferguson@scel.ecosur.mx

² Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Michigan, Ann Arbor, MI 48109. EUA. dgriffit@umich.edu

vencional de conservación, donde la salud de un ecosistema se concibe como la ausencia de influencia humana (ej. Newmark 1996, Western *et al.* 1998, Haenn 1999), ha llevado a muchos a cuestionar el valor de este modelo. En su lugar, surge una perspectiva que reconoce el papel clave de los agroecosistemas y otros ecosistemas manejados como hábitat y corredores para la vida silvestre (Moguel y Toledo 1999, Schroth *et al.* 2003). Estos cambios de perspectiva abren la puerta a nuevas alianzas entre productores, agroecólogos y conservacionistas, con el potencial de contribuir en gran medida a la agenda regional de desarrollo sostenible. Aquí, se examinan estrategias de conservación en El Petén, Guatemala, para identificar oportunidades de conservación en los agropaisajes.

La retórica conservacionista convencional atribuye buena parte de la culpa de la deforestación de la Selva Maya a los agricultores migratorios, quienes practican la agricultura de roza, tumba y quema (RTQ; Schwartz 1995). Los conservacionistas³ han invertido mucho esfuerzo en excluir a los agricultores de las áreas protegidas y, en segundo lugar, a persuadirlos a adoptar prácticas que producen mayor rendimiento y/o ingreso en menos tierra (ej. Whitacre 1998), es decir, intensificar la producción. Si, como asume esta estrategia, las tierras agropecuarias tienen poco o ningún valor para la conservación, la intensificación agrícola podría ser una herramienta eficaz de conservación.

Argumentamos, sin embargo, que la estrategia de intensificación, tal y como se ha implementado en El Petén durante la década pasada y en muchos contextos más (por ejemplo, De Jong 1997, Angelsen y Kaimowitz 2001), se equivoca al no distinguir entre los efectos que las distintas modalidades agrícolas tienen sobre la diversidad biológica y sobre los procesos que mantienen y amenazan esta diversidad. Como resultado, algunas de las formas en las cuales se ha intensificado la agricultura pueden dañar más que ayudar a los agricultores y los bosques.

Este artículo explora las contribuciones de los agroecosistemas a la conservación y reformula la estrategia de intensificación, con base en la literatura ecológica.

La agricultura petenera

A lo largo de la época colonial y hasta mediados del siglo XX, la agricultura petenera fue dominada por la

RTQ tradicional (con alta diversidad de productos y un barbecho prolongado) y la agroforestería (Atran *et al.* 1999, Palma 2000). Todavía se practican ambas estrategias, pero la segunda se limita, en su mayor parte, a huertos familiares para la subsistencia (Shriar 2001). Desde los años 60, inmigrantes que huyen de la violencia y la pobreza del sur de Guatemala han provocado la expansión de la frontera agrícola y cambios en el uso del suelo (Schwartz 1995, Soza Manzanero 1996, Sundberg 1998). Al practicar la RTQ, los inmigrantes suelen dejar períodos más cortos de barbecho, sembrar menos especies de cultivos y quemar con menos fineza que los peteneros nativos (Soza Manzanero 1996, Atran *et al.* 1999, Schwartz 2000). No obstante, sus milpas, al igual que las tradicionales, son pequeñas parcelas trabajadas a mano, generalmente ubicadas en una matriz de barbechos y bosque secundario.

Por otro lado, dos modelos productivos importados desde las zonas templadas —la ganadería extensiva y los monocultivos de altos insumos externos— se han extendido por el paisaje petenero. El proceso de “ganaderización” en las áreas tropicales de América Latina ha sido ampliamente señalado por su asociación estrecha con la deforestación y los graves efectos ambientales, sociales y económicos que lo acompaña (Uhl *et al.* 1989, Villafuerte *et al.* 1997). De la superficie territorial del Petén (de la cual 45% se encuentra dentro de alguna de las reservas ecológicas), un 26,3% está en fincas y, de esta área, 27,9% está dedicada a pastos (INE 2004). Mucha de la mejor tierra ha sido incorporada en las grandes fincas ganaderas (Schwartz 1995, Sundberg 1998). Además, por una variedad de razones (de las cuales la estabilidad de ingresos es quizás la más importante), la ambición de muchos pequeños productores es convertirse en ganaderos (Kaimowitz 1994, Schelhas 1996, Soza Manzanero 1996). Los potreros activos y abandonados ocupan una fracción importante de la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM) y, en menor grado, de la reserva en sí (Kaimowitz 1994, Katz 1995, Schwartz 1995, Szott *et al.* 2000). Actualmente, hay aproximadamente un millón de cabezas de ganado en El Petén (Szott *et al.* 2000), más o menos el doble de la población humana. En comparación, aunque tienden a la expansión, los monocultivos de altos insumos con arado mecánico ocupan poco espacio y suelen ser restringidos a los terrenos inundables (Shriar 2001).

³ Un conjunto diverso de ONG, financiadas en gran parte por el proyecto MAYAREMA de USAID, implementaba (y en cierta medida sigue implementando) la política conservacionista en torno a la Reserva de la Biosfera Maya durante los 90 (Sundberg 1998, Elías Gramajo 2000).

Los cultivos producidos de esta manera en El Petén incluyen maíz, frijol (*Phaseolus* spp.), ajonjolí (*Sesamum orientale*), maní (*Arachis hypogaea*), chiles (*Capsicum* spp.) y cucurbitáceas.

La biodiversidad dentro, alrededor y después de los agroecosistemas tropicales

La variación en las prácticas agrícolas arriba descrita influye en la biodiversidad a través de varios mecanismos, los cuales se pueden clasificar según su escala de influencia espacial (nivel de campo frente a nivel de paisaje) y temporal (efectos que influyen únicamente durante el cultivo y los que persisten aun después de que termine la actividad agropecuaria). El Cuadro 1 resume algunas de las características de estas cuatro clases de agroecosistemas que influyen sobre la conservación de la biodiversidad en ambas dimensiones.

La biodiversidad dentro de los agroecosistemas

Se ha estado acumulando evidencia de que la agroforestería y la RTQ pueden ser hábitats clave para la vida silvestre. Por ejemplo, los cafetales mesoamericanos con sombra son importantes para las aves migratorias (Perfecto *et al.* 1996, Greenberg *et al.*

1997), hormigas (Armbrecht y Perfecto 2003) y mariposas (Mas y Dietsch 2003). De manera parecida, Medellín y Equihua (1998) no encontraron diferencia en la riqueza de especies de mamíferos entre bosque maduro y barbechos de seis años de edad en la Selva Lacandona, Chiapas. Sus datos incluso sugieren que la perturbación de pequeña escala que produce la agricultura migratoria aumenta la diversidad de mamíferos en el paisaje. Similarmente, en su estudio de comunidades vegetales amazónicas, Fujisaka *et al.* (1998) encontraron que durante la cultivación los sistemas RTQ conservan 17-28% de las especies de árboles encontradas en los bosques, y sus barbechos 31-45%. En cambio, en los pastizales se encuentra únicamente el 9% de las especies arborescentes del bosque. Estrada *et al.* (1993) reportaron resultados parecidos para aves y mamíferos en un paisaje mexicano. La mayoría de las especies de aves y murciélagos presentes en la selva tropical madura también frecuentaron los sistemas agroforestales, aunque la mayoría de mamíferos no voladores no lo hicieron. Los pastizales abrigaron muchas menos especies que los sistemas agroforestales o los bosques para aves, mamíferos no voladores y murciélagos.

Cuadro 1. Características de las estrategias agrícolas que influyen sobre la conservación de la biodiversidad y la sucesión ecológica (los datos sin citas están basados en observaciones de los autores).

