

Agroforestería en las Américas

Nº48 2011

www.catie.ac.cr/revistas/



CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros son el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana, Venezuela, España y el Estado de Acre en Brasil.

Comité Editorial Operativo

John Beer

Director de la División de Investigación y Desarrollo, CATIE

Eduardo Somarriba

Coordinador de Investigación, CATIE

Muhammad Ibrahim

Líder del programa GAMMA, CATIE

Guillermo Detlefsen

Consultor Agroforestal, CATIE

Correspondencia

Agroforestería en las Américas
CATIE 7170
Cartago, Turrialba 30501
Costa Rica
Tel.: (506)2558-2408
Fax: (506)2558-2045
Correo electrónico: agrofor@catie.ac.cr
Internet://www.catie.ac.cr/revistas/

No. 48 2011
Impresión Comercial La Nación
xxxxxx ejemplares

Agroforestería en las Américas no asume la responsabilidad por las opiniones y afirmaciones expresadas por los autores en sus páginas. Las ideas de los autores no reflejan necesariamente el punto de vista de la institución.

Se autoriza la reproducción parcial o total de la información contenida en esta revista siempre y cuando se cite la fuente.

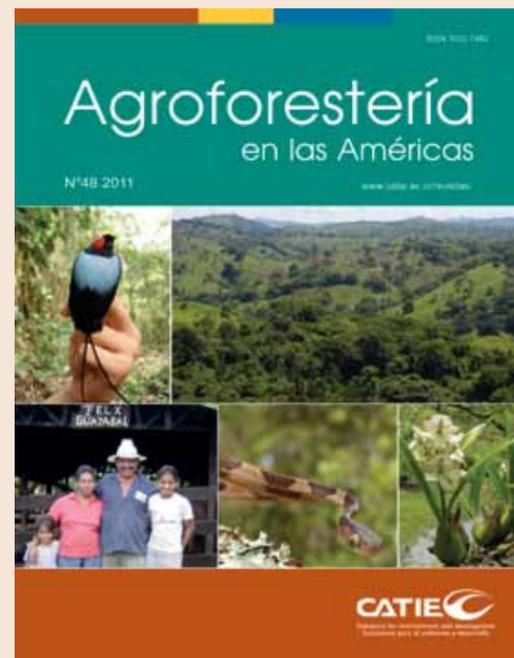
Créditos

Editor: Fabrice DeClerck

Editores técnicos invitados: Tamara Benjamin, Fernando Casanoves, Isabel Gutiérrez, Celia A. Harvey, Dalia Sánchez y Muhammad Ibrahim

Corrección de estilo: Karla Salazar, Oficina de Comunicación e Incidencia, CATIE

Diagramación: Silvia Francis, Oficina de Comunicación e Incidencia, CATIE



La mayoría de los artículos de esta revista se realizaron como parte de un proyecto sobre el Impacto de los Sistemas Silvopastoriles y la Conservación de la Biodiversidad, el cual fue liderado por Celia A. Harvey y Fabrice DeClerck, del CATIE, bajo la supervisión de Karen Luz y Claudia Sobrevilla, del Banco Mundial.

Este proyecto contó con el financiamiento del Bank Netherlands Partnership Program (BNPP), del Banco Mundial.

Editorial

Conservación de biodiversidad en paisajes agrícolas: un desafío para la producción ganadera
F. DeClerck, T. Benjamin, F. Casanoves, I. Gutiérrez, D. Sánchez, C. Sepúlveda, M. Ibrahim..... 4

Agroforestales en América

Familia Madrid: desarrollando una ganadería amigable con el ambiente
D. Sánchez 6
 Pedro Talavera y su familia: contribuyendo con la conservación de la biodiversidad en fincas ganaderas
M. López 8

Foro

Monitoreando el cambio en paisajes agrícolas dinámicos: el marco de trabajo de la ecoagricultura y su aplicación a sistemas silvopastoriles
J. Milder 11
 Desarrollo de lineamientos para la certificación de sistemas sostenibles de producción ganadera
C. Sepúlveda, M. Ibrahim, O. Bach, A. Rodríguez 14
 Aves en cercas vivas
F. DeClerck, A. Martínez, R. DeClerck 21

Avances de Investigación

Uso y manejo de la cobertura arbórea en sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Copán, Honduras
E. Pérez, B. Richers, F. DeClerck, F. Casanoves, J. Gobbi, T. Benjamin 26
 Conservación y conocimiento local de la herpetofauna en un paisaje ganadero sobre la conservación de aves residentes de Matiguás, Nicaragua
L.R. Ramírez, F. Casanoves, C.A. Harvey, M. Chacón, G. Soto, F. DeClerck 36
 Composición y diversidad de epífitas y aves en distintos tipos y densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Copán, Honduras
M. Decker, T. Benjamin, F. Casanoves, F. DeClerck 46
 Conectividad funcional para los géneros de aves *Trogon, Icterus* y *Dendroica* en el paisaje de la subcuenca del río Copán, Honduras
A. Sanfiorenzo, F. DeClerck, T. Benjamin, S. Velásquez 54
 Conservación y conocimiento local de la herpetofauna en un paisaje ganadero
M. J. Gómez I. Gutiérrez, T. Benjamin, F. Casanoves, F. DeClerck 65
 Conservación de bosques tropicales en fincas ganaderas privadas de Centroamérica. Estudio de caso: Matiguás, Nicaragua
D. Useche, C. A. Harvey, F. DeClerck 76
 Implicaciones sociales, económicas y ecológicas para la implementación de sistemas silvopastoriles como estrategia para la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos tropicales
D. Useche, C. A. Harvey, F. DeClerck 84
 Movimientos de *Thryothorus rufalbus* (aves: Troglodytidae) y conectividad funcional en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua
A. Martínez, B. Finegan, F. DeClerck, J. Sáenz, F. Casanoves, S. Velásquez 94
 Caracterización de reptiles y percepción local hacia las serpientes en la subcuenca del río Copán, Honduras
B. Alemán, F. DeClerck, B. Finegan, F. Casanoves, J. García 103
 Ahorro potencial de leña mediante la implementación de la ecoestufa “Justa” en la subcuenca del río Copán y su aporte a la conservación del capital natural
E. Cruz, J. León, C. Villanueva, F. Casanoves, F. DeClerck 118
 Complementariedad de la vegetación como provisión de recursos para la comunidad de aves en el agropaisaje de Copán Ruinas, Honduras
D. Sánchez, S.J. Vilchez, F. DeClerck 130
 Beneficios financieros del aprovechamiento maderable sostenible en sistemas silvopastoriles de Esparza, Costa Rica
M. Scheelje, M. Ibrahim, G. Detlefsen, C. Pomareda, C. Sepúlveda 137
 Análisis de la productividad y la contribución financiera del componente arbóreo en pequeñas y medianas fincas ganaderas de la subcuenca del río Copán, Honduras
A. Chavarría, G. Detlefsen, M. Ibrahim, G. Galloway, R. de Camino 146

¿Cómo Hacerlo?

¿Cómo hacer talleres participativos con respuestas individuales?
B.T.T. Richers, C.A. Harvey, F. Casanoves, F. DeClerck, T. Benjamin 157

Reseñas 164

Agroforestería en las
 Américas
 N° 48, 2011

Agroforestería en las Américas



Paisaje ganadero de Matiguás, Nicaragua.
 Foto: BNPP



Entrevista con los productores de la zona de Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP



El guardabarranco (*Eumomota superciliosa*), ave nacional de Nicaragua. Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE

Conservación de biodiversidad en paisajes agrícolas: un desafío para la producción ganadera

El año 2010 se presentó oficialmente como el año de la biodiversidad, es elegido así por el Convenio para la Biodiversidad (CBD), con el fin de que las naciones del mundo demuestren avances importantes en reducir la pérdida significativa de la biodiversidad, lo que deriva también en una pérdida de la riqueza de los bienes y servicios ambientales que reciben las especies que habitan la tierra. Sin embargo, en general, las noticias no son muy alentadoras.

Según Butchart *et al.* (2010), la mayoría de los indicadores del estatus de la biodiversidad demuestran que no hay una disminución en la tasa de pérdida. Al mismo tiempo, indicadores de presión sobre la biodiversidad como el consumo de recursos y la contaminación siguen aumentando.

A pesar de esto, en Mesoamérica los ciudadanos tienen derecho a estar más orgullosos. En el reporte de Zomer *et al.* (2009), compararon la densidad de árboles integrados en paisajes agrícolas en el mundo y Mesoamérica sobresale como la región con mayor densidad de árboles, 98% del paisaje agrícola presenta más de un 10% de cobertura arbórea. El 81% tiene un porcentaje mayor al 20% y el 52% tiene un porcentaje mayor al 30%. Estos valores son sumamente mayores a los de otras regiones del mundo.

No obstante, no es el momento para quedarse satisfechos. El impacto de la ganadería tradicional sobre la biodiversidad continúa siendo importante y la presión de ésta sobre la deforestación es alta.

Actualmente, se sabe que las pasturas cubren cerca de un 30% del territorio mesoamericano y, en algunos países, esta proporción supera la cobertura del bosque existente. La demanda para carne de calidad va a seguir aumentando en una tasa de 5% anual en países en desarrollo durante los próximos 40 años y la presión para deforestar los bosques de la región no va a desaparecer en el corto plazo.

Dentro de este contexto, necesitamos seguir en la búsqueda de estrategias de producción que garanticen sistemas productivos estables, con precios justos y en general una actividad que contribuya a la conservación de nuestra biodiversidad.

En esta edición especial de la Revista Agroforestería en las Américas (RAFA), nos enfocamos en 13 estudios llevados a cabo por el CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza), y sus socios sobre el valor de la conservación en paisajes ganaderos. Estos estudios incluyen investigaciones dirigidas a entender el valor de la conservación de los sistemas silvopastoriles (SSP) sobre la herpetofauna y las aves. Además, se incluyen aprendizajes enfocados en el conocimiento y las opiniones de los productores que reconocen el valor de la biodiversidad, lo que permite identificar que están dispuestos a integrar medidas de conservación en sus prácticas de producción cotidianas.

Aun así, las lecciones aprendidas de estos estudios radican en que hasta ahora el manejo de la finca para la conservación ha sido escasamente planificado y el verdadero valor de ésta podría ser mucho mayor si se consideran en forma integrada las medidas de conservación con las estrategias que aumenten la productividad de las fincas ganaderas de la región. Prácticas como el establecimiento de cercas vivas demuestran el valor de la conservación ya que sirven como corredores biológicos a escalas locales para la vida silvestre, pero para maximizar este aporte las fincas deben aumentar la riqueza de los árboles presentes en las cercas, reducir la frecuencia de poda y asegurar que a nivel de paisaje estas cercas forman una red conectando parches de bosques aislados.

Los parches de bosques incluidos en paisajes ganaderos de Mesoamérica también forman un elemento esencial para la conservación de la biodiversidad silvestre. Aunque los paisajes ganaderos han sido deforestados, generalmente mantienen entre 10 y 20% de parches de

bosques, la mayoría de estos tienen menos de 10 ha de tamaño y están aislados. Sin la presencia de dichos bosques nuestros esfuerzos por la conservación en fincas ganaderas a través de la implementación de sistemas silvopastoriles no tienen sentido.

Por estas razones, la estrategia para la conservación debe superar la escala de la finca y coordinar esfuerzos entre finqueros, para así lograr un impacto a nivel de paisaje al aumentar la cantidad de la cobertura de los bosques y asegurar la conectividad entre parches de bosques. Superar la escala de la finca permitirá incluso entender el papel que los SSP juegan a nivel del paisaje, particularmente en la provisión de servicios ecosistémicos como la regulación del flujo y calidad del agua, la captura de carbono y la conservación de la biodiversidad.

Al mismo tiempo, hay que considerar como podemos aumentar el mérito de estas intervenciones conservacionistas a la productividad de las fincas. Por ejemplo, utilizando las especies de valor comercial para la producción de madera o usando las de valor alimenticio como fuente de forraje o frutos, además de su importancia para la conservación.

También, se deben implementar estrategias para favorecer la regeneración natural o el establecimiento de árboles que permitan arreglos en potreros que provean sombra para el ganado, disminuyan el estrés calórico sin aumentar el impacto de la sombra sobre

la producción del pasto y que mejoren la conectividad para un aumento de la biodiversidad. Incluso, es esencial entender que la biodiversidad es más que la suma de sus partes. En efecto, la biodiversidad o la riqueza de especies que habitan el paisaje mesoamericano forman parte del sistema operativo global. Así pues, al conservar la biodiversidad conservamos al mismo tiempo nuestro propio futuro.

Por otro lado, hay una demanda creciente de productos animales producidos con buenos estándares y que son amigables con el ambiente, con lo cual se espera que los ganaderos se beneficien con un valor agregado para la comercialización de sus productos certificados con estos estándares.

Esperamos que disfruten los artículos incluidos en esta publicación de la RAFA. Queremos agradecer a todos los estudiantes que compartieron sus experiencias mediante estos trabajos. Igualmente, agradecemos todo el apoyo financiero del Banco Mundial a través del proyecto Bank Netherlands Partnership Program ya que una gran parte de los trabajos fueron financiados por ellos. Por último, queremos agradecer a todos los productores de Nicaragua y Honduras que nos abrieron sus puertas y sus fincas en el transcurso de estos estudios ya que esta RAFA, en realidad, representa la síntesis de sus experiencias.

F. DeClerck, T. Benjamin, F. Casanoves, I. Gutiérrez,
D. Sánchez, C. Sepúlveda, M. Ibrahim



Productores de la región de Matiguás, Nicaragua. Foto BNPP

Agroforestales en América

Familia Madrid: desarrollando una ganadería amigable con el ambiente

Entrevista realizada por D. Sánchez

Don Edgardo Madrid vive con su familia en una finca de 90 ha ubicada en la comunidad de Cabañas, en Copán Ruinas, Honduras. Desde niño se ha dedicado a trabajar con ganado y café y hace más de 18 años esta finca fue heredada por su familia. En el 2005, su parcela fue elegida para formar parte de las fincas piloto de aprendizaje dentro del componente de producción y ambiente en el proyecto Focuecas II, ejecutado por el CATIE. Con esta participación, Don Edgardo se ha motivado y esforzado para cambiar poco a poco el manejo tradicional de su finca por un manejo más amigable con el medioambiente. Actualmente, ha introducido aproximadamente 4 km de cercas vivas con especies de madreño, pito y jiote; 6 ha de bancos forrajeros de gramíneas; 67,5 ha de pasturas mejoradas y estableció un biodigestor para la generación de energía.

¿Qué es biodiversidad y cuáles son sus especies favoritas?

La familia Madrid asocia biodiversidad con la variedad de plantas y animales que existen en la tierra. Sus preferencias por los árboles varían, Don Edgardo prefiere la caoba (*Swietenia macrophylla*) porque es un árbol de madera preciosa y escaso en la zona. Su esposa, Doña Reyna, prefiere los frutales y su favorito es la guanábana (*Annona muricata*). La principal especie que les motiva a mejorar el valor de la conservación en su finca es la iguana (*Iguana iguana*) ya que es un animal silvestre amenazado en la zona.

¿Cuál es la importancia que tienen los árboles en su finca para conservar la biodiversidad?

“Los árboles son muy importantes para proteger y conservar la biodiversidad en mi finca porque sirven como alimento y refugio para muchos animales, como por ejemplo las aves. Además, me están ayudando a proteger a las iguanas (*Iguana iguana*), los garrobos (*Ctenosaura* sp.), las guatuzas (*Dasyprocta* sp.) y los tepezcuintles (*Agouti paca*), especies que ya casi no se ven en la zona.



Familia Madrid, Copán Ruinas, Honduras. Foto: BNPP

Algo curioso que nos sucede a muchos productores es que si un árbol no es maderable, no sirve para alimento del ganado o leña, lo eliminamos, pero ya ve todos los árboles tienen una gran importancia en la finca. Le doy un ejemplo, al capulín (*Trema micrantha*), muchos productores lo ven como un árbol de poca utilidad, sin embargo, es una especie que produce frutos durante todo el año para las aves, las flores tienen olor a miel y se ven una gran cantidad de mariposas volando sobre ellas, brinda sombra al ganado porque mantiene el follaje aún en la época seca y protege las quebradas de agua.”

¿Cuáles son los beneficios que recibe como productor al mantener la biodiversidad en su finca?

“Son muchos los beneficios pero el principal es que mis nietos tengan la oportunidad de conocer muchas especies de animales que en este momento están en peligro o muy amenazadas, como las iguanas, tepezcuintles (*Agouti paca*), ardillas (*Sciurus* sp.) y venados (*Odocoileus* sp.). Otros beneficios que le puedo destacar

porque son como los de más impacto son la disponibilidad de agua en las quebradas aún en la época seca, el aumento de la carga animal y una mayor disponibilidad de postes, madera, leña y frutales. Le comento que yo no compro limones ni aguacates, porque todo esto me produce la finca y me queda para regalar a los amigos y vecinos.”

¿Cree usted que es posible mejorar la producción de una finca y al mismo tiempo conservar la biodiversidad?

“Sí, es posible. Yo lo estoy experimentando con mi finca a través del mejoramiento de las pasturas, haciendo divisiones de potreros más pequeñas, introduciendo cercas vivas con la combinación de varias especies en áreas estratégicas de las fincas como los linderos y construyendo pilas para la distribución de agua para no dañar las áreas de las quebradas. Sin embargo, todo necesita una inversión, que en algunos casos se hace difícil y se tiene que ir a paso lento, pero el beneficio en el largo plazo es grande porque mejoramos la rentabilidad de la finca, la diversificamos y ayudamos con la conservación de los recursos naturales y eso nos ayuda a prepararnos y enfrentarnos mejor ante los cambios del clima.”

¿Cuáles problemas o desafíos han tenido que enfrentar para mantener la biodiversidad en su finca?

“Fueron varios problemas, principalmente una mayor cantidad de sombra y malezas en los pastos. También, tuve que disminuir las áreas de potreros para liberar algunas zonas para regeneración natural, no permitir la entrada de ganado a la orilla de las fuentes de agua para que no dañaran las plántulas y con el establecimiento de las cercas vivas muchos brotones no sobrevivieron y otros se los comía el ganado.”

¿Cuál es el estado de la biodiversidad en su finca ahora que ha realizado cambios?

“He observado mayor cantidad de animales. Por ejemplo, he visto aproximadamente 25 garrobos, mayor presencia de iguanas, tepezcuintles (*Agouti paca*), torrejitas (*Tityra semifasciata*), codornices (*Colinus leucopogon*) y chorchas (*Icterus* sp.), especies que antes eran menos abundantes. También, hay más especies de árboles en las áreas que se han liberado y que ya no se queman.”

¿Cuáles son los beneficios que las prácticas de conservación han generado en su finca y en la comunidad?

“He aumentado mi carga animal porque cuento con bancos forrajeros y pastos mejorados porque las prácticas de conservación me han motivado a la intensificación. Además, el valor de mi finca aumentó porque logré una mejor planificación y distribución de las áreas de potreros y de conservación. La finca sirve como un motor que mueve el interés de otros ganaderos en la masificación de la producción amigable con el ambiente y he alcanzado un mejor bienestar para mi familia.”

¿Considera usted que la conservación de la biodiversidad le ha ayudado a enfrentar los riesgos del cambio climático?

“Los árboles me han ayudado a evitar la erosión, a conservar el agua aún en la época crítica de sequía y le brindan sombra al ganado, razón por la cual ahora sufren de menos estrés, sobre todo en este año que la temperatura en la zona aumentó.”

¿Cuál cree usted que es la forma de ayudar a los productores a cambiar su actitud sobre el manejo tradicional de las fincas?

“En primer lugar esfuerzo propio y crear conciencia en otros productores, además del esfuerzo de instituciones colaborando con los productores de la zona a través de las capacitaciones, asistencia técnica y pequeños incentivos como por ejemplo, semillas y material vegetativo para cercas vivas. Esto ayudaría a que los productores se comprometan y vayan cambiando poco a poco. También, un punto importante en este proceso son los productores organizados.”

¿Haría alguna recomendación a otros productores de la zona?

“Primero los invitaría a ver los resultados en mi finca porque así les hablaría con hechos reales. Segundo, les diría que trabajar con prácticas amigables con el ambiente si funciona y nos permiten estar mejor preparados para los tiempos de sequía, aumentando la rentabilidad de las fincas. Luchemos por cambiar, así gana el medioambiente y nosotros también.”

Agroforestales en América

Pedro Talavera y su familia: contribuyendo con la conservación de la biodiversidad en fincas ganaderas

Entrevista realizada por M. López



Familia Talavera Mendoza, Matiguás, Nicaragua. Foto BNPP

La familia Talavera Mendoza es originaria de Paiwita, Matiguás, en Matagalpa, Nicaragua. Esta familia reside en una finca de 37 ha adquirida con su propio esfuerzo y desde su niñez han estado involucrados en el sector agropecuario, el cual ha sido su principal fuente de ingresos.

En el 2003, fueron seleccionados para participar en el programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), a fincas ganaderas dentro del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-SSP) del CATIE. La familia forma parte del grupo de productores líderes e innovadores en la implementación de tecnologías silvopastoriles y

buenas prácticas que mejoran la productividad de las fincas y la conservación de los recursos naturales, tales como, arborización de pasturas mejoradas, cercas vivas diversificadas, bancos forrajeros de leñosas y gramíneas, liberación de áreas para la conservación de agua, así como el establecimiento de un biodigestor para la generación de biogás (metano), como fuente de energía.

Esta finca modelo ha sido utilizada por varias instituciones y organizaciones no gubernamentales nacionales para desarrollar eventos de capacitación a productores y técnicos en el tema de la producción animal. Además, esta familia ha sido asesorada por Nitlapan desde mediados de los años noventa.

¿Qué es biodiversidad y cuáles son sus especies favoritas?

La familia Talavera Mendoza asocia biodiversidad como una estrategia de diversificación dado que ésta permite tener árboles en la finca. Sus preferencias en cuanto a especies vegetales varían, el productor valora más el cedro (*Cedrela odorata*) porque es una buena madera que se utiliza para la construcción de casas y muebles. En cambio, a su esposa le gusta más el aguacate por su valor alimenticio. Las especies animales preferidas son la guardatinaja (*Agouti paca*) y el cusuco (*Dasytus novemcinctus*) ya que no dañan mucho los cultivos y sirven para la alimentación.

¿Cuál es la importancia que tienen los árboles en su finca para conservar la biodiversidad?

“Hay árboles que parecen no ser importantes, pero tienen su función porque purifican el ambiente, ayudan a conservar el agua y fijan dióxido de carbono. Sin hábitat los animales no viven. A los árboles los podemos manejar podándolos si nos afectan los pastos.

Cuando yo vine a esta finca sólo había guayaba (*Psidium guajava*) y guácimo (*Guazuma ulmifolia*), pero recolectamos semillas de unos árboles que los estaban aserrando y los sembramos. Además, dejamos áreas para proteger los bosques riparios y las partes más quebradas, ahora podemos ver más aves, mamíferos y reptiles.”

¿Cuáles son los beneficios que recibe como productor al mantener la biodiversidad en su finca?

“Ahora tenemos más sombra para los animales, disponibilidad de agua durante todo el año, leña, postes y hasta madera para construcción (galera, regletas). También, podemos desramar algunos árboles para la alimentación animal.

Otro beneficio es que antes, cuando nos casamos, solo comíamos guineo (musáceas), lo hacíamos frito o molido, ahora tenemos mayores productos para alimentación.

Además, si quisiera, ahora con un 50% de los árboles maderables sembrados pago la deuda de la familia, sin embargo, esto lo haría hasta en última instancia ya que con la presencia de árboles ha aumentado la mayor cantidad de mamíferos que son fuente de proteína para nuestra alimentación.”

¿Cree usted que es posible mejorar la producción de una finca y al mismo tiempo conservar la biodiversidad?

“Es posible mejorar la producción de la finca y la conservación de la biodiversidad cuando la diversificación es notoria (introducción de árboles y cultivos), como una alternativa para reducir riegos, tener seguridad alimenticia y conservar el medioambiente. Se trata de adoptar una nueva forma de vida para garantizar agua, crear mejor bienestar animal y tener una mejor calidad de vida. Sin embargo, es necesario realizar una buena planificación de la finca y proponerse metas a corto y largo plazo.”

¿Cuáles problemas o desafíos han tenido que enfrentar para mantener la biodiversidad en su finca?

“Cuando comenzamos a sembrar caoba (*Swietenia humilis*), había una plaga que se comía el cogollo y el árbol se moría, otra cosa es que algunos prendizos se caían al suelo. Además, no es fácil conseguir material genético y en los bancos las semillas están a altos costos. Al establecer un sistema silvopastoril hay que tener cuidado para que el ganado no dañe las plántulas o se coma los árboles. También, a los árboles hay que darles un manejo constante para que no exista riesgo de volcamiento y que tengan mejor rebrote y crecimiento. Los sistemas silvopastoriles requieren mucha mano de obra para su manejo y para esto se necesita tener dinero en el bolsillo, por lo que considero que los sistemas silvopastoriles y la diversificación son una buena opción para la subsistencia cuando hay disponibilidad de mano de obra.

Un problema con la presencia de mayor cantidad de árboles son las especies plagas, sin embargo, los animales son plagas cuando no tienen que comer, por lo que hay que sembrar o dejar árboles de regeneración natural que sirvan para alimentación de la fauna silvestre.”

¿Cuál es el estado de la biodiversidad en su finca ahora que ha realizado cambios?

“Ahora en la finca hay mayor hábitat para los animales, mayor cantidad de agua por la conservación de las quebradas y también podemos los árboles grandes para alimentación animal, lo cual contribuye a que los árboles pequeños crezcan.”

¿Cuáles son los beneficios que las prácticas de conservación han generado en su finca y en la comunidad?

“Como estamos ubicados en la parte media de la cuenca ahora tenemos más agua en la finca y conservamos para los productores de la parte baja de la cuenca. El valor de la propiedad se incrementó en un 63% y tenemos mayor seguridad alimentaria con la diversificación de la producción. Además, hemos creado mayor bienestar y fuentes para alimentación animal.

Nuestra finca ha servido a la comunidad para intercambio de material genético y como vitrina para otras fincas, técnicos locales y nacionales. También, hemos recibido el mensaje de la Iglesia Católica de conservar los recursos naturales y nosotros somos testigo de los beneficios e importancia de su conservación y de la contribución que nos permite dar a las actividades eclesíásticas.”

¿Considera usted que la conservación de la biodiversidad le ha ayudado a enfrentar los riesgos del cambio climático?

“Los árboles contribuyen a evitar riesgos y erosión. Recuerdo una ocasión en la que una ventolera derribó la rama de un árbol y si no hubiera sido por los árboles que estaban ahí, aquella rama se habría llevado nuestra casa. Además, los árboles sirven como cortinas rompe vientos y contribuyen con la materia orgánica. También, antes cuando llovía se hacían cárcavas, ahora los árboles amortiguan el agua y al evitar la erosión se conserva el suelo.”

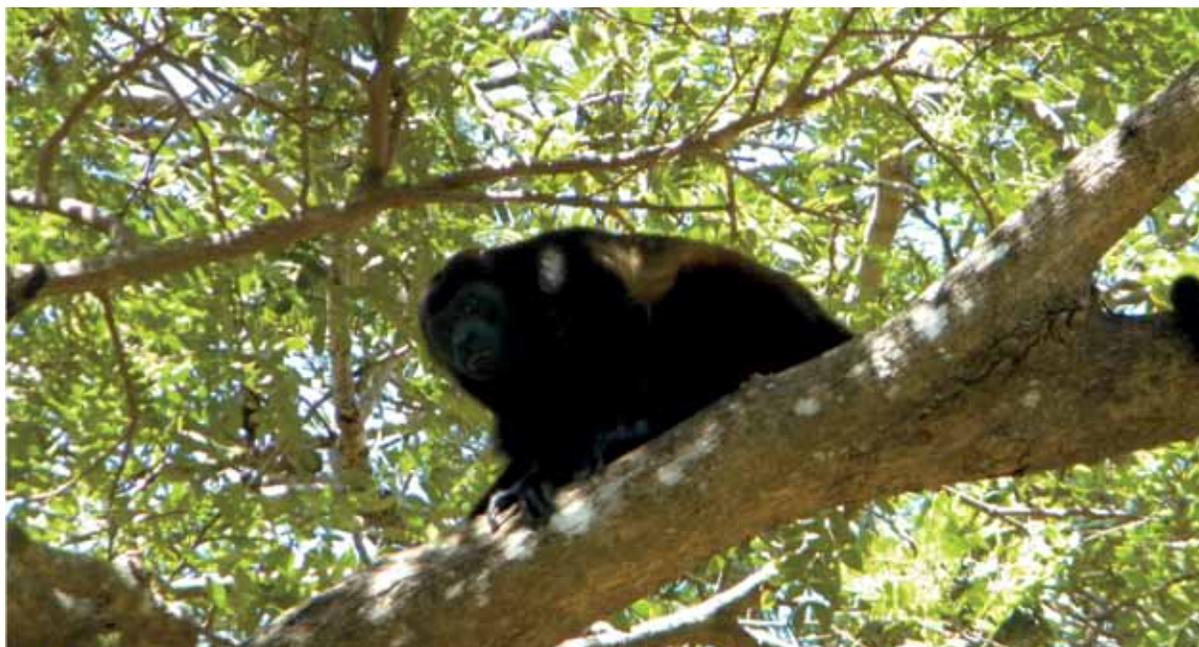
¿Cuál cree usted que es la forma de ayudar a los productores a cambiar su actitud sobre el manejo tradicional de las fincas?

“Una forma es hablarles del problema más grave que es la escasez de agua y mencionarles que el impacto de los árboles es a largo plazo, pero los impactos de la destrucción de los recursos naturales es para toda la comunidad. Además, aconsejarlos para que dejen los árboles y establezcan cercas vivas.

Nuestra finca se ha utilizado para intercambios de material genético e intercambios de productores y técnicos. En lo poco que podamos, nos gustaría ayudar a que otros productores conozcan sobre alternativas de manejo de los recursos naturales, conservación de la biodiversidad y sus beneficios para la familia, el ganado, la finca y la comunidad.”

¿Haría alguna recomendación a otros productores de la zona?

“Aconsejaría a los productores que no despalen los árboles porque son fuente de vida. Los árboles sobreviven solos, pero nosotros no los dejamos. También, les diría que cuidemos la naturaleza, que no quememos y si aprovechamos un árbol sembrar varios. Además, cuando queremos árboles de calidad hay que trabajar fuerte para darle manejo por eso les recomendaría trabajar con la regeneración natural.”



Varias tropas de monos aulladores utilizan los bosques ribereños y las cercas vivas, que los productores conservan, como hábitat y rutas de conectividad. Foto: BNPP

Monitoreando el cambio en paisajes agrícolas dinámicos: el marco de trabajo de la ecoagricultura y su aplicación a sistemas silvopastoriles

J. Milder^{1,2}

Los paisajes silvopastoriles de Centroamérica son sistemas altamente complejos, dinámicos y heterogéneos. Los cambios en estos paisajes son rápidos y ocasionados por diversos factores que van desde las preferencias de los finqueros, las fluctuaciones en los precios del mercado, hasta cambios ambientales a largo plazo. Al mismo tiempo, legisladores, organizaciones no gubernamentales y otros actores pueden buscar influenciar en la trayectoria del cambio a través de intervenciones, tales como, programas de desarrollo local o pago por servicios ambientales.

En medio de tanta complejidad, ¿cómo es posible determinar si un paisaje está acercándose a la sostenibilidad o alejándose de ella?, ¿puede el impacto de programas o intervenciones específicas ser separado de las amplias tendencias que inducen el cambio en estos paisajes?, y ¿cómo podemos hacer para que la información sobre la condición y trayectoria de estos paisajes esté disponible a las comunidades locales para ayudarlos a tomar buenas decisiones sobre cómo alcanzar sus metas y mejorar su calidad de vida y ambiente?

Durante los últimos años, investigadores de Ecoagriculture Partners y de la Universidad de Cornell, ambos asociados al CATIE, hemos explorado estas preguntas dentro del marco de trabajo de la ecoagricultura. En este artículo, reportamos nuestras experiencias, observaciones y conclusiones.

ECOAGRICULTURA Y SUS SIGNIFICADOS EN PAISAJES DE CENTROAMÉRICA DOMINADOS POR PASTURAS

La ecoagricultura es una visión para mejorar el manejo de paisajes rurales inhabitados, de tal manera que simultáneamente puedan alcanzar tres metas fundamentales: 1) conservar la biodiversidad nativa y los servicios ecosistémicos, 2) proveer productos agrícolas y servicios de manera sostenible y 3) mantener medios de vida viables para las comunidades locales.

Empíricamente, la ecoagricultura se basa en un creciente número de estudios que evidencian que las compensaciones entre conservación, producción de alimentos y medios de vida no son siempre necesarias. En lugar de esto, pueden alcanzarse sinergias significativas utilizando técnicas de manejo conocidas y emergentes, de tal forma que múltiples objetivos puedan ser desarrollados en un mismo espacio geográfico (McNeely & Scherr 2003).

El paradigma de la ecoagricultura es especialmente relevante en los paisajes centroamericanos dominados por pasturas. A medida que los conservacionistas empezaron a reconocer que las áreas protegidas de Mesoamérica no eran capaces por sí solas de conservar toda la biodiversidad o ecosistemas de importancia, empezaron a dedicar mayor atención a los beneficios para la conservación de las áreas agrícolas, tales como sistemas silvopastoriles (SSP) y sistemas agroforestales

¹ Departamento de Recursos Naturales, Universidad de Cornell, Ithaca, NY 14853 USA

² Ecoagriculture Partners, 730 11th Street NW, Suite 301, Washington DC 20001 USA. Correo electrónico: jmilder@ecoagriculture.org

de café. Al mismo tiempo, los paisajes dominados por pasturas constituyen el hogar de un número significativo de pequeños productores y sus familias, muchos de los cuales viven en condiciones de pobreza. De este modo, la necesidad de enfocarse simultáneamente en conservación, producción y medios de vida es especialmente importante en estos paisajes.

EL MARCO PARA LA MEDICIÓN DE PAISAJES

La ecoagricultura ya está siendo practicada en cientos de locaciones a nivel mundial con prometedores resultados en regiones en donde la conservación, la producción de alimentos y la reducción de la pobreza son prioridades fundamentales. Sin embargo, hasta el momento, nuestra habilidad de mejorar, replicar, reproducir y agrandar estas prácticas se ha visto dificultada por la falta de conocimiento y herramientas creíbles y útiles para diseñar y monitorear estos sistemas.

Para enfocarnos en esta necesidad, Ecoagriculture Partners lanzó en el 2005 una iniciativa para la medición de paisajes (LMI por sus siglas en inglés), con el objetivo de ayudar a comunidades locales y accionistas externos a entender y monitorear los paisajes ecoagrícolas y su contribución para alcanzar los objetivos de conservación, producción de alimentos y reducción de pobreza.

El primer producto de esta iniciativa fue el Marco para Medición de Paisajes, con el cual se puede planificar y monitorear los paisajes por parte de los principales accionistas presentes en dichos campos (Buck *et al.* 2006). Este marco, constituye un acercamiento a la medición del funcionamiento de paisajes completos con respecto a los objetivos de la ecoagricultura. El propósito no es determinar si un paisaje ha obtenido una condición final específica, sino más bien definir si se está moviendo en la dirección correcta, siendo ésta, cuando las prácticas de manejo y mosaicos resultantes de usos de suelo a través del paisaje están generando progreso hacia los objetivos de la ecoagricultura.

El marco utiliza un acercamiento jerárquico para la medición del funcionamiento de un paisaje. Al nivel más alto, incluye los objetivos de la ecoagricultura: conservación, producción de alimentos y medios de vida rurales; además incluye un cuarto objetivo que involucra organizaciones sólidas que son necesarias para mantener los tres primeros objetivos. Estos cuatro objetivos por sí solos son demasiado generales para ayudarnos a entender el funcionamiento de los paisajes, por lo que

cada objetivo se ve apoyado por varios subobjetivos o criterios que se consideran deseables en cualquier paisaje a nivel mundial. Todos juntos, objetivos y criterios, forman el set de las 20 preguntas para ser consideradas por accionistas trabajando en paisajes ecoagrícolas (Cuadro 1).

Sin embargo, mientras que las 20 preguntas fueron diseñadas con la intención de poder ser aplicadas en cualquier paisaje a nivel mundial, los siguientes dos niveles de la jerarquía (indicadores y medios para la medición), fueron diseñados para cada paisaje individual. Los indicadores permiten a los accionistas determinar qué aspectos de qué objetivos son más relevantes localmente. Por ejemplo, en un paisaje que cuenta principalmente con agricultura de subsistencia los indicadores de medios de vida pueden enfocarse en número de calorías ingeridas y salud humana, mientras que en un paisaje con una agricultura basada en el mercado las ventas al por mayor y beneficio neto pueden resultar buenas medidas de éxito.

Finalmente, los medios para la medición son procedimientos a través de los cuales los indicadores son evaluados, pueden incluir la conducción de entrevistas en casas, muestreo de flora y/o fauna o la evaluación del cambio en la cobertura mediante imágenes satelitales.

El proceso de monitoreo de paisajes es tan importante como el marco de referencia. Para ayudar a guiar este proceso, el LMI provee de un rango de herramientas y guías para la implementación del Marco para la Medición de Paisajes en campos ecoagrícolas alrededor del mundo. Estas herramientas han sido publicadas en línea (www.landscapemeasures.org), como parte del Centro de Recursos para la Medición de Paisajes (LMRC por sus siglas en inglés).

La práctica de la medición de paisajes pretende apoyar procesos de manejo adaptativo colaborativo a mayor escala, como aquellos llevados a cabo por accionistas en un paisaje dado. En el manejo adaptativo colaborativo las nuevas prácticas que responden a una hipótesis para ayudar a mejorar la conservación, producción o resultados relacionados a los medios de vida son probados constantemente, monitoreados para estimar su impacto y finalmente, modificados para mejorar resultados futuros. En paisajes ecoagrícolas, el proceso del manejo adaptativo colaborativo típicamente involucra a diversos accionistas que incluyen productores agrícolas,

líderes comunales, organizaciones conservacionistas, oficiales de gobierno y posiblemente otras organizaciones o donantes.

En áreas en donde el Marco para la Medición de Paisajes ya ha sido probado, las 20 preguntas fueron eficientes, ayudando a guiar conversaciones entre accionistas que entienden la ecoagricultura desde diferentes

perspectivas, por tanto, deben obligarse a pensar fuera de su propia área de comodidad. Por ejemplo, trabajadores del desarrollo rural pueden estar acostumbrados a enfocarse dentro de sus trabajos en la producción de alimentos y salud humana. Sin embargo, la sección de conservación de las 20 preguntas genera una discusión enfocada en los valores ambientales que mantienen el bienestar humano a través del tiempo.