Actividad	Duración de la actividad	Área (ha)	Riqueza planificada de especies vegetales	Diversidad estructural	Efecto sobre régimen de fuego	Labranza del suelo	Uso de agroquímicos
Roza, tumba y quema							
Cultivo	Breve: 2-4 años (Montagnini y Mendelsohn 1997)	Pequeña: < 2 ha (Uhl <i>et al.</i> 1990, Sader 1995)	Baja a alta (1-80) (Atran 1993, Soza Manzanero 1996)	Baja	Quemas pueden salirse de control (Whitacre 1998)	Manual	Ninguno a poco (Kleinman <i>et al.</i> 1995)
Barbecho	Breve a mediana: 2-15 años (Katz 1995, Montagnini y Mendelsohn 1997)	Mediana: varias ha	Alta	Alta	Sombra conserva humedad, inhibe incendios	Ninguna	Ninguno
Agroforestería							
	Mediana a larga: años a décadas	Pequeña a mediana: <1 a varias ha	Mediana	Alta (Gillespie <i>et al.</i> 1993, Perfecto y Snelling 1995)	Sombra conserva humedad, inhibe incendios	Manual, al inicio	Ninguno a moderado (sombra oprime malezas)
Pastizales							
	Mediana a larga: años a décadas (Uhl <i>et al.</i> 1988)	Mediana a grande: varias a cientos de ha (Katz 1995)	Baja	Baja (Nepstad <i>et al.</i> 1990)	Quemas a gran escala a menudo salen de control (Uhl y Kauffman 1990)	Arado mecánico o manual al inicio, a veces repetido para reestablecer gramíneas (Uhl <i>et al.</i> 1988)	Ninguno a moderado (Nepstad <i>et al.</i> 1990)
Monocultivos de altos insumos							
	Mediana a larga: años a décadas	Pequeña a grande: 1 a cientos de ha	Baja (Matson <i>et al.</i> 1997, Vandermeer y Perfecto 1997)	Baja	Poco uso de fuego, pero el ambiente seco puede propiciar incendios	Arado mecánico o manual para cada ciclo (1-2 veces/año)	Moderado a alto (Buttel 1990)

En algunas circunstancias, las especies del bosque pueden estar incluso mejor protegidas adentro de los agroecosistemas que en las reservas en donde la actividad humana es más restringida (Griffith 2000). Durante la estación seca de 1998 (y, en menor grado, durante la mayoría de las estaciones secas recientes), los incendios recorrieron los bosques de la RBM (Rodríguez Lara 2001). Griffith (2000) documentó que dos parcelas agrícolas adyacentes en la zona de amortiguamiento que no se quemaron fueron un refugio para por lo menos 83 especies de aves después de los incendios. Algunas de las aves que hallaron abrigo habían sido clasificadas como propias del bosque primario (Whitacre *et al.* 1995b). Estas parcelas son un mosaico de 90 ha de RTQ, agroforestería y bosque secundario sujeto a tala selectiva. Para proteger su inversión en cultivos perennes, los propietarios de estas tierras se esforzaron por parar los incendios en los límites de su propiedad; quienes no habían invertido tanto en sus terrenos, hicieron poco por controlar los incendios.

La conectividad del paisaje, el microclima, los incendios y la matriz agrícola

Como observan Sader *et al.* (1997), la zona de amortiguamiento de la RBM está cambiando rápidamente, de un paisaje boscoso con parches agrícolas aislados a un paisaje agropecuario con bosque cada vez más fragmentado. En los paisajes fragmentados, poder dispersarse entre parches de hábitat mejora las posibilidades de persistencia de una especie, al permitir que los individuos exploten una base de recursos más amplia y contribuir a mantener la viabilidad genética en el nivel poblacional (Laurance 1991, Murcia 1996). La calidad de la matriz entre parches de bosque determina cuáles especies podrán dispersarse de un fragmento a otro. La permeabilidad de los sistemas agroforestales a las aves y murciélagos que cruzan entre fragmentos ayudará a estos animales y a las plantas a las cuales polinizan y cuyas semillas dispersan a persistir en tales paisajes (Estrada *et al.* 1993). Los fragmentos boscosos en medio de pastizales, sin embargo, son mucho más aislados, en gran parte porque muchos animales polinizadores y dispersores de semillas son reacios a pasar por áreas de baja diversidad estructural vegetativa (Estrada *et al.* 1993, Da Silva *et al.* 1996).

Los efectos de borde son otra amenaza a la persistencia de especies en los paisajes fragmentados. Tales efectos incluyen cambios microclimáticos, como

temperaturas extremas, mayor viento y desecación, y amenazas bióticas, como competidores, depredadores y los patógenos que invaden los fragmentos boscosos desde la matriz (Lovejoy *et al.* 1996); tal vez el efecto de borde más devastador son los incendios. Los microclimas húmedos de los bosques maduros minimizan la ocurrencia de los incendios (Kauffman *et al.* 1988, Uhl *et al.* 1988) e históricamente los incendios han sido raros en la Selva Maya (Snook 1998). Sin embargo, los incendios en las áreas abiertas, especialmente en pastizales, son cada vez más comunes en El Petén y penetran más profundamente en los bosques adyacentes (Whitacre *et al.* 1995a, Shriar 2001). En contraste, la vegetación de borde de dosel cerrado minimiza la penetración de los efectos de borde, incluso los incendios, en los bosques (Kellman *et al.* 1996). Podemos deducir que los sistemas agroforestales y los barbechos de RTQ amortiguan los bosques vecinos de los efectos de borde de la misma manera (Schroth *et al.* 2003).

La regeneración forestal postagrícola

El manejo agrícola marca las comunidades ecológicas por décadas o siglos después de su abandono, por lo que es imprescindible evaluar la dimensión temporal de su influencia además de la espacial. El porvenir tras el abandono de las tierras cultivadas es de importancia especial en el trópico húmedo, donde los suelos frágiles, las plagas y las condiciones sociales y económicas volátiles producen cambios súbitos en el uso del suelo. En El Petén, 111000 ha fueron abandonadas entre 1987 y 1993, aunque el área total dedicada a la agricultura aumentó (Mario Rodríguez Lara, datos sin publicar citados por Katz 1995). Las tasas de sucesión y las barreras a la misma son claves de manejo de los sitios en regeneración, sea con fines productivos (Birdsey y Weaver 1983, Finegan 1992) o conservacionistas (Rivera y Aide 1998, Martínez-Garza y Howe 2003).

Las diferencias entre las estrategias de producción agrícola resumidas en el Cuadro 1 influyen en la diversidad biológica que surge de la sucesión postabandono (Uhl 1987), a la vez que determinan la diversidad presente en el campo y su paisaje durante el cultivo. Las especies arborescentes del trópico húmedo, adaptadas a las perturbaciones frecuentes por caídas de árboles y tormentas, son resistentes también al manejo agrícola (Uhl 1987). Donde el uso del suelo ha sido liviano y breve, la regeneración a partir del banco

Cuadro 2. Mecanismos de establecimiento y tasas de sucesión ecológica partiendo de una gama de estrategias agrícolas (los datos sin citas están basados en observaciones de los autores).

Actividad	Rebrote	Banco de plántulas	Banco de semillas	Dispersión de semillas	Tasa de regeneración	
					Biomasa/área basal	Composición
Roza, tumba y quema	Moderado a mucho (Uhl <i>et al.</i> 1990, Kammesheidt 1999)	No hay (Uhl 1982)	Pobre a moderado (Uhl <i>et al.</i> 1982, Quintana-Ascencio <i>et al.</i> 1996)	Poca pero aumenta rápidamente con la acumulación de diversidad biológica y estructural (Uhl 1987, Medellín y Gaona 1999)	Rápida (Saldarriaga <i>et al.</i> 1988, Gretzinger 1994, Ferguson <i>et al.</i> 2003, Griffith en preparación)	Moderada (Gretzinger 1994, Finegan 1996, Fujisaka <i>et al.</i> 1998, Ferguson <i>et al.</i> 2003)
Agroforestería	Ninguno	Moderado: se desarrolla durante el cultivo (elementos originales eliminados)	Moderado: se desarrolla durante el cultivo (elementos originales eliminados)	Alta (Medellín y Gaona 1999, Griffith <i>et al.</i> en preparación)	Moderada a rápida (Birdsey y Weaver 1983, Ferguson <i>et al.</i> 2003, Griffith en preparación)	Moderada a rápida (Parrotta 1992, Lugo 1997, Ferguson 2003)
Pastizales	Muy poco a moderado (Uhl <i>et al.</i> 1988) (Nepstad <i>et al.</i> 1996)	Muy poco (Uhl 1982)	Poco: se desarrolla durante el cultivo (elementos originales eliminados) (Nepstad <i>et al.</i> 1996, Miller 1999)	Poca a moderada, según diversidad biológica y estructural y fuentes de semillas en el paisaje (Nepstad <i>et al.</i> 1990, Nepstad <i>et al.</i> 1996, Holl 1999, Griffith <i>et al.</i> en preparación)	Lenta a moderada (Uhl <i>et al.</i> 1988, Ferguson <i>et al.</i> 2003, Griffith en preparación)	Lenta a moderada (Uhl <i>et al.</i> 1988, Fujisaka <i>et al.</i> 1998, Ferguson <i>et al.</i> 2003)
Monocultivos de altos insumos	Ninguno (Uhl 1982)	No hay (Uhl 1982)	No hay (Uhl 1982)	Poca, limitada por falta de diversidad biológica y estructural y falta de fuentes de semillas en el paisaje (Uhl 1982, Ferguson <i>et al.</i> 2003, Griffith <i>et al.</i> en preparación)	Lenta (Uhl 1982, Ferguson <i>et al.</i> 2003, Griffith en preparación)	Lenta (Uhl 1982, Ferguson <i>et al.</i> 2003)

de semillas y los rebrotes de los tallos cortados facilita una regeneración rápida del bosque primario. La perturbación fuerte o prolongada elimina estas rutas regenerativas y las especies pioneras, que son las mejor representadas en el banco de semillas, dominan la regeneración (Quintana-Ascencio *et al.* 1996). Donde la perturbación todavía más severa ha eliminado el banco de semillas, los árboles y arbustos solo pueden ser reclutados a través de la dispersión de semillas postabandono (Uhl 1987). La mayoría de los árboles del bosque maduro del Neotrópico húmedo depende de los animales, especialmente las aves y murciélagos, para dispersar sus semillas (Opler *et al.* 1975, Howe y Smallwood 1982), lo cual enfrenta una serie de barreras, especialmente donde hay poca complejidad estructural en la vegetación.

La literatura relacionada con los efectos de los agroecosistemas sobre las rutas y tasas de regeneración forestal esta resumida en el Cuadro 2 y detallada en publicaciones anteriores (Ferguson 2001, Ferguson *et al.* 2003). No obstante, cabe mencionar aquí algunas peculiaridades de cada agroecosistema. En el caso de la RTQ, la tasa y la composición del desarrollo del barbecho son claves para la productividad sustentable (Ewel 1986, Raintree y Warner 1986) y los agricultores emplean una variedad de herramientas para impulsar activamente la formación del barbecho (Na-

tions y Nigh 1980, Levy Tacher 2000). De todos modos, la perturbación que causa la limpieza y la preparación de la tierra es lo suficientemente leve y corta como para permitir que muchos árboles rebroten (Kammesheidt 1998). Además, los campos de RTQ suelen ser pequeños y estar rodeados de un mosaico de barbechos de edades variadas, los cuales proveen semillas y hábitat para los animales que las dispersan (Nations y Nigh 1980, Uhl *et al.* 1990, Raman 2001). Por estas razones, el crecimiento de bosque en parcelas de RTQ abandonadas es rápido en términos de biomasa y diversidad (Saldarriaga *et al.* 1988, Gretzinger 1994), aunque la recuperación de la composición de especies y la distribución de tamaños es considerablemente más lenta (Gretzinger 1994, Finegan 1996).

En contraste con los sistemas RTQ, la agroforestería involucra la producción continua, en el largo plazo y en el mismo lugar, reduciendo dramáticamente la regeneración a través de los rebrotes. Las condiciones para el establecimiento de árboles a través de la dispersión de semillas, sin embargo, son casi ideales, porque el microclima y la diversidad estructural y taxonómica que proveen los sistemas agroforestales pueden atraer a los animales dispersores de semillas y las fuentes de semillas pueden estar ya presentes en el dosel (Estrada y Coates-Estrada 2002). La regeneración forestal que sigue al abandono de sistemas agro-

forestales puede ser rápida (Birdsey y Weaver 1983, Ferguson *et al.* 2003), pero no se ha documentado el proceso en detalle.

La ganadería y los monocultivos de altos insumos, al igual que la agroforestería, pasan largos períodos sin barbecho y, por ende, reducen el potencial para la regeneración de rebrotes o bancos de semillas (Garwood 1989, Uhl *et al.* 1990). En contraste con la agroforestería, estas actividades se practican a escalas grandes y sus actores intentan activamente minimizar la diversidad biológica y estructural (Vandermeer y Perfecto 1997), en parte a través de las quemadas y los pesticidas. Los animales dispersores de semillas rara vez salen de los bosques hacia las áreas abiertas, que les ofrecen poca comida y donde están expuestos a depredadores y condiciones climáticas adversas (Da Silva *et al.* 1996). Además, la cobertura del suelo y los bancos de semillas son dominados por herbáceas agresivas, que inhiben el establecimiento de las pioneras leñosas (Garwood 1989, Holl 1998, Ferguson *et al.* 2003).

Pocos estudios han cuantificado la sucesión que ocurre en los campos abandonados de monocultivos de altos insumos, pero se ha desarrollado una literatura más amplia alrededor de la sucesión pos-pastizal. Los bosques se desarrollan rápidamente después del abandono de algunos pastizales (Uhl *et al.* 1988, Rivera *et al.* 2000), pero la sucesión en otros es mucho más lenta o incluso nula (Uhl *et al.* 1988, Zahawi y Augspurger 1999, Ferguson *et al.* 2003). La duración e intensidad de la perturbación agrícola (Uhl *et al.* 1988) y la presencia o ausencia de árboles y arbustos remanentes y colonizadores que actúan como núcleos para la regeneración (Guevara y Laborde 1993, Vieira *et al.* 1994, Da Silva *et al.* 1996) parecen ser factores claves para determinar el paso de la sucesión.

La carencia de estudios sucesionales con sistemas agroforestales y monocultivos como puntos de partida, así como la falta de estudios comparativos, limitan las conclusiones posibles con respecto a las tasas sucesionales relativas en diferentes clases de agroecosistemas. Para empezar a llenar este vacío, se dio seguimiento a la sucesión postabandono en diez sitios, que incluyen RTQ, agroforestería, pastizales y monocultivos de altos insumos, por períodos de entre 13 y 40 meses (Ferguson 2001, Ferguson *et al.* 2003). La sucesión, cuantificada en términos de acumulación de área basal, reclutamiento de individuos y acumulación de especies fue dramáticamente más rápida en los sitios agroforestales y RTQ que en los pastizales o monocultivos.

En resumen, los agroecosistemas tradicionales (agroforestería y RTQ) tienden a conservar la diversidad biológica a nivel de campo y de paisaje mejor que los agroecosistemas de introducción reciente (los pastizales y los monocultivos de altos insumos externos). La diversidad de especies y de estructura facilita la sucesión postabandono, a través de los rebrotes, la germinación del banco de semillas y la recolonización mediante la dispersión de semillas por animales.

La intensificación agrícola y la conservación de bosques

A pesar de los esfuerzos de las ONG para proveer fuentes alternativas de ingresos, alrededor del 60% de la población petenera vive directamente de la agricultura, en la mayoría de los casos del tipo RTQ (Schwartz 2000b). Muchos conservacionistas (como Nations *et al.* 1998, Whitacre 1998, The Nature Conservancy 2004) consideran que los productores RTQ, particularmente los inmigrantes, desconocen el manejo adecuado de los suelos peteneros (con excepción de Sundberg 1998). Además, argumentan que las técnicas de RTQ empleadas por los inmigrantes no pueden sostener sus numerosas poblaciones en la tierra que ya está talada y, como consecuencia, se ven obligados a talar cada vez más selva. Por lo tanto, quienes se dedican a la conservación y el desarrollo en El Petén y en otros lugares han buscado volver sedentaria la agricultura, intensificando la producción en tierras ya deforestadas (Kleinman *et al.* 1995, Nations *et al.* 1998, Shriar 2001). Se supone que esta transición tecnológica, en combinación con el establecimiento de áreas protegidas, aliviará la presión sobre los bosques (ver, sin embargo, Angelsen y Kaimowitz 2001).