Cuadro 1

Veinte preguntas para entender la ecoagricultura, lista de metas y criterios para la interpretación de paisajes	
Meta de conservación: el paisaje conserva, mantiene y restaura la biodiversidad silvestre y los servicios ecosistémicos.	
1.	Criterio C1: ¿Los patrones de uso de suelo sobre el paisaje pueden optimizar el valor del hábitat y la conectividad de paisaje para especies nativas?
2.	Criterio C2: ¿Están las áreas naturales y seminaturales del paisaje altamente intactas?
3.	Criterio C3: ¿Se encuentran conservadas dentro del paisaje todas las poblaciones en peligro, especies y ecosistemas presentes?
4.	Criterio C4: ¿Provee el paisaje servicios ecosistémicos benéficos de manera local, regional y global en altas cantidades?
5.	Criterio C5: ¿Se encuentran prevenidas la expansión de especies invasoras y hábitats naturales adyacentes dentro del paisaje agrícola?
Meta de producción agrícola: el paisaje provee de sistemas de producción compatibles ecológica, productiva y sosteniblemente.	
6.	Criterio P1: ¿Satisfacen los sistemas de producción agrícola la seguridad alimentaria y requerimientos nutricionales por parte de los productores y consumidores de la región?
7.	Criterio P2: ¿Son los sistemas de producción agrícola viables económicamente y podrían estos responder de manera dinámica a cambios económicos y demográficos?
8.	Criterio P3: ¿Son los sistemas de producción agrícola resilientes a las perturbaciones antropogénicas o naturales?
9.	Criterio P4: ¿Los sistemas de producción agrícola mejoran o tienen un impacto neutral sobre la biodiversidad silvestre y los servicios ecosistémicos del paisaje?
10.	Criterio P5: ¿Se encuentra la agrobiodiversidad manejada de forma óptima para presentes y futuros usos?
Meta de medios de vida: el paisaje mantiene o mejora los medios de vida y el bienestar de todos los grupos sociales que residen en el área.	
11.	Criterio M1: ¿Se encuentran los hogares y comunidades con capacidad para enfrentar sus necesidades de forma sostenible con los recursos naturales?
12.	Criterio M2: ¿Aumenta el valor de los activos de los hogares y la comunidad?
13.	Criterio M3: ¿Poseen las familias y las comunidades acceso equitativo y sostenible sobre el flujo y reservas limitadas de los recursos naturales?
14.	Criterio M4: ¿Las economías locales y medios de vida son resilientes a cambios dinámicos en poblaciones humanas y no humanas?
Meta institucional: las instituciones que están presentes permiten la integración, planificación continua, negociaciones, implementación, movilización de recursos y la creación de capacidades locales en apoyo a las metas de la ecoagricultura.	
15.	Criterio I1: ¿Están los mecanismos de planificación intersectorial, monitoreo y toma de decisiones a escala de paisaje funcionando en un lugar?
16.	Criterio I2: ¿Tienen los productores, agricultores y comunidades una capacidad adecuada y efectividad para apoyar la innovación de la ecoagricultura?
17.	Criterio I3: ¿Apoyan las instituciones públicas de manera efectiva la ecoagricultura?
18.	Criterio I4: ¿Proveen los mercados incentivos para la ecoagricultura?
19.	Criterio I5: ¿Existen organizaciones de apoyo en el área de la ecoagricultura?
20.	Criterio I6: ¿Se encuentra la ecoagricultura apoyada por el conocimiento, normas y valores institucionales?

Fuente: Buck *et al.* 2006

Desarrollo de lineamientos para la certificación de sistemas sostenibles de producción ganadera

C. Sepúlveda, M. Ibrahim, O. Bach, A. Rodríguez

La producción pecuaria tiene un impacto importante en los recursos naturales globales como agua, biodiversidad, suelo etc. Esta producción ocupa alrededor del 30% de la superficie terrestre libre de hielo (Steinfeld *et al.* 2009). Por otro lado, los bosques primarios del mundo constituyen un 36% de la superficie forestal total, pero se han disminuido en más de 40 millones de hectáreas desde el año 2000.

En gran medida esto se debe a la reclasificación de los bosques primarios como otros bosques regenerados de forma natural, debido a la tala selectiva y otras intervenciones humanas relacionadas especialmente con la actividad agropecuaria. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), en las conclusiones de la última evaluación de recursos forestales realizada durante el 2009 y que se publicó en octubre de 2010, en muchos casos se tiene conocimiento de que la deforestación de las áreas boscosas ocurre la mayoría de las veces para establecer más pasturas.

En América Latina alrededor de un 7% de la población está dedicada a la ganadería. Esta actividad, al igual que en otras partes del mundo, es fuente de empleo e ingresos para las familias rurales y en el caso de las familias pobres forma parte integral de las estrategias de vida para la acumulación de capital y otros recursos. Además, en Latinoamérica las pasturas constituyen el principal uso de la tierra, ocupan más del 30% (FAO 2007) y hay una demanda creciente de productos de origen animal (leche y carne), hecho que se ve reflejado en el incremento del precio que pagan los consumidores en los diferentes estados del producto.

En su mayoría estos sistemas de producción ganadera son manejados en monocultivo y bajo sistemas de producción extensivos donde más de un 50% se encuentran en un estado avanzado de degradación, lo cual está relacionado

con pérdidas en la productividad animal y deterioro de los recursos naturales, como la pérdida de biodiversidad (Sáenz *et al.* 2007), la reducción en el stock de carbono (Ibrahim *et al.* 2007) y las alteraciones en el flujo de agua (Ríos *et al.* 2007), ocasionados en su mayoría por las malas prácticas y agravados por los efectos del calentamiento global (Kaimowitz 2001). De igual manera, (Betancourt *et al.* 2007) en un estudio realizado en el norte de Guatemala mencionan que la disminución en los ingresos por venta de leche varían de 42 USD a 157 USD ha⁻¹ año⁻¹ en pasturas con degradación leve y muy severa, respectivamente. La Organización de las Naciones Unidas (ONU), realizó en el 2005 proyecciones a mediano plazo sobre el aumento de la población mundial y estimó que aproximadamente crecerá hasta nueve millones de personas en el año 2050, y prevé que la mayor parte del crecimiento se concentrará en los países en desarrollo.

Este creciente mercado de la carne representa una importante oportunidad para que los productores pecuarios de América Latina puedan comercializar de una manera más segura. Sin embargo, este hecho hace suponer que habrá más presión en el uso de los recursos naturales para responder a esta demanda de productos. Por ejemplo, para la Amazonía hay proyecciones que indican que la demanda sobre productos de carne y leche va a fomentar mayor deforestación del bosque, lo cual tendrá impactos negativos en las variables climáticas y la biodiversidad de la zona (Nepstad *et al.* 2006).

En vista de esta problemática hay una presión creciente de los consumidores de bienes y servicios para que los ganaderos reduzcan los impactos negativos ambientales y sociales del sistema de producción (Clay 2004). Existen hechos comprobables, por ejemplo, en Gran Bretaña grupos ambientalistas están creando discusiones y boicoteando la importación de carne producida en la Amazonía, Brasil, porque señalan que su sistema de producción está contribuyendo al calentamiento global.

También, hay un fuerte cuestionamiento sobre el uso de mano de obra que adolece de garantías sociales en países en vías de desarrollo (Monbiot 2005).

No obstante, además de los problemas sociales y ambientales los consumidores están demandando cada vez más la producción de alimentos inocuos y libres de patologías de origen dudoso como la encefalopatía espongiforme bovina (BSE), conocida como el mal de las vacas locas, las intoxicaciones con dioxinas y alergias, las cuales aparecieron durante los últimos años.

Estos eventos han alertado a la comunidad internacional y a los consumidores en general sobre la necesidad de monitorear los controles de obtención de productos bajo procedimientos que garanticen la seguridad y sanidad de los alimentos que se consumen. Es así como toma importancia el cumplimiento de estándares que integren el componente de bienestar animal en las explotaciones agropecuarias, el cual empieza por el reconocimiento de los animales como seres sensibles y por lo tanto existe la necesidad de evitarles todo dolor o sufrimiento innecesario, además se debe garantizar el cumplimiento mínimo de sus necesidades fisiológicas.

Lo anterior ratifica la necesidad de promover el desarrollo de una ganadería sostenible que integre aspectos económicos, ambientales, sociales y de bienestar animal, por lo que se está fomentando la adopción de sistemas silvopastoriles (SSP), con el propósito de lograr la intensificación ecológica de los sistemas de producción y la liberación de áreas boscosas. Los resultados muestran que los SSP además de contribuir con el mejoramiento de la productividad e incrementar la rentabilidad de las fincas ganaderas (Villanueva *et al.* 2010), ayudan a la conservación de los recursos naturales, generan fuentes importantes de alimentación para el ganado como son los forrajes y frutos, proporcionan confort y reducen el estrés calórico para los animales mediante la sombra, especialmente en la época de verano.

Sáenz *et al.* (2007), Tobar *et al.* (2006) señalan que las pasturas con alta densidad de leñosas (≥ 30 individuos ha^{-1}) y cercas vivas multiestratos presentan una mayor riqueza de aves y mariposas que las pasturas en monocultivo o con baja densidad de árboles. En el secuestro de carbono, Ibrahim *et al.* (2007) encontraron en Esparza, Costa Rica, que los SSP: pasturas mejoradas y naturales arboladas (119 y 114 t ha^{-1} , respectivamente), tienen mayor capacidad para capturar carbono en

comparación con las pasturas degradadas que solo almacenaron 26 t ha^{-1} .

En general, los SSP diseñados y manejados correctamente pueden reducir la presión sobre los bosques y generar sostenibilidad en el sistema ganadero. Sin embargo, los altos costos de inversión para la implementación de estas tecnologías representan una barrera para una mayor adopción.

De esta manera, surge la necesidad de buscar incentivos y herramientas que contribuyan a una mayor adopción de las tecnologías silvopastoriles, así los productores podrán, además de incrementar su producción, mejorar los indicadores ambientales y alcanzar mayores beneficios económicos a través de la obtención de un valor agregado a su producción.

En una encuesta de sondeo que el programa de Ganadería y Manejo del Medio Ambiente (GAMMA) del CATIE, aplicó en Costa Rica para conocer las tendencias de consumo de carne certificada, se encontró que a la mayoría de la población joven y universitaria (70%) les gustaría consumir productos de origen animal que se produzcan con respeto al ambiente y con prácticas de bienestar animal. Además, los consumidores están interesados en pagar un mayor valor (entre un 10 y un 15%) para carne y leche producida con buenas prácticas, por lo cual se plantea que la certificación de fincas ganaderas podría ser una alternativa para promover la adopción de los SSP y otras buenas prácticas ganaderas.

Existen experiencias de certificación de productos de origen bovino y desarrollo de diferentes sellos como el eco-beef, sello de origen, carne natural (producción verde basada en el consumo de forrajes) etc. De la producción orgánica ya se tiene conocimiento y experiencia en varios países de la región. Sin embargo, no todos los productores ganaderos están familiarizados con estos sistemas, ni con el cumplimiento de estándares o protocolos ya que la mayoría de los sistemas de producción ganaderos en la región están basados en prácticas tradicionales extensivas sobre el uso de pasturas en monocultivos, lo cual los vuelve altamente exigentes y dependientes de productos externos de la finca, generalmente de síntesis químicas como fertilizantes y concentrados, especialmente para suplementar al ganado.

Estas condiciones particulares de hacer ganadería nos ponen a pensar en la dificultad para implementar cambios en el corto plazo, lo cual provocaría una fase de

transición muy larga, por ejemplo más de tres años, para pasar de fincas tradicionales a fincas en proceso de certificación, lo que se traduciría en poca motivación para el productor y de alto riesgo económico para la actividad. Por otro lado, se sabe que la principal barrera que tienen los productores para hacer cambios de usos de la tierra e implementar buenas prácticas es la falta de capital y/o financiamiento adecuado (Sepúlveda *et al.* 2007).

Esto hace necesario el soporte de algún incentivo que permita la implementación de tecnologías silvopastoriles y buenas prácticas ganaderas para la obtención de mayores resultados productivos, pero que también contribuya con la generación de servicios ecosistémicos para que los beneficios económicos estén relacionados con los ambientales. Se debe tratar de un incentivo que no requiera una gran inversión inicial para hacer los cambios, sino que le permita al productor poco a poco ir implementando nuevas formas de producir y con mayor respeto por el ambiente.

Existen alternativas como la certificación sostenible de fincas que se promueve mediante el sello *Rainforest Alliance Certified™*, el cual comprende aspectos productivos, económicos, sociales y de bienestar animal y es accesible en términos de salud animal, raciones alimenticias y uso de sustancias químicas, además, está muy bien posicionado en el mercado mundial. Según datos de la certificadora del sistema (Sustainable Farm Certification Intl.), hasta agosto de 2011 se había logrado certificar 1.06 millones de hectáreas de fincas agrícolas, distribuidas en 206158 fincas de 31 países tropicales de América Latina, África y Asia.

En la región hay fincas ganaderas que empiezan a trabajar bajo el concepto de manejo sostenible, implementan SSP y otras buenas prácticas de manejo ambiental, social y de bienestar animal, como es el caso de aproximadamente 300 productores que participaron en el proyecto GEF-SSP, financiado por el GEF e implementado por el CATIE en Costa Rica, por Nitlapan en Nicaragua y por el CIPAV en Colombia. A productores de Costa Rica se les pagó aproximadamente 221.345 USD, a los de Nicaragua 233.210 USD y a los de Colombia 167.268 USD por la generación de servicios ambientales que se lograron con la implementación de tecnologías silvopastoriles. El monto del pago estaba relacionado con el número de cambios de usos de la tierra que se hacían en cada finca.

Estas fincas, por ejemplo, podrían cumplir rápidamente con un estándar de certificación debido a que ya habían iniciado un proceso de mejoramiento de sus pasturas, habían implementado árboles en los potreros, habían cuidado y protegido las fuentes de agua mediante la implementación de bosques ribereños y en general habían adoptado buenas prácticas de manejo, etc.

EL SISTEMA DE CERTIFICACIÓN

De acuerdo con la Organización Internacional para la Normalización (ISO), la certificación es un procedimiento voluntario mediante el cual un tercero (agencia certificadora), otorga una garantía por escrito sobre un producto, proceso o servicio que se obtiene en conformidad con los requisitos especificados en un protocolo, norma o estándar, según sea el caso. Cada vez las certificaciones son más requeridas y necesarias, los consumidores están más atentos y buscan productos que sean responsables social, ambiental y económicamente y que se pueda comprobar mediante algún sello. La certificación es un mecanismo que genera confianza entre el consumidor y los productores.

En el mercado hay una multiplicidad de productos innovadores con gran desarrollo tecnológico y para competir con ellos se hace necesario contar con un sello de certificación que lo diferencie de los demás por el protocolo al cual se acoge voluntariamente.



Productores que cumplen con los estándares de la Red de Agricultura Sostenible reciben el sello *Rainforest Alliance Certified*, el cual pueden utilizar en sus productos.

LA CERTIFICACIÓN SOSTENIBLE

La certificación sostenible es promovida por la Red de Agricultura Sostenible (RAS), una coalición de organizaciones independiente sin fines de lucro que promueve la sostenibilidad ambiental y social de las actividades agrícolas por medio del desarrollo de normas. El desarrollo y la revisión de normas y políticas son coordinadas por la Secretaría de la RAS ubicada en San José, Costa Rica. Un ente de certificación garantiza a las fincas o administradores de grupos que cumplen con las normas y políticas de la RAS. Fincas o administradores de grupos certificados pueden aplicar para el uso del sello *Rainforest Alliance Certified*TM para los productos cultivados en fincas certificadas. Este sistema se aplica a fincas que protegen los bosques y conservan las fuentes de agua, incluyendo los ríos, los suelos y la vida silvestre; en donde los trabajadores son tratados con respeto y reciben salarios decentes, se les proporciona equipo adecuado para sus labores y tienen acceso a educación y asistencia médica.

El sello *Rainforest Alliance Certified*TM asegura que las fincas cumplan con estándares sociales y ambientales y que las mismas estén mejorando continuamente hacia una verdadera sostenibilidad. La certificación ayuda a los productores a soportar las variaciones del mercado mundial, les brinda capacitación para mejorar el manejo de sus fincas, les prepara para el diseño de medidas de adaptación y mitigación del cambio climático, les pone en ventaja frente a una negociación más transparente y con mayores beneficios económicos y les crea acceso a mercados diferenciados.

Adicionalmente, los productores pueden controlar más fácil los costos de producción, mejorar la eficiencia de la finca, generar servicios ambientales (biodiversidad, carbono y agua) y aumentar la calidad del producto. También, anualmente reciben visitas de auditores que mediante sus visitas programadas y no programadas de seguimiento y verificación de los protocolos, actúan como técnicos a través de la descripción de hallazgos que señalan oportunidades para mejorar su cumplimiento con las normas de las RAS.

LA NORMA PARA CERTIFICACIÓN DE SISTEMAS SOSTENIBLES DE PRODUCCIÓN GANADERA

Considerando que la producción ganadera tradicional contribuye al efecto invernadero y por ende al calentamiento global, las medidas que aseguren la reducción

de este efecto son de importancia significativa en la actualidad y para futuras generaciones. Paralelamente, los consumidores actuales demandan productos provenientes de fuentes más inocuas y que generen mayor seguridad a su salud, además, cuando se trata de subproductos de animales se busca que estos hayan sido criados en ambientes óptimos para sus condiciones y que hayan recibido un trato adecuado. Adicionalmente, hay un interés generalizado en la población de producir de manera más eficiente y en armonía con el ambiente.

La ganadería sostenible representa en la actualidad una alternativa para asegurar que las fincas ganaderas controlen su impacto sobre los recursos naturales, logren una mayor articulación de las comunidades a nivel de territorios ganaderos en la región y fortalezcan a los actores que están involucradas en la cadena de producción y distribución de los productos como leche, carne y otros subproductos.

Dadas las oportunidades para el desarrollo de la ganadería sostenible y la necesidad de avanzar al tema de mercados en la cadena de distribución de los productos pecuarios, el programa GAMMA del CATIE, a finales del año 2006, en el marco del proyecto GEF-SSP y en consenso con la RAS y Rainforest Alliance, creó una alianza entre estas instituciones para comenzar el proceso de definición de insumos técnicos y científicos que formarán parte de una norma para certificar fincas ganaderas.

Desde entonces, el programa GAMMA, a través de proyectos que ejecuta en diversos países de la región con el apoyo de la cooperación internacional, trabajó en compañía de sus socios locales de Mesoamérica y algunos países de Suramérica en un documento que recopilara las opiniones de todos y privilegiara el desarrollo de la ganadería sostenible en la región. Entre los socios participantes destacan científicos, técnicos y extensionistas del área, académicos del sector público y privado, funcionarios de ministerios de agricultura, ambiente y salud, miembros de organizaciones no gubernamentales, productores y organizaciones del mismo orden.

La metodología para el intercambio y compilación de información se realizó mediante talleres con grupos de trabajo. La participación de productores (organizaciones e individuales) fue clave para determinar la conveniencia de muchas definiciones, prácticas y sistemas que se deberían aplicar en las fincas, pues son ellos los que día a día experimentan la realidad en sus

labores, por tanto, conocen que puede ser aplicable y de fácil cumplimiento para lograr beneficios en la finca sin afectar la actividad principal de producción.

Durante el primer trimestre del año 2009, GAMMA entregó a la RAS un documento con insumos técnicos para el desarrollo de la norma, los cuales fueron analizados por los miembros de la RAS que ofrecen su conocimiento y experiencia en el desarrollo de éstas normas a través de su proceso de normalización.

El proceso de normalización comprende la redacción de borradores, dos rondas de consultas públicas, por medio de una página Web diseñada para tal fin, y talleres locales con diferentes actores, análisis de comentarios e insumos de las consultas y análisis de borradores finales, por parte del Comité Internacional de Normas (CIN). Según lo planeado, la norma estaría disponible para su publicación y aplicación a partir de julio de 2010.

En este artículo, se describen los principales temas de interés, los cuales deberán ser aplicados por los productores ganaderos si desean acceder al sello de certificación sostenible: *Rainforest Alliance Certified™*. También, se hace una breve descripción de las ventajas y beneficios que podrían tener los productores ganaderos al ingresar a un sistema voluntario de certificación de fincas ganaderas.

La certificación sostenible puede constituirse como una fase intermedia entre los sistemas de producción tradicional y una situación ideal de manejo productivo ambiental, la cual le permite a los productores utilizar su finca certificada como sostenible y esto constituiría una plataforma de acenso hacia un sistema de certificación con mayor posicionamiento en el mercado.

El objetivo de la norma es suministrarle a las fincas ganaderas una medida de buenas prácticas de desempeño social y ambiental. El cumplimiento se evalúa a través de las auditorías que establecen el nivel de concordancia de las prácticas productivas, ambientales y sociales que la finca ejecuta bajo los parámetros de la *Norma para Agricultura Sostenible* y la *Norma para Sistemas Sostenibles de Producción Ganadera*.

Para la implementación del sistema de certificación sostenible de fincas ganaderas, se toma como base la *Norma para Agricultura Sostenible*. Esta norma está estructurada en 10 principios en cuatro áreas de interés, cada principio está compuesto por criterios técnicos y

críticos que forman la base para elaborar las guías de interpretación específicas para cada país.

La *Norma para Agricultura Sostenible* de la RAS, en su versión de julio de 2010, contiene 99 criterios técnicos y 15 criterios críticos. A continuación, se detallan los 10 principios de la norma.

1. Sistema de gestión social y ambiental
2. Conservación de ecosistemas
3. Protección de la vida silvestre
4. Conservación de recursos hídricos
5. Trato justo y buenas condiciones para los trabajadores
6. Salud y seguridad ocupacional
7. Relaciones con la comunidad
8. Manejo integrado del cultivo
9. Manejo y conservación del suelo
10. Manejo integrado de desechos

Con el documento suministrado por GAMMA a la RAS y otras actividades desarrolladas por la organización con diferentes grupos técnicos, consultas públicas y análisis de la RAS, entre otras, se definieron los criterios adicionales para la *Norma para Sistemas Sostenibles de Producción Ganadera* (2010).

Estos dos documentos, la *Norma para Agricultura Sostenible* y los criterios adicionales constituyen las *Normas para Sistemas Sostenibles de Producción Ganadera de la Red de Agricultura Sostenible*.

A continuación, una lista de los cinco principios adicionales de ganadería sostenible, los cuales se sumarían a los 10 de la norma general, en total para la norma de ganadería serían 15 principios.

Seguidamente, se presenta cada principio y una breve descripción de los aspectos (criterios e indicadores) generales que los integran:

- 1. Manejo integrado del ganado bovino:** las fincas certificadas planean el uso de la tierra en su terreno, considerando la conservación de los ecosistemas y de las áreas vulnerables. Cada parcela lleva un control de los animales y cuenta con programas de salud animal y nutrición que respetan las sustancias prohibidas por la RAS. La alimentación del ganado es producida en las mismas fincas y las plagas en las instalaciones de este sitio son controladas con técnicas de manejo integrado de plagas.
- 2. Manejo sostenible de las pasturas:** en regiones tropicales, el manejo sostenible de pasturas resulta un

elemento clave para asegurar la máxima eficiencia en las operaciones ganaderas. La parcela selecciona sus pasturas considerando parámetros agroecológicos, características como resistencia al pastoreo, valor nutricional y adaptabilidad para asegurar su óptimo crecimiento, disponibilidad y evitar su degradación.

3. **Bienestar animal:** la finca vela por una cría responsable de los animales por medio de un programa de bienestar animal que incluye el transporte seguro. Los animales no son maltratados en el campo o en las instalaciones, se les proporciona resguardo, alimento y agua en cantidad y calidad adecuadas para mantener la salud y la productividad. Las operaciones ganaderas tienen instalaciones físicas adecuadas para el tratamiento y el manejo responsable de los animales.
4. **Reducción de la huella de carbono:** las operaciones ganaderas certificadas buscan reducir las emisiones de los gases efecto invernadero a través del suministro de una dieta mejorada, optimizar la productividad, procesar los desechos y excretas e implementar sistemas agroforestales para una mayor captura de carbono.
5. **Requisitos ambientales adicionales para fincas ganaderas:** las fincas certificadas minimizan el acceso del ganado a ecosistemas y establecen un balance para la presencia de vida silvestre en conjunto con el hato. Las fincas disponen de los desechos peligrosos sin causar un impacto negativo sobre la salud humana o el medioambiente.

Vale la pena mencionar la importancia y utilidad de la alianza constituida. El programa GAMMA aportó la información técnica y la RAS su experiencia y conocimiento en el proceso de análisis de los insumos y consolidación del documento de la norma.

ALCANCE DE LA NORMA PARA SISTEMAS SOSTENIBLES DE PRODUCCIÓN GANADERA

La norma cubre prácticas sostenibles de la unidad de producción, entendida esta como el área donde se crían y desarrollan los animales, en la cual se tiene control de los proveedores y del transporte.

Aplica para sistemas de ganado bovino en América Latina, África, Asia y Oceanía, sin embargo, excluye las ecoregiones dominadas por sabanas de altura, sabanas templadas, desiertos, manglares, bosques templados de

hojas anchas y mixtos, bosques templados de coníferas, bosques boreales, bosques mediterráneos y tundras.

El énfasis se basa en los sistemas de producción de carne bajo pastoreo, lecherías o fincas de doble propósito. Se considera certificable la producción de sistemas de libre pastoreo y semiestabulados. No aplica para sistemas de producción 100% estabulados ni para sistemas de producción nómadas.

VENTAJAS DE LA CERTIFICACIÓN SOSTENIBLE DE FINCAS GANADERAS

Durante cuatro años de trabajo conjunto de GAMMA y Rainforest Alliance se realizaron actividades con diferentes actores de los territorios ganaderos de la región latinoamericana. Además, se han documentado las opiniones sobre las ventajas y beneficios que los productores y técnicos consideran que podrían obtener las fincas al ingresar a un sistema de certificación. A continuación, se detallan algunas:

- Se considera que las fincas podrían estar más diversificadas y organizadas porque en ellas se realiza un mejor uso de los insumos locales y se produce de manera más eficiente.
- Se podría obtener mayor productividad y rentabilidad en la finca con el uso de tecnologías silvopastoriles y la implementación de buenas prácticas ganaderas.
- Las fincas serían generadoras de biodiversidad y captura de carbono con el uso de especies forrajeras en los potreros, cercas vivas, bancos forrajeros, etc.
- La protección del recurso hídrico, mediante la conservación de bosques ribereños y el control de los animales al consumo directo de agua en las fuentes hídricas.
- Se haría una protección de las zonas de amortiguamiento y se podrían crear corredores biológicos ya que se trabajaría en el incremento de la cobertura vegetal a nivel de finca y se liberarían áreas de bosque.
- Se considera que las fincas tendrían una mayor adaptación a los efectos de la variabilidad climática ya que estarían preparadas para las épocas de verano o invierno intenso, por ejemplo, habría mayor disponibilidad de alimento en estas épocas críticas (verano o invierno dependiendo de la zona de vida), y podrían ser menos vulnerables a otros riesgos ambientales y económicos.
- Los productores tendrían la oportunidad de acceder a una mayor capacitación e información y obtendrían mayor capacidad de organización de productores, lo cual es una gran ventaja a la hora de

comercializar o gestionar recursos a nivel de grupo o comunidad.

- Las fincas adquieren otras potencialidades, por ejemplo, para el turismo rural y centros de intercambio o capacitación a otros productores. También, los productores podrían recibir un ingreso adicional por estas actividades de valor agregado.
- Se garantiza a los consumidores el cumplimiento de los criterios específicos de un producto con características especiales de inocuidad y cumplimiento de criterios ambientales y sociales, lo cual facilitaría la penetración del producto en un nuevo nicho de mercado.

CONCLUSIONES

La implementación de la ganadería sostenible basada en la implementación de SSP y de buenas prácticas de manejo contribuiría a reducir la deforestación y la presión sobre las áreas de bosques en los territorios ganaderos. A nivel de finca, ayudaría en la disminución de problemas de erosión y degradación de los suelos, contribuiría positivamente en el aumento de la productividad y rentabilidad, lo que también impactaría de forma beneficiosa en los medios de vida de las familias ganaderas al obtener mejores indicadores ambientales y sociales.

La certificación sostenible de fincas ganaderas es un instrumento para planificar, monitorear, documentar y garantizar las mejoras continuas en las fincas y puede considerarse como el vehículo para lograr múltiples beneficios en las fincas ganaderas. También, le da la oportunidad a los productores de enlazar el manejo sostenible de la finca con la comercialización de un producto diferenciado de mejor calidad, el cual es producido con una mayor armonía con el ambiente y con bienestar para los animales y las familias rurales.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Betancourt, H; Pezo, D; Cruz, J; Beer, J. 2007. Impacto bioeconómico de la degradación de pasturas en fincas de doble propósito en el Chal, Petén, Guatemala. *Pastos y Forrajes* 30(1):169-177.

Clay, J. 2004. *Agriculture and the environment*. Washington DC: World Wildlife Fund, U.S.

FAO. 2007. In: *Perspectivas agrícolas 2007-2016*, 13 ava. Edición.

Ibrahim, M; Chacón, M; Cuartas, C; Naranjo, J; Ponce, G; Vega, P; Casasola, F; Rojas, J. 2007. Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa aérea en sistemas de uso de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 45:27-36.

Ibrahim, M; Casasola, F; Villanueva, C; Murgueitio, E; Ramírez, E; Sáenz, J; Sepúlveda, C. 2009. Payment for Environmental Services as a Tool to Encourage the Adoption of Silvo-Pastoral Systems and Restoration of Agricultural Landscapes Dominated by Cattle in Latin America. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 45 p. In press.

FAO. 2010. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010 (en línea). Consultado mayo 2010. Disponible en <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/es/>

Kaimowitz D. 2001. Will livestock intensification help save Latin America's Tropical forest? In *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Wallingford, UK, CABI. 1-20 p.

Monbiot, G. 2005. The price of cheap beef: disease, deforestation, slavery, and murder. *The Guardian*, 18 october. Cited 28 June 2006. Available at <http://www.guardian.co.uk/uk/2005/oct/18/bse.foodanddrink>

Nepstad, D; Schwartzman, S; Bamberger, B; Santilli, M; Ray, D; Schlesinger, P; Lefebvre, P; Alencar, A; Prinz, E; Fiske, G; Rolla, A. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous reserves. *Conservation Biology* 20(1):65-73.

Red de Agricultura Sostenible (RAS). 2010. *Norma para Agricultura Sostenibles*; Costa Rica (1-42). Disponible en www.sanstandards.org

Red de Agricultura Sostenible (RAS), Rainforest Alliance. 2010. Borrador, Segunda Versión para Consulta Pública: *Norma para Sistemas Sostenibles de Producción Ganadera*; Costa Rica (1-17). Disponible en www.sanstandards.org

Ríos, JN; Andrade, H; Ibrahim, M; Jiménez, F; Sancho, F; Ramírez, E; Reyes, B; Woo, A. 2007. Escorrentía superficial e infiltración en sistemas silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 45:66-71.

Sáenz, JC; Villatoro, F; Ibrahim, M; Fajardo, D; Pérez, M. 2007. Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas* 45:37-48.

Sepúlveda, C; Marín, Y; Ibrahim, M; Ramírez, E. 2007. El pago por servicios ambientales en fincas ganaderas: una percepción de los productores de Matiguás, Nicaragua; *Rev. Encuentro* No. 77:53-69.

Steinfeld, H; Gerber, P; Wassenaar, T; Vincent, C; Rosales, M; De Haan, C. 2009. *La larga Sombra del Ganado*, Roma, Italia (2-23).

Tobar, D; Ibrahim, M; Villanueva, C; Casasola, F. 2006. Diversidad de mariposas diurnas en un paisaje agropecuario en la región del Pacífico Central de Costa Rica. En *Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible (4) y Simposio sobre Sistemas Silvopastoriles para la Producción Ganadera Sostenible (3, Cuba)*. Memoria. Cuba.

Villanueva, C; Ibrahim, M; Haensel, G. 2010. Producción y Rentabilidad de Sistemas Silvopastoriles: estudios de caso en América Central. *Costa Rica* (17-22).

Aves en cercas vivas

F. DeClerck, A. Martínez, R. DeClerck

El aporte de las cercas vivas a la conservación ha sido bastante debatido en muchos estudios, algunos demuestran importantes aportes de estos sistemas a la conservación de aves (Cárdenas *et al.* 2003, Ramírez 2006), sin embargo, también existen otros estudios que no encontraron diferencias significativas entre abundancia y riqueza de aves en cercas vivas, en comparación con potreros abiertos (Harvey *et al.* 2006). Estos estudios señalan las diferencias entre los diversos tipos de cercas vivas (muchas veces mono específicas) y las cercas más complejas, con respecto a la riqueza de árboles y estructura ya que estas aportan más a la conservación que las cercas simples (Lang *et al.* 2003; Ramírez página 26 de esta RAFA). Sánchez *et al.* (2008) detallan cómo establecer y mantener cercas vivas amigables con la biodiversidad en un manual gratuito, el cual se encuentra disponible en: <http://web.catie.ac.cr/gamma>.

No obstante, si pensamos un poco más en lo anteriormente mencionado, en realidad, ¿cuántas especies e individuos observados durante cortos periodos de tiempo, tales como los 20 minutos de los puntos de conteo, realmente resaltan la importancia de las cercas vivas para la conservación de las aves? Siendo al final, la pregunta clave: ¿qué especies están aprovechando estas estructuras y cómo las están utilizando?

La presencia de especies como los semilleros o los anís (Chacón y Harvey 2008), dentro de una cerca viva provee de poca información sobre el valor para la conservación de estas estructuras, especialmente si consideramos que la ecología de estas aves y la observación indican que son especies que sobreviven en hábitats intervenidos, como lo son los potreros abiertos (pasturas) y/o plantaciones de caña (monocultivos). Por el contrario, la presencia de especies



Las cercas simples contribuyen poco a la conservación de las aves. Foto: BNPP

dependientes del bosque en cercas vivas provee evidencia más fuerte sobre el valor de conservación de estos elementos en el paisaje, aún más si se logra determinar que se trata de individuos jóvenes, en cuyo caso puede asumirse que este tipo de sistema está proveyendo de una conectividad esencial para la dispersión de estos individuos.

En nuestra opinión, las cercas vivas tienen tres papeles de conservación de gran importancia. Primero, como puentes o conexiones para aves dentro de las matrices agropecuarias en paisajes productivos; segundo, como hábitat de borde para aquellas especies que son capaces de forrajear, es decir, que procuran su alimento dentro de potreros (pasturas), pero que aún así son dependientes de árboles para completar sus ciclos reproductivos y nidificar; y tercero, como fuente de recursos alimenticios para especies que dependen de árboles para su alimentación (frugívoras), tales como, *Thraupis episcopus*, *Thraupis palmarum*, *Tangara larvata*, *Ramphocelus passerinii*, entre otras, todas de la familia Thraupidae. Con base en esto, podemos decir que la importancia de las cercas vivas radica en la observación de especies puntuales y no tanto sobre el número de individuos de ciertas especies generalistas que puedan encontrarse, cuyo valor para la conservación no es sustancial.

En el CATIE, el Programa de Monitoreo de Aves (PMA), está evaluando a través de un proyecto a largo plazo la composición de aves en seis diferentes usos de suelo, incluyendo una cerca viva multiestrato y multispecífica. La estación cerca viva reportó en el año 2008 más de 248 individuos de un total de 1.293 individuos capturados en los seis usos de suelo, esto indica que las cercas vivas capturaron el 19% del total de individuos.

Sin embargo, de este total de individuos capturados en cercas vivas el 48% corresponden a la familia Emberizidae o también llamados semilleros, los cuales son característicos de sitios intervenidos y suelen encontrarse con facilidad en paisajes dominados por pasturas; la especie predominante es la *Volatinia jacarina* (semillero variable).

Por otro lado, es importante hacer notar que estas especies también son predominantes en el sitio de muestreo correspondiente a caña de azúcar (total de 177 ind, 34 de *Volatinia jacarina*), el cual está desprovisto de vegetación distinta a la misma caña, por lo tanto, creemos que estas especies no contribuyen a la evidencia del aporte de las aves a la conservación, sino más bien son producto de la matriz circundante.



Las cercas complejas brindan hábitat y alimento a las aves, además proveen sombra para el ganado. Foto: BNPP

CERCAS COMO PUENTES

La evidencia absoluta del uso de una cerca viva como puente sería la observación de un ave dependiente del bosque cruzando de un parche a otro, utilizando para esto la conectividad estructural provista por la cerca viva. Sin embargo, por la escasez de aves dependientes del bosque saliendo de un parche y por la dificultad de observar a estos individuos utilizando las cercas como conexiones se requiere de mayor evidencia.

En particular, la captura de individuos dependientes del bosque nos da información sobre el uso de este sistema como puente o conexión. En este sentido, es fundamental mencionar que de los 247 individuos capturados en la estación cerca viva, durante nueve meses de muestreo, únicamente la captura de pocos individuos de las especies *Thalurania columbica* (Crowned Wood-nymph, n = 1), *Corapipo leucorrhoa* (White-ruffed Manakin, n = 1), *Mionectes oleagineus* (Ochre-bellied Flycatcher, n = 2), y *Florisuga mellivora* (White-necked Jacobin, n = 1), apoyan la teoría de que las cercas están fungiendo como conectores en un paisaje dominado por pasturas. Según Stiles (1983), estas cuatro especies requieren de al menos parches de bosques.

Además, es esencial mencionar que el individuo de *C. leucorrhoa*, capturado en la estación de cerca viva correspondió a un juvenil, lo cual nos hace pensar nuevamente acerca del valor de este tipo de estructuras en el mantenimiento de procesos ecológicos tan elementales como la dispersión de jóvenes hacia otros sitios dentro de este paisaje.



Ochre-bellied Flycatcher (*Mionectes oleagineus*). Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE

No obstante, es importante considerar que los eventos de dispersión son raros, difíciles de detectar y requieren de esfuerzos de investigación significativos para que puedan ser documentados (ver Martínez-Salinas *et al.* en este volumen), por lo que mayores estudios son necesarios para comprender la contribución de las cercas vivas a la funcionalidad de los movimientos de estas especies.



White-necked Jacobin (*Florisuga mellivora*). Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE



Crowned Woodnymph (*Thalurania colombica*). Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE



Nido de *T. rufalbus* en una cerca viva, en Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP

De esta afirmación surgen otras preguntas básicas asociadas a estos sistemas, como por ejemplo: ¿qué tipo de cerca viva es la que más contribuye a esta conectividad funcional?, ¿varía la conectividad provista según las épocas del año?, ¿cuál es la estructura y composición ideal de una cerca viva para contribuir con esta conectividad?, si imaginamos una matriz de cercas vivas como un laberinto ¿podría ser que una matriz con muchas rutas sin salidas, sin conexión a otras cercas o parches de bosque juegue un papel negativo en lugar de positivo?, entre otras.

CERCAS COMO SITIO DE NIDIFICACIÓN

El PMA aún no ha reportado sitios de nidificación de especies dependientes del bosque en la cerca viva evaluada, sin embargo, Martínez-Salinas *et al.* reportan en este volumen, el uso de cercas vivas por parte de la especie *Thryothorus rufalbus* ($n = 6$), detectados durante la realización de transectos lineales. Un individuo de esta especie fue observado durante estos recorridos construyendo un nido sobre una cerca viva multiestrato y multiespecífica a unos 70 m de distancia de un parche de bosque, en un paisaje dominado por potreros abiertos y potreros con árboles. Esta especie es territorial, dependiente del bosque y requiere de al menos vegetación secundaria para realizar sus movimientos

diarios (ámbitos de hogar), así lo reporta el trabajo de Martínez-Salinas *et al.* en este volumen, quienes señalan el uso de hábitats, tales como, parches de bosque, charrales, corredores ribereños, tacotales e incluso potreros abandonados con cobertura arbórea.

CERCAS COMO SITIO PARA ALIMENTARSE

Después de los semilleros, las especies más comunes en cercas vivas son los mosqueros, tangaras y colibríes. Cada uno de los individuos de estas especies dependen de las cercas vivas como fuente de recursos alimenticios. Los mosqueros perchan sobre los árboles buscando insectos en vuelo que capturar, por lo tanto, es muy probable que muchas de estas especies se verían afectadas de no existir sitios para percharse, tal y como se demostró en el estudio del Loggerhead Shrike en los Estados Unidos. Esta especie en peligro de extinción cambió drásticamente con la simple intervención de colocar postes para perchas en pasturas, lo cual produjo un incremento en el número de individuos de esta población gracias a la nueva capacidad adquirida (sitios para perchar) para conseguir alimentos.

Aún hacen falta evidencias más fuertes, sin embargo, no está demás pensar que algunas de las especies que se verían afectadas por la reducción de árboles en las

pasturas, o bien, por la falta de árboles en cercas vivas (pérdida de perchas) serían las tangaras, colibríes y trepatroncos, quienes dependen de frutos y flores de los árboles en potreros o de los árboles en las cercas.