Shriar (2001) define la intensificación productiva como un aumento en la producción por unidad de área y de tiempo de productos deseados, sean estos proteínas, calorías, forraje, efectivo y/o materiales para la construcción. Entre las técnicas de intensificación que enumera, la mayoría han sido promovidas por alguna de las ONG que trabajan en El Petén: los policultivos y cultivos perennes (Soza Manzanero 1996, Reining y Soza Manzanero 1998, Palma 2000), los abonos verdes (Whitacre *et al.* 1995a, Palma 2000), el arado mecánico (Centro Maya 2000), las variedades introducidas (Centro Maya 2000), los cultivos para la comercialización en monocultivos (Centro Maya 2000) e incluso el uso de agroquímicos. Se debe notar que, en su mayoría, las ONG no han trabajado con

agroquímicos y ninguna contempla su promoción entre sus objetivos explícitos. No obstante, es imposible producir más que unas pocas cosechas de monocultivos en un clima como el del Petén sin fuertes inversiones en el manejo de la fertilidad del suelo y de las plagas (Humphries 1993). Ya que los productores tienen los agroquímicos a la mano, donde se promueve la producción en monocultivo sin técnicas orgánicas se promueve indirectamente el uso de dichos insumos. En El Petén, incluso las parcelas experimentales de por lo menos una ONG son frecuentemente rociadas con insecticidas; esto podría resultar en la selección de cultivares y técnicas de producción que dependan de insumos químicos, a la vez que brinda un ejemplo de manejo indeseable.

Desde un punto de vista agroecológico, la intensificación agrícola descrita por Shriar (2001) e implementada por las ONG en El Petén abarca dos estrategias fundamentalmente distintas. En el largo plazo, estas estrategias producirán resultados muy diferentes con respecto a la sustentabilidad agrícola, la conservación y el bienestar de las familias campesinas.

La intensificación de baja diversidad

Esta estrategia busca intensificar la producción reduciendo la diversidad biológica y estructural, fijando el agroecosistema en una etapa temprana para la producción continua de cultivos anuales (Odum 1969). En el nivel de sitio, esto corresponde a una reducción en el número de especies cultivadas, un aumento en la frecuencia de uso de la misma unidad de tierra, una disminución en la estructura de la vegetación, y mayor dependencia del control químico de plagas y fertilizantes químicos (Swift *et al.* 1996, Benton *et al.* 2003). En el nivel de paisaje, la homogeneización de los sistemas de producción reduce la diversidad de hábitats (Benton *et al.* 2003). Este modelo de intensificación (los monocultivos de altos insumos) acarrea problemas como la erosión, la acidificación y el agotamiento de los micronutrientes del suelo, la eliminación del inóculo de micorrizas, contaminación de agua, envenenamiento por plaguicidas y susceptibilidad a amenazas ambientales tales como ataques de plagas y patógenos (Soule *et al.* 1990, Janos 1996, Matson *et al.* 1997, Vandermeer *et al.* 1998, Cassman 1999, Tilman 1999). La necesidad de insumos caros (tractores y combustible, agroquímicos, semilla comprada) reduce la seguridad alimenticia y financiera. Dependiendo de

unos pocos cultivos comerciales también amenaza la seguridad de los ingresos, al ligar la economía familiar a mercados internacionales volátiles⁴ (Blaikie 1985).

La literatura ecológica arriba revisada, los resultados de nuestros estudios sucesionales y los argumentos agroecológicos citados en esta sección invitan a reflexionar acerca de la viabilidad de la intensificación de baja diversidad para la conservación. En el largo plazo, estas estrategias pueden estimular la expansión agrícola cuando disminuyen los ingresos por la necesidad de adquirir insumos y, eventualmente, la tierra queda exhausta y subutilizada o abandonada (Angelsen *et al.* 2001). La intensificación de baja diversidad puede detener temporalmente el avance de la frontera agrícola, pero con el costo de la eventual creación de terrenos baldíos de poco valor agrícola y ecológico.

La intensificación de alta diversidad

El otro conjunto de prácticas de intensificación tiene origen en los agroecosistemas tradicionales y su interacción con la teoría agroecológica. Dichos sistemas mantienen o aumentan la diversidad taxonómica y estructural de los cultivos y suelen incluir elementos perennes. Además, simulan etapas sucesionales avanzadas o manejan el proceso sucesional en sí (Ewel 1999). Por su diversidad de especies y formas de crecimiento, aprovechan al máximo los recursos disponibles y ofrecen diversos beneficios económicos al productor (Vandermeer 1992). A la vez, como se demuestra arriba, los agroecosistemas de alta diversidad pueden abrigar biodiversidad asociada apreciable, mantener la conectividad en los paisajes fragmentados, amortiguar los bordes de los bosques frente a una variedad de amenazas y preservar la capacidad de regeneración forestal postagrícola. Por su complejidad, el manejo de estos sistemas requiere de mucho conocimiento e información (Netting 1993). Asimismo, al minimizar el uso de insumos externos, la intensificación de alta diversidad frecuentemente implica una mayor inversión en mano de obra (Netting 1993).

Vías hacia la producción de alta diversidad

En su conjunto, estas consideraciones llevan a la conclusión de que la conservación de la biodiversidad en El Petén y el resto de Mesoamérica debe enfocarse en estrategias que exploten la complementariedad entre la agricultura ecológica y la conservación de la diver-

⁴ Los productores en Ruta Bethel lo saben por experiencia propia. En 1996 hubieron ganancias atractivas para quienes sembraron ajonjolí. En 1997, los agricultores respondieron a la demanda sembrando mucho más, y perdieron cuando el precio pagado por los intermediarios se precipitó a la hora de la cosecha.

sidad biológica. Un punto de referencia obligado en la búsqueda de los componentes de este paradigma agroecológico-conservacionista es la propia agricultura campesina regional. Entre sus sistemas de producción tradicionales, los campesinos siembran policultivos, aplican estrategias diversas de conservación y reciclaje de nutrientes y otros recursos, además de que conservan y seleccionan germoplasma. Este conocimiento tradicional presenta diversas ventajas como base para la identificación de alternativas de intensificación de alta diversidad: aprovecha el conocimiento ya existente y familiar; propicia relaciones de respecto entre productores, investigadores y agentes de cambio; y, por lo tanto, presenta opciones fáciles de adoptar (Alemán *et al.* 2003).

Roza, tumba y quema

En este sentido, la RTQ, como el sistema tradicional más ampliamente utilizado en Petén, es el punto de partida ideal para la intensificación de alta diversidad. Alrededor del mundo, cientos de millones de personas practican la RTQ sobre cientos de millones de hectáreas, la mayoría en los trópicos (FAO 1985). Los sistemas de RTQ tradicionales están adaptados a la producción en los suelos tropicales, en gran parte por los servicios de control de malezas y mantenimiento de fertilidad que provee el período de barbecho (Kleinman *et al.* 1995). Sin embargo, la RTQ ha sido satanizada como insostenible, porque se asocia con la degradación de suelos, y como ineficiente, por sus bajos rendimientos (Kleinman *et al.* 1995).

Algunos autores reconcilian estas percepciones conflictivas de la RTQ al distinguir entre agricultores migratorios (*shifting*) y agricultores migrantes (*shifted*) (Gómez-Pompa y Kaus 1992, Myers 1992, Kleinman *et al.* 1995). Los primeros practican una RTQ tradicional y sostenible, mientras los últimos son los inmigrantes recién llegados e ignorantes del manejo adecuado de sus nuevas tierras. Nosotros argumentamos que es más fructífero reconocer un continuo de prácticas de RTQ, que va desde lo sostenible, e incluso enriquecedor en términos de la biodiversidad (Connell 1978, Gómez-Pompa y Kaus 1992, Mann 2000), hasta lo ecológicamente destructivo. Este continuo surge de una combinación de factores, que incluyen la cultura (de Jong 1997, Atran *et al.* 1999), la experiencia del agricultor (Sundberg 1998), la presión sobre el uso del suelo (Myers 1992, De Jong 1997), las condiciones edáficas (Whitacre *et al.* 1995a, Sundberg

1998), la tenencia de la tierra (Soza Manzanero 1996) y las condiciones de mercado. Estos factores influyen en aspectos de la producción de RTQ, como la duración de los períodos de cultivación y de barbecho, la diversidad de cultivos, la técnica de quemas y el manejo de los barbechos. Reconocer el papel de cada uno de estos factores facilita la identificación de estrategias apropiadas para prevenir la degradación y aumentar la productividad.

Los cultivos anuales son las fuentes principales de ingresos en efectivo para los peteneros (Schwartz 2000a). En vez de promover la producción de estos cultivos en el contexto de intensificación de baja diversidad, los conservacionistas podrían ayudar a los productores a desplazarse hacia el lado sustentable del continuo de prácticas de RTQ, basándose en el conocimiento agrícola local, como en la agroecología (Montagnini y Mendelsohn 1997). Por ejemplo, a los inmigrantes les podría ayudar ampliar su conocimiento sobre cuáles árboles dejar de pie dentro y alrededor de sus parcelas, o cómo quemar de manera segura y eficiente. Asimismo, siguiendo el ejemplo de grupos indígenas como los lacandones (Nations y Nigh 1980, Levy Tacher 2000) y los itzá (Atran 1993), podrían explotar una gama más amplia de especies, tanto en las áreas cultivadas como en los barbechos.

Agroforestería

Al incorporar un componente arbóreo a la producción agrícola, se aumenta la diversidad estructural y taxonómica de la parcela; por lo tanto, se aumenta también la eficiencia de la utilización de nutrientes, agua, luz y espacio al incorporar plantas que llenan nichos ecológicos diversos (Vandermeer 1992). Con frecuencia, en los sistemas agroforestales, al igual que en otros policultivos, los cultivos se ayudan entre sí a través de mecanismos, como la fijación de nitrógeno, la estabilización del suelo y la prevención de ataques de plagas. Los productores agroforestales también pueden usar su mano de obra de manera eficiente, porque los distintos cultivos requieren de manejo en momentos diferentes y porque, por ejemplo, crecen menos malezas y no hay tanta necesidad de aplicar abonos (Vandermeer 1992). Además, sembrar una variedad de cultivos maximiza la seguridad alimenticia y financiera (Altieri 2000).

En la milpa de los productores tradicionales de elevaciones bajas, como los grupos Mayas arriba mencionados, la RTQ es la primera fase de una rotación

que dura décadas. Los barbechos son enriquecidos con especies perennes útiles o incluso reemplazados por una serie de cultivos que imitan secuencias sucesionales (Nations y Nigh 1980, Atran 1993, Levy Tacher 2000). Estas milpas son sistemas agroforestales que, aunque sofisticados, son prácticos y potencialmente fáciles de adoptar. Otra estrategia podría ser la diversificación de plantaciones frutales y forestales existentes.

Sobre la agroforestería ya existe una base profunda de conocimiento tradicional en El Petén (Atran 1993, Palma 2000). No obstante, para que este modelo productivo se extienda más allá de los huertos familiares y las milpas de los peteneros tradicionales, urge más investigación, extensión y otros apoyos que estimulen la inversión en cultivos perennes.

Los sistemas silvopastoriles

El estrecho vínculo entre la actividad pecuaria y la degradación ambiental, en particular la deforestación y la degradación de suelos, ha llevado a la demonización de la ganadería por parte de conservacionistas y agentes de desarrollo, entre otros (Szott *et al.* 2000). Sin embargo, los aspectos más nocivos de la actividad pecuaria no son inherentes a la producción ganadera, sino productos del carácter extensivo del modelo productivo dominante (Murgueitio y Calle 1998). A nivel mundial existe mucha discusión e investigación sobre cómo intensificar la producción ganadera sin degradar la base productiva o el ambiente (por ejemplo, FAO *et al.*, Centro Virtual de Investigación y Desarrollo 2004).

Entre las estrategias de intensificación pecuaria sostenible más prometedoras destacan los sistemas silvopastoriles. Estos son sistemas agroforestales que combinan árboles y arbustos con la producción pecuaria en una variedad de arreglos espaciales y temporales (Sánchez 1998). Las especies leñosas más utilizadas son las de usos múltiples (forraje, abono verde, sombra, cercos, rompevientos, comida, leña, madera, etc.). Muchas son fijadoras de nitrógeno y ofrecen un alto contenido proteínico.

Los sistemas silvopastoriles proveen múltiples beneficios productivos en comparación con la ganadería extensiva. Como sistemas agroforestales, son más eficientes en el aprovechamiento de recursos, en la producción de biomasa primaria y en la disponibilidad de forraje (Benavides 1998, Sánchez 1998). Este aumento en la producción de forraje es particularmente marcado en la época de estiaje (Benavides 1998, Navas

Camacho y Restrepo Sáenz 2001). Además, por el alto valor proteínico de los arbustos y árboles forrajeros, los sistemas silvopastoriles pueden proveer una dieta más balanceada para el ganado (Benavides 1998, Sánchez 1998). De esta manera, las prácticas silvopastoriles mejoran la cantidad y calidad del forraje disponible, aumentando la producción de carne y leche por unidad de área (Benavides 1998, Sánchez 1998). Otra ventaja productiva importante es el potencial de diversificar la producción de las áreas de pastoreo con productos como madera, leña, frutas y miel. En algunas circunstancias, la intensificación productiva puede liberar terreno para otros propósitos productivos y/o conservacionistas (Kaimowitz y Angelsen 2001), además de que los sistemas silvopastoriles en sí albergan una biodiversidad considerable (Murgueitio y Calle 1998, Naranjo 1999, Ibrahim y Mora-Delgado 2001).

Investigaciones realizadas en Belice y Chiapas identifican muchas posibilidades para la intensificación ganadera a través de los sistemas silvopastoriles (Ibrahim y Beer 1998, Jiménez-Ferrer 2000). No obstante, aparte de los esfuerzos del Centro Maya para promover bancos forrajeros, y los de CARE para documentar prácticas silvopastoriles existentes (Palma 2000), se ha dedicado poco esfuerzo a la ganadería sostenible en El Petén.

Plantaciones forestales

El Instituto Nacional de Bosques (INAB) empezó recientemente a proveer asistencia técnica e incentivos financieros para la siembra de plantaciones forestales (Fong Nakazawa 1997), por lo que muchos grandes terratenientes están haciendo la conversión (Schwartz 2000a). Desafortunadamente, los técnicos del INAB generalmente requieren que la tierra para “reforestación” esté limpia antes de la siembra de una plantación y durante los primeros años mientras se establecen los árboles. Esto tiende a excluir del programa técnicas como enriquecimiento de barbechos y otros sistemas agroforestales que ofrecen oportunidades para la conservación y la producción; peor aún, muchas plantaciones en el programa del INAB tienen solamente una o dos especies. Estas plantaciones enfrentarán muchos de los problemas agronómicos de los monocultivos anuales, incluyendo las malezas y otras plagas y pérdida de fertilidad y erosión del suelo. Además, Schwartz (2000a) informa que muchos productores grandes están sembrando plantaciones de

corta rotación para pulpa, las cuales ofrecen un valor conservacionista mínimo y temporal (Lamb 1998), mientras minan los recursos edáficos.

Además, la estructura del programa no ha conducido a la participación de productores pequeños; es el caso de uno de ellos, que está participando en el programa pero enfrentó una crisis de liquidez porque tuvo que hacer una inversión fuerte en su plantación desde el inicio y empezó a recibir incentivos hasta un par de años más tarde. De esta manera, lamentablemente, el programa representa un subsidio para los ricos pero es poco accesible para los demás.

Como se detalla arriba, las plantaciones forestales pueden favorecer la diversidad biológica y, a la vez, servir como punto de partida para el establecimiento de sistemas silvopastoriles. Con algunas modificaciones técnicas y estructurales, el programa de reforestación del INAB podría contribuir a estos fines, especialmente si busca cómo apoyar los esfuerzos de forestería comunitaria y a los pequeños propietarios.