Por otro lado, es significativo señalar el uso de estos sistemas por parte de las especies migratorias, en muchas ocasiones se ha visto a especies como la *Dendroica petechia* forrajeando activamente en las cercas vivas en busca de insectos. Para estas especies la presencia de estructuras como estas son fundamentales en su periodo de migración, ya que la mayoría de estas cercas están proveyendo de los recursos alimenticios necesarios para que estas especies sigan su desplazamiento hacia el sur del continente, funcionando muchas veces como oasis dentro de las matrices productivas.

CONCLUSIONES

Aunque existe información sobre la importancia de las cercas vivas para la conectividad estructural dentro de paisajes agropecuarios (Useche 2006), aún es poca la información que valide el uso de estas conexiones por otras especies que no sean las generalistas, si bien es cierto que antes mencionamos que el registro del uso de estas conexiones por parte de las especies dependientes del bosque requiere de un esfuerzo muy grande, es esencial considerar que este tipo de información fundamenta la importancia de estos sistemas para el mantenimiento de roles ecológicos básicos como la dispersión. En paisajes altamente intervenidos o dominados por matrices agropecuarias es vital establecer sistemas que logren de alguna forma contribuir a la dispersión de las especies, de tal manera que se mantenga el flujo de individuos entre los diferentes parches o fragmentos de bosques remanentes, es decir, contribuir al mantenimiento de metapoblaciones.

El valor de las cercas vivas como fuente de alimento para especies frugívoras y nectarívoras es evidente, por lo cual debe fomentarse el uso de especies arbóreas que precisamente cumplan con esta labor. Sabemos que muchas especies de la familia Thraupidae (tangaras), son esencialmente frugívoras y que están utilizando las cercas para la satisfacción de sus requerimientos alimenticios. No obstante, aún deben ser documentados aspectos como ¿qué tipo de especies arbóreas en particular son más apetecidas? y ¿cuáles contribuyen mejor a esta necesidad?

Por otro lado, el estudio del tipo de estructura preferida por estas especies, al igual que muchas de la familia Tyrannidae (mosqueros), es necesario para establecer de forma adecuada cercas que contribuyan a estos grupos en particular.

El valor de conservación de las cercas ya no es motivo de discusión, sin embargo, aún quedan muchas preguntas por resolver sobre las diferentes variables que entran en juego al momento de decidir qué tipo de cercas vivas queremos establecer, para lo cual el motivo de su establecimiento es fundamental y definiré grandemente el uso de las mismas para otros propósitos. Lo ideal es considerar el establecimiento de cercas vivas para cumplir varias funciones, ya sea contribuir a la producción de alimento para el ganado como medida para delimitar las propiedades de los finqueros, incrementar la conectividad estructural en un paisaje, o bien, aumentar la conectividad funcional en un paisaje. Esto último supone otras preguntas importantes, como por ejemplo, ¿qué movimientos queremos fomentar?

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Cárdenas, G; Harvey, C; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10:39-40.
- Chacon, M., C.A. Harvey. 2008. Contribuciones de las cercas vivas a la estructura y la conectividad de un paisaje fragmentado en Río Frío, Costa Rica. En: Harvey, C.A. y J.C. Saenz (eds). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. InBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 620 p.
- Harvey, C; Medina, A; Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Sáenz, J; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999.
- Lang, I; Gormley, L; Harvey, C; Sinclair, F. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):86-92.
- Ramírez, L. 2006. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 175 p.
- Stiles, G. 1983. *Costa Rican Natural History*. Ed. D. Janzen. USA. University of Chicago Press. 823 p.
- Useche, C. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.

Avances de Investigación

Uso y manejo de la cobertura arbórea en sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Copán, Honduras¹

E. Pérez², B. Richers², F. DeClerck³, F. Casanoves³, J. Gobbi³, T. Benjamin³

RESUMEN

La investigación tuvo como objetivo realizar una tipificación de productores ganaderos e identificar y cuantificar los usos, formas de utilización, preferencias y limitantes de la cobertura arbórea en fincas ganaderas en Copán, Honduras. Se realizaron 101 entrevistas, las cuales representaban cerca de un 30% de la población total. Se elaboró una tipología de productores tomando como variable clasificatoria la unidad animal (UA = 400 kg) y se definieron tres tamaños de productores: pequeños, medianos y grandes. Se identificaron cuatro usos principales de la cobertura arbórea: leña, postes muertos, estacas y madera. Sobresalió el uso de leña con un consumo de 17 m³ año⁻¹ por finca, de los cuales un 70% proviene de los sistemas silvopastoriles (SSP). Otro uso importante fue el consumo de postes muertos con alrededor de 256 postes año⁻¹, equivalentes a 28,5 m³ y de los cuales el 80% provienen de los SSP. El 69% de los productores prefieren potreros con cobertura media (30 a 40 árboles por ha) y el 62% tiene una preferencia de cercas vivas de dos especies (*Gliricidia sepium* y *Erythrina berteroana*). En cuanto a las principales limitaciones señaladas por los productores para implementar SSP sobresalen la falta de material vegetativo y apoyo económico y técnico. Se concluye que los SSP representan una fuente valiosa de productos provenientes de los árboles que contribuyen de manera importante al bienestar socioeconómico de los ganaderos.

Palabras claves: árboles dispersos, bosque de pino bajo pastoreo, cercas vivas, estacas, leña, madera, postes muertos, tipología de ganaderos

ABSTRACT

The objective of this research was to identify and quantify farmers use of the tree cover within pasture systems in Copan, Honduras. Thirty percent of the livestock farmers in the region were interviewed (101 surveys were conducted) and thus stratified based on number of head of cattle (1 UA = 400 kg). We classified farms according to three farm sizes: small, medium and large. Four principal uses of tree cover were identified: firewood, fence posts for "dead fences", posts for live fences and timber. An average family consumes 17 m³ year⁻¹ of firewood, 70% of which originates from silvopastoral systems. Approximately 250 fence posts are used for fence maintenance on an annual basis of the equivalent of 28.5 m³, of which more than 80% comes from silvopastoral systems. Nearly seventy percent of farmers interviewed prefer pastures with medium tree cover (30-40 individuals ha⁻¹) and 62% prefer live fences with two tree species (*Gliricidia sepium* y *Erythrina berteroana*). The most important restrictions to increasing silvopastoral systems on their farms are due to lack of propagation material as well as a general lack of economic and technical support for silvopastoral systems. In conclusion, though SPS are providing an important portion of the welfare to the livestock farmers and their family in the region of Copán, their full potential is not being met for lack of institutional support rather than resistance to the technology.

Keywords: dispersed trees in pastures, pine forest with pasture, live fences, living posts, firewood, timber, fence posts, cattle farmer typologies

INTRODUCCIÓN

En Centroamérica la ganadería es uno de los usos de la tierra más importantes ya que dos terceras partes de los terrenos con aptitud agrícola se destinan a pasturas (Holmann y Rivas 2005). En Honduras la producción ganadera tiene un lugar preponderante, siendo el principal productor de leche fresca y segundo lugar en producción de carne en Centroamérica (FAOSTAT 2006). Sin embargo, a pesar de su importancia como

actividad económica la ganadería ha sido señalada como una de las principales causas de deforestación y de la pérdida de sostenibilidad de los agroecosistemas (Kaimowitz 1996).

Debido a esta creciente disyuntiva entre producción y conservación, entre la importancia de seguir produciendo alimentos cada vez más demandados por la población mundial y la preocupación justificada de pro-

¹ Basado en caracterización de sistemas silvopastoriles y su contribución socioeconómica a productores ganaderos de Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² M.Sc. en Agroforestería Tropical, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: epersa@catie.ac.cr; barbara@catie.ac.cr

³ Profesores-investigadores, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: fdeclerck@catie.ac.cr; casanoves@catie.ac.cr; gobbi@catie.ac.cr; tamara@catie.ac.cr

teger los recursos naturales y la biodiversidad, surge el concepto de ecoagricultura (Ecoagriculture 2006). Este nuevo paradigma fue desarrollado para mejorar los medios de vida de los productores, generar mecanismos de protección de los agroecosistemas e implementar prácticas agrícolas más sostenibles y productivas. Una de estas prácticas ecoamigables son sin duda los SSP, los cuales, entre muchos otros usos agrícolas, presentan una mejor opción para contribuir a la conservación de la naturaleza (Murgueitio 1999) y el sostenimiento de las familias de los productores.

En la actualidad, existe un gran interés por la adopción y/o adaptación de los SSP en fincas ganaderas (Harvey e Ibrahim 2003), debido a que la cobertura arbórea juega un papel importante para la conservación de la vida silvestre al proveer refugio, sitios de anidación y alimentación (Harvey y Haber 1999) y una serie de beneficios económicos múltiples para los productores ganaderos como la madera, la leña, las frutas, los postes y el forraje para el ganado (Harvey y Haber 1999, Ibrahim *et al.* 1999, Murgueitio 1999, Villacís *et al.* 2003).

En este contexto, las investigaciones sobre los usos, manejo y utilización de la cobertura arbórea en los SSP son relevantes por la contribución que representan al bienestar económico y social en fincas ganaderas, sobre todo en regiones donde los productos de los árboles son importantes y donde se conoce muy poco de su manejo como es el caso de la región de Copán, Honduras. Por este motivo, se planteó como objetivo de investigación generar información sobre el uso, manejo, preferencias y limitaciones que tienen los productores ganaderos sobre la cobertura arbórea de los diferentes SSP presentes en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en la subcuenca del río Copán, localizada en el occidente de Honduras, abarcando los municipios de Santa Rita, Copán Ruinas, Cabañas y San Jerónimo. Esta región presenta un clima que va de tropical húmedo a tropical seco, con altitudes entre los 600 y 1.600 msnm, una precipitación promedio anual de 1.637 mm, siendo setiembre el mes más lluvioso con 229 mm y marzo el mes más seco con 11 mm. La temperatura promedio anual es de 20 °C y la humedad relativa media de 82%.

El primer paso realizado en este estudio fue la generación de una lista de productores ganaderos de la región ya que no se sabía con certeza la totalidad de ganaderos

existentes en la zona. Esta lista se obtuvo con la ayuda del equipo técnico del programa de Gestión Territorial de Recursos Hídricos y Biodiversidad (GESTER) del CATIE, y de las unidades técnicas de cada municipio. Se generó una lista de 330 productores ganaderos y a partir de ella se elaboró un muestreo estratificado con asignación proporcional al número de ganaderos encontrados en cada uno de los cuatro municipios en estudio (Santa Rita, Copán Ruinas, Cabañas y San Jerónimo).

Se llevaron a cabo 101 entrevistas, las cuales representaban alrededor de un 30% de la población total. A partir de las entrevistas se desarrolló una tipología de productores, tomando como variable clasificatoria la unidad animal (UA = 400 kg). Esta forma de clasificación se utilizó debido a que al efectuar diferentes análisis multivariados (cluster análisis y análisis discriminante lineal) sobre variables de manejo de los sistemas ganaderos no fue posible encontrar grupos definidos, probablemente causado por la similitud en el manejo de la ganadería de la región.

Por este motivo, se procedió a realizar una consulta a expertos locales, la cual arrojó como mejor criterio clasificatorio el tamaño del hato (número de UA) para identificar a los grupos de productores. Esta variable está directamente relacionada con el nivel de capitalización del productor (tierra, capital, mano de obra), lo que a su vez influye en la forma de manejo de sus sistemas ganaderos y por ende en la cobertura arbórea. Para delimitar los grupos se utilizó un gráfico de frecuencia del número de unidades animales en la población estudiada y se definieron tres tipos de productores: pequeños (entre 4 a 20 UA), medianos (entre 21 a 60 UA) y grandes (> 61 UA).

Para determinar los usos y formas de utilización del componente arbóreo se procedió a elaborar una segunda entrevista a 29 productores, distribuyéndose de la siguiente manera, 11 entrevistas a pequeños productores, nueve a medianos y nueve a grandes. Con estas entrevistas se buscaba identificar los usos del suelo; el consumo de leña, postes muertos, postes vivos y madera; las procedencias por sistema de uso de suelo; las formas de uso; las especies más utilizadas y las preferencias en cuanto a densidades y especies en cercas vivas y potreros.

Para corroborar los datos obtenidos en las entrevistas se procedió a realizar un muestreo destructivo de 10 árboles en dos potreros con árboles dispersos de alta

densidad, estos fueron seleccionados por un grupo de cinco productores de acuerdo a sus características para leña, postes y madera. Los árboles seleccionados fueron de las especies de roble (*Quercus* spp.) para los usos de leña y postes, y pino (*Pinus* spp.) para los usos de madera, ya que son estas las especies que mayormente usan los productores.

Estos muestreos fueron utilizados para sacar los promedios respectivos y las equivalencias en peso y volumen con respecto a las medidas locales (cargas, tareas y pies tablares), mencionadas en las entrevistas. Con la información recavada se desarrolló una base de datos que se analizó con respecto a estadísticas descriptivas y análisis de varianza (ANOVA) para determinar el comportamiento entre tipos de productores sobre el variable uso de la cobertura arbórea (leña, poste muerto, poste vivo y madera).

Además, se usaron las tablas de frecuencia y tablas de contingencia para el análisis de las variables cualitativas de las especies más utilizadas, las preferencias de diferentes SSP (densidades de árboles), la identificación de las oportunidades y las limitantes de cada uno de ellos. También, se realizó la prueba de Chi Cuadrado para probar la independencia de las variables cualitativas y los tipos de productor.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Principales usos de la cobertura arbórea por productores ganaderos

Uso de leña

La leña es el principal fin que los ganaderos de la región le dan a los árboles. Se encontró que el 90% de los productores utiliza leña como fuente de energía para la cocción de alimentos, con un consumo promedio de 6,8 tareas año⁻¹ (una tarea es una medida local para leña equivalente a 1,25 ton aproximadamente de leña verde), equivalentes a 8,5 ton año⁻¹ de leña verde o 17 m³ año⁻¹. Consumos similares a estos han sido reportados por Pratt y Quijandría (1997) en Honduras.

Sin duda, la leña constituye una de las principales fuentes de energía en muchas partes de Centroamérica, siendo Honduras el país donde la dendroenergía es la fuente más importante (60,5%) de la oferta total de energía primaria (OTEP) del país (CEPAL 2003). Esto indica que el sistema energético hondureño muestra una clara dependencia de la leña sobre todo para el abastecimiento del consumo familiar.

Al analizar el origen de la leña para consumo familiar de 29 fincas ganaderas estudiadas se aprecia la importante contribución de todos los SSP, los cuales aportan más de un 70% del consumo de leña familiar, equivalente a 351 m³ año⁻¹ y a 462 árboles; un consumo promedio por productor de 12,18 m³ año⁻¹ y 15,93 árboles, siendo los árboles dispersos en potreros y las cercas vivas los SSP con mayor aporte. Los árboles dispersos en potreros brindan un 23% del consumo de leña familiar, mientras que las cercas vivas ofrecen un 19% (Cuadro 1).

Cuadro 1. Aprovechamiento de leña en 29 fincas ganaderas en diferentes usos de suelo en la subcuenca de río Copán, Honduras, 2006

Uso de suelo	Superficie (ha)	%	Tareas año ⁻¹	Toneladas año ⁻¹	m ³ año ⁻¹	Árboles (#)
Café *	150	24	47	58	117	154
Árboles dispersos en potreros	1173	24	47	58	117	154
Cercas vivas	20 km	19	38	47	95	124
Bosque latifoliado con pastoreo	1078	17	34	42	84	111
Bosque de pino con pastoreo	273	11	22	27	54	71
Guamiles	105	3	7	8	16	22
Bosque de pino sin pasto	76	3	6	8	15	20
Total		100	198	247	499	657

- Las toneladas m³ y número de árboles son aproximaciones ya que estos difieren si la leña proviene de podas de café o de árboles de sombra.
- Las áreas y unidades se refieren a las unidades mostradas.
- Fuente: datos calculados a partir de entrevistas a productores

Por otro lado, al analizar los consumos totales de leña (consumo familiar, venta y regalo) por uso de suelo y tipo de productor no se encontraron diferencias estadísticas, excepto en el sistema de árboles dispersos ($p = 0,0444$), siendo los productores grandes los que presentan mayor aprovechamiento total de la leña. En general, se observa (Cuadro 2) que en los tres grupos de productores los aportes de los SSP son cercanos al 70% de la leña total aprovechada dentro de las fincas, el 30% restante lo obtienen de fuentes alternativas dentro de la misma parcela, como cafetales y guamiles (área de regeneración natural de más de cinco años donde se encuentran árboles principalmente nativos).

Esta situación se presenta debido a la alta cobertura arbórea encontrada en los SSP de la zona, independientemente del tipo de productor, fenómeno que puede estar influenciado por dos razones: a) los SSP presentes todavía se asemejan a los bosques originales, encontrándose en un proceso de conversión a la ganadería, b) los productores todavía presentan una elevada dependencia y realizan un alto aprovechamiento de sus recursos arbóreos, tolerando altos niveles de cobertura arbórea en sus potreros, sobre todo de especies de su interés (Pérez 2006, Richers 2007).

Sin embargo, Richers (2007) indica que al comparar la riqueza y densidad de los potreros, los bosques con pastoreo y los bosques naturales sin pastoreo, tomados como referencia, se encontró una disminución considerable en la densidad pero un cierto aumento en la riqueza

de especies. Esta situación se explica, en el primer caso, por los aclareos realizados para la incorporación de pastos y, en el segundo caso, por una posible invasión de especies de hábitat más abiertos aprovechando los aclareos antes mencionados, lo cual acarrea cambios importantes en la composición, estructura y dinámica entre estos dos tipos de hábitat.

Por otra parte, el uso y manejo de la cobertura arbórea esta ampliamente relacionado con el conocimiento que tienen los productores de las especies (Martínez 2003; Muñoz 2004). En el presente estudio se encontró un total de 15 especies utilizadas para leña pero únicamente ocho fueron las más representativas, siendo el roble (*Quercus* spp.) el género más predominante ya que más del 62% de los productores lo prefiere debido a su calidad de leña (capacidad de combustión, perdurabilidad y su alta capacidad calorífica).

Otras especies utilizadas fueron: pino (*Pinus* spp.), guamo (*Inga* sp.), pepeto (*Inga* sp.), café (*Coffea arabica*), madreño (*Gliricidia sepium*), cablote (*Guazuma ulmifolia*) y plumajillo (*Alvaradoa* sp.). La predominancia de estas especies también ha sido reportada por Kleinn y Soihet (2000), Martínez (2003) y Muñoz (2004).

A su vez, al analizar la preferencia en el uso de las especies utilizando la prueba de Chi Cuadrado, esta permitió rechazar la hipótesis de independencia ($\chi^2 = 7,92$ $p = 0,0186$) en el uso del roble por tipo de productor, siendo los productores pequeños los que más utilizan esta espe-

Cuadro 2. Aprovechamiento promedio de leña en m^3 (autoconsumo, venta y regalo) por finca, de acuerdo al uso de suelo y tamaño de productor, en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Uso de suelo	Tamaño de productor								
	Sup (ha)	Grande (> 60 UA)		Sup (ha)	Mediano (21 A 60 UA)		Sup (ha)	Pequeño (4 a 21 UA)	
Café	10,15	9,24	A	3,96	9,52	A	2,16	5,50	A
Bosque latifoliado con pastoreo	9,33	0,00	A	0,81	6,30	A	1,40	4,47	A
Bosque de pino con pastoreo	17,88	2,80	A	8,40	1,40	A	3,34	5,73	A
Árboles dispersos	78,94	19,46	B	39,43	9,24	AB	9,73	5,73	A
Cercas vivas	0,96 km	7,00	A	2,0 km	7,14	A	0,46 km	2,29	A
Guamiles	6,92	2,24	B	1,86	0,00	A	2,29	0,57	AB

Medias con letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas entre productores (prueba de Fisher, $p \leq 0,05$).

Fuente: datos calculados a partir de 29 entrevistas a productores

cie, seguidos de los medianos y grandes productores. Esta situación, es explicada debido a que son los productores pequeños los que presentan una mayor disponibilidad y accesibilidad a esta especie, es decir, son los que tienen más roble en sus potreros o bosques. Sin embargo, a pesar de que el roble es considerado como una especie que rebrota y regenera muy fácilmente se ha evidenciado una disminución en las densidades de este con volúmenes aprovechables para leña (diámetros mayores a 20 cm), que oscilan entre un 33 y un 68% para el sistema de árboles dispersos y de un 11 a un 44% en el sistema de bosques de pino con pastoreo (Pérez 2006).

Al analizar las preferencias de los productores en cuanto a las densidades dentro de sus potreros, utilizando una serie de cuatro fotos con diferentes densidades, se encontró que el 69% de los productores prefieren potreros con cobertura arbórea media (30 a 40 árboles por ha) y que estas preferencias son independientes del tamaño del productor (Cuadro 3). Este resultado es interesante ya que se encontró una percepción positiva en la mayoría de los productores en dejar o incorporar árboles en sus potreros, situación que difiere a lo reportado por Muñoz (2004), en Río Frío, Costa Rica, donde los productores preferirían una densidad de cinco árboles por hectárea, mientras que en Rivas, Nicaragua, Joya *et al.* (2004) reportaron que los productores de esa zona preferían una densidad de ocho a 15 árboles por hectárea.

Cuadro 3. Preferencias de potreros por tipo de productor en 29 fincas ganaderas y valores para la hipótesis de independencia entre preferencia y tipo de productor, en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Densidad de árboles en potreros preferido por productor	Tipo de productor			Total	Valor P
	Grande	Mediano	Pequeño		
< 10 árboles ha ⁻¹	1	0	1	2	
30-40 árboles ha ⁻¹	7	5	8	20	0,3958
> 40 árboles ha ⁻¹	1	4	2	7	

Fuente: datos a partir de entrevistas a productores

En cuanto a las limitaciones que tienen los productores para mantener o incorporar más árboles dentro de estos SSP sobresalen la falta de apoyo institucional (económico, asesoría y donación de árboles), manifestada por el 43% de los productores; el perjuicio que el ganado hace a los árboles en crecimiento (29%); la falta de voluntad por parte de los productores por incorporar

más árboles (24%); la poca superficie de tierra disponible (17%) y la falta de mano de obra (7%). Diferentes estudios han reportado algunas de estas limitantes adicionando el alto costo necesario para el establecimiento y lo difícil que es el cuidado para evitar el daño del ganado (Harvey y Haber 1999, Harvey *et al.* 2005).

El análisis anterior muestra claramente la existencia de una alta dependencia al uso de leña como fuente de energía, la disminución de la densidad de los sistemas naturales cuando pasan a SSP (Pérez 2006, Richers 2007) y la presencia de pocas especies utilizadas para leña. Las preferencias y limitaciones señaladas por los productores comprueban, por un lado, la gran importancia que tienen la cobertura arbórea y el conocimiento y manejo de los árboles que realizan los ganaderos, pero también conllevan a la preocupación de un posible manejo poco sustentable de la cobertura arbórea. A pesar de que no se realizó un estudio al respecto, se puede inferir que es probable que el consumo o los aprovechamientos de leña son mayores a los crecimientos de la masa forestal o a la regeneración que pudieran darse de los árboles, por lo cual es de suma importancia estudiar la dinámica de aprovechamientos y el crecimiento de la cobertura arbórea, tanto en sistemas naturales como en SSP para prevenir una mayor reducción o degradación de la cobertura arbórea presente en la región.

A pesar de este panorama, la cierta homogenización del manejo de los árboles por los productores de la región puede ser importante, sobre todo si pensamos en el mejoramiento de los sistemas productivos debido a que se pueden implementar acciones para todos los productores sin necesidad de ejecutar programas específicos por tamaño de productor.

Uso de postes muertos

En las fincas ganaderas el 90% de los productores utilizan postes muertos para cercar potreros, con un consumo promedio anual de 256 postes. Los resultados muestran que los SSP contribuyen con más del 80% de los postes muertos usados (Cuadro 4). Esta contribución se explica debido a que los productores prefieren utilizar árboles que estén continuos a los cercos a reparar, evitando así largos traslados de postes. Esto hace que los sistemas de árboles dispersos y cercas vivas sean aprovechados más en comparación con otros usos de suelo. Patrón similar fue encontrado por Villacís *et al.* (2003) en la zona de Río Frío, Costa Rica, donde cerca del 47% de los productores utilizan postes muertos provenientes de sus mismos potreros y/o fincas.

Al analizar los resultados de los aprovechamientos totales de postes muertos (autoconsumo, venta y regalo) se encontró que no hubo diferencias ($\alpha = 0,05$) entre el tamaño del productor y el tipo de uso de suelo. Sin embargo, se encontró que el sistema de árboles dispersos en potreros es el uso de suelo donde mayormente los productores obtienen postes muertos, siendo los productores grandes los que presentan mayores aprovechamientos con volúmenes de alrededor de $11 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$.

Cuadro 4. Aprovechamientos de postes muertos para autoconsumo por uso de suelo en 29 fincas ganaderas, en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Uso de suelo	Superficie (ha)	%	Postes/año	$\text{m}^3/\text{año}$	Árboles (#)
Café	150,9	2	150	10,2	16,7
Árboles dispersos en potreros	1172,5	48	3.570	242,0	396,7
Cercas vivas	19,8 km	5	380	25,8	42,2
Bosque latifoliado con pastoreo	106,75	14	1.030	69,8	114,4
Bosque de pino con pastoreo	273,35	18	1.375	93,2	152,8
Guamiles	104,8	13	940	63,7	104,4
Total		100	7.445	504,58	827,19

Fuente: datos a partir de entrevistas a productores

En cuanto al consumo promedio de postes por tamaño de productor encontramos que los grandes productores presentan un consumo mayor ($24,09 \text{ m}^3$) al de los productores pequeños ($10,20 \text{ m}^3$), ver Cuadro 5. Esto se debe principalmente a la mayor superficie de cercas que presentan los grandes productores, requiriendo un mayor número de postes para el mantenimiento de ellos.

El aporte de postes muertos ha sido reportado como uno de los beneficios del componente forestal que los SSP presentan a los productores (Harvey y Haber 1999, Cajas-Giron y Sinclair 2001, Harvey *et al.* 2005), sin embargo, estos estudios solo reportan cualitativamente dicha contribución. Otros estudios se han enfocado en el conocimiento local de los productores sobre diferentes especies arbóreas, sobre su manejo y los usos múltiples que les representan (Martínez 2003, Muñoz 2004). Solo algunos autores como Murgueitio e Ibrahim

(2004) reportan a grandes rasgos la demanda de postes muertos en fincas ganaderas, señalando que el establecimiento de un kilómetro de cerca requiere entre 250 y 500 postes.

Cuadro 5. Aprovechamientos de postes muertos por finca ganadera y tipo de productor, en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Tipo de productor	Postes/año	$\text{m}^3/\text{año}$	Árboles/año
Pequeño (4 a 21 UA)	149	A	10
Mediano (21 A 60 UA)	293	AB	20
Grande (> 60 UA)	352	B	24

Medias en la misma columna con letras distintas indican diferencias significativas (prueba de Fisher, $p \leq 0,05$).

Fuente: datos a partir de 29 entrevistas a productores

En cuanto a las especies utilizadas para postes muertos se encontraron 13, el roble es el más utilizado con un 55% (porcentaje relativo a la preferencia de cada especie). Otras especies importantes utilizadas por los productores son el con (*Perymenium grande*) y el pino (*Pinus* spp.) con un 34 y un 31% respectivamente. También, encontramos nance (*Byrsonima crassifolia*), plumajillo y quebracho (*Lysiloma diversifolia*), utilizados por un 17% de los productores para cada una de ellas. Por otra parte, las especies menos utilizadas son el madreño con un 14%, el manzano (*Eugenia jambos*) con un 10%, el cutujumo (*Piper aduncum*), el eucalipto (*Eucaliptos* sp.) y el cablote (*Guazuma ulmifolia lam.*) con un 6%. El pepeto (*Inga* sp.) y guamo (*Inga* sp.) solo son utilizados por un 3% de los productores.

Algunas de las especies encontradas en este estudio han sido reportadas por Muñoz (2004) y López *et al.* (2004), en Costa Rica y Nicaragua, entre las que sobresalen el madreño, el cablote y el nance. En general, lo que encontramos en éste y en los diferentes estudios (Martínez 2003, Muñoz 2004) realizados en Centroamérica en relación al tipo y número de especies utilizadas es la existencia de una relación directa entre las especies dominantes encontradas en los potreros y las especies que mayores beneficios y usos proporcionan a los productores. En el caso de postes muertos se presenta la indiscutible dominancia del roble, el pino y el con respectivamente. Esto refleja parte de los criterios que consideran los productores para mantener ciertas especies en los potreros, de acuerdo a los propósitos que ellos mismos les confieren.

Uso de postes vivos (estacas)

Otro de los usos de la cobertura arbórea es la extracción de estacas para plantar en los linderos de los potreros. Los resultados muestran que un 93% de los productores entrevistados utilizan postes vivos en sus potreros y su consumo promedio anual es de 196 estacas. Los postes vivos son empleados principalmente para disminuir los costos de mantenimiento de las cercas y el uso de postes muertos. Los SSP aportan más del 75% de las estacas utilizadas en la plantación de cercas vivas (Cuadro 6). Las estacas comúnmente son obtenidas de las mismas cercas vivas presentes en los potreros, siendo este sistema el que mayor contribuye en este uso. Esto se debe a que una de las principales funciones de las cercas vivas es precisamente la producción de estacas (Harvey *et al.* 2005).

Cuadro 6. Aprovechamientos de postes vivos (estacas) por uso de suelo en 29 fincas ganaderas, en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Uso de suelo	Superficie (ha)	%	Postes/año	Metros lineales
Café	150,9	14,14	805	402,5
Árboles dispersos en potreros	1172,5	11,60	660	330,0
Cercas vivas	19,8 km	64,05	3.645	1.822,5
Otras formas de adquisición* (regalado)		10,19	580	290,00
Total		100,00	5.690	2.845,00

* Compra y regalo principalmente
Fuente: datos a partir de entrevistas a productores

Sin embargo, se observó que la mayoría de los productores de la región de Copán no cuentan con mucho material vegetativo. Esto impide que planten más de lo que regularmente hacen y tengan que esperar a que las cercas vivas se establezcan y crezcan para poder aumentar su producción de estacas. Quizás por esta razón la mayoría de los productores planta las estacas para reemplazo o en tramos y muy pocas veces para establecer divisiones o hacer una cerca viva completa. Esta misma situación fue reportada por Martínez (2003) para la zona de Matiguás, Nicaragua.

Las especies mayormente empleadas son el madreaje con el 93% (porcentaje relativo de preferencia de cada especie), el jiote (*Bursera simaruba*) con un 48%, el

pito (*Erythrina berteroana*) con un 41%, mientras que el jocote (*Spondias purpurea*) y el amate (*Ficus goldmannii*) son usados de manera marginal solo por el 3% de los productores. Resultados similares son reportados por Cajas-Giron y Sinclair (2001), Martínez (2003), Muñoz (2004) y Harvey *et al.* (2005), quienes mencionan a estas especies, sobre todo el madreaje, el pito y el jiote como las más utilizadas en diferentes lugares de Colombia y Centroamérica. La mayoría de los productores aprovechaban las ramas de estas especies para establecer nuevas cercas o incrementar la densidad de las ya existentes.

Por otra parte, al analizar las preferencias que los productores tienen en cercas vivas, al mostrarles una serie de cuatro fotos con diferentes densidades y especies, encontramos que el 62% prefiere cercas vivas con dos especies (madreaje y pito). Esta situación se explica debido a que los productores prefieren las especies que rebrotan como es el caso del madreaje, el pito y el jiote. Esta preferencia se presenta independientemente del tipo de productor (Cuadro 7). Los productores de la región prefieren especies con diversidad de usos, facilidad de propagación y prendimiento, aspectos reportados también por Martínez (2003), Muñoz (2004) y Joya *et al.* (2004).

A pesar de estas preferencias, los productores se manifiestan interesados en el enriquecimiento de las cercas vivas con especies maderables, lo que puede posibilitar la promoción de estrategias que permitan el establecimiento de cercas vivas multiestrato con especies de alto valor económico y ecológico.

Con respecto a las limitaciones que tienen los productores para mantener o incorporar más árboles dentro de las cercas vivas sobresalen la poca sobrevivencia, sobre todo del madreaje, manifestada por el 55% de los productores (aunque esta limitante es relativa ya que el madreaje tiene, según los mismos productores, un 85% de prendimiento pero es menor al 95% del jiote); el daño causado por la gente ya que arrancan las estacas, sobre todo a las cercas o estacas recién plantadas y que se encuentran más cerca de los caminos o pueblos (38%).

Diferentes estudios han reportado algunas limitantes mencionadas por los productores para incorporar árboles en las cercas vivas, se menciona la alta necesidad de mano de obra para el manejo de la sombra y la dificultad de remover o reubicar los cercos una vez establecidos, lo que hace difícil cambiar el tamaño de los potreros o los

Cuadro 7. Preferencias de cercas vivas por tipo de productor en 29 fincas ganaderas y valores para la hipótesis de independencia entre preferencia y tipo de productor en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Sistema preferido por productor	Tipo de productor			Total	Valor P
	Grande (>60 UA)	Mediano (21 A 60 UA)	Pequeño (4 a 21 UA)		
Cerca viva con <i>Griricidia sepium</i>	3	3	2	8	
Cerca viva de <i>Griricidia sepium</i> y <i>Erythrina berteroana</i>	4	6	8	18	0,3894
Cerca viva multiestrata*	2	1	0	3	

* Cercas vivas con árboles de más de dos especies multipropósitos, alturas diversas y con poco manejo de poda

sistemas de rotación (Harvey y Haber 1999; Harvey *et al.* 2005). Esto puede explicar, de cierta manera, el limitado número de especies y de estacas empleadas, siendo incluso mucho más limitado que el número de especies utilizadas en los otros usos (leña y postes muertos).

A pesar de esto, si hacemos un análisis general del manejo, preferencias y limitaciones de las cercas vivas podemos concluir que existe el interés y el potencial de incrementar el uso de cercas vivas, el número de estacas y el aprovechamiento de ellas (forraje por ejemplo), incluyendo el enriquecimiento de las cercas con especies maderables consideradas por los productores y la preservación de las cercas multiestratos que todavía conservan.

Uso de madera

El aprovechamiento de madera es diferente a los tres usos anteriores ya que los productores consumen madera solo cuando necesitan construir, reparar o ampliar corrales, establos, bodegas o sus casas. Al esti-

mar el volumen de madera usada (autoconsumo, venta y regalo) por productor en los últimos 10 años se encontró un consumo de 91 m³ (un m³ equivale a 240 pies tablares), de los cuales el 33% proviene de SSP (Cuadro 8).

Sobre las especies maderables encontradas fueron un total de ocho, sobresaliendo cinco: pino (*Pinus spp.*), cortés (*Tabebuia ochracea*), cedro (*Cedrela odorata*), ceibillo (*Pseudobombax sp.*) y laurel (*Cordia alliodora*).

El pino es la especie más empleada ya que el 76% de los productores la usa como su principal fuente de madera, seguida por el cedro con 17% de los productores. Sin embargo, es importante mencionar que los bosques de pino y latifoliados vienen presentando una transformación a SSP, aumentando con esto la frontera ganadera en la región. Esta situación explica en parte la poca existencia de árboles de pino con diámetros aprovechables (mayores a 40 cm), con los que cuentan en sus SSP. Por ejemplo, en el caso del sistema de árboles dispersos se encontró que el

Cuadro 8. Aprovechamientos de madera en 29 fincas ganaderas por uso de suelo durante los últimos 10 años en la subcuenca del río Copán, Honduras, 2006

Uso de suelo	Superficie (ha)	%	Consumo/madera (pies tabla)	Equivalentes (m ³)
Café	150,9	0,52	3.300	13,8
Árboles dispersos en potreros	1172,5	14,68	92.700	386,3
Guamiles	104,8	0,95	6.000	25,0
Bosque latifoliado con pastoreo	106,75	0,35	2.250	9,4
Bosque de pino con pastoreo	273,35	18,78	118.600	494,2
Bosque de pino sin pastoreo	75,6	64,70	408.500	1.702,1
Total		100,00	631.350	2.630,6

Fuente: datos a partir de entrevistas a productores



Los sistemas silvopastoriles contribuyen a la producción de leña. Foto: BNPP

44% de los medianos, el 56% de los grandes y el 67% de los pequeños productores ya no tienen madera de pino; mientras que en el sistema de bosques de pino bajo pastoreo los porcentajes de productores que no tienen árboles con diámetros aprovechables en estos sistemas oscilan entre un 56 y un 78% (Pérez 2006).

Otros factores que pueden estar influyendo en la disminución de la densidad de árboles en estos sistemas es que hasta principios de la década de los noventa la propiedad de la masa forestal era del estado, el cual otorgaba permisos a empresas para que realizaran los aprovechamientos tanto en terrenos nacionales como privados, repercutiendo en una sobreexplotación (Pratt y Quijandría 1997). Otro aspecto son los aprovechamientos de madera debido a problemas del gorgojo del pino (*Dentroctonus frontalis*) que ha empezado a afectar la zona y cuyo principal control es la de realizar podas y aprovechamiento del área afectada. Aun cuando se detecta la presencia de la plaga en el campo es importante asumir la situación con reserva ya que podría ser una forma de intervención y aclareo de bosques para establecer pastos.

CONCLUSIONES

El manejo de la cobertura arbórea depende en gran medida de las necesidades, beneficios y preferencias que tengan los productores. En la región de Copán se identificó la contribución que realizan los árboles para

los ganaderos y sus familias, principalmente en el uso de leña, postes, estacas y madera. A su vez, se encontró que los SSP forman parte muy importante dentro de las estrategias de suministro de los diferentes productos provenientes de los árboles (entre el 30 y el 80% de todas las necesidades de leña, postes muertos, estacas y madera).

Sin embargo, no hay que olvidar que en la región se presenta una dinámica de uso de suelo diferente a otras zonas donde los SSP son empleados después de una degradación de los recursos. En Copán, por el contrario, se encuentran todavía en una etapa de conversión de zonas poco perturbadas o en regeneración a áreas de ganadería con SSP que muy probablemente puedan convertirse, con el paso del tiempo, en áreas degradadas, acarreando problemas ambientales y socioeconómicos para los productores. Por esto, se deben implementar acciones que optimicen y mejoren los SSP presentes en la región, así como la implementación de otros que conlleven a mejorar el nivel productivo (carne y leche), el uso y aprovechamiento de la cobertura arbórea y los aportes a la conservación de la biodiversidad, evitando con esto la degradación de los recursos.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Cajas-Girón, YS; Sinclair, FL. 2001. Characterization of multi-strata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems* 53:215-225.