Retos por enfrentar

En El Petén en particular y Mesoamérica en general, el manejo de los paisajes agrícolas es clave para la conservación de la biodiversidad dentro y fuera de las áreas naturales protegidas. Este reconocimiento abre posibilidades alentadoras de colaboración entre comunidades de campesinos y la comunidad técnica-científica. Su agenda común abarca temas como la agroforestería (incluyendo la RTQ y los sistemas silvopastoriles), la producción orgánica, la forestería comunitaria, la valoración de los servicios ambientales y la restauración ecológica y productiva de tierras degradadas (Conroy *et al.* 1996, CCAD 2002).

Sin embargo, los obstáculos más formidables a la implementación de esta agenda nacen afuera de los cercos agrícolas, en instituciones públicas y privadas, en Guatemala y el extranjero. Como manifiesta Shriar (1999, 2001), las técnicas de intensificación agrícola promovidas por las ONG en El Petén han ejercido poco efecto, porque en muchos casos se han ofrecido sin considerar plenamente las barreras estructurales para su adopción. Estas barreras incluyen una tenencia insegura de la tierra; distribución desigual de la tierra, especialmente de tierra apta para la agricultura; la carencia de subsidios o crédito a tasas razonables; y la falta de acceso a mercados que paguen precios justos por cultivos perennes. Es particularmente preocupante que la tierra está cada vez más concentrada en las

manos de unos pocos (Schwartz 1995, Soza Manzanero 1996, Elías *et al.* 1997). Algunos inversionistas incluso adquieren y “limpian” los predios únicamente para especular o para actividades relacionadas con el narcotráfico. Este proceso limita las posibilidades de intensificación sostenible, ya que los grandes terratenientes generalmente priorizan las ganancias sobre su inversión en mano de obra más que en la tierra (Netting 1993, Schelhas 1996, Shriar 2001). Quienes tienen un compromiso con la conservación y la sociedad rural tendrán que enfrentar este conjunto formidable de retos sociales y políticos, y al mismo tiempo ofrecer alternativas tecnológicas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los agricultores y trabajadores de agencias de desarrollo que compartieron su tiempo y sus ideas. En particular, Zacarías Quixchán ha sido una fuente constante de ideas y de inspiración. El Centro Maya nos apoyó logísticamente. John Vandermeer, Ivette Perfecto, Deborah Goldberg, Helda Morales, Lisa Curran y Paul Foster ofrecieron consejos perspicaces en varias etapas del trabajo. Norman Schwartz, Stephanie Paladino, Simon Comerford, Graeme Stockton y dos revisores anónimos hicieron comentarios valiosos en borradores iniciales. El apoyo financiero fue proporcionado por la US National Science Foundation subvención # DEB 9815369, así como subvenciones a BGF de la Lindbergh Foundation, Fulbright Foundation, el fondo Helen Olson Brower y de la University of Michigan a través de la Rackham School of Graduate Studies, Latin American and Caribbean Studies Program y Department of Biology.

Literatura citada

- Alemán S, T; Guevara H, F; Fuentes P, T; Madrigal, S; Vega G, R. 2003. ECAs a la mexicana: facilitadores para la innovación tecnológica de la agricultura campesina. *LEISA Revista de Agroecología* 19:53-56.
- Altieri, MA. 2000. Multifunctional dimensions of ecologically-based agriculture in Latin America. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 7:62-75.
- Angelsen, A; Kaimowitz, D. eds. 2001. *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Wallingford, UK, CABI. 422 p.
- _____; van Soest, D; Kaimowitz, D; Bulte, E. 2001. Technological change and deforestation: a theoretical overview. *In* Angelsen, A; Kaimowitz, D. eds. *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Wallingford, UK, CAB International. p. 19-34.
- Armbrrecht, I; Perfecto, I. 2003. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. *Agriculture Ecosystems & Environment* 97: 107-115.
- Atran, S. 1993. Itzá Maya tropical agroforestry. *Current Anthropology* 34: 633-700.
- _____; Medin, D; Ross, N; Lynch, E; Coley, J; Ucan Ek, E; Vapnarsky, V. 1999. Folkecology and commons management in the Maya Lowlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 7598-7603.

- Benavides, JE. Arboles y arbustos forrajeros: una alternativa agroforestal para la ganadería. *In* Rosales M; Murgueitio, E; Osorio, H; Sánchez, MD; Speedy, A. eds. *Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica* (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia1/bnvdes23.htm>
- Benton, TG; Vickery, JA; Wilson, JD. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18: 182-188.
- Birdsey, RA; Weaver, PL. 1983. Puerto Rico's timberland. *Journal of Forestry* 81: 671-672, 679.
- Blaikie, P. 1985. The political economy of soil erosion in developing countries. New York, US, Longman. 188 p.
- Buttel, FH. 1990. Social relations and the growth of modern agriculture. *In* Carroll, CR; Vandermeer, JH; Rosset, PM. *Agroecology*. New York, US, McGraw-Hill. p. 113-145.
- Carroll, CR; Vandermeer, JH; Rosset, P. eds. 1990. *Agroecology*. New York, US, McGraw-Hill. 641 p.
- Cassman, KG. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Science* 96: 5952-5959.
- Centro Maya. 2000. Centro Maya. Disponible en <http://www.guate.net/centromaya/>.
- Centro Virtual de Investigación y Desarrollo. 2004. Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo. Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/frame.htm>.
- Collins, WW; Qualset, CO. eds. 1999. *Biodiversity in agroecosystems*. Boca Raton, FL, US, CRC Press. 334 p.
- CCAD (Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo). 2002. *Naturaleza, gente y bienestar: Mesoamérica en cifras*. San José, CR, Observatorio del Desarrollo. 40 p.
- Connell, JH. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Conroy, ME; Murray, DL; Rosset, PM. 1996. *A Cautionary Tale: Failed U.S. Development Policy in Central America*. London, UK, Lynne Rienner, Boulder. 221 p.
- Da Silva, JMC; Uhl, C; Murray, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10: 491-503.
- De Jong, W. 1997. Developing swidden agriculture and the threat of biodiversity loss. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62:187-97.
- Elías, S. 2000. Petén y los retos para el desarrollo sostenible. *In* *Nuevas Perspectivas de Desarrollo Sostenible en Petén*. Guatemala, GT, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales (FLACSO). p. 15-25.
- _____; Gellert, G; Pape, E; Reyes, E. 1997. Evaluación de la Sostenibilidad en Guatemala. Guatemala, GT, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales (FLACSO). 265 p.
- Estrada, A; Coates Estrada, R; Meritt, D; Montiel, S; Curiel, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 108: 245-257.
- _____; Coates-Estrada, R. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103: 237-245.
- Ewel, JJ. 1986. Designing agricultural ecosystems for the humid tropics. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 245-71.
- _____. 1999. Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. *Agroforestry systems* 45: 1-21.
- FAO. 1985. *Tropical Forestry Action Plan*. Roma, IT, UN Food and Agricultural Organization.
- _____; CIPAV; CATIE. 2004. *Red Latinoamericana de Agroforestería Peucaria*. Disponible en <http://www.cipav.org.co/redagrofor>. 159 p.
- Ferguson, BG. 2001. *Post-agricultural Tropical Forest Succession: Patterns, Processes and Implications for Conservation and Restoration*. Tesis Ph.D. Ann Arbor, Michigan, US, Department of Biology, University of Michigan. 205 p.
- _____; Vandermeer, J; Morales, H; Griffith, DM. 2003. Post-agricultural succession in the Maya lowlands. *Conservation Biology* 17: 818-828.
- Finnegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-321.
- _____. 1996. Pattern and process in neotropical secondary forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 119-124.
- Fong Nakazawa, Y. 1997. *Nueva ley forestal plantea ampliación de incentivos fiscales*. Prensa Libre, Guatemala, GT, jul 2.
- Fujisaka, S; Escobar, G; Veneklaas, E. 1998. Plant community diversity relative to human land uses in an Amazon forest colony. *Biodiversity and Conservation* 7: 41-57.
- Garwood, NC. 1989. Tropical soil seed banks: a review. *In* Leck, MA; Simpson, RL; Parker, VT. eds. *Ecology of Soil Seed Banks*. New York, US, Academic Press. p. 149-209.
- Gillespie, AR; Knudson, DM; Geilfus, F. 1993. The structure of four home gardens in the Petén, Guatemala. *Agroforestry Systems* 24: 157-170.
- Gomez-Pompa, A; Kaus, A. 1992. Taming the wilderness myth. *BioScience* 43: 271-279.
- Greenberg, R; Bichier, P; Cruz Angon, A; Reitsma, R. 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conservation Biology* 11: 448-459.
- Gretzinger, SP. 1994. Response to disturbance, community associations and successional processes on upland forest in the Maya Biosphere Reserve, Petén, Guatemala. Tesis M.Sc. North Carolina, US, North Carolina State University. 94 p.
- Griffith, DM. Succession of tropical rain forest along a gradient of agricultural intensification: patterns, mechanisms and implications for conservation. Tesis Ph.D. Ann Arbor, US, Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Michigan. *En preparación*.
- _____; Chatá, M; Chatá, S. Recruitment limitation by seed dispersal and germination in post-agricultural succession. *En preparación*.
- _____. 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14: 325-326.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species diversity. *Vegetatio* 107/108: 319-338.
- Haenn, N. 1999. Working forests: Mexican farmers' challenge to conservation. *Delaware Review of Latin American Studies*. Disponible en <http://www.udel.edu/LASP/index.html>.
- Holl, KD. 1998. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. *Forest Ecology and Management* 109: 187-195.

- _____. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- Howe, HF; Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Humphries, S. 1993. The intensification of traditional agriculture among Yucatec Maya farmers: facing up to the dilemma of livelihood sustainability. *Human Ecology* 21: 87-101.
- Ibrahim, M; Beer, J. eds. 1998. Agroforestry prototypes for Belize. Turrialba, CR, CATIE.
- _____; Mora-Delgado, J. 2001. Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales. *In* Potencialidades de los Sistemas Silvopastoriles para la Generación de Servicios Ambientales (LEAD-PFI-ECONF-L) (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo1.htm>
- INE (Instituto Nacional de Estadística). 2004. IV Censo Nacional Agropecuario: Características generales de las fincas censales y de productoras y productores agropecuarios. Guatemala, INE. Tomo 1.
- Janos, DP. 1996. Mycorrhizas, succession, and the rehabilitation of deforested lands in the humid tropics. *In* Frankland, JC; Magan, N; Gadd, GM. Fungi and environmental change. Cambridge, Cambridge University Press. p. 129-162.
- Jiménez-Ferrer, G. 2000. Potencial de árboles y arbustos forrajeros en la Región Maya-Tzotzil del Norte de Chiapas, México. Tesis Ph.D. Mérida, MX, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Kaimowitz, D. 1994. La dinámica minera de la ganadería en América Central. *In* FUNDESCA. ed. El Último despale...La Frontera Agrícola Centroamericana. San José, CR, Garnier Relaciones Públicas. p. 46-51.
- _____; Angelsen, A. ¿Ayudará la intensificación ganadera a salvar los bosques tropicales de América Latina? *In* Potencialidades de los Sistemas Silvopastoriles para la Generación de Servicios Ambientales (LEAD-PFI-ECONF-L) (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo6.htm#ftnref1>.
- Kammesheidt, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. *Plant Ecology* 139: 155-165.
- _____. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 15: 143-157.
- Katz, E. 1995. Guatemala: Land tenure and natural resource management. Washington, DC, US, World Bank. 61 p.
- Kauffman, JB; Uhl, C; Cummings, DL. 1988. Fire in the Venezuelan Amazon .1. Fuel biomass and fire chemistry in the evergreen rainforest of Venezuela. *Oikos* 53: 167-175.
- Kellman, M; Tackaberry, R; Meave, J. 1996. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. *In* Schelhas, J; Greenberg, R. eds. Forest Patches in Tropical Landscapes. Washington, DC, US, Island Press. p. 37-58.
- Kleinman, PJA; Pimentel, D; Bryant, RB. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52: 235-249.
- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6: 271-279.
- Laurance, WF. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5: 79-89.
- Levy-Tacher, SI. 2000. Sucesión Causada por Roza-Tumba-Quema en las Selvas de Lacanhá, Chiapas. Tesis Ph.D. Montecillo, Texcoco, MX, Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas, Colegio de Posgraduados.
- Lovejoy, TE; Bierregaard Jr, RO; Rylands, AB; Malcolm, JR; Quintela, CE; Harper, LH; Brown Jr., KS; Powell, AH; Powell, GVN; Schubart, HOR; Hays, MB. 1996. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In* Soulé, ME. ed. Conservation Biology. Sunderland, MA, US, Sinauer. p. 257-285.
- Lugo, AE. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.
- Mann, CC. 2000. The good earth: did people improve the Amazon basin? *Science* 287: 788.
- Martínez-Garza, C; Howe, HF. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Applied Ecology* 40: 423-429.
- Mas, AH; Dietsch, TV. 2003. An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. *Ecological Applications* 13: 1491-1501.
- Matson, PA; Parton, WJ; Power, AG; Swift, MJ. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 227: 504-509.
- Medellín, RA; Equihua, M. 1998. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology* 35: 13-23.
- _____; Gaona, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31: 478-485.
- Miller, PM. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15: 179-188.
- Moguel, P; Toledo, VM. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13: 11-21.
- Montagnini, F; Mendelsohn, RO. 1997. Managing forest fallows: improving the economics of swidden agriculture. *Ambio* 26: 118-123.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. *In* Schelhas, J; Greenberg, R. eds. Forest patches in tropical landscapes. Washington, DC, US, Island Press. p. 19-36.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. *In* Rosales, M; Murgueitio, E; Osorio, H; Sánchez, MD; Speedy, A. eds. Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia1/Murguei3.htm>.
- Myers, N. 1992. The primary source: Tropical forests and our future. New York, US, WW Norton. 416 p.
- Naranjo, LG. Sistemas agroforestales para la producción pecuaria y la conservación de la biodiversidad. *In* Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales (LEAD-PFI-ECONF-L) (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia2/vbconfe18.htm>
- Nations, JD; Nigh, RB. 1980. The evolutionary potential of Lacandon Maya sustained-yield tropical forest agriculture. *Journal of Anthropological Research* 36: 1-30.