Muchacho de la región de Copán, Honduras. Foto: BNPP

- CEPAL (Comisión Económica para América Latina). 2003. Sostenibilidad energética en América Latina y el Caribe: El aporte de las fuentes renovables (en línea). CEPAL-GTZ. Consultado 20 oct. 2006. Disponible en <http://www.eclac.org>
- Ecoagriculture. 2006. Ecoagriculture Partners (en línea). Consultado 11 jun. 2007. Disponible en <http://www.ecoagriculturepartners.org/other/home.htm>
- FAOSTAT (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2006. Base de datos estadísticos (en línea). Consultado 15 ago. 2006. Disponible en <http://faostat.fao.org/faostat/default.jsp?language=ES&version=ext&hasbulk=0>
- Harvey, C.A.; Haber, W.A. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1):155-173.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, F.L. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agricultural, Ecosystems and Environment* 111(2005):200-230.
- _____; Ibrahim, M. 2003. Diseño y manejo de la cobertura arbórea en fincas ganaderas para mejorar las funciones productivas y brindar servicios ecológicos. *Agroforestería de las Américas* 10(39-40):4-5.
- Holmann, F; Rivas, L. 2005. Los forrajes mejorados como promotores del crecimiento económico y la sostenibilidad: el caso de los pequeños productores de Centroamérica. Cali, CO, CIAT. 70 p. (Documento de trabajo 202).
- Ibrahim, M; Camero, A; Camargo, García, JC; Andrade C, HJ. 1999. Sistemas silvopastoriles en América Central: Experiencias en el CATIE (en línea). Turrialba, CR. Consultado 15 oct. 2005. Disponible en <http://www.lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo1.htm>
- Joya, M; López, M; Gómez, R; Harvey, CA. 2004. Conocimiento local sobre el uso y manejo de los árboles en fincas ganaderas del municipio de Belén, Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 36(68):1-17.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation. Central America in the 80s and 90s. A policy perspective. Jakarta, ID. CIFOR. 88 p. (Special Publication).
- Kleinn, C; Soihet, C. 2000. Programa de evaluación de recursos forestales (FRA 2000): Cambios en la cobertura forestal de Honduras. Dirección de recursos forestales FAO-CATIE (en línea). Roma, IT. Consultado 20 set. 2006. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/007/ac768s/AC768S00.htm#TOC>
- Martínez, JL. 2003. Conocimiento local de productores ganaderos sobre cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del Río Bul Bul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 158 p.
- Muñoz, DA. 2004. Conocimiento local de la cobertura arbórea en sistemas de producción ganadera en dos localidades de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 206 p.
- Murgueitio, E. 1999. Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. Eds. C Pomareda; H Steinfeld. En Seminario Intensificación de la ganadería en Centroamérica; beneficios económicos y ambientales. 1 ed. Nuestra tierra, San José, CR. CATIE-FAO-SIDE. p. 219-246.
- _____; Ibrahim, M. 2004. Ganadería y medio ambiente en América Latina. XII Congreso Venezolano de producción e industria animal (en línea). Consultado 2 nov. 2005. Disponible en www.avpa.ula.ve/congresos/memorias_xiicongreso/pdfs/11_conferencias/11_conferencia_murgueitio_pag187-202.pdf
- Pérez, E.S. 2006. Caracterización de sistemas silvopastoriles y su contribución socioeconómica a productores ganaderos de Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 129 p.
- Pratt, L; Quijandría, G. 1997. Sector forestal en Honduras: Análisis de sostenibilidad. San José, CR. CLACDS (Centro Latinoamericano para la Competitividad y el Desarrollo Sostenible). INCAE (en línea). Consultado 16 ago. 2006. Disponible en <http://www.incae.edu/ES/clacds/investigacion/pdf/cen740.pdf>
- Richers, B.T.T. 2007. Factores que influyen en el diseño, implementación y manejo de sistemas silvopastoriles con características que favorezcan la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 172 p.
- Villacís, J; Harvey, CA; Ibrahim, M; Villanueva, C. 2003. Relaciones entre la cobertura arbórea y el nivel de intensificación de las fincas ganaderas en Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):17-23.

Avances de Investigación

Efecto de la diversidad arbórea y la distancia al bosque de los sistemas silvopastoriles sobre la conservación de aves residentes de Matiguás, Nicaragua¹

L.R. Ramírez^{2,3}, F. Casanoves⁴, C.A. Harvey⁵, M. Chacón⁴, G. Soto³, F. DeClerck⁴

RESUMEN

Aunque se reconoce el aporte del componente arbóreo de los sistemas silvopastoriles (SSP) para la conservación de aves, no se conoce el efecto combinado de la diversidad arbórea y la ubicación en el paisaje de estos sistemas sobre la avifauna, los cuales son aspectos claves en el diseño y la planificación del paisaje para la conservación de la biodiversidad. El objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad de especies arbóreas, la distancia que existe entre el bosque y los potreros con árboles dispersos, la dominancia de especies arbóreas y la conexión del bosque con las cercas vivas sobre la avifauna residente de Matiguás, Nicaragua. La avifauna se registró mediante el método de puntos de conteo, dos veces al día (mañana y tarde) y durante dos periodos estacionales (seco y húmedo), en 24 potreros y 24 cercas vivas seleccionadas para este estudio. Se calculó la abundancia, la riqueza y el índice de Shannon con el total de individuos de aves registrados. Las variables fueron evaluadas con un análisis de varianza en diseño bifactorial completamente aleatorizado. Se registraron un total de 3.506 individuos de aves pertenecientes a 94 especies distribuidas en 28 familias. Además, se observaron cuatro especies con importancia para la conservación. El gremio insectívoro fue el más abundante y con mayor riqueza de especies. Se encontró que a mayor diversidad arbórea, mayor es la diversidad y riqueza de especies de aves en los potreros y cercas vivas. No obstante, no encontramos efectos importantes de la distancia o conexión al bosque. Es probable que en el agropaisaje de Matiguás la conectividad estructural presente influyera a que el factor distancia no fuera muy importante.

Palabras claves: árboles dispersos, avifauna, cercas vivas, diversidad, paisajes fragmentados, pasturas, riqueza de especies

ABSTRACT

Although the importance of silvopastoral systems to the conservation of birds is well recognized, there are few studies that investigate the combined effect of tree diversity and landscape position of these systems on avian diversity. These are two features of silvopastoral systems that are likely to be critical in biodiversity conservation design and planning at landscape levels. The objective of this study was to determine and evaluate the combined effects of tree diversity and the distance to the nearest forest patch for trees dispersed in pastures, as well as the effect of tree diversity, and connection to a forest patch for live fences on resident avifauna of Matiguás, Nicaragua. Using point counts, we registered avian diversity and abundance twice a day (morning and evening) during both the rainy and dry season in 24 pastures and 24 live fences selected for the study. We calculated avian abundance, species richness and the Shannon index of diversity in all treatments and used completely randomized two-way ANOVA to compare differences between the treatments. During the study, we registered a total of 3,506 individuals pertaining to 94 species from 28 families. We found one endangered and three threatened species. The most common feeding guild observed was the insectivorous species. We found that tree diversity was correlated to avian diversity for both the trees in pastures as well as for the live fences. However, we failed to find any significant effect of distance to the nearest forest patch or to the connectivity of live fences to forest patches. It is probable that while the Matiguás landscape is highly fragmented, it remains sufficiently connected to eliminate the effect of distance.

Keywords: dispersed trees in pasture, avifauna, live fences, species richness, biodiversity, pasture, fragmented landscape

¹ Basado en Ramírez, LR. 2007. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile. Correo electrónico: leoramsan@gmail.com (autor para correspondencia).

³ Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Universidad de Chile, Santiago de Chile. Correo electrónico: gabisoto@catie.ac.cr

⁴ Investigadores, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: casanoves@catie.ac.cr, mchacon@catie.ac.cr, fdeclerck@catie.ac.cr

INTRODUCCIÓN

En Centroamérica la expansión de las actividades antrópicas y el crecimiento exponencial de la población han ocasionado la fragmentación de extensas áreas de ecosistemas naturales y se considera que la actividad pecuaria es una de las principales causas de la fragmentación (Sánchez-Azofeita 2001, Dagang y Nair 2003). Afortunadamente, en la actualidad existen diversas formas de manejar y configurar los sistemas pecuarios para reducir el efecto sobre la biodiversidad presente. Dentro de estos sistemas productivos los sistemas silvo-pastoriles (SSP) son una forma de producción pecuaria que se orientan hacia la intensificación de la producción, incorporando árboles de uso múltiple que proporcionan diversos bienes y servicios (Russo y Botero 2000, Balandier *et al.* 2003).

Dentro de los bienes y servicios prestados por los SSP destacan el mantenimiento de la biodiversidad, el aumento de la fijación de carbono y/o nitrógeno, el mejoramiento de los procesos del ciclaje de nutrientes, el aumento de la productividad y la rentabilidad a nivel de finca (Dagang y Nair 2003, Gobbi y Casasola 2003).

Los SSP, de acuerdo a la forma en que integran el componente arbóreo con la producción pecuaria, se clasifican en cercas vivas, bancos forrajeros, pastoreo en plantaciones forestales o frutales, árboles y arbustos dispersos en potreros, pasturas en callejones y setos y bosquetes de uso silvopastoril (Pezo y Ibrahim 1999). En Centroamérica los árboles en potreros y las cercas vivas son los tipos de SSP más utilizados.

Varias investigaciones han resaltado el valor de la estructura y composición florística del componente arbóreo en los SSP para la conservación de la biodiversidad ya que los árboles tienen la capacidad de generar nichos de hábitat para la fauna (Galindo-González *et al.* 2000, Dunn 2000), proveer condiciones para la regeneración natural de las especies arbóreas (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Carrière *et al.* 2002) y otorgar cierto grado de conectividad en una matriz agropecuaria fragmentada, lo cual favorece el movimiento de los animales silvestres (Estrada *et al.* 1997, Guevara *et al.* 1998; Gibbons y Boak 2002, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006). Sin embargo, no existe información de cual es el efecto combinado de la diversidad de especies arbóreas y la ubicación en el paisaje de los SSP sobre la conservación de la biodiversidad, los cuales pueden ser

aspectos claves para la elaboración de estrategias de conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados por las actividades agrícolas y pecuarias.

El presente estudio tuvo como objetivo caracterizar la comunidad de aves presentes en potreros con árboles dispersos y cercas vivas en SSP de Matiguás, Nicaragua. Además, buscaba evaluar el efecto combinado de la diversidad de especies arbóreas y la distancia que existe entre el bosque, los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas. De acuerdo con esto, se formularon las siguientes hipótesis:

1. A mayor diversidad arbórea y menor distancia entre el bosque y los potreros con árboles dispersos, mayor es la abundancia, riqueza y diversidad de avifauna
2. A mayor diversidad arbórea y en situación de conexión del bosque con las cercas vivas, mayor es la abundancia, riqueza y diversidad de aves

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio

La investigación se realizó en las fincas ganaderas de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás (85°27' latitud norte y 12°50' longitud oeste), departamento de Matagalpa, Nicaragua. La población de Matiguás se compone de 60.000 habitantes, de los cuales 14.000 corresponden a población urbana y 46.000 a población rural, con una densidad promedio de 35 habitantes por km² (INIFOM 2005). La temperatura media anual del área de estudio oscila entre los 30 °C y los 32 °C y las precipitaciones anuales varían entre 1.200 y 1.800 mm (Ruíz *et al.* 2005).

Según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua, la zona corresponde a un bosque semideciduo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado bosque húmedo tropical. El uso del suelo en Matiguás se caracteriza por estar dominado por una matriz de pasturas abiertas que cubren el 56% del municipio. Un 15% del suelo está cubierto de pasturas arboladas, un 11% de fragmentos de bosques, un 7% de charrales, un 3% de corredores riparios, un 2% de cercas vivas y un 6% con otros usos de suelo (Useche 2006). El uso principal de la tierra en el municipio de Matiguás corresponde a la ganadería de doble propósito con pastoreo extensivo, donde el 80% de los productores utilizan árboles en sus potreros (Betancourt *et al.* 2003).

Descripción del ensayo

En el área de estudio se evaluaron un total de 70 potreros con una superficie mínima de 3 ha, con una densidad mayor a 15 árboles por ha y 65 cercas vivas con una longitud mínima de 220 m en varias fincas ganaderas que forman parte del proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas (GEF-SSP). En cada potrero con una superficie mayor a 3 ha y con una densidad de árboles mayor a 15 por ha se demarcó una parcela de 1 ha (100 m x 100 m) y se realizó un censo de las especies arbóreas, con la finalidad de seleccionar y clasificar los potreros de acuerdo a la riqueza de árboles y su distancia al bosque.

La riqueza de especies arbóreas varió entre cuatro y 28 especies por hectárea. En función de la frecuencia de la riqueza de árboles se clasificaron los potreros en dos niveles: potreros diversos (PD), caracterizados por presentar más de 10 especies arbóreas por hectárea, y potreros simples (PS), los cuales presentan menos de seis especies de árboles por hectárea. Los potreros con una riqueza entre siete y nueve especies fueron eliminados para maximizar la diferencia entre los niveles de este factor.

Luego de la clasificación de los potreros según su riqueza de especies, se midió mediante la utilización de herramientas SIG y recorridos en el campo la distancia de los potreros a los fragmentos de bosque. En función de las frecuencias observadas entre las distancias del potrero y los fragmentos de bosques superiores a 8 ha, teniendo en cuenta que en estudios previos la distancia de dispersión de semillas por aves desde un bosque hacia los potreros cercanos es menor a 800 m (Hass 1995), se determinaron dos niveles para el factor distancia: potreros cerca del bosque (CB), con una distancia menor a 250 m desde el borde del potrero al borde del fragmento de bosque, y potreros lejos del bosque (LB), con una distancia mayor a 1.000 m desde el borde del potrero al borde del fragmento de bosque. Con los criterios de clasificación mencionados, se seleccionaron 24 potreros con árboles dispersos, distribuidos en seis potreros por cada categoría para definir un diseño experimental bifactorial con cuatro tratamientos y seis repeticiones por tratamiento.

En cada cerca viva caracterizada por presentar una longitud superior a 220 m, ubicadas al interior de las fincas y con uso de pastoreo en ambos lados de la cerca viva, se demarcó un transecto de 210 m y se realizó un censo de las especies arbóreas para después calcular su diversidad utilizando el índice de Simpson,

con el fin de seleccionar y clasificar las cercas vivas de acuerdo a la diversidad de especies arbóreas y conexión al bosque.

El índice de Simpson es una medida de la diversidad e indica la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una comunidad pertenezcan a la misma especie y a medida que el valor del índice se incrementa la diversidad de la comunidad decrece (Magurran 1988). Este índice varió entre 0,12 y 0,86 y en función de los valores obtenidos para cada cerca viva se clasificaron en dos niveles: cercas vivas simples (CVS), caracterizadas por un índice de Simpson superior a 0,37, y cercas vivas diversas (CVD), las cuales presentan un índice de Simpson inferior a 0,29. Además, se seleccionaron 24 cercas vivas, 12 por cada categoría de dominancia de especies arbóreas.

Luego de la clasificación de las cercas vivas según la diversidad de especies arbóreas, se evaluó la conexión del bosque con las 24 cercas vivas y se determinaron dos niveles de conexión: cercas vivas conectadas al bosque (CB) y cercas vivas no conectadas al bosque (NB). Con los criterios de clasificación mencionados se definió un diseño experimental bifactorial completamente aleatorizado con cuatro tratamientos que surgieron de la combinación del factor diversidad arbórea con dos niveles (CVS y CVD), y el factor conexión al bosque con dos niveles (CB y NB).

Metodología de toma de datos

Se caracterizó la comunidad de aves en los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas mediante el método de puntos de conteo, con el cual se registraron todas las aves presentes en un radio de observación de 25 m (Ralph *et al.* 1996). No se registraron las aves en vuelo y las aves migratorias fueron excluidas del análisis. El monitoreo de avifauna consistió en observaciones de 10 minutos en cada punto de conteo. Cada punto de conteo fue evaluado en dos monitoreos diarios en el mismo día, por la mañana (de 6 a.m. a 9:30 a.m.) y por la tarde (de 2:30 p.m. a 6 p.m.) y en dos periodos estacionales, uno seco (marzo-abril, 2006) y uno húmedo (mayo-junio, 2006). En cada transecto de 210 m de cerca viva y potrero de 1 ha de superficie con árboles dispersos se ubicaron tres puntos de conteo localizados a 80 m entre cada uno de ellos. En las cercas vivas los puntos de conteo estuvieron ubicados en línea y en los potreros con árboles dispersos se ubicaron formando un triángulo equilátero (Figura 1). En total se ubicaron 144 puntos de conteo, de los cuales

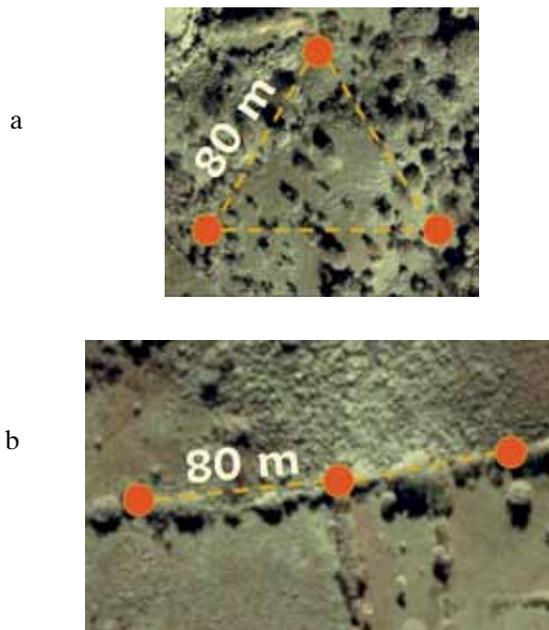


Figura 1. Ubicación de los puntos de conteo en potreros con árboles dispersos y cercas vivas en Matiguás, Nicaragua

Fuente: imagen Ikono 2003, Proyecto GEF-SSP del CATIE

72 estaban distribuidos en los potreros con árboles dispersos y los otros 72 en las cercas vivas. Con esto se obtuvo un esfuerzo de muestreo total de 96 horas (144 puntos de conteo monitoreados en dos horas del día y en dos épocas del año por 10 minutos en cada uno de ellos).

A partir del registro de los individuos de aves se calculó la abundancia total, la riqueza total y el índice de Shannon, tomando el listado general de aves registradas durante las dos horas diarias y los dos períodos estacionales.

Análisis de los datos

Se realizaron cálculos de estadística descriptiva (media y error estándar), utilizando *InfoStat/Profesional 2006p.2* (InfoStat 2006), cálculos del índice de Shannon, empleando *Estimates* versión 7.5.1 (Colwell 2005) y la construcción de curvas de rango y gráficos de interacción de los factores en estudio usando *Sigmaplot 2004* versión 9.0 (Systat 2004).

También, se elaboró un análisis de varianza (ANAVA) para determinar el efecto de la diversidad arbórea, la distancia que existe de los potreros a los fragmentos de bosque, el efecto de la diversidad arbórea y la conexión del bosque a las cercas vivas con respecto a la abundancia,

la riqueza de especies y la diversidad de la avifauna. Las hipótesis sobre los tratamientos y las comparaciones múltiples con la prueba de LSD Fisher para determinar diferencias entre medias fueron evaluadas con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registró un total de 3.506 individuos de aves pertenecientes a 94 especies, distribuidas en 28 familias. De estos un total de 1.899 individuos de 83 especies se encontraron en los potreros con árboles dispersos y un total de 1.607 individuos de 83 especies se hallaron en las cercas vivas.

La familia Tyrannidae fue la que más se encontró (15 especies), seguida de la Trochilidae (nueve especies), la Thraupidae (ocho especies), la Emberizidae (seis especies), la Cuculidae y la Psittacidae (cuatro especies, cada una). También, se observó que pocas especies fueron dominantes y muchas presentaron muy baja abundancia (Figura 2). Las tres especies más comunes fueron el semillerito negro (*Volatinia jacarina*), el garrapatero común (*Crotophaga sulcirostris*) y el chochin casero (*Troglodytes aedon*), los cuales acumularon el 29,8% de la abundancia total registrada a través de los 144 puntos de conteo de aves.

El gremio alimenticio con mayor abundancia fue el insectívoro (1.869 individuos de aves y 44 especies), seguido del granívoro (653 individuos de aves y ocho



El semillerito negro (*Volatinia jacarina*). Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE

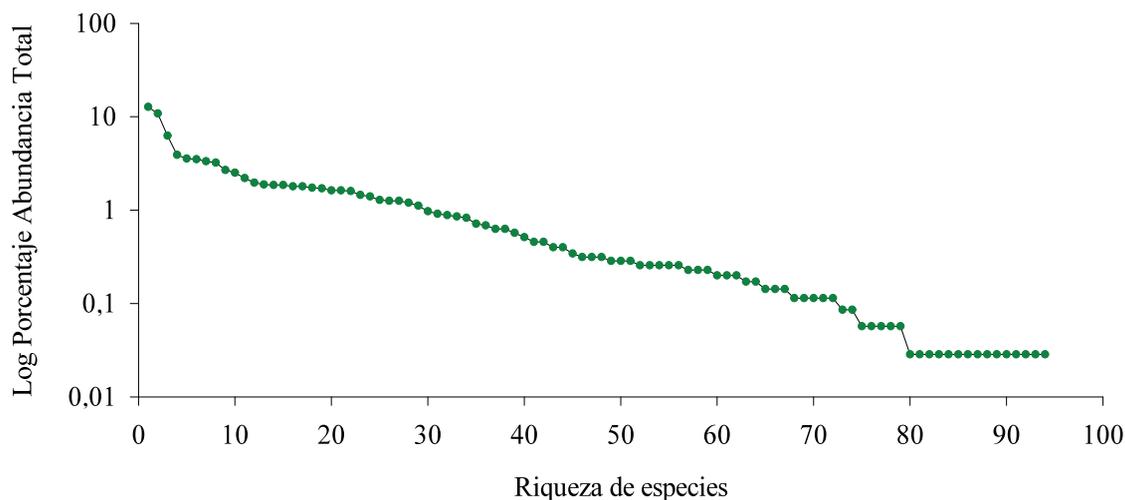


Figura 2. Curva de rango de la abundancia relativa en la comunidad de aves registradas en los 144 puntos de conteo en los SSP de Matiguás, Nicaragua.

especies), luego el frugívoro (430 individuos de aves y 15 especies), el omnívoro (386 individuos de aves y nueve especies), el nectarívoro (116 individuos de aves y nueve especies) y el carnívoro (52 individuos de aves y nueve especies).

Se logró observar la especie eufonia olivácea (*Euphonia gouldi*), la cual está en peligro de extinción. Además, se hallaron especies como el pinzón orejiblanco (*Melospiza leucotis*), el loro frentiblanco (*Amazona albifrons*) y el perico pechilivo (*Aratinga nana*), las cuales se encuentran en estado vulnerable, dependen de una buena cobertura arbórea para su sobrevivencia y son sensibles a la fragmentación del hábitat (Gillespie 2001). Las especies *Amazona albifrons* y *Aratinga nana* pertenecientes a la familia de los loros (Psittacidae) tienen valor comercial y cultural ya que son comercializadas como mascotas a nivel local y regional. Esto es preocupante porque se sabe que en Costa Rica la *Aratinga nana* ha disminuido su abundancia por la fragmentación de los bosques (Stiles y Skutch 2003). La especie *Euphonia gouldi*, catalogada en peligro de extinción para Nicaragua (Gillespie 2001), es también una especie dependiente del bosque y del hábito alimenticio frugívoro (Stiles y Skutch 2003). Es probable que el avance de la frontera agropecuaria redujera el hábitat natural disponible para estas especies, en este sentido, los sistemas silvopastoriles podrían estar ofreciendo recursos alternativos para mantener sus escasas poblaciones.

La presencia de la especie insectívora *Melospiza leucotis*, la cual prefiere sitios del sotobosque húmedo para su alimentación (Stiles y Skutch 2003), fue identificada con solo un individuo, esto podría indicar la

alta fragmentación del paisaje, o bien, que ésta solo se encuentra en los parches de bosques del área de estudio. La disminución del hábitat disponible y la colonización por aves hacia el bosque provoca que aumente la competencia por recursos alimenticios que induce la salida de las aves desde el bosque hacia la matriz agropecuaria en busca de alimentos. Esto último, ha sido documentado por Didham *et al.* (1996) que indican que la fragmentación de los bosques produce una variación en la composición de insectos alterando el funcionamiento del ecosistema por la colonización de especies generalistas que compiten por nichos ecológicos.

Por otra parte, se encontró que los potreros diversos localizados cerca del bosque obtuvieron mayor número de individuos de aves, más especies y mayor diversidad de especies de aves comparadas con los demás tratamientos (Figura 3). Otras investigaciones han encontrado resultados similares y han relacionado la complejidad estructural de la vegetación, la diversidad de especies arbóreas y la cercanía al bosque como los factores que influyen en este tipo de patrones (Watson *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2006), ya que la presencia de diferentes estratos y mayor cantidad de especies arbóreas proveen más nichos y un aumento en la oferta de recursos alimenticios para las aves.

AVES EN POTREROS CON ÁRBOLES DISPERSOS

A través de un ANAVA se encontró una interacción entre los factores de la diversidad arbórea y la distancia del potrero al bosque para el índice de Shannon ($p = 0,0367$),

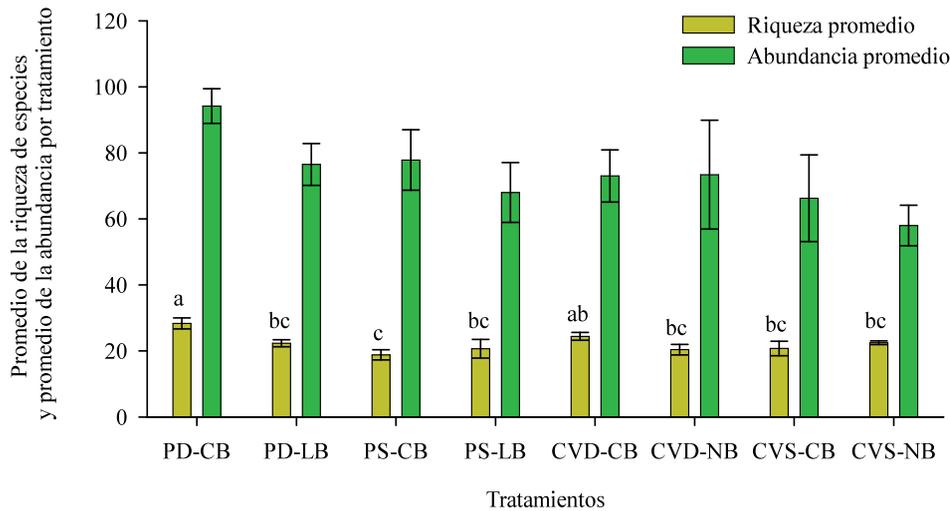


Figura 3. Comparación de medias (\pm EE) de la riqueza y abundancia por tratamiento

PD-CB = potreros diversos cerca del bosque

PD-LB = potreros diversos lejos del bosque

PS-CB = potreros simples cerca del bosque

PS-LB = potreros simples lejos del bosque

CVD-CB = cerca viva diversa conectada al bosque

CVD-NB = cerca viva diversa no conectada al bosque

CVS-CB = cerca viva simple conectada al bosque

CVS-NB = cerca viva simple no conectada al bosque

Las letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD-Fisher ($p < 0,05$).

donde el factor que influyó con más fuerza en la variación fue la diversidad arbórea ($p = 0,0367$), comparado con el factor distancia del potrero al bosque ($p = 0,9724$). Además, se encontró un efecto combinado de los factores diversidad arbórea y distancia del potrero al bosque, registrándose diferencias significativas marginales para la riqueza de especies de avifauna ($p = 0,0512$), donde el factor de diversidad arbórea fue el que determinó con mayor fuerza este resultado ($p = 0,0079$), ver Figura 4. Comparado con los otros tratamientos la diversidad y riqueza de especies de avifauna fue mayor en los potreros diversos cerca del bosque.

Varios estudios recientes que relacionan la composición de la vegetación arbórea con la abundancia y riqueza de especies de aves (Harvey *et al.* 2006, Matlock *et al.* 2006), y el efecto de la perturbación de la estructura vertical de la vegetación sobre la comunidad de aves (Söderström *et al.* 2003, Dale *et al.* 2000, Watson *et al.* 2004) indican que a mayor diversidad de especies arbóreas y mayor complejidad estructural de la vegetación los grupos de aves dependientes de estas características biofísicas son más diversos en especies cuando son comparados con sitios con menor cober-

tura arbórea, menos diversidad de especies de árboles y una estructura de la vegetación simple o perturbada. Los resultados de esta investigación concuerdan con estos patrones.

Además, para ambas variables (índice de Shannon y riqueza de especies) los potreros diversos lejos del bosque fueron similares a los potreros simples lejos del bosque (Figura 4). Es probable que la heterogeneidad del paisaje influyera en los resultados obtenidos sobre una situación lejana al bosque ya que en paisajes que presentan una gran heterogeneidad y conectividad el movimiento de las aves se ve favorecido. Estrada *et al.* (1997) mencionan que cuando la matriz agropecuaria está conformada por una cobertura arbórea que favorece el movimiento y la conectividad en el campo la abundancia y riqueza de especies de aves es similar a través de todo el paisaje. Algunos estudios recientes sobre conectividad estructural en la zona de Matiguás (Useche 2006) demuestran que el área de estudio se caracteriza por presentar una alta conectividad estructural en el paisaje, lo cual puede haber influenciado en este patrón de diversidad y riqueza de especies en los potreros localizados lejos del bosque.

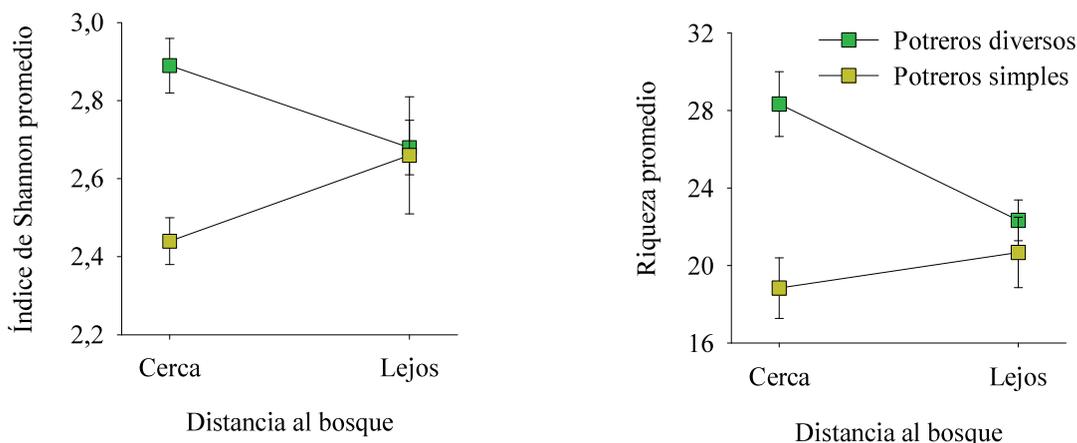


Figura 4. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de los árboles en potrero para la media del índice de Shannon (izquierda) y la riqueza media de especies (derecha), en Matiguás, Nicaragua.

PD-CB = potreros diversos cerca del bosque
 PD-LB = potreros diversos lejos del bosque
 PS-CB = potreros simples cerca del bosque
 PS-LB = potreros simples lejos del bosque

AVES EN CERCAS VIVAS

Se encontró interacción con cambio de rango entre los factores diversidad arbórea y conexión del bosque a las cercas vivas para la riqueza de especies ($p = 0,0367$) y el índice de Shannon ($p = 0,0010$), ver Figura 5. Se observó que las cercas vivas diversas obtuvieron mayores valores para las medias de la riqueza de especies e índice de Shannon cuando estaban conectadas al bosque, contrario a las cercas vivas diversas no conectadas (CVD-NB) y las cercas vivas simples conectadas y no conectadas al bosque (CVS-CB y CVS-NB). Sin embargo, también se halló que para el índice de Shannon las cercas vivas diversas conectadas al bosque no difirieron con las cercas vivas simples no conectadas al bosque (Figura 5).

La variable abundancia no mostró interacción ni significancia para los factores de diversidad arbórea y conexión al bosque. Es evidente suponer que la conexión al bosque y la mayor diversidad de especies arbóreas influyeron de manera directa en estos resultados. Por otro lado, las cercas vivas diversas presentaron una estructura de árboles de mayor altura y diámetro a la altura del pecho (dap) que las cercas simples y además fueron variables que mostraron diferencias significativas según el factor de diversidad arbórea de la cerca viva ($p = 0,0068$ y $p = 0,0239$ respectivamente), ver Figura 6.

Los factores de composición y estructura mencionados pueden determinar estos resultados ya que existe una

relación positiva entre la altura del árbol y la diversidad de especies arbóreas con respecto a la riqueza de aves (Raman y Sukumar 2002). Además, otros estudios indican que los fragmentos de bosques en los agropaisajes mantienen una mayor diversidad de aves en comparación con los terrenos adyacentes (Cárdenas *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006) y los bordes de bosques presentan una mayor diversidad de especies de aves en áreas abiertas en la matriz agropecuaria (Watson *et al.* 2004), producto de una mayor oferta de recursos para las aves y una complejidad de la vegetación. Estas interacciones de efectos de diversidad arbórea, estructura de la vegetación y distancia al bosque concuerdan con los resultados obtenidos en el estudio.

CONCLUSIONES

Este estudio encontró que los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas de los SSP mantienen una comunidad de aves diversa. Sin embargo, se registró una alta dominancia de especies generalistas, aunque también fue posible registrar aves con importancia para la conservación, lo cual indica el valor de la implementación de sistemas productivos que integren el manejo y la conservación de la biodiversidad.

El análisis demuestra lo importante que es mantener una cobertura arbórea diversa en los potreros con árboles dispersos y en las cercas vivas ya que la diversidad de especies arbóreas mostró una relación positiva con la abundancia, riqueza y variedad en la comunidad de

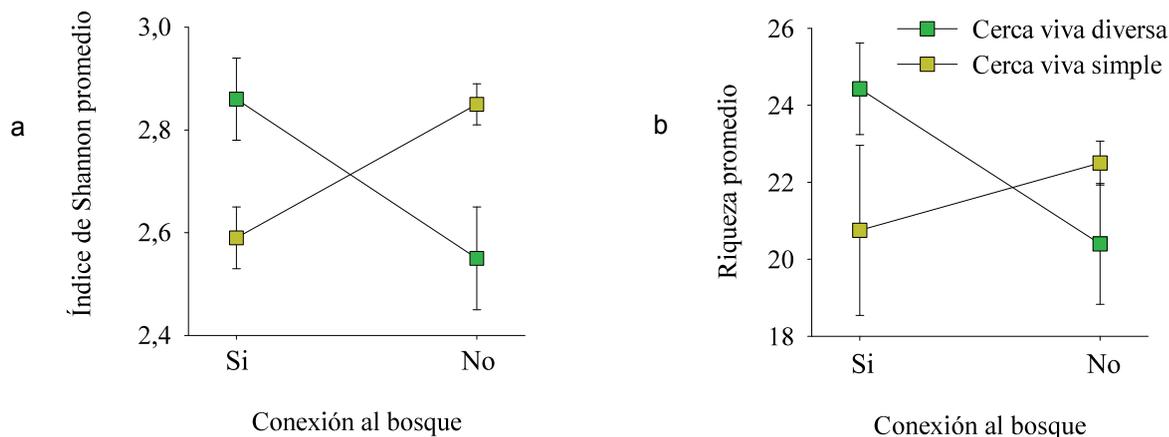


Figura 5. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión del bosque a la cerca viva para la media del índice de Shannon (izquierda) y la riqueza media de especies (derecha) en los transectos de 210 m de longitud de cercas vivas en Matiguás, Nicaragua.

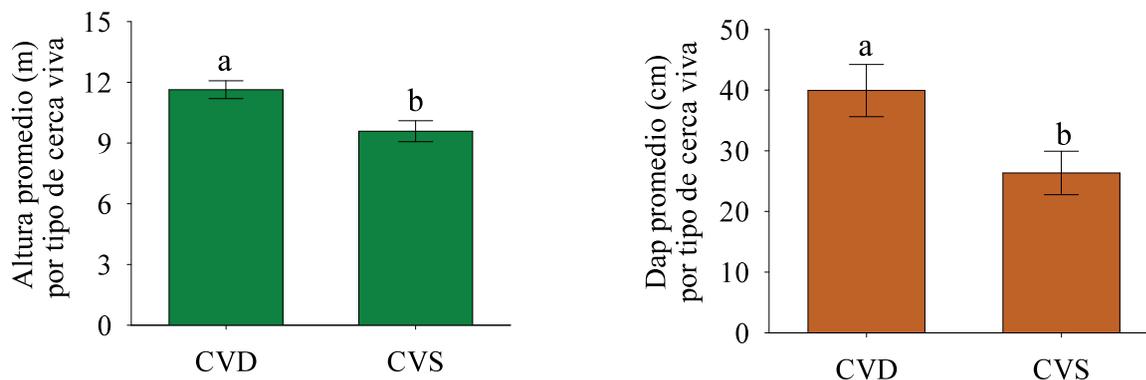


Figura 6. Comparación de medias (\pm EE) de la altura (izquierda) y diámetro a la altura del pecho (derecha) entre las cercas vivas diversas (CVD) y las cercas vivas simples (CVS) de Matiguás, Nicaragua.

Las letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD-Fisher ($p < 0,05$).

aves presentes, es decir, a mayor diversidad de especies arbóreas mayor es la variedad de la avifauna. Por lo tanto, para la planificación de estrategias de conservación de avifauna en paisajes dominados por actividades pecuarias se debe promover la regeneración natural de especies arbóreas nativas de la zona en los potreros, así como el establecimiento de cercas vivas diversas en especies arbóreas ya que esto mejoraría la oferta de recursos y de hábitat, aumentaría la conectividad estructural y probablemente la conectividad funcional del paisaje.

El efecto de la distancia de los potreros y las cercas vivas con respecto a los bosques sobre la comunidad de aves no fue lo suficientemente concluyente. Esto pudo haber

estado influenciado por la alta conectividad estructural que presenta la zona de estudio, la cual permite el movimiento de las aves a través del paisaje. Este tipo de resultado apoya fuertemente la idea de que el establecimiento de SSP puede y logra mantener parte de la biodiversidad original del paisaje. Desafortunadamente, el diseño de este estudio no permitió evaluar de manera directa los niveles de conectividad a través del paisaje, así como el estado fenológico de los árboles presentes en las cercas vivas, árboles dispersos en potreros y su influencia en la comunidad de aves. Estos factores pudieron ser importantes en los resultados obtenidos y por lo tanto incluirlos dentro de futuras investigaciones podría ser interesante.



Paisaje ganadero de Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP

Finalmente, este estudio demuestra que los agropaisajes son capaces de mantener una importante porción de la comunidad de aves para la conservación. Sin embargo, es necesario que en las investigaciones de conservación de fauna en agropaisajes se incluyan otros tipos de variables en las evaluaciones, tales como, variables espaciales y temporales, así como el aporte que tienen las especies encontradas en el funcionamiento del ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó como parte del proyecto The Impact of Improved Cattle Production Practices on Biodiversity in Central America, financiado por el Banco Mundial y el Bank Netherlands Partnership Program.

Agradecemos a la bióloga Sandra Hernández de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN) por el monitoreo e identificación de la avifauna y a los técnicos de Nitlapan de la Universidad Centroamericana por el apoyo brindado en la zona de estudio.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Balandier, P; Bergez, JE; Etienne, M. 2003. Use of the management-oriented silvopastoral model ALWAYS: calibration and evaluation. *Agroforestry Systems* 57:159-171.
- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, CA; Vargas, B. 2003. Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):47-51.
- Cárdenas, G; Harvey, CA; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):78-85.
- Carrière, SM; André, M; Letourmy, P; Olivier, I; McKey, DB. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural systems in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18:353-374.
- Colwell, RK. 2005. *Estimates*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Chacón, M; Harvey, CA. 2006. Live fence and landscape connectivity in a neotropical agriculture landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26.
- Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.
- Dale, S; Mork, K; Solvang, R; Plumptre, AJ. 2000. Edge effects on the understory bird community in a logged forest in Uganda. *Conservation Biology* 14(1):265-276.
- Didham, RK; Ghazoul, J; Stork, NE; Davis, AJ. 1996. Insects in fragment forests: a functional approach. *Tree* 11(6):255-260.
- Dunn, RR. 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biological Conservation* 95:317-321.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Meritt Jr, DA. 1997. Anthropogenic landscape change and avian diversity al Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.
- Galindo-González, J; Guevara, S; Sosa, VJ. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.

- Gibbons, P; Boak, M. 2002. The value of paddock trees for regional conservation in agricultural landscape. *Ecological Management and Restoration* 3(3):205-210.
- Gillespie, TW. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3):699-709.
- Gobbi, JA; Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):52-60.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant in pastures a fragment canopy? *Selbyana* 19(1):34-43.
- _____; Purata, SE; Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- _____; Medina, A; Sánchez-Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscape. *Ecological Application* 16(5):1986-1999.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- Hass, CA. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9:939-942.
- InfoStat (2006). *InfoStat versión 2006*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- INIFOM (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal). 2005. Ficha municipal de Matiguás (en línea). Consultado 2 dic. 2005. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/docs/caracterizaciones/matiguas.pdf>
- Magurran, AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Vedral ed. Barcelona, SP. 200 p.
- Matlock Jr, RB; Edwards, PJ. 2006. The influence of habitat variables on bird communities in forest remnants in Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 15(9):2987-3016.
- Meyrat, A. 2000. *Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. Protierra/ MARENA/CBA*. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1999. *Sistemas silvopastoriles. Serie Materiales de Enseñanza (CATIE) no 44*. Turrialba, CR. 275 p.
- Ralph, CJ; Geupel, GR; Pyle, P; Martin, TE; DeSante, DF; Milá, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46p.
- Raman, TRS; Sukumar, R. 2002. Responses of tropical rainforest birds to abandoned plantations, edges and logged forest in the Western Ghats, India. *Animal Conservation* 5:201-216.
- Ruiz F; Gómez, R; Harvey, CA. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. *TROPITECNICA-NITAPLAN-CATIE*. Turrialba, CR. 40 p.
- Russo, R; Botero, R. 2000. El componente arbóreo como componente forrajero en los sistemas silvopastoriles. *Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda (EARTH)*. Costa Rica.
- Sánchez-Azofeita, GA. 2001. Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33(3):378-374.
- Söderström, B; Kiema, S; Reid, RS. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99:113-124.
- Stiles, FG; Skutch, AF. 2003. *Guía de aves de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 680 p.
- Systat, 2004. *Sigmaplot 2004 versión 9.0*. Systat Software, Inc. USA.
- Useche, DC. 2006. *Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 133 p.
- Watson, EMJ; Whittaker, RJ; Dawson, TP. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forest of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120:311-327.

Avances de Investigación

Composición y diversidad de epífitas y aves en distintos tipos y densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Copán, Honduras

M. Decker¹, T. Benjamin², F. Casanoves², F. DeClerck²

RESUMEN

Se estudió la relación entre las densidades de árboles dispersos en potreros, la composición y la diversidad de plantas epífitas y aves en una zona húmeda y una seca de la subcuenca del río Copán, Honduras. Los resultados revelaron que existen diferencias significativas entre la riqueza y la diversidad de epífitas en la zona seca, no así en la zona húmeda de la subcuenca. En la zona seca los bosques latifoliados presentaron mayor diversidad y riqueza, seguidos por los potreros de alta densidad y finalmente, los potreros de baja densidad de árboles dispersos. En el estudio de la composición y la diversidad de aves no se encontraron diferencias significativas, aunque hubo tendencias a aumentar la riqueza de especies en función del incremento de árboles. Por último, se determinó una alta correlación entre la abundancia y la riqueza de epífitas y la abundancia y la diversidad de aves.

Palabras claves: bosque latifoliado, potreros, riqueza, zona húmeda, zona seca

ABSTRACT

We studied the relationship between the density of dispersed trees in silvopastoral systems and the composition and diversity of epiphytic plants and birds in a humid and dry zone of a portion of the Copan river watershed. The results revealed significant differences between the species richness and diversity of epiphytes in the dry zone. Natural forests presented the greatest diversity and species richness followed by pastures with high density of trees and finally pastures with low density of trees. Although we did not find differences in the humid zone, we identified a tendency of higher values in pastures with high density of trees and natural forest in relation to the abundance and composition of epiphytes. Bird data revealed that even when we were unable to find significant differences at a statistical level we did identify a tendency in terms of species richness related to the amount of dispersed trees in the pastures evaluated. More importantly however, we found a high correlation between the abundance and species richness of epiphytes plants and abundance and species richness of birds.

Keywords: abundance, correlation, natural forest, species richness, humid zone, dry zone

INTRODUCCIÓN

Tanto en Copán, Honduras, como en América Latina la pérdida y degradación de los bosques tropicales ha provocado la fragmentación y la transformación de los ecosistemas naturales, lo cual causó la pérdida de diversidad biológica. En Centroamérica, las zonas de pastoreo representan el 46% del total de áreas agrícolas (18,4 millones de ha), por lo que la conversión de bosques a potreros amenaza la supervivencia de muchas especies, por lo tanto esto es una preocupación prioritaria para los conservacionistas (Serrao y Toledo 1990, Szott *et al.* 2000). No obstante, cabe destacar que dependiendo del tipo de manejo de las fincas ganaderas existen posibilidades para la conservación que deben

ser exploradas, con el fin de desarrollar las actividades productivas de manera compatible con las iniciativas conservacionistas (Harvey *et al.* 2000).

Si bien existen varios estudios sobre los efectos de los árboles dispersos en potreros y la conservación de la biodiversidad (Guevara *et al.* 1998, Harvey *et al.* 2000), son pocos los estudios que señalan la complejidad que existe entre los altos niveles de diversidad estructural que se desarrollan en el dosel de los árboles como un componente crítico para la conservación de la biodiversidad (Greenberg *et al.* 1997, Johnson 2000). Investigaciones recientes indican a las plantas epífitas como un componente importante de la vegetación en muchos ecosistemas

¹ M.Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, Turrialba, CR, CATIE. Correo electrónico: mdecker@catie.ac.cr

² División de Investigación y Desarrollo, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: tamara@catie.ac.cr, fcasanoves@catie.ac.cr, fdeclerck@catie.ac.cr

tropicales. Sin embargo, son pocas las investigaciones que mencionan el valor de las epífitas en sistemas agropecuarios y la relación que existe con la avifauna local (Gentry y Dodson 1987, Nadkarni 1988).

El propósito del presente trabajo es evaluar la composición y la diversidad de las epífitas y las aves en relación con las densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles (SSP) de la subcuenca del río Copán, Honduras, a partir de la comparación entre las comunidades de epífitas y aves presentes en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado, en términos de riqueza y diversidad de especies. Por último, se busca determinar la relación, en términos de abundancia, entre las epífitas y las aves en los SSP de la subcuenca del río Copán, Honduras.

METODOLOGÍA

La subcuenca del río Copán está ubicada en el sector noroeste del departamento de Copán, en el extremo occidente de Honduras que limita con Guatemala. La subcuenca tiene una extensión aproximada de 619 km², compartida por los municipios de Copán

Ruinas, Santa Rita y Cabañas. Su altitud varía entre los 600 y los 1.600 msnm, la precipitación promedio anual es de 1.700 mm/año, con temperaturas mínimas y máximas que varían entre los 16,3 °C y los 26,6 °C. (MANCORSARIC 2003). Según la clasificación de Holdridge (1987), la subcuenca del río Copán pertenece a la zona del trópico semihúmedo (Figura 1).

Se evaluó el SSP de árboles dispersos en potreros con pastoreo en fincas de productores ganaderos en la subcuenca del río Copán, Honduras. Con las características bioclimáticas de la región, que incluyeron las características de la vegetación y la humedad relativa del ambiente se estableció la zonificación para una zona seca y una húmeda.

Se seleccionaron 29 potreros de aproximadamente 1 ha con densidades de árboles dispersos mayor o igual a 35 árboles por hectárea para la categoría de alto y entre 10 y 20 árboles por hectárea para la categoría de bajo. Del total de potreros, 15 correspondieron a la zona seca y 14 a la zona húmeda. Finalmente, se consideró a los bosques latifoliados como control.

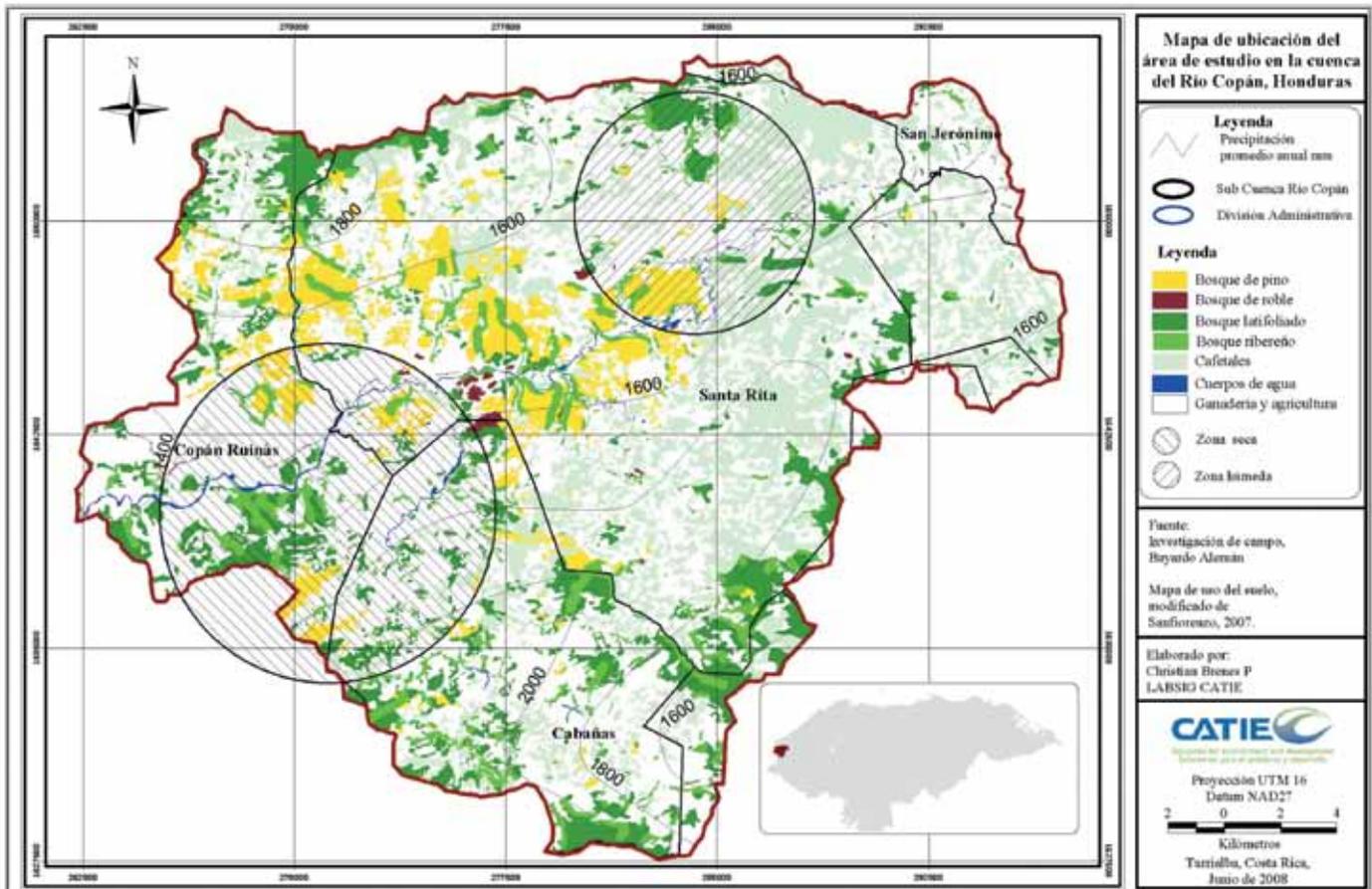


Figura 1. Mapa de ubicación de la subcuenca del río Copán, Honduras, 2007

Para la evaluación de aves se consideró como unidad de muestreo un árbol maduro con un dap mayor a 10 cm, seleccionado de forma aleatoria con una altura promedio de acuerdo al tipo de bosque. Cabe destacar que se tomaron en cuenta solo los árboles que presentaban algún grado de epifitismo, es decir, que se consideraron solo aquellos árboles que contaban con la presencia de epífitas.

Para asegurar la independencia de los datos se seleccionaron aquellos árboles que se encontraban a una distancia mínima de 50 m entre ellos. Para cada potrero se evaluaron cinco árboles, con cinco repeticiones, dando un total de 145 árboles y se recurrió a la observación simple tomando en cuenta un árbol como unidad de muestreo. Las observaciones de las actividades de las aves se realizaron diariamente en dos sesiones de 20 minutos (6 a.m. y 5:30 p.m.), durante 29 días, para un total de 1.160 minutos de observación. Para el relevamiento de las epífitas se utilizaron los mismos árboles en los que se observaron las aves. Por último, de cada una de las especies epífitas que se encontraron en los árboles se recolectaron individuos para su posterior identificación taxonómica.

RESULTADOS

Composición y diversidad de epífitas y aves

Se encontraron 68 especies de epífitas distribuidas en 38 géneros y 13 familias en los 145 árboles evaluados. Las familias con mayor riqueza de especies fueron la

Orchidaceae (s = 20), la Araceae (s = 12) y la Bromeliaceae (s = 11). Las tres especies más abundantes fueron la *Tillandsia fasciculata* de la familia Bromeliaceae (n = 182), la *Encyclia nematocaulon* de la familia Orchidaceae (n = 57) y la *Tillandsia schiedeana* de la Bromeliaceae (n = 39). Estas tres especies representan aproximadamente el 40% de todas las especies.

En cuanto a las aves, se observaron 667 distribuidas en 77 géneros y 33 familias. Las familias con mayor riqueza de especies fueron la Tyrannidae (s = 15), la Icteridae (s = 8), la Parulidae (s = 7) y la Trochilidae (s = 6). En estas tres familias estaba representado el 42% del total de individuos registrados. Las especies más observadas fueron la *Centurus aurifrons* de la familia Picidae (n = 46), la *Tyrtyra semifasciata* de la Tityridae (n = 37) y la *Myiozetetes similis* de la Tyrannidae (n = 29).

Las curvas de acumulación de especies por árbol evaluado en la zona (Figura 2), mostraron que no se llegó a una notoria estabilización en la curva lo que sugiere que existe la probabilidad de registrar nuevas especies si se incrementa el número de árboles muestreados.

La abundancia absoluta (p = 0,08) y la riqueza de especies (p = 0,243) no difieren de forma significativa entre la zona seca y la húmeda, mientras que los índices de diversidad de Shannon (p = 0,002) y Simpson (p = ≤ 0,001) presentaron diferencias altamente significativas

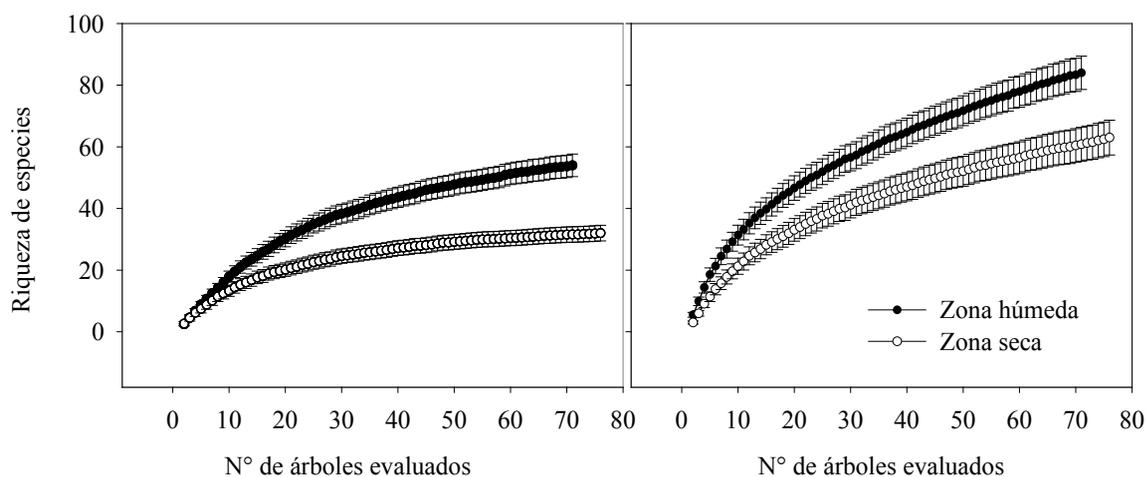


Figura 2. Curva de acumulación de especies de epífitas (izquierda) y aves (derecha) por árbol para la zona húmeda y seca de la subcuenca del río Copán, Honduras, 2007.

entre ambas zonas e indican que la zona húmeda tiene mayor diversidad de epífitas que la zona seca. Dentro de la zona seca se hallaron diferencias en la diversidad de especies epífitas para los índices de riqueza de especies Shannon y Simpson, entre los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto. Sin embargo, en la zona húmeda no se encontraron diferencias estadísticas (Cuadro 1).

Por otro lado, los índices de diversidad presentaron diferencias significativas en los tratamientos donde el bosque latifoliado mixto mostró mayor riqueza en la diversidad de especies epífitas y en los potreros con baja y alta densidad de árboles dispersos. De acuerdo al coeficiente de similitud de Sorensen, existe un 62% de similitud entre potreros con alta densidad de árboles dispersos y el bosque latifoliado mixto en relación a la diversidad de especies epífitas.

A pesar de que en la zona húmeda el análisis de varianza no reveló diferencias para los índices de diversidad y riqueza de especies entre los tratamientos, existe una tendencia en el bosque latifoliado mixto a presentar la mayor diversidad de especies, seguido por los potreros de alta densidad de árboles dispersos y finalmente, los potreros de baja densidad de árboles dispersos. Nótese que el coeficiente de similitud de Sorensen muestra que los tratamientos difieren en gran medida entre sí. En ese sen-

tido, los potreros de alta densidad de árboles dispersos y el bosque latifoliado mixto presentan un 21% de semejanza.

Por otro lado, se observaron diferencias altamente significativas entre la zona seca y la húmeda en términos de abundancia absoluta ($p = 0,006$), riqueza de aves ($p = 0,01$) e índices de diversidad de Shannon ($p = 0,02$), siendo la zona húmeda la que presenta mayor abundancia, riqueza y diversidad de aves.

Para la zona seca, los análisis de diversidad entre tratamientos no mostraron diferencias significativas entre los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y el bosque latifoliado mixto para los índices de riqueza de especies y Shannon. Sin embargo, si hay diferencias estadísticas entre las abundancias medias de los tratamientos, siendo el bosque latifoliado mixto el que presentó valores más altos. Se puede apreciar una tendencia que sugiere que los tratamientos con mayor riqueza de especies de aves en la zona seca fueron el bosque latifoliado mixto, con un valor de 16 especies; los potreros de alta densidad de árboles dispersos, con un valor de nueve especies; y los potreros de baja densidad de árboles dispersos, con el mismo valor. El índice de diversidad de Shannon señala una mayor diversidad en el bosque latifoliado mixto (2,45), en los potreros con alta densidad de árboles dispersos (2,04) y en los potreros de baja densidad de árboles dispersos (1,89), ver Cuadro 2.

Cuadro 1. Valores de los índices de diversidad de epífitas para los tratamientos de potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto, en la zona seca y húmeda de la subcuenca del río Copán, Honduras

Índices	Tratamientos zona seca				Tratamientos zona húmeda			
	Alta	Baja	Bosque	p	Alta	Baja	Bosque	p
Abundancia media	28,6 A	16,8 B	36,6 A	0,0031	23,8 A	19,0 A	24,4 A	0,5552
Riqueza de especies	7,0 A	7,0 A	13,0 B	0,0013	10,0 A	10,0 A	9,0 A	0,9319
Índice de Shannon	1,24 A	1,62 A	2,08 B	0,0035	2,08 A	2,13 A	2,14 A	0,9291
Exponencial de Shannon	3	5	8	0,0035	8	8	8	0,9291
Índice de Simpson	0,42 B	0,2 A	0,16 A	0,0056	0,08 A	0,09 A	0,09 A	0,0971

Coeficiente de Sorensen	Alta			Baja			Bosque		
	Alta	Baja	Bosque	Alta	Baja	Bosque	Alta	Baja	Bosque
Alta	1			1			1		
Baja	0,46	1		0,1	1		0,21	0,3	
Bosque	0,62	0,45	1	0,21	0,3	1			

Las letras distintas indican diferencias significativas ($p \geq 0,05$).

Cuadro 2. Índices de diversidad de aves por tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto, en la zona seca y húmeda de la subcuenca del río Copán, Honduras

Índices	Tratamientos zona seca				Tratamientos zona húmeda			
	Alta	Baja	Bosque	P	Alta	Baja	Bosque	p
Abundancia media	13,04	16A	43,4 B	0,0102	63,2 A	39,75 B	27,2 B	0,0396
Riqueza de especies	9,0 A	9,0 A	16,0 A	0,0806	19,0 A	19,0 A	13,0 A	0,1179
Índice de Shannon	2,04 A	1,86 A	2,45 A	0,2196	2,66 A	2,49 A	2,33 A	0,2848
Exponencial de Shannon	8	6	12	0,2196	14	12	10	0,2848
Índice de Simpson	0,08 A	0,1 A	0,12 A	0,6404	0,08 A	0,07 A	0,09 A	0,7131
Coefficiente de Sorensen								
	Alta	Baja	Bosque		Alta	Baja	Bosque	
Alta	1				1			
Baja	0,25	1			0,12	1		
Bosque	0,16	0,16	1		0,03	0,03	1	

Las letras distintas indican diferencias significativas ($p \geq 0,05$).

Cabe destacar que el exponencial de Shannon muestra que el bosque latifoliado mixto presenta la mayor diversidad efectiva de aves, seguido por los potreros con alta densidad de árboles dispersos y por último, los potreros de baja densidad de árboles dispersos.

Si bien no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos de la zona húmeda para los índices de riqueza de especies y Shannon, existe una tendencia que muestra a los tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros como los más variados en

riqueza y diversidad de especies, así como lo evidencia el exponencial de Shannon que destaca a los potreros de alta densidad de árboles como los más diversos, seguidos por los potreros de baja densidad de árboles y finalmente, el bosque latifoliado mixto.

El análisis de Pearson para la zona seca mostró que existe una correlación significativa entre la riqueza y la abundancia de epífitas y aves en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos (Cuadro 3).

Cuadro 3. Análisis de correlación de Pearson entre abundancia y riqueza de epífitas y aves para los tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y en el bosque latifoliado mixto, en la zona seca y húmeda de la subcuenca del río Copán, Honduras

Zona	Tratamiento		Abu. epífitas		Riq. epífitas	
			r ²	p	r ²	p
Seca	Alta	Abu. Aves	0,2500	0,2300	0,5700	0,0031
		Riq. Aves	0,3600	0,0700	0,5400	0,0049
	Baja	Abu. Aves	0,4800	0,0200	0,4400	0,0300
		Riq. Aves	0,5300	0,0100	0,4400	0,0300
	Bosque	Abu. Aves	0,1600	0,4400	0,3400	0,0900
		Riq. Aves	0,2400	0,2500	0,3800	0,0600
Húmeda	Alta	Abu. Aves	0,5700	0,0032	0,6000	0,0014
		Riq. Aves	0,5700	0,0032	0,6000	0,0017
	Baja	Abu. Aves	0,3100	0,1800	0,4500	0,0500
		Riq. Aves	0,3300	0,1500	0,6100	0,0046
	Bosque	Abu. Aves	0,3100	0,1400	0,2800	0,1900
		Riq. Aves	0,2000	0,3400	0,1300	0,5500

De igual manera, en la zona húmeda se encontró una correlación significativa entre la riqueza y la abundancia de epífitas y aves en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos.

DISCUSIÓN

De las epífitas evaluadas en el estudio, las familias más representativas fueron la Orchidaceae, la Araceae y la Bromeliaceae lo que concuerda con los resultados presentados por Zoltz *et al.* (1999) en la isla de Barro Colorado, Panamá, donde destacan a estas familias por ser los grupos con mayor número de especies registradas para el Neotrópico (Gentry y Dodson 1987). Si bien la composición específica de epífitas fue diferente en cada uno de los tres tratamientos, la Orchidaceae, Araceae y Bromeliaceae siempre estuvieron entre los grupos mejor representados en todos los tratamientos. De acuerdo con Benzing (1990), esto se debe a que estas familias desarrollan mecanismos adaptativos que garantizan su sobrevivencia.

Por otro lado, los índices de diversidad y riqueza de especies de epífitas mostraron al bosque latifoliado mixto como el más diverso de los tratamientos. En los bosques naturales existe una mayor disponibilidad de ambientes en los cuales establecerse, es decir, que las epífitas son más diversas en ambientes boscosos, debido principalmente a las diferencias estructurales y microclimáticas que tienen los bosques (Krömer y Gradstein 2003, Wolf 2005). A pesar de no haber encontrado diferencias entre los potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos hay una tendencia a encontrar mayor diversidad de especies en potreros con baja densidad de árboles dispersos. Esta tendencia puede deberse al amplio rango de establecimiento que presentan las plantas epífitas. Adicional a esto, muchos árboles aislados que son remanentes del bosque original retienen comunidades ricas de epífitas sobre sus ramas y troncos (Williams-Linera *et al.* 1995).

Varios autores indican que la distribución de las epífitas dentro de los bosques y dentro de un mismo árbol está determinada por variables microclimáticas como la humedad (Leimbeck y Balslev 2001) y la intensidad lumínica (Ter Steege y Cornelissen 1989), así como por las características de los árboles hospederos (Heitz 1997) y de los sustratos (Callaway *et al.* 2002).

En síntesis, se puede decir que son muchas las variables que condicionan la presencia o ausencia de epífitas en diferentes ambientes. Sin embargo, con este estudio se lograron identificar algunas de estas variables que



Orquídea epífita de la zona de Copán, Honduras. Foto: BNPP

se consideran determinantes y de gran importancia en la distribución de estas plantas. Entre las variables se encontraron algunas estrategias adaptativas de las plantas, como la alta producción de semillas, la resistencia de estas a condiciones extremas de insolación y las características estructurales de la vegetación que proporcionan un ambiente propicio para su establecimiento.

Si bien en la zona seca y en la zona húmeda no se encontraron diferencias significativas para la riqueza y la diversidad de aves en los diferentes tratamientos, es evidente que existen diferencias en términos de composición. Estas diferencias probablemente radican en el incremento del número de especies vegetales, aumentando la productividad total del sistema, la diversidad vegetal y por lo tanto, el número de especies asociadas (Pimentel *et al.* 1992, Saab y Petit 1992). En general, para las aves la presencia de árboles dispersos no solo permite el movimiento de variadas especies (Naranjo 1992), sino que además provee un hábitat adecuado para numerosas especies nativas (Murgueitio y Calle 1998, Lynch 1989) y reduce el efecto de los pastizales sobre las poblaciones de aves (Saab y Petit 1992).

En ese sentido, Harvey *et al.* (2006) mencionan que la reducción o el incremento de la densidad de árboles dentro de las pasturas, o bien, un cambio en la diversidad de especies de árboles dentro de ellas puede llevar a profundos cambios en la riqueza y la

composición de las especies. Esto nos sugiere que la cantidad de especies de árboles en los potreros permite también la presencia de mayor diversidad de aves. En este estudio, se encontró una alta similitud entre los tratamientos, lo cual se puede atribuir al intercambio de especies que influye en la composición de la comunidad de aves y en las diferencias locales (Böhning-Gaese 1997). De esta manera, el mosaico de vegetación permite a las aves cambiar su distribución en respuesta a las condiciones del ambiente, utilizándolo para diferentes propósitos.

Aún cuando la conservación de aves terrestres depende de la comprensión clara de sus requerimientos de hábitat y de los procesos físicos y bióticos que lo mantienen (Askins 2000), se ha establecido que la combinación de hábitats simples (potrero) y complejos (áreas de bosque) conduce a nuevas posibilidades de explotación diferencial del espacio (Wilson 1974). Además de que la diversidad de especies de aves está vinculada a la diversidad del paisaje, por lo que la conservación de este último aseguraría la conservación de la variedad de especies (Böhning-Gaese 1997). En este sentido, debido al intercambio de especies que se registró en este estudio y que cada área aporta especies propias puede argumentarse que las diferentes ambientes promueven la riqueza y multiplicidad de aves (Böhning-Gaese 1997) al adicionar mayor abundancia y diversidad vegetal (Mills *et al.* 1991).

Si bien son pocos los estudios que tratan de establecer una relación entre las plantas epífitas y las aves, son muchos los trabajos que destacan el valor de las epífitas como fuente potencial de hábitats no solo para aves, sino que también para un sin número de taxones, desde algas hasta pequeños roedores (Orians 1969, Nadkarni y Materson 1989), lo cual explica, en cierta manera, la correlación que existe entre la riqueza de epífitas y aves. Los resultados revelaron que la riqueza de epífitas está altamente correlacionada con la abundancia de las aves en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos, no así en el bosque latifoliado, a esto se le puede atribuir la complejidad que tanto caracteriza a los bosques. Varios autores señalan que al haber una mayor complejidad en el sistema la disponibilidad de recursos para distintos organismos es mucho mayor y la relevancia de las epífitas disminuye (Wolf 2005). Sin embargo, en ambientes menos complejos como los potreros con árboles dispersos la disponibilidad de recursos es reducida por lo que las epífitas estarían más demandadas.

CONCLUSIONES

La caracterización de la vegetación epífitas y de las aves en SSP de la subcuenca del río Copán, Honduras, constituye una base de información importante para una futura toma de decisiones en estrategias de manejo y conservación de la biodiversidad. Al aumentar la densidad de árboles dispersos podemos incrementar la abundancia y la diversidad de epífitas y aves, optimizando a su vez la sostenibilidad del ecosistema.

La información recopilada genera una aproximación válida a los resultados obtenidos en otros trabajos y posibilita, en gran medida, la toma de decisiones en torno a la conservación de la flora epífitas de la región. Los bosques latifoliados de la subcuenca del río Copán, Honduras, juegan un rol fundamental en el mantenimiento de epífitas. Sin embargo, los potreros de alta densidad mantienen una diversidad de epífitas importante, es así como este primer acercamiento a las epífitas y aves de la región, en términos de conservación, arroja datos nuevos sobre la riqueza y la variedad de ambos grupos. Este tipo de estudios son necesarios para entender la dinámica y el papel que juegan estas formas de vida en el funcionamiento de los bosques.

De manera general, tanto la flora de epífitas como la avifauna en SSP se ve directamente influenciada por la presencia de árboles dispersos en potreros, a mayor cantidad de árboles, mayor será la diversidad de aves y epífitas. En lo que a conservación se refiere, el hecho de tener mayor densidad de árboles dispersos contribuye en gran medida a la conservación de la flora y la fauna asociada.

La implementación de los SSP como una estrategia para la conservación de la biodiversidad es una forma de garantizar la permanencia de un sin número de especies. Es así como el presente estudio es prueba clara de que los árboles dispersos en potreros proporcionan un anclaje importante para plantas epífitas y a su vez amplían las opciones de hábitat para las aves y otros organismos. El dejar mayor cantidad y variedad de especies arbóreas en los potreros garantiza, en cierta medida, el incremento y la permanencia de flora y fauna asociada.

Por otro lado, si bien la estructura y la heterogeneidad del hábitat juegan un papel fundamental en la determinación de características como la riqueza de especies en un sitio determinado, una correcta evaluación deberá considerar otros aspectos como la edad de los árboles,

la matriz ambiental en la que se encuentra inmersa, la cercanía a restos de vegetación original e incluir otros sistemas de vegetación como las cercas vivas y remanentes de bosque. Por esta razón, es importante continuar realizando investigaciones, con el fin de identificar las especies de epífitas y aves que aún están presentes en paisajes fragmentados, conocer sus verdaderas distribuciones, hábitos ecológicos, ciclos reproductivos, así como las interacciones entre plantas y animales.

Finalmente, diversa evidencia destaca el valor del estudio de invertebrados en sistemas con árboles dispersos como un agente determinante para comprender la interacción planta-animal y contribuir en gran medida a la generación de información que sirva para fundamentar la toma de decisiones en lo que se refiere a implementación de SSP.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Askins, RA. 2000. Restoring North America's birds. Yale University Press. 336 p.
- Benzing, DH. 1990. Vascular epiphytes. General biology and related biota. Cambridge University Press, New York. 354 p.
- Böhning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 24:49-60.
- Callaway, RM; Reinhart KO; Moore, GW; Moore, DJ; Pennings, SC. 2002. Epiphyte host preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecologia* 132:221-230.
- Gentry, AW; Dodson, CH. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of Missouri Botanical Garden* 74:205-233.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997. Acacia, cattle and migratory birds in southeastern Mexico. *Biological Conservation* 80:235-247.
- Guevara, L; Laborde, J; Sanchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19(1):34-43.
- Harvey, C; Guindon, CF; Haber, WA; Hamilton De Rosier, D; Murray, KG. 2000. The importance of forest patches, isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde, Costa Rica. XXI IUFRO World Congress, 7-12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia, International Union of Forestry Research Organizations, Subplenary sessions (1):787-798.
- Harvey, C; Medina, A; Merlo, D; Vilches, S; Hernández, B; Sáenz, J; Michel, J; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999.
- Heitz, P. 1997. Population dynamics of epiphytes in Mexican humid mountain forest. *Journal of Tropical Ecology* 85:767-775.
- Holdridge, LR. 1987. Ecología basada en zonas de vida. San José, Costa Rica. IICA. p.1-44.
- Johnson, MD. 2000. Effects of shade-tree species and crop structure on the winter arthropod and bird communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica* 32:133-145.
- Krömer, T; Gradstein, SR. 2003. Species richness of vascular epiphytes in two primary forest and fallows in the Bolivian Andes. *Selbyana* 24(2):190-195.
- Leimberck, RM; Balslev, H. 2001. Species richness and abundance of epiphytic Araceae on adjacent floodplain and upland forest in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 10:1579-1593.
- Lynch, JF. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, II: Use of native and human-modified vegetation. *Manomet Symposium*. pp 178-195.
- Mancomunidad de municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo (MANCORSARIC) 2003. Manejo de la Subcuenca del Río Copán para la protección del Parque arqueológico de Copán Ruinas. Perfil de Proyecto. Tegucigalpa, Honduras.
- Mills, GS; Dunning, JB; Bates, JM. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bulletin* 103:468-479.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. En MD. Sánchez y M. Rosales (eds). *Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. Memorias de la conferencia electrónica. Estudio FAO Producción y Sanidad Animal* 143, FAO, Roma. pp. 53-72.
- Nadkarni, NM. 1988. The use of a portable platform to observe bird behavior in Tropical tree crowns. *Biotropica* 20:350-351.
- Nadkarni, NM; Matelson, TJ. 1989. Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *Condor* 91:891-907.
- Naranjo, LG. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. *Caldasia* 17:55-66.
- Orians, G.H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology* 50:783-801.
- Pimentel, D; Stachow, U; Takacs, DA; Brubaker, HW; Dumas, AR; Meaney, JJ; O'Neil, JAS; Onsi, DE; Corzilius, DB. 1992. Conserving Biological Diversity in Agricultural/Forestry Systems. *BioScience* 42:354-362.
- Saab, VA; Petit, DR. 1992. Impact of pasture development on winter bird communities in Belize, Central America. *Condor* 94:66-71.
- Serrão, EAS; Toledo, JM. 1990. The search for sustainability in Amazonian pastures. Anderson A.B (ed). New York, Columbia University Press, pp. 195-214.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection hangover: cattle, pasture land degradation and alternative land use in central America, CATIE, Costa Rica.
- Ter-steege, H; Cornelissen, JHK. 1989. Distribution and ecology of vascular epiphytes in lowland rain forest of Guyana. *Biotropica* 21(4):331-339.
- Zotz, G; Bermejo, P; Dietz, H. 1999. The epiphyte vegetation of Annonaglabra on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Biogeography* 24:761-776.
- Williams-Linera, G; Sosa, V; Platas, T. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* 16:36-40.
- Willson, MF. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55:1107-1029.
- Wolf, JHD. 2005. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 212:376-393.

Avances de Investigación

Conectividad funcional para los géneros de aves *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica* en el paisaje de la subcuenca del río Copán, Honduras¹

A. Sanfiorenzo², F. DeClerck³, T. Benjamin³, S. Velásquez³

RESUMEN

En Centroamérica la ganadería extensiva e intensiva es una de las actividades más impactantes, la cual fue identificada como una de las principales causas de la deforestación y de la pérdida de biodiversidad en esta región. Ante este escenario es necesario identificar mecanismos para reducir los impactos negativos de los sistemas de producción ganaderos. Este trabajo tuvo como objetivos la elaboración de modelos de calidad de hábitat y conectividad funcional para los géneros de aves *Dendroica*, *Trogon* e *Icterus*, y evaluar la contribución actual de los sistemas silvopastoriles (SSP) a la provisión de hábitat y conectividad. Además, se modeló la incorporación de una franja de bosques riparios de 30 m o la adición de SSP de baja densidad en pendientes entre 0-15%, sistemas silvopastoriles de alta densidad en pendientes entre 16-40%, bosques en zonas de pendientes mayores al 40% y la combinación de ambos modelos. La subcuenca del río Copán es un paisaje altamente fragmentado que mantiene una baja proporción (25%) de bosques naturales. El paisaje provee una mayor calidad de hábitat para los géneros *Icterus* y *Dendroica* que para el *Trogon*, que es dependiente de las áreas naturales, las cuales están dispersas en parches estructuralmente desconectados dentro del paisaje. Los sistemas agrosilvopastoriles, en especial los de alta densidad, son usos del suelo importantes representados en las redes de conectividad para los tres géneros evaluados. Al introducir una franja de bosques ribereños de 30 m, SSP y bosques, bajo distintas pendientes se aumenta la cantidad de hábitat y la conectividad funcional a través del paisaje, beneficiando a los organismos dependientes de bosques como los del género *Trogon*. Los SSP tienen un rol importante, sirviendo de hábitats para los organismos más tolerantes a la perturbación como los géneros *Icterus* y *Dendroica*. En el caso de especies dependientes del bosque, los SSP favorecen la conectividad funcional entre los parches de hábitats existentes. Las iniciativas de conservación dentro del paisaje deben incluir estrategias que busquen modificar la matriz productiva como por ejemplo, la incorporación de SSP en combinación con otras alternativas que permitan conservar y expandir las áreas naturales dentro de este paisaje fragmentado.

Palabras claves: conectividad funcional, ecología de paisaje, fragmentación, ecoagricultura, bosque ribereño

ABSTRACT

Cattle production has been identified as one of the principal causes of deforestation and biodiversity loss in Central America. Therefore it is increasingly necessary to identify mechanisms that reduce the negative impacts of cattle production systems on biodiversity. The objective of this project was to develop habitat quality and landscape connectivity models for three genera of avifauna, *Trogon*, *Icterus* and *Dendroica* by evaluating the contribution of current land use, particularly silvopastoral systems to habitat provisioning and landscape connectivity. We also model how landscape connectivity and conservation values change with three interventions: 1) 30 meters riparian forest protection, 2) the inclusion of low density silvopastoral systems on slopes between 0-15%, high density silvopastoral systems on slopes between 16-40% and restored forest on slopes > 40%, 3) the combination of model one and two. The Copan watershed is a highly fragmented landscape with less than 25% original forest remaining. Present habitat quality for *Icterus* and *Dendroica* is much greater than that for *Trogon* which is much more dependant on forest habitats and whose habitat is highly dispersed in small patches throughout the landscape. Silvopastoral systems, particularly pastures with high tree density, are identified as land uses that contribute to maintaining and increasing connectivity of landscape networks for the three evaluated genera in the region. Our modeling demonstrates the significant contributions of silvopastoral systems and riparian forests in creating habitat and maintaining connectivity. Silvopastoral systems play an important role in providing habitat and functional connectivity in the Copan watershed landscape. More tolerant genera such as *Icterus* and *Dendroica* are capable of using these systems as habitat; less tolerant genera sharing the dispersal and habitat preferences of *Trogon* may use these systems as corridors to move throughout the landscape, but will find them unsuitable as habitat. Landscape management initiatives should include strategies that promote more environmentally friendly production systems as silvopastoral systems, combined with strategies that conserve and expand the natural areas within a landscape particularly for less mobile species. Species specific landscape models serve as an important tool for making landscape scale management decisions, and for conservation planning in agricultural landscapes.