- _____; Primack, RB; Bray, D. 1998. Introduction: the Maya forest. *In* Primack, RB; Bray, D; Galletti, HA; Ponciano, I. eds. Timber, tourists, and temples: Conservation and development in the Maya forest of Belize, Guatemala, and Mexico. Washington, DC, US, Island Press. p. xiii-xx.
- Navas C, A; Restrepo S, C. 2001. Frutos de leguminosas arbóreas: una alternativa nutricional para ganaderías en el trópico. *In* Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales (LEAD-PFI-ECONF-L) (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia2/vbconfe16.htm>.
- Neptstad, D; Uhl, C; Serrão, EA. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. *In* Anderson, AB. ed. Alternatives to Deforestation. New York, US, Columbia University Press. p. 215-229.
- _____; Uhl, C; Pereira, CA; Da Silva, JMC. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76.
- Netting, RM. 1993. Smallholders, householders: Farm families and the ecology of intensive, sustainable agriculture. Stanford, US, Stanford University Press. 389 p.
- Newmark, WD. 1996. Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *Conservation Biology* 10: 1549-1556.
- Odum, EP. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- Opler, PA; Baker, HG; Frankie, GW. 1975. Recovery of tropical lowland forest ecosystems. *In* Cairns Jr, J; Dickson, KL; Herricks, EE. eds. Recovery and restoration of damaged ecosystems. Charlottesville, US, University Press of Virginia. p. 379-421.
- Palma, E. 2000. Cómo vivir mejor de nuestras parcelas: permacultura petenera. Guatemala, GT, CARE y Cooperación Austríaca para el Desarrollo. 146 p.
- Parrotta, JA. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 41: 115-133.
- Perfecto, I; Rice, RA; Greenberg, R; Van der Voort, ME. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598-608.
- _____; Snelling, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications* 5: 1094-1097.
- Quintana-Ascencio, PF; González-Espinosa, M; Ramírez-Marcial, N; Domínguez-Vázquez, G; Martínez-Icó, M. 1996. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica* 28: 192-209.
- Raintree, JB; Warner, K. 1986. Agroforestry pathways for intensification of shifting agriculture. *Agroforestry Systems* 4: 39-54.
- Raman, TRS. 2001. Effect of slash-and-burn shifting cultivation on rainforest birds in Mizoram, Northeast India. *Conservation Biology* 15: 685-698.
- Reining, C; Soza-Manzanero, C. 1998. Illuminating the Petén's throne of gold: the ProPetén experiment in conservation-based development. *In* Primack, RB; Bray, D; Galletti, HA; Ponciano, I. eds. Timber, tourists, and temples: Conservation and development in the Maya forest of Belize, Guatemala, and Mexico. Washington, DC, US, Island Press. p. 365-388.
- Rivera, LW; Aide, TM. 1998. Forest recovery in the karst region of Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 108: 63-75.
- _____; Zimmerman, JK; Aide, TM. 2000. Forest recovery in abandoned agricultural lands in a karst region of the Dominican Republic. *Plant Ecology* 148: 115-125.
- Rodríguez Lara, MR. 2001. Los incendios forestales en el departamento del Petén, Guatemala. *Revista Forestal Centroamericana* 2001:35-37.
- Sader, SA. 1995. Spatial characteristics of forest clearing and vegetation regrowth as detected by Landsat Thematic Mapper Imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61: 1145-1151.
- _____; Reining, C; Sever, T; Soza, C. 1997. Human migration and agricultural expansion: a threat to the Maya tropical forests. *Journal of Forestry*. December, 1997. p. 27-32.
- Saldarriaga, JG; West, DC; Tharp, ML; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *The Journal of Ecology* 76: 938-958.
- Sánchez, MD. Sistemas agroforestales para intensificar de manera sostenible la producción animal en Latinoamérica tropical. *In* Rosales M; Murgueitio, E; Osorio, H; Sánchez, MD; Speedy, A. eds. Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica (conferencia electrónica). Disponible en <http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia1/sanchez1.htm>.
- Schelhas, J. 1996. Land-use choice and forest patches in Costa Rica. *In* Schelhas, J; Greenburg, R. eds. Forest patches in tropical landscapes. Washington, DC, US, Island Press. p. 258-284.
- Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AMN; Angelsen, A; Finnegan, B; Kaimowitz, D; Krauss, U; Laurance, SG; Laurance, WF; Nasi, R; Naughton-Treves, L; Niessen, E; Richardson, DM; Somarriba, E; Tucker, NIJ; Vincent, G; Wilkie, DS. 2003. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes— a synthesis. *In* Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AMN. eds. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Washington, DC, US, Island Press.
- Schwartz, NB. 1995. Colonization, development, and deforestation in Petén, northern Guatemala. *In* Painter, M; Durham, W. eds. The social causes of environmental destruction in Latin America. Ann Arbor, US, University of Michigan Press. p. 101-130.
- _____. 2000. El avance de la frontera organizacional: notas para una nueva historia social (1960-1998). *In* Nuevas perspectivas de desarrollo sostenible en Petén. Guatemala, GT, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales (FLACSO). p. 27-50.
- Shriar, A. 1999. Resource conservation and rural neglect: an example from Petén, Guatemala. *Delaware Review of Latin American Studies* 1. Disponible en <http://www.udel.edu/LASP/index.html>.
- _____. 2001. The dynamics of agricultural intensification and resource conservation in the buffer zone of the Maya Biosphere Reserve, Petén, Guatemala. *Human Ecology* 29: 27-48.
- Snook, LK. 1998. Sustaining harvests of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) from Mexico's Yucatán forests: past, present, and future. *In* Primack, RB; Bray, DB; Galletti, HA;

- Ponciano, I. eds. Timber, tourists, and temples. Washington, DC, US, Island Press. p. 61-80.
- Soule, J; Carré, D; Jackson, W. 1990. Ecological impact of modern agriculture. In Carroll, CR; Vandermeer, JH; Rosset, PM. eds. Agroecology. New York, US, McGraw-Hill. p. 165-188.
- Soza Manzanero, CA. 1996. Factores que inciden en la conciencia ecológica de los habitantes de la reserva de la Biosfera Maya en el Departamento de El Petén. Tesis Licenciatura. Guatemala, GT, Facultad de Humanidades, Universidad de San Carlos de Guatemala. 196 p.
- Sundberg, J. 1998. NGO landscapes in the Maya biosphere reserve, Guatemala. The Geographical Review 88: 388-412.
- Swift, MJ; Vandermeer, JH; Ramakrishnan, R; Anderson, JM; Ong, C; Hawkins, B. 1996. Biodiversity and agroecosystem function. In Mooney, HA; Lubchenco, J; Dirzo, R; Sala, OE. eds. Biodiversity and ecosystem function. Cambridge, Cambridge University Press. p. 433-443.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection hangover: cattle pasture, land degradation and alternative land use in Central America. Turrialba, CR, CATIE. 71 p.
- The Nature Conservancy. 2004. Maya Forest. Disponible en <http://nature.org/wherewework/northamerica/mexico/work/art8622.html>.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. Proceedings of the National Academy of Sciences 96: 5995-6000.
- Uhl, C. 1982. Recovery following disturbances of different intensities in the Amazon rain forest of Venezuela. Interciencia 7:19-24.
- _____. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. Journal of Ecology 75: 377-407.
- _____; Buschbacher, R; Serrão, EAS. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. Journal of Ecology 76: 663-681.
- _____; Clark, H; Clark, K; Maquirino, P. 1982. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the Upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. Biotropica 14: 249-254.
- _____; Kauffman, JB. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. Ecology 71: 437-449.
- _____; Nepstad, D; Buschbacher, R; Clark, K; Kauffman, B; Subler, S. 1989. Disturbance and regeneration in Amazonia: lessons for sustainable land-use. The Ecologist 19: 235-240.
- _____; Nepstad, D; Buschbacher, R; Clark, K; Kauffman, B; Subler, S. 1990. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. In Anderson, A. eds. Alternatives to deforestation: Steps to sustainable use of the Amazon rainforest. New York, US, Columbia University Press. p. 24-42.
- Vandermeer, J. 1992. The ecology of intercropping. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 256 p.
- _____; Perfecto, I. 1997. The agroecosystem: a need for the conservation biologist's lens. Conservation Biology 11: 591-592.
- _____; van Noordwijk, M; Anderson, J; Ong, C; Perfecto, I. 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. Agriculture Ecosystems & Environment 67: 1-22.
- _____. ed. 2003. Tropical Agroecosystems. Boca Raton, FL, US, CRC Press. 304 p.
- Vieira, ICG; Uhl, C; Nepstad, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. Vegetatio 115: 91-99.
- Villafuerte, D; García, MdC; Meza, S. 1997. La cuestión ganadera y la deforestación: viejos y nuevos problemas en el trópico y Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, MX, Universidad de Ciencias y Artes del Estado de Chiapas. 215 p.
- Western, D; Benirschke, K; Berger, J; Janzen, DH; Hallwachs, W; Meffe, GK; Myers, N; Newmark, WD; Woodruff, DS; Bradbury, J; Raven, PH; Norman, C. 1998. Wildlife conservation in Kenya. Science 280: 1507, 1509-1511.
- Whitacre, DF. 1998. The Peregrine Fund's Maya Project: ecological research, habitat conservation, and development of human resources in the Maya Forest. In Primack, RB; Bray, D; Galletti, HA; Ponciano, I. eds. Timber, tourists, and temples: Conservation and development in the Maya forest of Belize, Guatemala, and Mexico. Washington, DC, US, Island Press. p. 241-266.
- _____; Madrid M, J; Marroquín V, C; Dubón O, T; Jurado, NO; Sutter, WR; Baker, AJ. 1995a. Slash-and-burn farming and bird conservation in northern Petén, Guatemala. In Wilson, MH; Sader, SA. Conservation of neotropical migratory birds in Mexico. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. p. 215-225. (Misc. Pub. no. 727).
- _____; Schulze, M; Seavy, N. 1995b. Habitat affinities of a Central American forest avifauna: implications for conservation in Neotropical slash-and-burn farming landscapes. Technical report to the U.S. Man and the Biosphere Program. Boise, Idaho, US, The Peregrine Fund.
- Zahawi, RA; Augspurger, CK. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. Biotropica 31: 540-552.