Keywords: functional connectivity, landscape ecology, fragmentation, ecoagriculture, riparian forest

¹ Basado en Contribución de diferentes arreglos silvopastoriles a la conservación de labiodiversidad, mediante la provisión de hábitat y conectividad en el paisaje de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² M.Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: asanfior@catie.ac.cr

³ Profesores-investigadores, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: fdeclerck@catie.ac.cr; tamara@catie.ac.cr; svelasqu@catie.ac.cr

INTRODUCCIÓN

La conservación de áreas naturales y el fomento de la conectividad entre estas surgió como una alternativa para lograr la conservación de la biodiversidad en muchas regiones. Las acciones que incluyen la protección de áreas como reservas y corredores, así como la modificación de la matriz productiva en el paisaje, deben ser integradas a planes de conservación (Laurance 2004). La implementación de prácticas productivas más sustentables como los SSP, con el fin de conservar la biodiversidad pueden contribuir a las estrategias regionales de conservación (McNeely y Scherr 2002).

En paisajes agrícolas tropicales los SSP, en los cuales se conservan árboles de regeneración natural o especies plantadas, influyen en procesos ecológicos y características como la presencia y la dispersión de flora y fauna, el microclima, la dinámica de plagas, el ciclaje de nutrientes y la disponibilidad de agua (Schroth *et al.* 2004).

Adicionalmente, estos SSP pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad mediante el aumento en la conectividad para las poblaciones y los procesos ecológicos dentro de los paisajes fragmentados. Los árboles en pasturas aumentan la variedad vegetal y estructural en el paisaje agrícola. Además, pueden contribuir a la biodiversidad de animales al proveer fuentes importantes de alimento y hábitat (Harvey *et al.* 2006).

El concepto de conectividad es muy amplio, pero en general implica conexión de hábitats, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Noss 1991). Este concepto es usado para describir cómo el arreglo espacial y la calidad de los elementos en el paisaje afectan el movimiento de organismos entre parches de hábitats. A una escala de campo, la conectividad puede ser definida como el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de recursos (Taylor *et al.* 1993). Las especies animales perciben el paisaje de formas diferentes y varían según su nivel de tolerancia a la perturbación y a los cambios del hábitat, esto influye en cómo aprecian la integridad del paisaje y el nivel de conectividad presente (Bennett 2004).

Los géneros de aves *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica* fueron seleccionados con los objetivos de modelar la disponibilidad de hábitat y la conectividad dentro del paisaje. Estas aves fueron seleccionadas porque representan un gradiente en su grado de dependencia a hábitats

no perturbados. Además, son parte del grupo de aves identificados en otros estudios donde se mide la riqueza y abundancia de estas en distintos usos del suelo a lo largo de Centroamérica (Estrada *et al.* 1997, Vélchez *et al.* 2003, Santivañez 2005, Ramírez 2006). La conectividad funcional y estructural en paisajes ya deforestados es de suma importancia para la conservación por su contribución para sostener poblaciones viables dentro del paisaje. Esto presenta una necesidad de estudiar cómo diferentes arreglos silvopastoriles y su ubicación en el paisaje pueden contribuir a la provisión de hábitat y conectividad. Con este estudio, se pretende generar un modelo de predicción de hábitat para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*; diseñar una red de conectividad funcional para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica* y modelar la inclusión de SSP en los sistemas ganaderos tradicionales para identificar cambios en las métricas de paisaje y la disponibilidad de hábitat y conectividad presentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El área de estudio comprende en su totalidad la subcuenca del río Copán con un área de 598 km², esta a su vez forma parte de la cuenca del río Motagua. Los municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas, San Jerónimo, Concepción, San Agustín, Paraíso y la Unión se encuentran en su totalidad o parcialmente dentro de la cuenca y son parte del departamento de Copán, Honduras.

Este departamento está ubicado entre las coordenadas 14°43'-14°58' latitud norte y 88°53'-89°14' longitud oeste. La topografía de la subcuenca es irregular, presentando pendientes menores a 30% en su mayoría, sin embargo, existen áreas con pendientes entre 30 y 45%. Los rangos altitudinales oscilan entre 600 y 1.700 msnm. La precipitación en la subcuenca muestra rangos entre los 1.375 y los 1.760 mm/año. El promedio anual es de 1.600 mm. Las temperaturas mínimas y máximas promedian entre los 19 °C y los 29 °C.

Como base se utilizaron mapas de usos del suelo elaborados a una escala de 1:5.000, de acuerdo con una imagen Ikonos 2007 (Sanfiorenzo 2008). Los remanentes de bosques dentro de la subcuenca alcanzan en su totalidad un 25%, colocando a este paisaje dentro del rango de paisaje fragmentado, establecido por McIntyre y Hobbs (1999). Estos autores señalan que en este tipo de paisaje la conectividad y otros procesos ecológicos están siendo afectados por el alto grado de fragmentación presente.

Mediante la utilización de sistemas de información geográfica se generaron mapas de calidad de hábitat para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*. Además, se identificó la red de conectividad funcional presente en la subcuenca del río Copán para estos géneros. También, se modeló la inclusión de SSP en las fincas ganaderas con manejos tradicionales, según los rangos de pendientes, y en una franja de bosques ribereños de 50 m en los cauces de agua del paisaje, con el fin de identificar cambios en las métricas de paisaje, la disponibilidad de hábitat y la conectividad para los géneros evaluados.

Hábitat funcional

Los análisis de calidad de hábitat fueron realizados utilizando la extensión FunConn para ArcGis v9.1. Para esta se debe generar un índice de calidad del hábitat para los diferentes usos del suelo. Este debe ser en valores de cero a 100 y es definido por el usuario del programa (Theobald 2006). Para lograr esto se describieron los hábitats reportados por Stiles y Skutch (2007) y Howell y Webb (1995) para todas las especies de los tres géneros analizados e identificados como presentes en el paisaje por investigaciones locales (Gallardo 2007). Con base en la descripción de hábitat dada por los autores, se clasificaron las especies como afines o no a los usos del suelo presentes en la subcuenca (Sanfiorenzo 2008). El número de especies en cada hábitat se sumó y se transformó a porcentajes, siendo éste el valor para la calidad del hábitat a ser utilizado en la modelación. Además, se seleccionaron como funcionales los parches de hábitat que tengan la capacidad de sostener al menos 2/3 de las especies que componen el género, es decir, parches de bosque con un valor mayor a 66% en el índice de calidad de hábitat. Este umbral asegura que todas las especies dentro de un mismo género perciban como hábitat funcional los parches seleccionados.

Adicional al parámetro de calidad de hábitat, se utilizó el rango de forrajeo para las especies como criterio para la selección de parches funcionales. El rango de forrajeo se calculó con base en el peso corporal (Theobald y Hobbs 1999) y luego seleccionando el más bajo para asegurar que todas las especies dentro del género puedan alcanzar los parches escogidos como funcionales. Si bien es cierto que son muchas las variables que influyen en el rango de forrajeo de un organismo, existe una fuerte relación (75-90% de la variación interespecífica), entre el peso corporal y el área de forrajeo (Harestad y Bunnell 1979). El uso de estas ecuaciones alométricas resulta muy útil para el análisis a escalas de paisaje, pues

permiten utilizar las características y el comportamiento de los organismos de interés en las modelaciones de calidad y conectividad del hábitat dentro de un paisaje. Con este parámetro fue posible seleccionar los parches que están dentro del rango de forrajeo aunque no cumplan con el tamaño mínimo de parche.

Para este trabajo, el tamaño mínimo de parche fue de 1 ha por ser ésta la unidad mínima posible en FunConn para el análisis. El rango de forrajeo se obtuvo utilizando ecuaciones alométricas propuestas por Theobald y Hobbs (1999) y se utilizó la siguiente ecuación: $I = 1,166M^{1,06}$, donde M es la masa del individuo en kg y I es el área de forrajeo en km². A partir de este dato, con la siguiente ecuación obtenemos el radio de forrajeo $R_f = (I/3,1415)^{1/2}$. Se definió el rango de forrajeo más bajo de todas las especies pertenecientes al género como la distancia que puede ser recorrida a través de cualquier uso durante sus actividades diarias. Los valores de M se obtuvieron de los datos de peso corporal provistos por Skutch (1989) y Howell y Webb (1995).

Conectividad funcional

Los análisis de conectividad fueron realizados utilizando la extensión FunConn para ArcGis v9.1. Para esta se debe generar un valor de permeabilidad del hábitat en los diferentes usos del suelo (Theobald 2006) y para asignar los valores de permeabilidad del hábitat se emplearon las bases de datos de estudios sobre el valor de conservación de los SSP, realizados en paisajes tropicales de Mesoamérica (Estrada *et al.* 1997, Vilchez *et al.* 2003, Santivañez 2005, Ramirez 2006). Los estudios usados para obtener los valores de permeabilidad fueron diseñados con el fin de describir la abundancia y la riqueza de especies en diferentes usos del suelo de paisajes agropecuarios en distintas regiones mesoamericanas, los cuales en su mayoría están presentes en el paisaje de la subcuenca del río Copán, incluyendo pasturas sin árboles y pasturas de baja y alta densidad arbórea. Los valores de permeabilidad son requeridos por FunConn en una escala entre cero y uno, donde uno representa usos del suelo con mayor permeabilidad y cero representa usos de suelos no permeables para los organismos modelados (Theobald 2006).

La metodología para conseguir estos valores fue similar a la utilizada para obtener la calidad del hábitat, enumerando las especies reportadas como presentes en los diferentes usos del suelo en la subcuenca. El número de especies en cada hábitat se sumó y se transformó

a porcentajes, siendo este el valor para el índice de permeabilidad del hábitat a ser utilizado en la modelación. No todas las especies presentes reportadas en la subcuenca fueron contenidas en los estudios empleados para desarrollar la permeabilidad. Sin embargo, los valores de permeabilidad se realizaron con la intención de describir el comportamiento del género más que el de especies individuales. Considerando esto, es posible lograr unos valores que reflejen el comportamiento del género con las especies presentes en los demás estudios. No todos los estudios usados para generar los valores de permeabilidad evaluaron la regeneración natural dentro de sus tratamientos. Por tal motivo, se decidió, en el caso de los tres géneros evaluados utilizar el inverso del valor de fricción (0,2), desarrollado por el proyecto FRAGMENT (Useche 2006), como valor de permeabilidad (0,8) para este uso del suelo (Cuadro 1).

La herramienta FunConn para ArcGIS v9,1 está basada en la teoría de gráfica y ofrece mayores alternativas al tradicional modelo de la ruta de menor resistencia (Theobald 2006). Además, se utilizó la herramienta Build Landscape Network que crea una red representando conectividad entre parches de hábitat, lo cual se logra empleando parches de hábitats funcionales como fuente, datos sobre cobertura del suelo y la resistencia al desplazamiento que presenta el género analizado. La red se compone de nodos, parches y conectores.

Modelación

Luego de realizar la red de conectividad en el paisaje se procedió a generar tres escenarios de cambio en el paisaje. Estos escenarios fueron: 1) la incorporación de una franja de bosque ribereño de 50 m a cada lado de los cauces de agua como establece la nueva ley forestal de Honduras (2007); 2) los sistemas ganaderos convencionales son simulados como sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad en pendientes entre un 0 y un 15%, sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad en pendientes entre un 16 y 40% y bosques en las zonas con pendientes mayores a un 40%; y 3) la combinación de los escenarios uno y dos, lo cual se logró mediante técnicas de reclasificación en ArcGIS v9,1.

Después, se observó y describió cómo cambian las métricas del paisaje, tales como cantidad y calidad de hábitat, y la conectividad estructural y funcional en el paisaje según los diferentes escenarios evaluados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hábitat funcional

En total fueron 12 especies del género *Dendroica*, ocho del *Icterus* y seis del *Trogon* las identificadas como presentes en el paisaje (Sanfiorenzo 2008). En el caso del género *Dendroica* un 100% de sus especies fueron asociadas con los bosques de pino y roble como hábitat, los demás variaron en el número de especies reportadas como afines a estos. Además, este género fue el más generalista ya que al menos una especie fue reportada como presente en cada uso de suelo natural o agropecuario dentro del paisaje. El *Dendroica* es un género muy difundido y la mayoría de sus especies son migratorias, aunque algunas son residentes del paisaje (Howell y Webb 1995).

Con respecto al género *Icterus*, un 100% de las especies fueron reportadas en el bosque ribereño, en la regeneración natural y en el café bajo sombra. Todos los demás usos del suelo con árboles presentes fueron reportados como hábitat para al menos alguna especie de este género. Esto muestra la capacidad del *Icterus* de utilizar como hábitat usos del suelo perturbados, como lo son la regeneración natural, los sistemas agroforestales de café y los SSP.

Sobre el género *Trogon*, un 100% de las especies fueron reportadas para el bosque mixto. Además, solo una especie fue asociada a la regeneración natural y dos al café bajo sombra. Los demás usos del suelo agropecuario no fueron asociados a ninguna especie de este género (Cuadro 1). El género *Trogon* es el que cuenta con la menor cantidad de hábitats (149 km²) con una calidad mayor a 66, umbral establecido como hábitat funcional. Para este género los bosques de la zona representan un hábitat para más del 66% de las especies que lo componen.

Los géneros *Dendroica* e *Icterus* cuentan en ambos casos con 334 km² de hábitat con un valor mayor al 66%, sin embargo, difieren en la cantidad de área con valores de calidad mayor al 66% (Figura 1). Por ejemplo, el género *Icterus* cuenta con 222 km² de hábitat con un valor del 100%, mientras que el *Dendroica* solo cuenta con 44 km² de hábitat con este valor. De los tres géneros evaluados el género *Trogon* fue el que mostró las características de mayor dependencia a bosques y de las especies que componen este género son muy pocas las que están asociadas a hábitats perturbados (Howell y Webb 1995). Estas características muestran

Cuadro 1. Calidad de hábitat y valores de permeabilidad para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*

Usos del suelo*	Índice de calidad de hábitat			Índice de permeabilidad		
	<i>Trogon</i>	<i>Icterus</i>	<i>Dendroica</i>	<i>Trogon</i>	<i>Icterus</i>	<i>Dendroica</i>
Bosque latifoliado denso	86	88	75	1	0,83	0,83
Bosque latifoliado ralo	86	88	75	1	0,83	0,83
Bosque de pino denso	71	75	100	1	0,83	0,83
Bosque de pino ralo	71	75	100	1	0,83	0,83
Bosque de roble	71	75	100	1	0,83	0,83
Bosque mixto	100	75	83	1	0,83	0,83
Bosque ribereño	86	100	83	1	0,83	0,83
Regeneración natural **	14	100	67	0,8	0,8	0,8
Café con sombra	29	100	75	0,4	0,66	0,83
Café sin sombra	0	50	25	0	0,3	0,3
Sistema agrosilvopastoril alta densidad	0	63	33	0,4	0,5	0,33
Sistema agrosilvopastoril baja densidad	0	63	33	0	0,5	0,33
Cultivos intensivos	0	0	17	0	0	0
Pasturas	0	0	25	0	0	0
Plantaciones forestales	29	88	75	0	0,66	0,83
Cercas vivas	0	13	25	0,6	0,5	1

*Usos no mencionados cuentan con valor de cero.

**Valores de permeabilidad adoptados del proyecto FRAGMENT.

a este género como el más afectado por la fragmentación, al reducirse la cantidad de hábitats naturales disponibles en el paisaje.

Respecto al rango de forrajeo el género *Dendroica* es el de menor tamaño y por lo tanto de menor rango de forrajeo (47 m). El género *Icterus* fue de un tamaño promedio mayor y su rango de forrajeo fue de 76 m,

mientras que el *Trogon* fue el género con las especies de mayor tamaño, para el cual se seleccionó el rango de forrajeo de 124 m.

La cantidad de parches funcionales fue menor en el género *Icterus*, con un total de 52 parches. El género *Dendroica* contó con 70 parches funcionales y el *Trogon* con 144 (Figura 2). El tamaño promedio de los parches fue menor

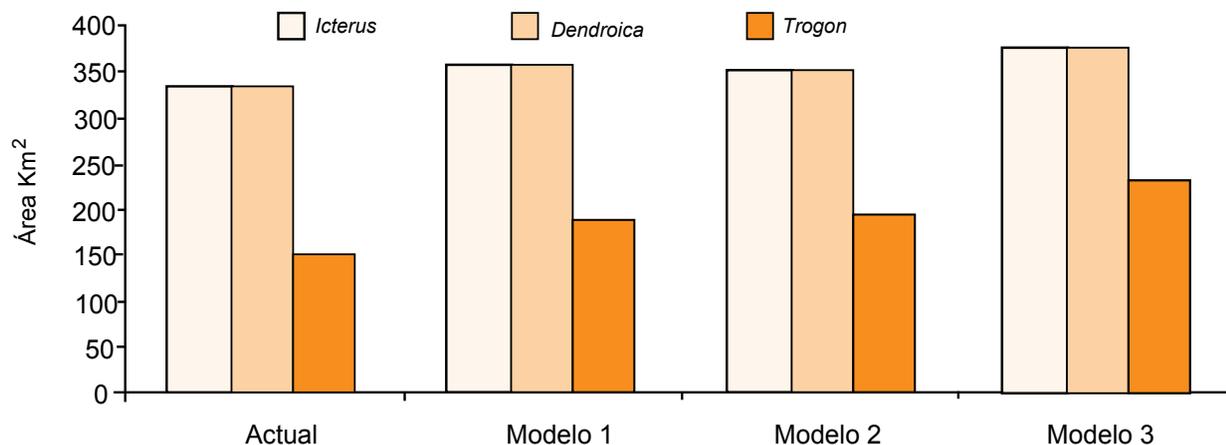


Figura 1. Área de hábitat funcional para los géneros evaluados en los diferentes modelos (*Icterus*, *Dendroica* y *Trogon*).

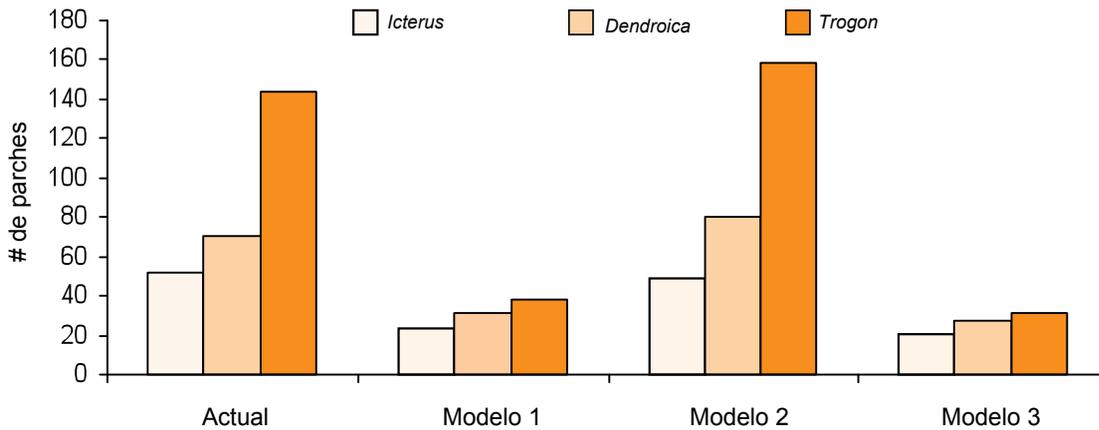


Figura 2. Número de parches funcionales para los géneros evaluados en los diferentes modelos (*Icterus*, *Dendroica* y *Trogon*).

en el género *Trogon* (51 ha) en comparación con el *Icterus* (233 ha) y el *Dendroica* (318 ha). Este último cuenta con el mayor número de los tres géneros analizados.

El género *Trogon* es el más afectado por la presente fragmentación del paisaje en la subcuenca del río Copán, solo el 25% de éste es capaz de proveer hábitat para todas las especies de este género. Además, es el género que cuenta con menor área total de hábitat funcional. No obstante, tiene el mayor número de parches y es de un tamaño medio menor en comparación con los otros géneros evaluados. La capacidad del *Trogon* de trasladarse por el paisaje será muy influenciada por la permeabilidad de éste a los diferentes usos del suelo fuera de sus hábitats ya que transportarse a través de sus parches por áreas de hábitat le es imposible debido al grado de fragmentación del campo.

Conectividad funcional

Existen dos principales componentes que influyen en la conectividad funcional para una especie, comunidad o proceso ecológico, estos son el componente estructural y el de comportamiento (Bennett 2004). El elemento estructural es determinado por el arreglo espacial de los hábitats en el paisaje y está influenciado por factores como la continuidad de hábitats apropiados, la distancia a ser recorrida de un hábitat a otro y la presencia de vías alternas, como por ejemplo corredores de movimiento. El componente de comportamiento está relacionado a la conducta de las especies en la estructura física del paisaje, está influenciado por la escala en la que una especie percibe y se mueve dentro del ambiente, sus requerimientos y grado de especialización de hábitat y la tolerancia a disturbios en el entorno. Por estas razones, aunque viven en el mismo paisaje especies con comportamientos distintos exhibirán diferentes niveles de conectividad (Bennett 2004).

Al analizar los datos para el género *Dendroica* obtuvimos valores de permeabilidad en los cuales las cercas vivas muestran los números más altos en el paisaje (uno), seguidas por los bosques (0,83). En el caso del *Icterus*, los usos del suelo con mayor permeabilidad fueron las áreas de bosques (0,83), seguidas del café bajo sombra (0,66). Por su parte, el género *Trogon* obtuvo una permeabilidad de uno en los bosques y de 0,6 en las cercas vivas (Cuadro 1).

En el caso del *Dendroica* este resulta ser un género en el cual sus especies fueron registradas como presentes en muchos de los usos del suelo dentro del paisaje. Este género es capaz de desplazarse por usos del suelo naturales como las zonas de bosques y usos antropogénicos como los sistemas agroforestales y cercas vivas. Cabe señalar que todas las especies evaluadas para desarrollar la permeabilidad estuvieron presentes en las cercas vivas, lo cual resalta el aporte de estas para la conectividad del *Dendroica*, dentro de un paisaje fragmentado. Por otro lado, el género *Icterus* mostró ser permeable tanto en las zonas de bosques como en los sistemas agroforestales de café y agrosilvopastoriles de alta y baja densidad. Este género evidencia ser tolerante a zonas con ciertos grados de perturbación. Sin embargo, en usos del suelo donde están presentes árboles dispersos se favorece la utilización de esas áreas por este género.

Por su parte, las zonas de bosques indican ser permeables al género *Trogon*, mostrando que dependen de estas zonas para su hábitat y para desplazarse a través del paisaje. Algunos estudios documentan el uso de las cercas vivas por este género resaltando nuevamente la contribución de estas a la conectividad en paisajes fragmentados. También, los sistemas agroforestales de

café y agrosilvopastoriles de alta densidad presentan ser permeables para este género, indicando la importancia de los árboles en los sistemas productivos para no inhibir la conectividad en paisajes agropecuarios (Harvey *et al.* 2006).

La conectividad dentro del paisaje fue diferente para los tres géneros evaluados (Figura 3). El índice de conectividad fue mayor para el género *Dendroica*, seguido del *Icterus* y por último el *Trogon*.

El género *Trogon* obtuvo la red de conectividad de mayor área 2.135 ha que conecta 112 de los 144 parches funcionales (77%). Un total de 1.555 ha fueron demarcados como corredores en el árbol mínimo de distancias por el análisis de FunConn, dentro de estas el mayor uso del suelo fue el del café bajo sombra con un total de 1.110 ha, seguido de la regeneración natural (313 ha) y finalmente los sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad (108 ha). El género *Dendroica* cuenta con 65 de los 70 parches funcionales conectados (93%) por los corredores de 1.565 ha en total, el área del árbol mínimo de distancias fue de 207 ha y dentro de estos los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad fueron el uso del suelo dominante con 175 ha, seguido del café bajo sombra (14 ha) y los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad (11 ha). Un total de 48 de los 53 parches funcionales del género *Icterus* están relacionados mediante la red de conectividad (90%).

Esta red comprende un total de 1.311 ha cuyo árbol mínimo de distancias cubre un área de 188 ha. El uso de suelo dominante dentro de estos corredores son los

sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad (173 ha), seguidos por los mismos sistemas pero de alta densidad (8 ha) (Sanfiorenzo 2008).

El género *Trogon* además de contar con menos cantidad de hábitats no posee una red de conectividad que una todos los parches funcionales y las distancias recorridas, a través de la red actual es mayor la conectividad en los géneros *Icterus* y *Dendroica*. Esto presenta una limitante para este género ya que la vulnerabilidad a cambios ambientales es mayor en poblaciones aisladas, situaciones como desastres naturales, invasión de patógenos y competencia de predadores lograrían ocasionar que poblaciones lleguen a niveles críticos y terminen extinguiéndose (Bennett 2004). Dentro de los corredores del género *Trogon* el café bajo sombra es el uso del suelo más representado, resaltando una vez más la contribución de estos sistemas agroforestales a la conectividad a nivel de paisaje. También, la regeneración natural y los sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad son representados dentro de los corredores, lo cual indica la contribución de los SSP de alta densidad, que a pesar de ser áreas productivas aun permiten que en el paisaje haya movimiento de organismos dependientes de bosques, como el género *Trogon*.

Modelación

En general, con los criterios modelados las áreas de usos naturales aumentan y por consiguiente, las áreas de usos antropogénicos se ven reducidas. Además, se observó un aumento en la cantidad de sistemas agrosilvopastoriles de alta y baja densidad arbórea, así como la eliminación de las pasturas sin árboles.

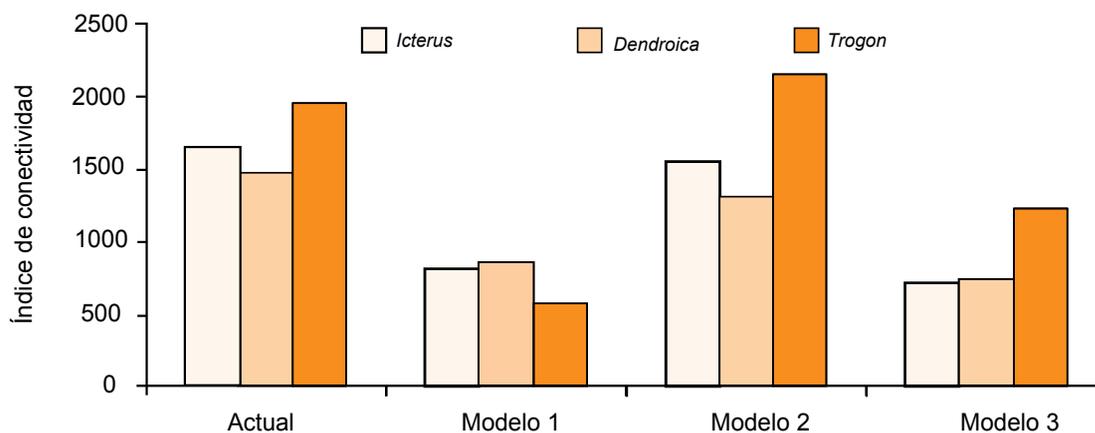


Figura 3. Índice de conectividad para los géneros evaluados en los diferentes modelos (*Icterus*, *Dendroica* y *Trogon*).

Conectividad: $C = 2E/N*(N-1)$, donde E = # de enlaces y N = # de parches (Urban y Keitt 2001, Jordán *et al* 2003), a mayor valor, mayor conectividad entre los parches existentes.

El primer modelo donde se introdujo una franja de bosques ribereños de 50 m en los ríos y quebradas de la subcuenca conllevó un cambio de uso en el 13% del área total del paisaje. El segundo modelo mostró un aumento de hábitat del 56% dentro del paisaje, mientras que el tercero presentó un aumento de hábitat del 67% del paisaje. Los cambios son debidos a un incremento en la cantidad de áreas naturales, así como en la incorporación de una mayor cantidad de sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad en el campo (Sanfiorenzo 2008).

La cantidad de área de hábitat funcional fue mayor en los modelos evaluados en comparación con el paisaje actual (Figura 1). El primer modelo indicó un aumento de 41 km² para el género *Trogon* y de 24 km² para los géneros *Icterus* y *Dendroica*. Este modelo redujo el número de parches e incrementó la calidad de hábitats disponibles para los tres géneros. La reducción del número de parches se debe a que se amplía la conectividad estructural, parches que antes estaban separados se unen por medio de la franja de bosques ribereños, reagrupándose en uno solo, lo cual es de vital importancia para los organismos dependientes del bosque (Bennett 2004) como los del género *Trogon*. El tamaño promedio de los parches crece en el caso del *Dendroica* y del *Trogon*, lo cual se debe a lo mismo y además, es menor al presentado por el paisaje actual por el hecho de que las áreas que antes estaban desconectadas y debían ser alcanzadas por corredores ahora están conformando un solo parche, permitiendo a los organismo moverse entre ellas sin cruzar frontera alguna (Figura 2).

En la modelación de cambios de uso del suelo, según la pendiente (modelo dos), se obtiene un aumento en la cantidad del hábitat para los tres géneros. Este fue mayor para el género *Trogon*, debido a que se incluyeron bosques en las zonas con pendiente mayor al 40%, las cuales en su mayoría eran antes ocupadas por cafetales que ya representaban un hábitat para el *Dendroica* e *Icterus*, pero no para el *Trogon*. El número de parches se redujo para el género *Icterus* y *Dendroica* en este modelo ya que como en el modelo uno, parches que anteriormente estaban separados se unieron para conformar un solo parche.

Para el caso del género *Trogon* el número de parches creció porque las nuevas áreas que antes estaban ocupadas por zonas de producción como cafetales o sistemas agrosilvopastoriles son remplazadas por bosques en las pendientes mayores a un 40%.

El modelo tres señaló una intensificación de 83 km² adicionales de hábitat definido como funcional para el género *Trogon* y 42 km² para los géneros *Dendroica* e *Icterus*. Esta ampliación en el área de hábitat también produjo un efecto en la cantidad de parches funcionales para los géneros evaluados. Este modelo mostró el mayor crecimiento en la cantidad de hábitat para los tres géneros evaluados con respecto a los modelos uno y dos y al paisaje actual. En este modelo el número de parches es menor al del modelo dos para todos los géneros y es mayor para el género *Trogon*, con respecto al modelo uno y al paisaje actual, es decir, el tamaño promedio de los parches es mayor en este modelo según los demás modelos evaluados y el paisaje actual.

La conectividad del modelo tres es mayor a la del modelo uno y al paisaje actual. Por otra parte, la conectividad del modelo tres es menor a la del modelo dos, esto debido a que el número de parches a ser conectados es mayor al modelo uno y al paisaje actual y menor al modelo dos.

Para el género *Trogon*, el cual es el género más amenazado por el grado de fragmentación del paisaje aumenta el número y el área de los parches funcionales, además de la conectividad del campo con respecto al paisaje actual. Para este género y otros dependientes de los bosques este sería el modelo que más les beneficiaría para promover su conservación dentro del paisaje fragmentado de la subcuenca del río Copán.

Con respecto a la conectividad, los modelos variaron de acuerdo al índice de conectividad para los parches funcionales de cada género evaluado (Figura 3). El *Trogon* cuenta con la conectividad más baja en el paisaje actual. Sin embargo, en el modelo uno, dos y tres la conectividad para éste género crece, siendo superior a los demás. El índice de conectividad para los géneros *Dendroica* e *Icterus* fue más similar entre ellos, siendo superior en algunos casos el índice en *Dendroica* y en otros casos el del *Icterus*.

Los usos de suelos señalan en las redes de conectividad para cada género, según el modelo que los sistemas agrosilvopastoriles que están representados, como las mayores utilidades para los géneros *Dendroica* e *Icterus*. Para el género *Trogon* el café bajo sombra es el uso mayoritario en todos los modelos. Sin embargo, en el modelo dos y tres, en los cuales se incorporan nuevas áreas de SSP de alta densidad, aumentó la representación de este uso dentro de los corredores de este género.

La incorporación de los sistemas agrosilvopastoriles y bosques en estos modelos permite incrementar el hábitat, el número y el área de parches. También, disminuyen el área que debe ser recorrida por los géneros evaluados para moverse a través de los parches funcionales en el paisaje. Esto resulta realmente beneficioso para los géneros dependientes del bosque como el *Trogon* ya que se aumenta la disponibilidad de hábitats y la conectividad en el paisaje (Figura 4).

Por otra parte, los sistemas agrosilvopastoriles pueden ser importantes en la conservación genética de especies. La evidencia sugiere que para muchas especies y poblaciones de árboles el flujo de genes es alto a través de los sistemas, contribuyendo de esta manera al establecimiento de especies y al flujo o intercambio de genes entre poblaciones ya sean del mismo sistema o de áreas cercanas a este (Boshier 2004). Además, los sistemas agrosilvopastoriles contribuyen en las zonas de amortiguamiento para las áreas protegidas, dentro de estas zonas la combinación de sistemas de producción con

árboles es muy beneficiosa para el área, especialmente si se manejan árboles de especies nativas de la región. También, estos sistemas reducen el cambio drástico entre la zona protegida y las áreas de manejo intensivo del terreno (Jiménez *et al.* 2001).

CONCLUSIONES

El género *Dendroica* posee las características más generalistas dentro de los tres géneros evaluados. Por su parte, el *Icterus* cuenta con especies capaces de utilizar usos del suelo antropogénicos como hábitat. Sin embargo, presenta una preferencia dentro de sus especies por los sistemas con árboles en altas densidades, como los agrosilvopastoriles de alta densidad y los sistemas agroforestales de café. El género *Trogon* muestra características de dependencia a los usos del suelo naturales en la zona, de sus especies en el paisaje muy pocas pueden utilizar los usos del suelo perturbados como hábitat.

Los sistemas agrosilvopastoriles presentes contribuyen a la calidad del hábitat y a la conectividad dentro del

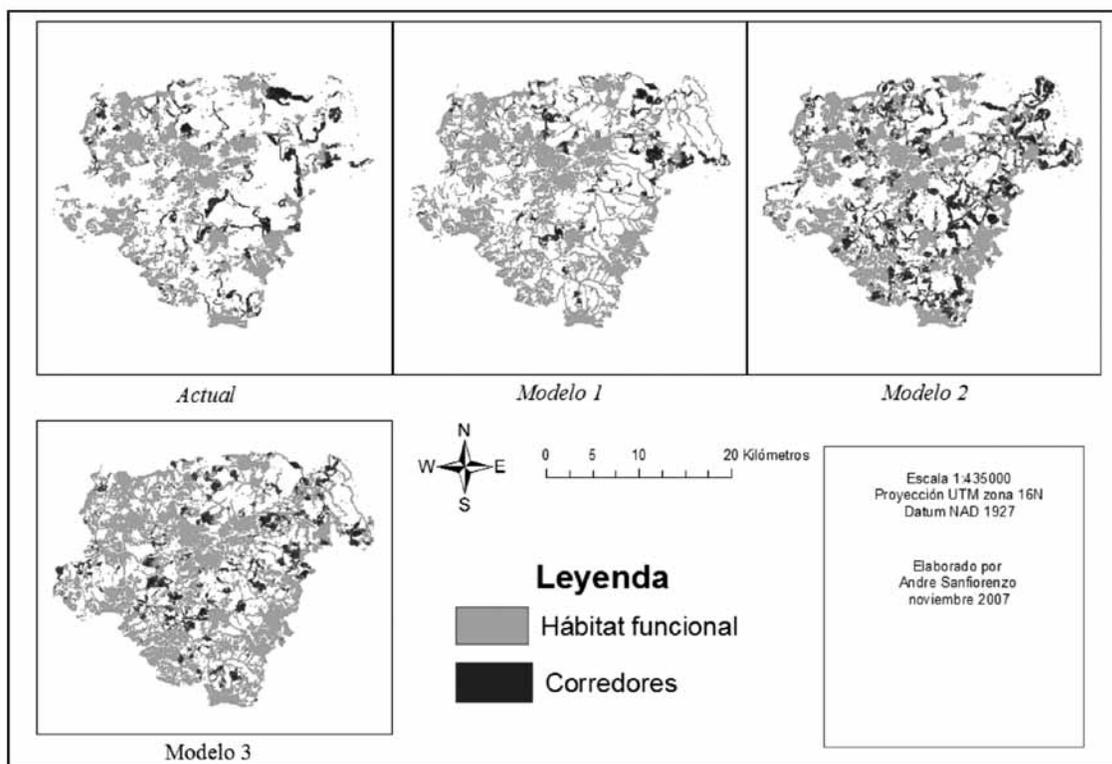


Figura 4. Hábitat funcional y corredores para el género *Trogon* en el paisaje actual.

Modelo 1: incorporación de una franja de bosque ribereño a ambos lados del cauce

Modelo 2: sistemas silvopastoriles de baja densidad en pendientes de 0-15%, alta densidad de 16-40% y bosques en pendientes mayores al 40%

Modelo 3: combinación del modelo uno y dos

paisaje gracias a la presencia arbórea en el campo. Estos sistemas ofrecen hábitat y facilitan el desplazamiento de especies tolerantes a la perturbación, pero su colaboración es reducida para organismos dependientes del bosque como los del género *Trogon*, ya que al aumentar la densidad de árboles dentro de los sistemas agrosilvopastoriles se genera para los organismos dependientes del bosque y permeables de estos sistemas mayor facilidad en el movimiento a través del paisaje.

De esta manera, al combinar los sistemas agrosilvopastoriles con una franja de bosques ribereños se produce un crecimiento en la disponibilidad de hábitat y la conectividad para organismos dependientes del bosque, dentro de un paisaje agropecuario fragmentado como el de la subcuenca del río Copán, Honduras. Además, se logra disminuir el área que debe ser recorrida para atravesar el paisaje, facilitando la dispersión y contribuyendo a la persistencia de poblaciones viables dentro del agropaisaje.

El estudio demuestra el valor de los sistemas agroforestales sobre la conectividad funcional en especies importantes para la conservación. También, presenta la gran necesidad de intervenciones coordinadas a nivel de paisaje para obtener impactos mayores sobre la conservación. Los esfuerzos para la conservación llevados a cabo por productores aislados pueden ser bien intencionados, no obstante, si estos mismos esfuerzos no son replicados por sus vecinos el aporte es mínimo.

En nuestra modelación explícitamente elegimos intervenciones basadas en la agricultura sostenible como la conservación de zonas ribereñas, el aumento en densidades de árboles en pendientes medianas y la regeneración de bosques en pendientes fuertes. Sin embargo, además de los beneficios en el desarrollo de hábitats y la conectividad funcional estas intervenciones contribuirían a la protección de la calidad de agua a través de la función de filtración por zonas ribereñas (Robinson 1995), a la reducción de derrumbes y erosión mediante la reforestación de pendientes altas (Bruijnzeel 1990) y al aumento productivo ganadero con el uso de la sombra moderada (Murgueitio 1999, Pomareda 2000), así como a una diversificación para los productores.

Nuestros modelos mantienen las pendientes bajas típicas de las zonas de mayor productividad en la agricultura intensiva, por esto el resultado prominente de esta modelación es que manteniendo el aspecto productivo de la zona el establecimiento espacialmente

estratégico de sistemas agroforestales puede, al mismo tiempo, mejorar el valor de conservación del paisaje, las funciones del ecosistema y la productividad del campo. Los resultados del trabajo provienen de un ejercicio de modelación basado en datos de varios estudios de campo. Nos es imposible replicar estos modelos de forma experimental, pero sugerimos que los modelos de conectividad funcional deben jugar un papel importante en la planificación y cogestión de paisajes dominados por la agricultura ya que estos modelos permiten la identificación de áreas focales, tanto para la conservación como para la producción y sirven como herramientas en el diseño de planes de intervención.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN-Mesoamerica. San José, CR. 276 p.
- Boshier, DH. 2004. Agroforestry Systems: Important Components in Conserving the Genetic Viability of Native Tropical Tree species? In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 290-313.
- Bruijnzeel, L.A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: UNESCO International Hydrological Programme. Francia, Paris.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Merritt, DA. 1997. Antropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and conservation* 6:19-42.
- Gallardo, R. 2007. Diversidad de aves en el departamento de Copán, Honduras (en preparación).
- Harestad, AS; Bunnell, FL. 1979. Home Range and Body Weight-A Reevaluation. *Ecology* 60 (2):389-402.
- Harvey, CA; Medina, A; Sanchez, D; Vilchez, S; Hernandez, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, FB; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999.
- Howell, SNG; Webb, S. 1995. A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press, New York. p. 851.
- Jordán F; Báldi A; Orci KM; Rác I; Varga Z. 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology* 18(1):83-92.
- Jimenez, F; Amend, T; Köpdel, E. 2001. Agroforestería, Zonas de Amortiguamiento y Áreas Protegidas. In Jiménez, F; Muschler, R; Kopsell (eds). Funciones y aplicaciones de sistemas agroforestales. Turrialba, CR, CATIE. p.139-154.
- Laurance, SGW. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 50-64.
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6):1282-1292.



Una reinita amarilla (*Dendroica petechia*) y un trogon (*Trogon violaceus*). Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE

- McNeely, JA; Scherr, SJ. 2002. Ecoagriculture: strategies to feed the world and save biodiversity. Washington, DC. Island Press. p.87-198.
- Murgueitio, E. 1999. Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. Eds. C Pomareda; H Steinfeld. In Seminario Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales. 1 ed. Nuestra tierra, San José, CR. CATIE-FAO-SIDE. p. 219-246.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*. 33:700-706.
- _____. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. In Hudson, W.E. Ed. Landscape linkages and biodiversity. Washington, DC. Island Press. p. 27-39.
- Pomareda, C; Stenfield, H. 2000. Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios económicos y ambientales. Nuestra Tierra. San José, CR. 334 p.
- Ramírez Sandoval, L.R. 2007. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 175 p.
- Robinson, J.S. 1995. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. *Journal Water Quality. USA*. v.24. p. 62-67.
- Sanfiorenzo Gil de Lamadrid, A. 2008. Contribución de diferentes arreglos silvopastoriles a la conservación de la biodiversidad, mediante la provisión de hábitat y conectividad en el paisaje de la subcuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 100 p.
- Santivañez Galarza, J.L. 2005. Efecto de la estructura, composición y conectividad de las cercas vivas en la comunidad de aves en Río Frío, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 116 p.
- Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Vasconcelos, HL; Gascon, C; Izac, AN. 2004. Introduction: The Role of Agroforestry in Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 1-12.
- Stiles, GF; Skutch, A. 2007. Guía de aves de Costa Rica. 4ta. edición Trad. L. Roselli, illus. D. Garner. Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica. 576 pp.
- Taylor, PD; Fahrig, L; Henein, K; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3):571-573.
- Theobald, DM; Hobbs, NT. 1999. Calculating Landscape Fragmentation using a Gradient-based Approach (en línea). Paper presentado en "ESRI User Conference, San Diego, CA".
- Theobald, DM; Normasn, JB; Sherburne, MR. 2006. FunConn v1 Users Manual: ArcGIS tools for functional connectivity modeling (en línea). Consultado 7 oct. 2006.
- Urban, D; Keitt, T. 2001. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology* 82(5):1205-1218.
- Useche, DC. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- Vílchez, S; Harvey, C; Sánchez, D; Medina, A; Hernández, B. 2003. Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua (en línea). En publicación: Revista Encuentro. 68 UCA, Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua.

Conservación y conocimiento local de la herpetofauna en un paisaje ganadero

M.J. Gómez¹, I. Gutiérrez¹, T. Benjamin¹, F. Casanoves¹, F. DeClerck^{1,2}

RESUMEN

En el municipio de Matiguás, Nicaragua, se realizó una investigación enfocada en relacionar la herpetofauna presente con el uso de suelo y el conocimiento local de los productores sobre los reptiles y anfibios en fincas ganaderas. Para esto se utilizaron dos estrategias de muestreo, transectos y trampas de cobertura tomando en cuenta cuatro tratamientos: quebrada con bosque ribereño, quebrada sin bosque ribereño, pasturas con alta densidad de árboles, pasturas con baja densidad de árboles y sus combinaciones. Se encontraron 582 individuos correspondientes a 20 especies de anfibios distribuidas en seis familias y 10 géneros, además se hallaron 33 especies de reptiles de nueve familias y 29 géneros. El mayor número de especies únicas de reptiles (12) y anfibios (cuatro) fue representado en el tratamiento del bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles. La distancia desde la quebrada fue el factor más significativo ($p < 0,0001$), explicando la abundancia y la riqueza en herpetofauna dentro de los tratamientos. Además, se entrevistaron productores ganaderos y se llevaron a cabo talleres con grupos focales. Se reportó que los diferentes tipos de productores tienen una percepción muy similar en cuanto a la diversidad de la herpetofauna. También, existe una marcada ausencia de instituciones que promuevan y financien proyectos para la conservación, el almacenamiento y el transporte del recurso hídrico en la zona. Por otra parte, los productores entrevistados señalaron a la herpetofauna como controladores biológicos, además de tener un uso medicinal y alimenticio.

Palabras claves: anfibios, bosques ribereños, capitales de la comunidad, conocimiento local, pasturas arboladas, reptiles

ABSTRACT

We conducted a study relating water quality, farmer well-being and herpetofauna in a pasture dominated landscapes of Matiguás, Nicaragua. We used two sampling strategies to inventory both reptiles and amphibians. The first method consisted of four 50 m transects placed parallel to the stream at zero, 10, 20 and 40 m distance from the stream. Plots were distributed between four combinations of landuses including riparian habitat with and without forest cover paired with high and low tree cover in adjacent pastures. Through the survey we found 582 individuals including 20 species of amphibians from six families and 10 genera as well as 33 species of reptiles distributed in nine families and 29 genera. Most of the unique species of reptiles (12) and amphibians (four) were found in the forested riparian zone with high tree cover in adjacent pastures plots. The abundance and richness of reptiles and amphibians in this area significantly decreased with increasing distance from the stream. In addition to the biological inventory, we interviewed cattle farmers in the region and conducted workshops with focal groups to understand farmer perceptions of landuse and water quality. We report that irrespective of farm size, farmers had a similar perception regarding biodiversity conservation. We also found that there is a marked absence of institutions in the region that promote, and finance water conservation, storage, and management in the area. Farmers had limited understanding of reptiles and amphibians found in the area, but did indicate several species that are regularly used for medicinal and nutritional purposes as well as for biological control.

Keywords: amphibians, community capitals, local knowledge, pastures, reptiles, riparian forest

INTRODUCCIÓN

Nicaragua presenta una alta diversidad biológica y cultural que es favorecida por la variedad de hábitat y un considerable número de variables florísticas y faunísticas (Walsh 1999) que se vinculan a pisos altitudinales localizados en las tres regiones naturales que dividen el país: Pacífica, Central y Atlántica. Sin embargo, las actividades económicas se basan en la explotación de los recursos naturales y no obedecen a un plan de orga-

nización, siendo carentes los criterios de sostenibilidad. A los productores marginales el modelo de producción predominante los obliga a ocupar zonas no aptas para la industria agrícola y pecuaria, lo que se manifiesta con el aumento de la frontera agrícola, ocasionando una marginalidad mayor debido a la intensificación de procesos de degradación de la tierra, erosión del suelo y sequía, entre otros factores (Cupples 2004).

¹ División de Investigación y Desarrollo, CATIE, Turrialba, Costa Rica.

² Autor para correspondencia. Tel: (506) 2558-2596. Correo electrónico: fdeclerck@catie.ac.cr

En zonas como el centro del país donde se ubica el triángulo lechero (departamentos de Boaco, Chontales y Matagalpa) el uso del suelo cambia a través de los años presentando una tendencia a disminuir las áreas de bosques primarios y secundarios, mientras que las áreas de potreros, cultivos y urbanas se incrementan (Rocha 2002). Por tanto, es importante conocer la problemática del impacto de la ganadería sobre la conservación de recursos como el agua e identificar los factores que desmotivan a los productores en la toma de decisiones que favorecen el manejo de las microcuencas (Chará 2003), además de fortalecer el bienestar de los productores para un desarrollo sostenible de los agroecosistemas (Plieninger y Wilbrand 2001).

En este sentido, los sistemas silvopastoriles (SSP) son estrategias sostenibles y amigables con el ambiente al aumentar la cobertura arbórea en fincas ganaderas (Naranjo 2003). Los SSP pueden representar beneficios para la conservación de la diversidad biológica, la prestación de servicios ambientales y el fortalecimiento del bienestar de las familias ganaderas (Harvey y Haber 1999, Dagang y Nair 2003, Pagiola *et al.* 2004). Además, son ideales en el mantenimiento y la protección de los recursos hídricos de la matriz agrícola que tradicionalmente es perturbada e intervenida por las prácticas ganaderas convencionales (Chará *et al.* 2007, Ríos *et al.* 2007). En el caso del municipio de Matiguás, Nicaragua, donde la mayoría de los sistemas ganaderos son de doble propósito (Betancourt *et al.* 2003) y abarcan gran parte de las cuencas hidrográficas de la zona (Murgueitio e Ibrahim 2001), surge la siguiente pregunta: ¿los SSP de Matiguás serán una opción económica y ecológicamente rentable en los paisajes con bosques fragmentados?

Debido a lo anterior, es importante emplear estrategias eficaces y eficientes en el estudio y la resolución de la problemática ambiental resultante de los sistemas productivos en los paisajes intervenidos, así como potenciar la implementación de SSP y/o protección de bosques ribereños en las fincas ganaderas del municipio de Matiguás. Esta investigación utilizó dos metodologías distintas, primero un estudio biológico sobre la distribución, la diversidad y la riqueza de la herpetofauna en zonas ribereñas y pasturas adyacentes y luego, un estudio participativo que permitió conocer la percepción de los productores hacia la diversidad de la herpetofauna. También, permitió proporcionar información nueva sobre la composición y la abundancia de los anfibios y reptiles, además de explorar la relevancia de los principales usos del suelo presentes en la matriz

agrícola altamente intervenida y fragmentada para la conservación de reptiles y anfibios. De igual forma, con este estudio se logró analizar y demostrar la relación existente entre la biodiversidad, los principales usos del suelo, los SSP y el bienestar de los productores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se realizó con productores ganaderos de las comarcas Paiwitas, Las Minitas, Patastule, Las Limas y El Bijagual, pertenecientes al municipio de Matiguás y a la comarca de San Ignacio de Paiwas, en el municipio de Río Blanco, que limita con el de Matiguás. La zona presenta una topografía con un rango altitudinal entre los 224 m y 500 m y se localiza entre las coordenadas 12°54'18"-12°52'22" latitud norte y 85°40'45"-85°43'10" longitud oeste. Además, posee un régimen de lluvias anuales que varía entre 1.200 y 1.800 mm con una distribución de mayo a noviembre y una temperatura media anual que oscila entre los 30 °C y los 32 °C. Según la clasificación del mapa de ecosistemas de Nicaragua, la zona de vida es de bosque semideciduo (Meyrat 2000), pero presenta características de una zona de vida de bosque húmedo tropical (Holdridge 1978).

El municipio de Matiguás tiene una extensión de 1.335 km², se compone de una población de 41.127 habitantes de los cuales 8.967 conforman el sector urbano y 32.220 el sector rural, presentándose una densidad poblacional aproximada de 31 habitantes por km². El principal uso del suelo en este municipio corresponde a la ganadería de doble propósito con pastoreo extensivo (Betancourt *et al.* 2003) y se caracteriza por encontrarse dominado por una matriz de pasturas abiertas que cubren el 56% del municipio, 15% con pasturas arboladas, 11% de fragmentos de bosques, 7% de charrales, 3% de corredores ribereños, 2% de cercas vivas y 6% con otros usos de suelo (Useche 2006). La diversidad de flora registrada en seis tipos de hábitats (bosques secundarios, bosques ribereños, charrales, cercas vivas, potreros con alta cobertura arbórea y potreros con baja cobertura arbórea) es de 180 especies de árboles, lo que representa el 37% de las especies conocidas para el norte y el litoral atlántico, predominando especies generalistas de áreas abiertas o perturbadas (Sánchez-Merlos *et al.* 2005).

Usos de suelo estudiados

Los usos de suelo y coberturas estudiadas fueron las pasturas con alta densidad de árboles (PADA), las pasturas con baja densidad de árboles (PBDA), las quebradas con bosque ribereño (BR) y las quebradas sin

bosque ribereño (SBR). Estos usos de suelo se combinaron entre ellos para formar los hábitats a muestrear: BR + PADA (n = 6), BR + PBDA (n = 3), SBR + PADA (n = 3) y SBR + PBDA (n = 3). Las quebradas identificadas (n = 8) se ubicaron en las microcuencas del río Paiwitas y la cuenca del río Bul Bul. De estas, cuatro mostraron un flujo de agua permanente en la época de verano y las restantes fueron quebradas temporales.

En total se utilizaron 15 parcelas de 50 m de ancho por 50 m de largo (2500 m²). Las parcelas se conformaron de cuatro transectos fijos de 50 m de largo y 4 m de ancho, ubicados en forma perpendicular desde las quebradas. El primer transecto fue sobre la quebrada y a 5 m del borde, los restantes se demarcaron paralelamente al cuerpo de agua separados a 10 m, 20 m y 40 m de la misma (Figura 1). Además, se aplicaron dos técnicas, el muestreo por transectos y la utilización de trampas de cobertura de playcem por parcela (Heyer *et al.* 1994). En cada transecto dos personas con un periodo de tiempo de dos horas por parcela, en dos jornadas diarias, mañana (6:30 a.m. en adelante) y noche (6:30 p.m. en adelante), realizaron una búsqueda intensiva de individuos que habitan sobre la vegetación, entre la hojarasca, alrededor de rocas, en cavidades y en la vegetación de hasta 2 m de altura desde el suelo.

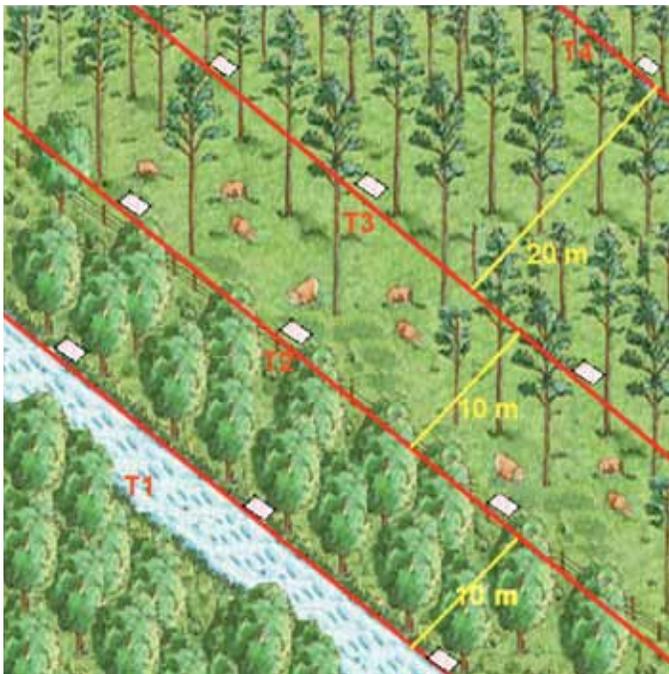


Figura 1. Diagrama de toma de datos y distribución de las trampas de cobertura para la herpetofauna en cuatro transectos en fincas ganaderas del municipio de Matiguás, Nicaragua.

Percepción comunitaria del agua y la biodiversidad

De los 137 productores de la línea base del proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas (GEF-SSP), ejecutado por el Banco Mundial, el CATIE en Costa Rica, CIPAV en Colombia y Nitlapan-UCA en Nicaragua, se tomó una muestra de 59 personas (10 mujeres y 49 hombres) que al momento del estudio estuvieran activas en el proyecto. Además, se estratificaron³ y renombraron en grandes (productores ganaderos semi-intensivos, n = 16), medianos (ganaderos medianos, n = 18) y pequeños (productor agrícola y ganadero pequeño, n = 25).

Para efectos de la presente investigación y específicamente para conocer la percepción comunitaria de la diversidad de herpetofauna se definió el bienestar de los productores como el balance y la sinergia entre los diferentes capitales comunitarios (natural, cultural, humano, social, político, financiero y construido). También, se hizo énfasis en la biodiversidad y el agua como componentes centrales del capital natural. A los productores y productoras seleccionadas se les realizaron entrevistas semiestructuradas y talleres con grupos focales (Madriz 2000, Larson *et al.* 2004, Grudens-Schuck *et al.* 2004). Los protocolos para las entrevistas y los grupos focales se conformaron de un número de indicadores (preguntas abiertas y específicas), por capital y se elaboraron tomando como punto de partida el complementar la base de datos proporcionada por el proyecto GEF-SSP. Para contrarrestar las posibles falencias (contradicciones, veracidad y ausencia de datos) se hizo un análisis de información secundaria y un recorrido en campo con informantes clave buscando triangular las observaciones más relevantes hechas durante el taller, así como en las entrevistas y que brindaran resultados primordiales en la búsqueda de posibles soluciones o mitigación a la problemática.

ANÁLISIS DE LOS DATOS

Diversidad de la herpetofauna

Se calculó el número de especies esperadas en todos los hábitats estudiados empleando el estimador de riqueza no paramétrico Bootstrap. Para deducir qué tan representativo es el muestreo de la herpetofauna en las condiciones del presente estudio se determinó el porcentaje de especies observadas que fueron capturadas, utilizando los valores máximos de riqueza calculada por los estimadores de riqueza (Soberón y Llorente 1993). La complementariedad entre los sitios se calculó de

³ La estratificación fue realizada por medio de clúster de acuerdo a las siguientes variables: i) porcentaje del área agrícola en la finca según usos de suelo, ii) hectáreas unidades de trabajo familiar¹ (haUTF¹), iii) total de vacas unidad de trabajo familiar¹ (vacasUTF¹), iv) porcentaje de pastos en la finca y v) total días hombres unidad de área⁻¹ (dht ha⁻¹).

acuerdo a lo descrito por Colwell y Coddington (1994), quienes plantean que los valores obtenidos varían desde cero, cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies, hasta uno, cuando las especies de los sitios son completamente distintas. Los análisis estadísticos se realizaron a través del programa estadístico InfoStat Versión 2007p. (Infostat 2007).

Percepción local sobre la diversidad de la herpetofauna y el bienestar de los productores

Se aplicó estadística descriptiva y tablas de frecuencia para analizar las variables adquiridas de la línea base del proyecto GEF-SSP, complementada con la información obtenida de las entrevistas semiestructuradas.

De esta manera, se identificaron los factores relacionados con la percepción de los tres tipos de finqueros sobre la calidad de las fuentes de agua para consumo humano y animal y su relación con la biodiversidad y su bienestar. También, se construyeron dos índices (índice por capital e índice general) para cada uno de los productores entrevistados ($n = 59$). Los valores de los índices fueron analizados por una comparación de medias y un ANAVA de acuerdo al tipo de productor y para los análisis se utilizó el *software* estadístico InfoStat/Profesional 2007p. (Infostat 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aspectos generales de la herpetofauna

Se capturaron y/o avistaron 582 individuos de 53 especies entre reptiles y anfibios, correspondiendo 20 especies de anfibios distribuidas en seis familias y 10 géneros (56% del total de individuos) y 33 especies de reptiles en nueve familias y 29 géneros (44% del total de individuos), ver Cuadro 1. Al comparar la riqueza observada con el estimador de Bootstrap se logró representar con el muestreo elaborado el 92% de las especies de anfibios y el 85% de las especies de reptiles estimadas para la zona. Las estrategias de muestreo empleadas en los diferentes hábitats permitieron mostrar el 23% del total de especies (232) reportadas para Nicaragua (Köhler 2003b, Köhler *et al.* 2004), cifra considerable debido a lo fragmentado del paisaje en el municipio de Matiguás (Sánchez-Merlos *et al.* 2005). Sin embargo, es necesario reforzar con otras técnicas de muestreo afines al uso de suelo y las prácticas agrícolas de las fincas ganaderas para optimizar el esfuerzo de muestreo. Esto permite la captura o avistamiento de anfibios y reptiles considerados raros por su bajo nivel de detección producto de la naturaleza clandestina (Ryan *et al.* 2001).

Las trampas de cobertura permitieron capturar 32 individuos. En cuanto a los anfibios las trampas capturaron el 3% de los individuos representados en tres especies de ranas y sapos (*Leptodactylus fragilis*, *Rhinella marina* y *Incilius valliceps*). En el caso de los reptiles se capturó el 9% de individuos de seis especies de lagartijas (*Ameiva undulata*, *Gymnophthalmus speciosus*, *Lepidophyma flavimaculatum*, *Mabuya unimarginata*, *Anolis sericeus* y *Anolis sericeus*), es de anotar que el único espécimen de *L. flavimaculatum* reportado se capturó en una trampa. La temperatura promedio interna de las trampas (31,7 °C) fue muy similar a la temperatura promedio de los hábitats (31,8 °C), lo contrario sucede con la humedad relativa promedio que es mayor debajo de las trampas (75,9% HR) que en los hábitats (68,8% HR), estas características (efecto sauna) pueden afectar la eficiencia y eficacia de las trampas.

Composición de la herpetofauna entre el hábitat

De las 20 especies de anfibios reportadas las ranas *Tlalocohyla loquax*, *Scinax staufferi*, *Craugastor lauraster* y *Craugastor mimus* fueron exclusivas del hábitat bosque ribereño y pasturas con alta densidad de árboles y la salamandra (*Bolitoglossa striatula*) en bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles. Los hábitats sin bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles y sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles no presentaron especies exclusivas (Cuadro 2). En total 17 especies de anfibios fueron encontradas en bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles, 14 en bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles, 11 en el paisaje sin bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles y nueve en el campo sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles.

Es de resaltar que la rana de vidrio (*Hyalinobatrachium fleischmanni*), la cual es estrictamente arborícola, señaló la mayor ocurrencia en el hábitat de bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles, posiblemente por existir una mayor cobertura arbórea y presencia de varios estratos, así como por la estabilidad en la temperatura y la humedad. Estas condiciones mencionadas se relacionan con su biología reproductiva ya que ovipositan sus huevos en masas gelatinosas en hojas que penden sobre las quebradas, característica que las hace vulnerables a cambios en el hábitat (Leenders 2001, Savage 2002, Kubicki 2004), similar comportamiento presenta la rana de ojos rojos (*Agalychnis callidryas*) que se halló en las quebradas con bosque ribereño.

Cuadro 1. Especies y número total de individuos de anfibios y reptiles reportados en 15 parcelas en fincas ganaderas del municipio de Matiguás, Nicaragua

ORDEN	Familia	Especie	Hábitat				Total
			BR+PADA (n = 6)	BR+PBDA (n = 3)	SBR+PADA (n = 3)	SBR+PBDA (n = 3)	
Subfamilia							
CAUDATA							
	Plethodontidae						
	Bolitoglossinae	<i>Bolitoglossa striatula</i>	0	1	0	0	1
ANURA							
	Bufonidae	<i>Incilius coccifer</i>	0	5	26	5	36
		<i>Incilius valliceps</i>	9	4	3	13	29
		<i>Rhinella marina</i>	14	1	2	2	19
	Centrolenidae	<i>Hyalinobatrachium fleischmanni</i>	24	1	0	0	25
	Hylidae	<i>Agalychnis callidryas</i>	14	4	0	0	18
		<i>Tlalocohyla loquax</i>	1	0	0	0	1
		<i>Dendropsophus microcephalus</i>	6	0	3	0	9
		<i>Scinax staufferi</i>	2	0	0	0	2
		<i>Smilisca baudinii</i>	3	1	1	0	5
	Craugastoridae	<i>Craugastor fitzingeri</i>	3	1	0	0	4
		<i>Craugastor lauraster</i>	8	0	0	0	8
		<i>Craugastor mimus</i>	1	0	0	0	1
		<i>Craugastor</i> spp.	3	0	1	1	5
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fragilis</i>	0	2	2	8	12
		<i>Leptodactylus melanonotus</i>	11	7	10	14	42
	Ranidae	<i>Lithobates forreri</i>	2	2	8	4	16
		<i>Lithobates maculatus</i>	9	7	10	0	26
		<i>Lithobates vaillanti</i>	5	8	29	4	46
		<i>Lithobates</i> spp.	2	4	0	8	14
SAURIA							
	Eublepharidae	<i>Coleonyx mitratus</i>	1	0	0	0	1
	Gekkonidae	<i>Gonatodes albogularis</i>	1	0	17	0	18
		<i>Sphaerodactylus millepunctatus</i>	3	0	1	0	4
	Iguanidae						
	Corytophanidae	<i>Basiliscus vittatus</i>	0	4	1	9	14
	Polychrotidae	<i>Anolis biporcatus</i>	2	0	0	0	2
		<i>Anolis cupreus</i>	56	8	15	0	79
		<i>Anolis limifrons</i>	26	5	1	2	34
		<i>Anolis sericeus</i>	6	5	4	5	20
		<i>Anolis</i> spp.	2	0	0	0	2
	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus variabilis</i>	3	1	11	2	17
	Scincidae	<i>Mabuya unimarginata</i>	2	3	5	4	14
		<i>Sphenomorphus cherriei</i>	2	0	0	0	2
	Tiidae	<i>Ameiva undulata</i>	2	2	3	1	8
	Gymnophthalmidae	<i>Gymnophthalmus speciosus</i>	3	4	4	5	16
	Xanthusiidae	<i>Lepidophyma flavimaculatum</i>	0	0	0	1	1
SERPIENTES							
	Boidae						
	Boinae	<i>Boa constrictor</i>	0	1	0	0	1
	Colubridae						
	Colubrinae	<i>Coluber mentovarius</i>	0	0	0	1	1
		<i>Drymobius margaritiferus</i>	2	0	0	0	2
		<i>Pseudelaphe flavirufa</i>	0	1	0	0	1
		<i>Leptodymus pulcherrimus</i>	0	0	1	1	2
		<i>Oxybelis aeneus</i>	1	0	0	0	1
		<i>Pliocercus euryzonus</i>	0	1	0	0	1
		<i>Senticolis triaspis</i>	1	0	0	0	1
		<i>Spilotes pullatus</i>	1	0	0	0	1
		<i>Tantillita lintoni</i>	1	0	0	0	1
	Dipsadinae	<i>Enuliophis sclateri</i>	2	0	0	0	2
		<i>Erythrolamprus mimus</i>	1	1	0	0	2
		<i>Imantodes cenchoa</i>	3	0	2	0	5
		<i>Leptodeira annulata</i>	0	0	2	1	3
		<i>Ninia sebae</i>	1	0	0	1	2
		<i>Sibon nebulatus</i>	1	0	0	0	1
	Elapidae	<i>Micrurus nigrocinctus</i>	2	1	0	0	3
	Viperidae						
	Crotalinae	<i>Atropoides nummifer</i>	1	0	0	0	1
	Riqueza		243	85	162	92	582
	Abundancia		42	27	24	21	53

BR + PADA = bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles BR + PBDA = bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles
 SBR + PADA = sin bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles SBR + PBDA = sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles

Cuadro 2. Especies de anfibios únicas, compartidas y complementarias entre los cuatro hábitats en fincas ganaderas del municipio de Matiguás, Nicaragua

Riqueza de anfibios	BR + PADA	BR + PBDA	SBR + PADA	SBR + PBDA
BR + PADA	4	11	9	7
BR + PBDA	0,55	1	9	8
SBR + PADA	0,47	0,56	0	8
SBR + PBDA	0,37	0,53	0,67	0

La diagonal en negrilla representa el número de especies únicas. El número de especies compartidas entre los hábitats se ubican en la parte superior derecha de la diagonal.

Los valores en cursiva en la parte inferior izquierda de la diagonal corresponden a la complementariedad (rango de cero, cuando las especies en los dos sitios son diferentes, a uno, cuando ambos sitios son idénticos).

BR + PADA = bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles

BR + PBDA = bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles

SBR + PADA = sin bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles

SBR + PBDA = sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles

En el caso de los reptiles, de las 33 especies capturadas, las lagartijas *Coleonyx mitratus*, *Anolis biporcatus*, *Anolis* spp. y *Sphenomorphus cherriei* y las serpientes *Drymobius margaritiferus*, *Enuliophis sclateri*, *Oxybelis aeneus*, *Senticolis triaspis*, *Sibon nebulatus*, *Spilotes pullatus*, *Tantillita lintoni* y *Atropoides nummifer* fueron exclusivas en bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles. Las serpientes *Boa constrictor*, *Pseudelaphe flavirufa* y *Pliocercus euryzonus* se encontraron únicamente en el bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles. Además, la lagartija *Lepidophyma flavimaculatum* y la serpiente *Coluber mentovarius* solo se hallaron en el paisaje sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles (Cuadro 3).

El hábitat de bosque ribereño y pasturas con alta densidad de árboles presentó 25 especies, el bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles y el sin bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles mostraron 13 especies y el sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles indicó 12.

Algunas de las especies de serpientes encontradas en el bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles por su tipo de alimentación pueden ser consideradas especialistas (Solórzano 2004), lo cual ocurre debido a que hay una mayor disposición de alimento representada en la presencia de otras especies animales, las cuales conforman la cadena trófica del hábitat. Entre las principales especies de serpientes consideradas especialistas están la *S. nebulatus* (dieta gastrópoda), la *E. sclateri* (consume huevos de reptiles) y la *T. lintoni* (presumiblemente consume lombrices), las dos últimas son catalogadas poco comunes (Köhler 2003a, Köhler

2003b, Köhler *et al.* 2004, Solórzano 2004). Otra especie indicadora encontrada únicamente en este hábitat es la lagartija *A. biporcatus*, la cual usualmente es reportada en hábitats poco perturbados y generalmente a lo largo de bosques ribereños (Savage 2002).



La rana de vidrio (*Hyalinobatrachium fleischmanni*), ubicada en esta foto a la izquierda, deposita sus huevos en masas gelatinosas en hojas que penden sobre las quebradas. Esta rana presentó la mayor ocurrencia en el hábitat de bosque ribereño en fincas ganaderas del municipio de Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP

En general, la herpetofauna que se asocia a los bosques ribereños estudiados puede ser indicadora del estado en que se encuentran estos ecosistemas y denotan la importancia de la conservación y la protección por parte de los propietarios y los administradores de los predios, ya que las decisiones que se tomen sobre el manejo de estos ecosistemas pueden incidir en la colo-

Cuadro 3. Especies de reptiles únicas, compartidas y complementarias entre cuatro hábitats en fincas ganaderas del municipio de Matiguás, Nicaragua

Riqueza de reptiles	BR + PADA ¹	BR + PBDA ²	SBR + PADA ³	SBR + PBDA ⁴
BR + PADA	12	9	10	7
BR + PBDA	<i>0,31</i>	3	8	7
SBR + PADA	<i>0,36</i>	<i>0,44</i>	0	9
SBR + PBDA	<i>0,23</i>	<i>0,39</i>	<i>0,66</i>	2

La diagonal en negrilla representa el número de especies únicas. El número de especies compartidas entre los hábitats se ubican en la parte superior derecha de la diagonal.

Los valores en cursiva en la parte inferior izquierda de la diagonal corresponden a la complementariedad (rango de cero, cuando las especies en los dos sitios son diferentes, a uno, cuando ambos sitios son idénticos).

BR + PADA = bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles

BR + PBDA = bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles

SBR + PADA = sin bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles

SBR + PBDA = sin bosque ribereño-pasturas con baja densidad de árboles

nización de especies invasoras como el sapo (*Rhinella marina*), desde hábitats más alterados o la distribución y abundancia de lagartijas del género *Anolis* que presumiblemente varió de acuerdo al grado de sensibilidad a cambios en los atributos de la estructura de los bosques o pasturas, lo cual puede afectar su fisiología, hábitos reproductivos y alimenticios.

Distribución de la herpetofauna desde las fuentes de agua

La abundancia y la riqueza en reptiles y anfibios es altamente significativa para la distancia desde la quebrada ($p < 0,0001$). Se observó que los transectos ubicados sobre el margen de la quebrada (distancia cero) presentan la mayor abundancia de herpetos, a medida que aumenta la distancia desde la fuente de agua (10 m, 20

m y 40 m) el número de individuos disminuye. La abundancia promedio de anfibios ($3,44 \pm 0,53$) fue mayor que la de reptiles ($1,72 \pm 0,19$) sobre la quebrada. Sin embargo, se determinó que en las distancias de 10 m y 20 m es superior la abundancia de reptiles. Además, en la distancia cero se presentó una tendencia mayor en la riqueza de anfibios que en la de reptiles ($1,55 \pm 0,17$ y $1,29 \pm 0,12$ respectivamente). No obstante, a partir de la distancia de 10 m el número de especies en reptiles fue superior a la de anfibios, llegando a ser casi iguales en los 40 m (Figura 2).

El comportamiento anterior de distribución de la herpetofauna desde las quebradas evidencia la preferencia de los anfibios hacia las fuentes de agua, debido a su ciclo biológico bifásico y en los reptiles

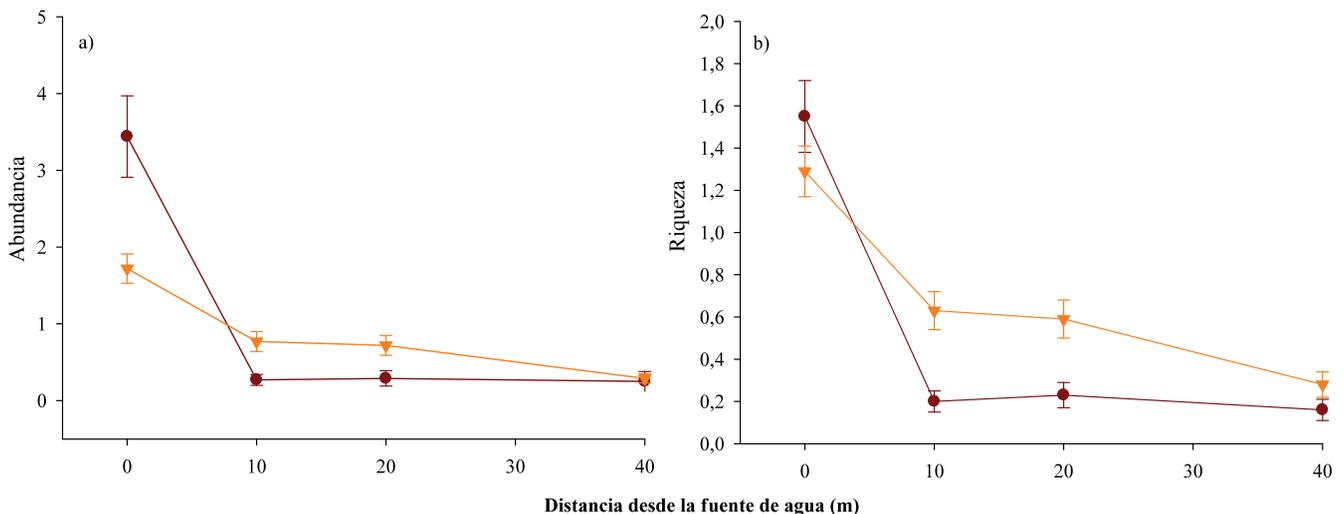


Figura 2. Medias (\pm EE) de la abundancia (izquierda) y la riqueza (derecha) en anfibios (●) y reptiles (▼) en cuatro transectos ubicados en la fuente de agua de las fincas ganaderas del municipio de Matiguás, Nicaragua.

se asocia a la preferencia de las especies por el tipo de hábitat (terrestre o arborícola) y al grado de sensibilidad a cambios en los atributos de la estructura de los bosques y pasturas, lo cual puede afectar su fisiología, hábitos reproductivos y alimenticios. En este sentido, para los reptiles la pastura con alta densidad de árboles cuando es acompañada de una quebrada sin bosque puede tener un efecto similar al de un bosque ribereño.

La ocurrencia de anfibios determinada en distancias mayores a la quebrada se relaciona posiblemente con las cavidades en el suelo producto de la sequía, las cuales sirven de refugio temporal contra la desecación y el ataque de predadores. Contrastantemente, en el invierno los charcos temporales formados en los agujeros de las pisadas del ganado sirvieron en algunos casos de sitios temporales de reproducción.

Las ranas *S. stauferri*, *T. loquax* y *D. microcephala* se encontraron a 40 m de la quebrada sobre la vegetación circundante de un estanque natural utilizado por el ganado, esto indica que se asocian más frecuentemente a zonas perturbadas o áreas abiertas (Leenders 2001, Kubicki 2004) y que aprovechan la estructura arbórea que limita estos cuerpos de agua. Por eso, es importante que en estos sitios se garantice la presencia de vegetación para permitir esta distribución, crear sitios de refugio de la herpetofauna y disminuir la evaporación de los cuerpos de agua que abastecen al ganado.

PERCEPCIÓN DE LA HERPETOFAUNA EN SISTEMAS GANADEROS

Usos de la herpetofauna

Un 28% de los pequeños y medianos productores y un 6% de los grandes productores utilizan algún reptil o anfibio como medicina. Dentro de los usos más frecuentes de la herpetofauna como medicina se menciona la utilización de sapos (*Incilius coccifer*) como posibles remedios o cura para la erisipela. Algunos aceites extraídos de serpientes (*B. constrictor*) e iguanas (*Iguana iguana*) son empleados para los dolores de las articulaciones, los huesos, las afecciones reumáticas, los hematomas por golpes en humanos y animales e inflamación de la ubre en el ganado. Otros productores reportan el uso y la protección de las boas como controladores biológicos de ratas y otros roedores, situación que puede servir de incentivo para la conservación de esta especie en las fincas ganaderas.

Del 49% de los productores que consumen reptiles o anfibios la especie más utilizada es la iguana (*Iguana iguana*) y el garrobo (*Ctenosaura similis*). Dos casos fueron reportados de consumo de ranas (especies no identificadas) y serpientes (*Boa constrictor*). La cacería de animales silvestres la practican entre un 8 y un 13% de los productores, reportándose un mayor hábito dentro de la tipología grande. Además, es de anotar que algunos productores asocian la disminución o la ausencia de las iguanas y garrobos en las comarcas con la cacería indiscriminada por parte de los habitantes de estas zonas y no por la disminución de las fuentes de agua. Las razones principales de consumo de la carne de iguana y garrobo reportadas por los productores son su alto contenido nutricional y su buen sabor. Igualmente, la aceptación que tiene la carne y los subproductos de estos reptiles puede motivar a las asociaciones presentes en la comunidad a generar un proyecto productivo de zootecnia y comercialización. Esta actividad reforzaría la dieta alimenticia y los ingresos de las familias participantes, así como el repoblamiento de los hábitats (primordialmente en bosques ribereños), por medio de liberaciones de un porcentaje de la población zootecniada.

Por otra parte, se encontró que las serpientes son identificadas por los productores con más nombres que las especies de lagartijas, en este último, es muy generalizado el uso de los nombres gallego, cherepo y lagartija. En cuanto a los anfibios, los sapos (géneros *Incilius* y *Rhinella*) tienen nombres comunes locales, mientras que con las ranas ocurre lo contrario ya que son denominadas de acuerdo a su coloración o hábitos ecológicos. En general, el 82% de los productores diferencian una rana de un sapo, en cambio solo el 17% reconocen una serpiente venenosa de una no venenosa.

Un gran número de productores desconocen los beneficios o el papel ecológico que puede desempeñar la herpetofauna en los sistemas productivos y en las fuentes de agua como controladores e indicadores biológicos para la polinización y para la dispersión de semillas (Galindo-Urbe y Hoyos-Hoyos 2007). Por lo anterior, existe una demanda de capacitaciones sobre el manejo de anfibios y reptiles, principalmente para el reconocimiento y la manipulación de serpientes, lo cual podría disminuir la presión de caza que tienen estos animales por parte de los habitantes de la zona. Otros productores (19%) afirman que las ranas y los sapos por su coloración oscura y la textura de su piel (presencia de glándulas pronunciadas en los géneros *Rhinella* e

Incilius), son indicadores de suciedad o simplemente son rechazados por su estética.

En el conocimiento local de los productores algunas especies de reptiles y anfibios son consideradas peligrosas, entre ellas la *Boa constrictor*, cuya mordedura puede ser letal debido a la presencia de su veneno durante ciertas horas (en la madrugada y cuando inicia la noche). No obstante, esta es una apreciación errónea debido a que esta especie de serpiente muestra una dentición de tipo aglifa (Solórzano 2004).

Durante los talleres con grupos focales la gran mayoría de los productores afirmaron que las serpientes *Erythrolamprus mimus*, *Pliocercus euryzonus*, *Oxyrhopus petola*, *Lampropeltis triangulum* y *Micrurus nigrocinctus*, conocidas localmente como corales, son venenosas. Además, hicieron énfasis en que estos ofidios pican con la cola debido a un aguijón presente en esta parte de su cuerpo, el cual puede causar la muerte en humanos. Esta afirmación es errónea debido a que estos animales carecen de dicha estructura. En el caso de la mordedura, solo la de la *M. nigrocinctus* es letal por su veneno neurotóxico (Savage 2002). A su vez, es importante indicar que la *O. petolarius*, *E. mimus* y *P. euryzonus* presentan un veneno moderadamente tóxico utilizado para inmovilizar a las presas, su mordedura en humanos puede causar dolor local, inflamación y hematomas moderados (Solórzano 2004).

Otra creencia muy común y que está presente en las narrativas populares de los productores es que la serpiente mica (*Spilotes pullatus*) utiliza su cola en forma de látigo para defenderse. Algunas de las apreciaciones anteriores son típicas de la etología de la *S. pullatus*. Al respecto, Solórzano (2004) describe como medida defensiva de la serpiente una disposición a morder levantando generalmente la cabeza e inflando el tercio anterior del cuerpo, mientras vibra fuertemente la cola contra el suelo. Sin embargo, es equivocado creer que la mordedura de la *S. pullatus* puede causar la muerte ya que el veneno es ausente en su dentición (Savage 2002, Solórzano 2004).

CONCLUSIONES

Los datos obtenidos en los muestreos realizados claramente demuestran el valor de la protección y la conservación que tienen los bosques ribereños y la incorporación de árboles dispersos en potreros para el hábitat de la herpetofauna. El tratamiento que incluye el bosque ribereño-pastura con alta densidad de árbo-

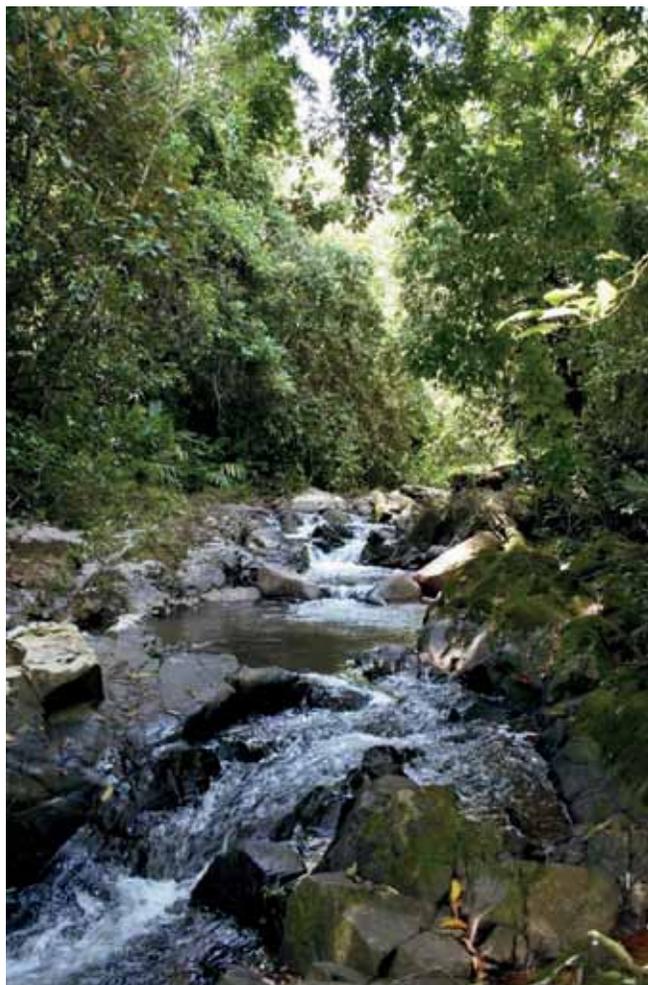
les presentó la mayor riqueza y abundancia, así como el mayor número de especies únicas. La importancia de este hábitat radica, particularmente, dentro de los primeros 20 m desde las quebradas, indicando que los planes de manejo enfocados a proteger y conservar bosques ribereños y de alta densidad de árboles dentro de estas zonas tendrían mayor aporte a la conservación y otros servicios hidrológicos. La recomendación es mantener una zona de amortiguamiento en forma de bosque ribereño de 20 m a la par de todas las quebradas dentro de las fincas de la zona, o al menos mantener una zona ribereña de 10 m de ancho, seguida por al menos de 10 m de pasturas con alta densidad de árboles.



Algunas de las especies de anfibios y reptiles tienen un significado e importancia para la comunidad ya sea como fuente de alimento, medicinal, controladores biológicos o indicadores del clima. Foto: BNPP

Durante la aplicación de las entrevistas semiestructuradas y los talleres se observó repetidamente que los productores identifican o reconocen especies de anfibios y reptiles que pueden ser utilizados como bioindicadores de hábitats poco perturbados, asociados más frecuentemente al bosque ribereño-pasturas con alta densidad de árboles, pero desconocen sus beneficios, situación que es extensiva para otros taxones. Esta fortaleza puede ser aprovechada en programas de concientización o capacitación sobre indicadores biológicos en los hábitats, así como la generación de criterios de selección en cambios de uso del suelo.

Muchas quebradas son empleadas como fuente de agua para consumo animal y humano. Sin embargo, los productores desconocen la calidad de las mismas y reclaman a las instituciones programas de monitoreo primordialmente para las fuentes de consumo humano. También, hay que buscar bebederos alternos o ubicar puntos fijos de ingreso del ganado en los bosques



Protección del bosque ribereño a través del uso de cercas vivas sirve para excluir ganado, mejorar la calidad del agua y proteger la biodiversidad. Foto: BNPP

riberños para evitar la perturbación de estas zonas, además de ampliar en lo posible las franjas ribereñas y promover la regeneración natural, así como programas o proyectos que apoyen o financien obras de conservación, captación, distribución y almacenamiento del recurso hídrico a nivel de finca o comarca, acorde con las tipologías de los productores y las necesidades más apremiantes en relación con el agua y la conservación de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

El financiamiento para la investigación presentada en este artículo viene del World Bank y Bank Netherlands Partnership Program para el proyecto The Impact of Improved Cattle Management Practices on Biodiversity Conservation.

Queremos agradecer a los herpetólogos Allan Gutiérrez y Gustavo Adolfo Ruíz por la asistencia en la determinación

y la revisión de los estatus taxonómicos de los anfibios y los reptiles referenciados en este estudio. Además, damos las gracias a los productores ganaderos de Paiwas, Paiwitas, Las Limas, Patastule y San Ignacio, quienes nos permitieron trabajar en sus fincas y nos dieron parte de su tiempo y vivencias al momento de las entrevistas.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, CA; Vargas, B. 2003. Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. *Agroforestería de las Américas* 10(39-40):47-51.
- Chará, J. 2003. Manual para la Evaluación Biológica de Ambientes Acuáticos en Microcuencas Ganaderas. CIPAV. Cali, CO. 76 p.
- _____; Pedraza, G; Giraldo, L; Hincapié, D. 2007. Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agroforestería en las Américas* 45:72-78.
- Colwell, R; Coddington, J. 1994. Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 345(1311):101-118.

- Cupples, J. 2004. Rural development in El Hatillo, Nicaragua: gender, neoliberalism and environmental risk. *Singapore Journal of Tropical Geography* 25(3):343-357.
- Dagang, A; Nair, P. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.
- Galindo-Uribe, D; Hoyos-Hoyos, J. 2007. Relaciones planta-herpetofauna: nuevas perspectivas para la investigación en Colombia. *Universitas Scientiarum* 12:9-34.
- Grudens-Schuck, N; Lundy-Allen, B; Larson, K. 2004. Focus Group Fundamentals (en línea). Ames, Iowa: Iowa State University Extension. Consultado 14 nov. 2006. Disponible en <http://www.extension.iastate.edu/Publications/PM1969B.pdf>
- Harvey, C; Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- Heyer, R.W; Donnelly, M.A; McDiarmid, R.W; Hayek, L.C; Foster, M.S. (eds). 1994. Medición y monitoreo de la diversidad biológica: métodos estandarizados para anfibios. Trad. E. Lavilla. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 364 p.
- Holdridge, L.R. 1978. Ecología Basada en Zonas de Vida. Serie Libros y Materiales. San José, CR. Educativos IICA No. 34.
- Infostat. 2007. InfoStat *Software* (en línea). Buenos Aires, AR. Consultado 5 oct. 2007. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>
- Köhler, G. 2003a. Reptiles de Centroamérica. Herpeton. Frankfurt. 367p.
- _____. 2003b. Anfibios y reptiles de Nicaragua. Herpeton. Frankfurt. 208p.
- _____; Quintana, A; Buitrago, F; Diethert, H. 2004. New and noteworthy records of amphibians and reptiles from Nicaragua. *Salamandra, Rheinbach* 40(1):15-24.
- Kubicki, B. 2004. Ranas de hoja de Costa Rica. INBio, CR. 117 p.
- Madriz, E. 2000. Focus groups in feminist research. Denzin, N. K.; Y. S. Lincoln. Eds. Handbook of qualitative research. p. 835-850.
- Larson, K; Grudens-Schuck, N; Lundy-Allen, B. 2004. Can You Call It a Focus Group? (en línea). Ames, Iowa: Iowa State University Extension. Consultado 14 nov. 2006. Disponible en <http://www.extension.iastate.edu/Publications/PM1969A.pdf>
- Leenders, T. 2001. A guide to amphibians and reptiles of Costa Rica. 305 p.
- Meyrat, A. 2000. Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. Protierra-MARENA-CBA. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Murgueitio, E. 2003. Impacto ambiental de la ganadería de leche en Colombia y alternativas de solución (en línea). *Livestock Research for Rural Development* 15(10). Consultado 5 nov. 2006. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd15/10/murg1510.htm>
- _____; Ibrahim, M. 2001. Agroforestería pecuaria para la reconversión de la ganadería en Latinoamérica (en línea). *Livestock Research for Rural Development* (13) 3 2001. Consultado 5 nov. 2006. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd13/3/murg133.htm>
- Naranjo, L. 2003. Sistemas agroforestales para la producción pecuaria y la conservación de la biodiversidad. In Sánchez, M.D.; Rosales, M. 2003. Agroforestería para la producción animal en América Latina-II. Estudio FAO Producción Animal, No.155. 34 p.
- Pagiola, S; Agostini, P; Gobbi, J; Deán, C; Ibrahim, M; Murgueitio, E; Ramírez, E; Rosales, M; Ruíz, J. 2004. Pago por Servicios de Conservación de la Biodiversidad en Paisajes Agropecuarios. Banco Mundial. 50 p.
- Plieninger, T; Wilbrand, C. 2001. Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agroforestry Systems* 51(1):23-34.
- Ryan, T; Philippi, T; Leiden, Y; Dorcas, M; Wigley, B; Gibbons, W. 2001. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management* 57(39):1-8.
- Ríos, N; Cárdenas, Y; Andrade, H; Ibrahim, M; Jiménez, F; Sancho, F; Ramírez, E; Reyes, B; Woo, A. 2007. Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 45:66-71.
- Rocha, L. 2002. Cambio en el uso de suelo y factores asociados a la degradación de pasturas en la cuenca del Río Bulbul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 84p.
- Sánchez-Merlos, D; Harvey, CA; Grijalva, A; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 53(3-4):387-414.
- Savage, J.M. 2002. The amphibians and reptiles of Costa Rica: a herpetofauna between two continents, between two seas. The University of Chicago Press.
- Soberón, J; Llorente, J. The Use of Species Accumulation Functions for the Prediction of Species Richness. *Conservation Biology* 7(3):480-488.
- Solórzano, A. 2004. Serpientes de Costa Rica. INBio, San José, CR. 792p.
- Useche, D.C. 2006. Restauración del paisaje a partir de la implementación de sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- Walsh, B. 1999. Diversidad de ecosistema. En MARENA (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales). Biodiversidad en Nicaragua: un estudio de país. Managua, NI. p. 144-182.

Conservación de bosques tropicales en fincas ganaderas privadas de Centroamérica

Estudio de caso: Matiguás, Nicaragua¹

D. Useche², C.A. Harvey³, F.DeClerck⁴

RESUMEN

La mayoría de parches de bosque en Centroamérica se encuentran bajo el sistema de propiedad privada. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue indagar cuáles son las razones existentes para mantener el bosque dentro de las fincas, señalar las estrategias que utilizan los finqueros para su protección y preguntar sobre el futuro de cada área boscosa dentro de las fincas ganaderas. Para este trabajo se utilizó como estudio de caso el municipio de Matiguás, Nicaragua, por ser un paisaje representativo de otras zonas ganaderas de Centroamérica. Los resultados señalaron que actualmente hay más bosque en el paisaje ya que se disminuyó la tala, principalmente para proteger el recurso hídrico. A su vez, los beneficios de obtener madera de los bosques fueron otra razón por la cual los finqueros protegieron los fragmentos remanentes. No obstante, el pago por servicios ambientales sobresalió como incentivo hacia la conservación, pero a su vez, figuró como un condicionante para asegurar la protección del bosque. Estos resultados también se han encontrado en otras partes de Nicaragua y Costa Rica, por lo tanto, debe potenciarse la conservación de los bosques riparios en Centroamérica que ya son valorados por los finqueros y a su vez analizar el impacto socioeconómico del pago por servicios ambientales.

Palabras claves: áreas protegidas, biodiversidad, bosques, conservación, deforestación, fincas privadas, paisajes rurales, servicios ecosistémicos

ABSTRACT

Most of forest patches in Central America are on private property. Therefore the objective of this investigation was to investigate the reasons of maintaining forest inside this kind of properties, to point out the strategies that farmers use for its protection and to ask on the future of each forest area inside the cattle farms. We used Matiguás, Nicaragua as the site for this case study because it is representative of other Central America cattle areas. The results point out that at the moment there is more forest in the landscape since it has diminished the pruning mainly for the protection of the water resource. In turn, the benefits of obtaining wood from the forests was another reason for which farmer protect the forest fragments. Nevertheless, payment for environmental services was mentioned as the most interesting motivation for conservation, but in turn, has also become a precondition for ensuring forest conservation. Similar results have been found in other parts of Nicaragua and Costa Rica, suggesting that the conservation of riparian forests should be prioritized because of the value placed on these forests by Central American farmers. However additional research is needed to analyze the socioeconomic impact of payment for ecosystem services.

Keywords: biodiversity, conservation, deforestation, ecosystem services, forests, protected areas, private areas, rural landscapes

INTRODUCCIÓN

La creación de áreas protegidas ha sido considerada como el método más simple e importante para conservar la biodiversidad a nivel global (Wells 1992). Sin embargo, en Centroamérica, como en otras regiones tropicales, las áreas protegidas actuales no cubren la totalidad de los ecosistemas que deberían ser protegidos. Por ejemplo, en Guatemala, el 1,9% de la selva tropical lluviosa está dentro del sistema de áreas pro-

tegidas de ese país, mientras que únicamente el 0,05% del bioma de selva subtropical húmeda está protegido (Castro y De León 2004). No obstante, ni siquiera el estar dentro del sistema de áreas protegidas asegura la protección de diferentes ecosistemas tropicales. Pérez y McCrary (2003) señalan que las áreas protegidas del pacífico de Nicaragua están desprotegidas y son degradadas por la ampliación de la frontera agrícola.

¹ Basado en Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² M.Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: duseche@catie.ac.cr

³ Global Change and Ecosystem Services, Conservation International. Correo electrónico charvey@conservation.org

⁴ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: fdeclerck@catie.ac.cr

La degradación dentro de las áreas protegidas en Centroamérica, como en otras regiones del mundo, ha hecho que varios autores hayan declarado que la creación de áreas protegidas gubernamentales puede que sea la estrategia que mayor beneficio aporte a la conservación de la biodiversidad a escala global, pero a escala local o regional no es viable, no sólo por el alto costo económico que esto genera (establecimiento, mantenimiento, entre otros), sino por los costos sociales que implica la creación de una área bajo preservación absoluta (Wells 1992, Alcorn 1993, Kremen *et al.* 2000), en lugares donde las poblaciones humanas usan y viven de los bienes y servicios derivados de los bosques tropicales. En países centroamericanos, tales como El Salvador y Guatemala, donde más del 80% de la población utiliza la leña para las necesidades energéticas domésticas e industriales (FAO 2002), la protección absoluta de fragmentos de bosques no es una estrategia de conservación sostenible a largo plazo.

Además, si se tiene en cuenta que únicamente el 20% de los bosques del centro y del norte de América están bajo el régimen de área protegida (FAO 2002), lo cual significa que gran parte de los fragmentos de bosques centroamericanos remanentes se encuentran inmersos en paisajes en su mayoría agropecuarios, donde la propiedad de la tierra es privada. Por lo tanto, es necesario el diseño de estrategias para la conservación de los bosques en paisajes rurales donde predominan las leyes de propiedad privada (manejo autoritario del territorio), las cuales han hecho que este tipo de propiedad no haya sido catalogada o aceptada por los conservacionistas como una alternativa para la ubicación de áreas para la conservación de la biodiversidad a largo plazo (Daily y Walter 2000). Por ende, el reto actual de los conservacionistas es el de romper con el dualismo de área de conservación (área pública) y de producción (área privada) (Norton 2000). Las estrategias de conservación deben encontrar la manera de generar programas en áreas privadas, que es el tipo de propiedad que prevalece tanto en Centroamérica como en el resto de Latinoamérica, y que es usado indiscriminadamente por la fauna y la flora (Knight 1999).

Por esto, es necesario indagar las razones de mantener o aumentar el área de bosque en paisajes rurales centroamericanos, puesto que el identificar los factores que llevan a la conservación de áreas naturales en propiedad privada de uso agropecuario, podría ser la clave para lograr una estrategia de conservación y uso sostenible de los bosques a largo plazo sin que se produzcan costos

sociales y económicos que lleven a desistir el programa. De esta manera, se hace necesario explorar las causas que llevaron a un cambio de uso del suelo, las razones del por qué se mantienen los fragmentos de bosque en fincas de producción agropecuaria de carácter extensivo, si existe o no un interés por aumentar el área de bosque dentro de la propiedad privada y si existe un aliciente para proteger los bosques. Además, indagar las medidas de protección que los propietarios consideren óptimas y factibles de realizar desde su percepción. También, es necesario preguntar sobre el futuro del bosque en la propiedad privada porque es ahí donde cae el mayor escepticismo hacia la elaboración de una estrategia de conservación donde prevalecen los privilegios de este tipo de propiedad.

Por esto, se llevó a cabo un estudio de caso en un paisaje agropecuario típico centroamericano en el municipio de Matiguás, Nicaragua. El paisaje de Matiguás tiene características ideales para ser estudiado y ser utilizado como análisis de paisajes centroamericanos por su historia de uso del suelo y su estructura actual, la cual es semejante a varios territorios en otras partes de Nicaragua (ej. Belén: Sánchez *et al.* 2004, Muy Muy: Esquivel 2005), Costa Rica (ej. Esparza Zamora 2006), Honduras (Subcuenca del río Copán: Richers 2007), Guatemala (Dolores: Rodas com.pers.) y Panamá (Santa Fe de Darien: Samaniego com.pers.), entre otros.

Los objetivos de esta investigación fueron identificar las razones de cambio de uso del suelo (deforestación y reforestación) en Matiguás, identificar las razones por las cuales los propietarios tienen bosque dentro de las fincas, señalar el interés de aumentar y/o mantener el área de bosque dentro de cada propiedad y las medidas que los finqueros consideran para la protección de parches de bosque, y señalar la decisión de los finqueros hacia el futuro de cada bosque.

MATERIALES Y MÉTODOS

El municipio de Matiguás se ubica a unos 250 km al norte de Managua, en el departamento de Matagalpa, y posee una extensión de aproximadamente 1.335 km². Su población es de unos 39.000 habitantes, con un alto porcentaje de población rural (> 80%) y una densidad de 29 habitantes por km². La cabecera municipal cuenta con 8.000 habitantes (LEAD-FAO 2006).

La cuenca baja del río Bulbul, en el municipio de Matiguás, se encuentra ubicada entre las coordenadas 85°27' latitud norte y 12°50' longitud oeste. Sus prin-

cipales características biofísicas son una altitud entre 200 y 300 msnm, una temperatura media anual de 27 °C y una precipitación media anual de 1.800 a 2.000 mm (Inifom 2005). La zona presenta una topografía fuertemente ondulada con pendientes que van desde un 30 hasta un 50% y con predominancia de suelos arcillosos (LEAD-FAO 2006).

La principal actividad económica de la zona la constituye la ganadería, la cual representa la principal fuente de empleo y de recursos para sus habitantes. La ganadería en la zona ocupa sistemas de producción de doble propósito de leche y carne que tienen bajas inversiones de capital y de trabajo por unidad de área. Las prácticas productivas se basan en la alimentación del ganado con pastos naturales de baja calidad y con muy poco uso de forrajes cultivados o comprados. El manejo de las pasturas se hace con uso frecuente del fuego y se les somete a sobrepastoreo durante la época seca (LEAD-FAO 2006).

Estructuralmente, el paisaje de la cuenca baja del río Bulbul comprende un área de 10.000 ha. El 70% del paisaje se caracteriza por pasturas abiertas y arboladas,

tan sólo el 10% está bajo cobertura boscosa. Dentro del paisaje se encuentran 141 parches de bosques, de estos el 12% son riparios, los cuales fluctúan entre 1 ha y 87 ha. El 82% de los fragmentos de bosque son menores a 10 ha y solo el 2% de los bosques tienen más de 50 ha (Useche 2007). A pesar de que los bosques de Matiguás están dominados por especies arbóreas generalistas (Zamora com. pers.) mantienen una alta complejidad estructural, así como algunas especies amenazadas de Nicaragua (individuos *Garcia nutans*), retienen especies típicas del ecosistema original (ej. *Brosimum alicastrum* y *Guarea grandiflora*) y albergan individuos remanentes de bosque primario, tales como, *Anacardium excelsum* y *Albizia saman*. Estas dos especies son retenidas en los bosques principalmente porque no son consideradas especies maderables, por lo tanto no tienen ningún interés para los finqueros (Martínez 2003) y porque son apreciadas para la protección de fuentes de agua (obs. pers.).

Levantamiento de información

A cada uno de los dueños de las fincas (22 personas) que eran aledañas a todos los parches de bosque mayores a 10 ha en la cuenca baja del río Bulbul, Matiguás, se les realizó una entrevista con el objetivo de identificar la factibilidad



Productor ganadero de la zona de Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP

de preservar el fragmento de bosque ubicado en cada una de sus propiedades. También, se indagó sobre qué percepción existe del cambio del paisaje y/o el territorio, el por qué los fragmentos de bosque son aún mantenidos en las fincas, qué beneficios trae tener este tipo de hábitat, qué limitaciones conlleva, el interés de protegerlo y las maneras de hacerlo y por último, distinguir el futuro de ese bosque para así determinar si permanecerá en el tiempo o será transformado a otro tipo de uso.

Las entrevistas fueron de tipo semiestructurado (Fontana y Frey 2000) con preguntas abiertas para lograr diálogos flexibles. Antes de cada entrevista se explicaron claramente los objetivos de la investigación, del análisis y del manejo de la información recopilada, haciendo énfasis en la confidencialidad de los datos suministrados. Cada entrevista consistía en 13 preguntas y todo fue registrado en apuntes. Todas las preguntas de la entrevista y sus respuestas correspondientes fueron introducidas en una base de datos y se les aplicó estadística descriptiva, con lo cual se identificaron las frecuencias de las respuestas dadas por cada uno de los individuos entrevistados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cambio de paisaje

Todos los finqueros entrevistados indicaron que el paisaje o el territorio donde vivían había cambiado a lo largo del tiempo. Veinte de las 22 personas entrevistadas hicieron referencia a la época de la guerra y posguerra en Matiguás y Nicaragua como el periodo en el cual la cuenca del río Bulbul había sido transformada, señalando específicamente que para ese tiempo “todo estaba despalado”, afirmó un finquero entrevistado. La necesidad de madera y tierra para las pasturas fueron las principales razones que dieron los entrevistados por las cuales se dio la tala de bosques en esta zona de Nicaragua, durante esa época.

El vínculo entre los procesos socioeconómicos y ambientales en Matiguás se evidencia al comparar los procesos de cambio de uso del suelo y las condiciones sociopolíticas de Matiguás y Nicaragua a lo largo del tiempo. De acuerdo con Rocha (2002), es en la década de los setenta cuando se dan los mayores procesos de deforestación en el paisaje matiguaseño y paralelamente, es también en esta época cuando Nicaragua sufre cambios drásticos a nivel político, económico y social.

En dicha década creció la oposición al gobierno y tras la revolución sandinista en 1979, el nuevo gobierno ela-

boró un programa de nacionalización de tierras dentro de la nueva reforma agraria. La reforma afectó a los principales terratenientes de Matiguás ya que el 30% de la superficie total de las fincas del municipio, en donde el territorio fue deficientemente explotado, cambió de propietario (LEAD-FAO 2006) y gracias a la ampliación y abaratamiento del crédito para la producción agropecuaria hectáreas de bosque húmedo tropical fueron transformadas en pasturas para la producción de leche, el cual es el sistema productivo tradicional de la zona.

Además, la guerra que se desató en Nicaragua en los años posteriores a la revolución tomó a Matiguás como área de conflicto, esto afectó seriamente la capacidad productiva en la zona (LEAD-FAO 2006). También, se generó una fuerte escasez de mano de obra, de tal manera que la ganadería se volvió más extensiva (LEAD-FAO 2006). Por último, el gobierno nacional de la posguerra realizó un programa de devolución de tierras y los nuevos ocupantes de Matiguás no tenían el capital para trabajarlas intensivamente, por lo que ellos también reprodujeron el sistema ganadero extensivo (LEAD-FAO 2006).

La extensión de tierras para el sistema ganadero en Matiguás, consecuencia de los cambios políticos, sociales y económicos que sufrió esta región durante y después de la guerra, llevó a que a principios del siglo XXI el paisaje de Matiguás tan sólo mantuviera el 7% de la cobertura boscosa, cuando en los años sesenta era de un 31% (Rocha 2002). Estos cambios en la cobertura del suelo de la cuenca del río Bulbul, en Matiguás, derivados de las condiciones sociopolíticas y económicas de Nicaragua concuerdan con Schelhas (1996), quien indica que los valores de conservación casi siempre se caen durante periodos de transición cultural. De igual manera, cambios en la demografía y en las condiciones económicas, sociales, culturales y políticas cambian los usos del suelo considerablemente (Schelhas 1996).

Todos los finqueros entrevistados para esta investigación consideraron que actualmente hay más bosque en el paisaje. Entre las personas entrevistadas 14 señalaron que las razones por las cuales existe más bosque es porque se disminuyó la tala (nueve personas) y se permitió que estos crecieran (cinco personas). Los procesos de tala se restringieron por los problemas de escasez de agua que se desarrollaron, lo cual afectó considerablemente a la producción ganadera. Sobre este aspecto, un finquero entrevistado señaló: “la gente fue sembrando árboles porque el verano se volvió muy fuerte, tocaba

traer agua del río viejo para el ganado, el cual está bien largo. Los terneros eran los más afectados, se lastimaban y se partían los huesos con las caminatas por agua, realmente fue un tiempo muy duro”.

Por otro lado, siete de las 22 personas entrevistadas mencionaron que gracias al Pago por Servicios Ambientales (PSA) del proyecto Enfoques Silvopastoriles para la Conservación de Ecosistemas, los bosques se mantienen y se ha detenido la tala⁵. Zamora (2006) encontró que el PSA gestionado por este proyecto, en Costa Rica resultó ser un mecanismo que mantuvo constantes las áreas de hábitats naturales más importantes para la conservación de la biodiversidad, tales como bosques secundarios y bosques riparios. Además, promovió la transformación de sistemas de producción ganadera extensivos, como las pasturas naturales sin árboles, a sistemas silvopastoriles con alta densidad de árboles.

De igual manera, existen otros ejemplos en Costa Rica donde el PSA también ha sido implementado para frenar las tasas de deforestación. Antes de implementarse el PSA en este país, durante la década de los noventa como una manera para conservar los bosques naturales, la deforestación representaba el 3% anual del área de bosques (Araya 1998). Luego de que se estableció el PSA la tasa de deforestación estimada ha decrecido a un 1% (CCAD 1998), por lo tanto, al parecer los finqueros centroamericanos que han recibido este pago reaccionaron positivamente, liberando áreas de bosque para la conservación.

Razones para tener bosque en las fincas ganaderas

La razón por la cual los finqueros de Matiguás conservan los bosques dentro de sus fincas se debe principalmente a los beneficios que estos generan a la finca y a la producción. La mayoría de las personas (18) perciben varios beneficios provenientes de los bosques, algunos privilegios dados por estos son la madera, la sombra y el alimento para el ganado, principalmente en época de verano (Cuadro 1). No obstante, hubo 22 respuestas asociadas al ambiente, referentes a los servicios de protección de cuerpos de agua, un clima más fresco y una fuente de alimento para aves.

Al igual que en Matiguás, en la Región Atlántica de Nicaragua las áreas de bosque también son utilizadas como áreas de conservación para fuentes de agua (Altamirano 2002). Es común, en un 78% de los

casos, conservar el bosque alrededor de las quebradas y riachuelos porque sirven como fuentes de agua para consumo en esta región oriental de Nicaragua (Altamirano 2002). En otros países centroamericanos como Costa Rica, los finqueros también dejan bosques a lo largo de cuerpos de agua y en altas pendientes para la protección de cuencas hidrográficas y la gran mayoría retiene parches de bosque para alcanzar subsistencia futura de madera y leña (Schelhas 1996).

Cuadro 1. Razones dadas por las 22 personas entrevistadas para mantener parches de bosque húmedo tropical dentro de sus fincas ganaderas en Matiguás, Nicaragua

Razones	No. de respuesta
Madera	13
Cuerpos de agua	11
Clima más fresco	7
Sombra	6
Alimento para ganado	4
Alimento para aves	4

Del mismo modo, en la Región Atlántica de Nicaragua el 88% de las personas valoran el bosque dentro de sus fincas ligado a si posee o no especies arbóreas maderables (Altamirano 2002). Por lo tanto, al igual que en Matiguás, la percepción de valor de los bosques está muy relacionada al retorno económico que se reciba de estos y dado que son pocos los beneficios que se obtienen o se perciben, se sigue dejando a un lado al bosque como parte del sistema productivo de la finca.

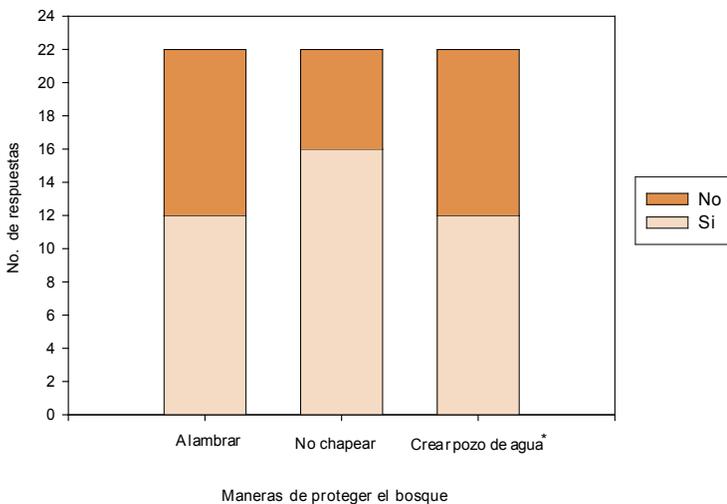
En las fincas no existe un manejo de bosque por parte del productor. Desde el punto de vista financiero, en términos de presupuesto de fincas, la expansión de áreas para pastoreo no significa un manejo desfavorable sino una alternativa para mejorar sus ingresos (Altamirano 2002). Esto demuestra que las fincas en el área de Matiguás no están aplicando las alternativas de producción sostenible que las instituciones y los diferentes proyectos han promovido. De acuerdo con Ramírez (2007), los productores de Matiguás reconocen la importancia de la conservación de los recursos naturales, sin embargo, no la manifiestan dentro de las decisiones del manejo y diseño de sus fincas.

⁵ Este proyecto consistió en pagar en efectivo a los productores para que conservaran y/o establecieran en sus fincas importantes áreas con cobertura arbórea que brindaran servicios ambientales como conservación de biodiversidad y fijación de carbono (Lead 2004).

Interés en mantener y/o aumentar el área de bosque dentro de la finca para protegerlo

De las 22 personas entrevistadas dueñas de fragmentos de bosque húmedo tropical en el paisaje ganadero, 16 señalaron su interés en aumentar las áreas de bosque de sus fincas por los beneficios percibidos nombrados anteriormente (Cuadro 1). No obstante, seis personas no incrementarían sus áreas de bosque. La necesidad de tierra para pastura (ganadería) fue la respuesta unánime de este grupo.

A pesar de esto, todos los finqueros entrevistados estarían dispuestos a proteger el bosque de distintas maneras (Figura 1), por ejemplo, al no chapear o socolar, esta fue la respuesta donde más personas estuvieron de acuerdo para no perturbar los fragmentos de bosque, mientras que con las estrategias de alambrar y/o crear un pozo de agua para no permitir la entrada del ganado al bosque, las personas entrevistadas estuvieron divididas en un 50%. De las 12 personas que estarían dispuestas a crear un pozo o laguna de agua para el ganado lo harían si el procedimiento fuera financiado económicamente, puesto que la excavación implica un gran costo monetario.



* Depende de financiamiento monetario

Figura 1. Disposición a alambrar, no socolar y/o crear un pozo de agua como medidas de protección de los fragmentos de bosque húmedo tropical, en 22 fincas ganaderas de Matiguás, Nicaragua.

Además, los propietarios expresaron maneras propias de proteger el bosque, entre ellas, evitando la quema, puesto que los finqueros reconocen el daño que ocasiona este tipo de disturbio en la regeneración natural del bosque; evitando la extracción de madera y leña y la

tala rasa para sembrar pasto (Cuadro 2). Por otra parte, cuatro finqueros entrevistados señalaron el factor financiero, es decir, recibir un pago, como una medida eficaz para proteger el bosque.

Cuadro 2. Medidas de protección dadas por los 22 finqueros entrevistados para proteger fragmentos de bosque dentro de sus propiedades en Matiguás, Nicaragua

Razones	No. de respuesta
Evitando la quema	15
Evitando la tala	10
Cercándolo	7
Recibiendo dinero	4

En la Región Atlántica de Nicaragua, Altamirano (2002) encontró que el 87% de los productores también utilizan las barreras contra fuego como medidas de control para la protección de los bosques. Igualmente, Altamirano (2002) distinguió que los productores mantendrían el bosque bajo el supuesto de la llegada de un proyecto de PSA, de esa manera se abstendrían de tumbarlo. Por lo tanto, que los productores de Matiguás (Región Central de Nicaragua) y productores de la Región Atlántica de este mismo país tengan una idea tan arraigada de recibir un pago por la protección de los bosques implica que este incentivo ha sido difundido por toda la nación nicaragüense, lo cual aunque puede ser una ventaja, puesto que hay interés de proteger el bosque, puede ser un conflicto si éste no se lleva a cabo.

Es importante resaltar que los productores de Matiguás tienen su propia percepción de medidas para proteger los bosques en sus predios, por tanto si se realiza una negociación directa y se mejora la comunicación y participación con los propietarios de los bosques, esto puede convertirse en la puerta de entrada para restablecer la confianza y el compromiso de cada dueño con su predio y con los demás. Por ejemplo, en Costa Rica los bosques de las fincas de Talamanca fueron incorporados como componente productivo manejado por la familia mediante la implementación de un plan de manejo forestal (Mora 1996). El éxito de incluir un componente forestal dentro de las fincas productivas se debe a la generación de motivación, compromiso e interés ambiental de cada productor hacia sus recursos naturales ligado al bienestar de su familia y al del resto de comunidad (Van Dam y Hetteema 1988).

Futuro del bosque

De las personas entrevistadas 15 indicaron que dentro de un plazo de 10 años mantendrían el bosque dentro de sus propiedades. Dos personas reconocieron que el área boscosa de su finca desaparecería en los próximos años ya que la necesidad de pasturas para el ganado hace que este tipo de cobertura se vea amenazada, cabe resaltar que dichas personas reciben PSA.

Aunque en Nicaragua existe una prohibición de cambio de uso de las tierras cubiertas con bosque, salvo para proyectos de interés nacional (Art. 53 Reglamento Forestal), los productores de Matiguás siguen cambiando el uso del suelo de sus fincas libremente de acuerdo a lo que más les convenga, pese a que es contra la ley. Lo mismo sucede en la Región Atlántica de Nicaragua, donde el 48% de los finqueros asegura que desaparecerá el bosque dentro de su propiedad por la necesidad de ampliar sus áreas agropecuarias (Altamirano 2002). También, en fincas ganaderas aledañas a la cuenca del río Bulbul se denotó durante esta investigación la tala de bosques, con el fin de expandir tierras para pastura (obs. pers.) y esta posición de los productores ante el uso del recurso forestal demuestra que no sólo están tomando decisiones por encima de la ley, sino que también muestra que los mecanismos de control y regulación por parte de las instituciones



Entrevista con los productores de la zona de Matiguás, Nicaragua.
Foto: BNPP

encargadas del manejo de los recursos naturales no ha presentado una verdadera presencia en la zona.

CONCLUSIONES

La composición y la estructura actual del paisaje de Matiguás es respuesta de los factores sociales, políticos y económicos que se desarrollaron en estas áreas en épocas anteriores, en especial en el periodo de guerra y posguerra que sufrió Nicaragua. A pesar de esto, el paisaje es actualmente lo que es, no sólo por la historia social de Nicaragua, sino que también por factores sociales y ecológicos actuales de los habitantes del paisaje. Los habitantes son quienes deciden el tipo de uso del suelo en sus fincas por encima de la ley. Sin embargo, son los bosques riparios y los bosques protectores de nacimientos o cuerpos de agua los más valorados por los finqueros, al igual que en otras partes de Centroamérica.

Los dueños de las fincas en Matiguás, así como los de otras regiones centroamericanas, han disminuido la tala de los bosques tropicales principalmente por los problemas de escasez de agua. Es por esto, que los mismos finqueros han conservado bajo su propia iniciativa los bosques riparios o aquellos que estén relacionados con el recurso hídrico. Esta iniciativa propia de los finqueros tanto de Nicaragua como de Costa Rica, entre otros, debería potenciarse para así desarrollar acciones de conservación hacia los bosques riparios, puesto que ya tienen una aceptación y un valor para los productores.

Además, dado que los finqueros de distintas partes de Nicaragua han percibido que es la quema el factor que más perturba a los bosques, se deben potencializar las diferentes estrategias que los dueños de las fincas consideran óptimas y viables para la conservación de los bosques tropicales, tanto en Nicaragua como en el resto de Centroamérica. Por ende, hay que buscar diversos métodos para evitar la quema de pasturas y así impedir la entrada del fuego a las áreas boscosas.

El tema de incentivos económicos, tales como el PSA, fue una respuesta constante a lo largo del cuestionario realizado a los finqueros de Matiguás con respecto a la protección de parches de bosque. Sin embargo, no sólo los nicaragüenses, sino que también los costarricenses y otros centroamericanos perciben un efecto positivo en el pago, no obstante, éste debe ser visto como un incentivo más, no como un condicionante, y deben elaborarse estudios sobre el impacto social, económico y ecológico del PSA para la conservación de fragmentos de bosque, evitando que se convierta en un incentivo perverso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Banco Mundial y el CATIE, como parte de la elaboración del proyecto *The Impact of Improved Cattle Production Practices on Biodiversity in Central America*.

Los autores desean agradecer a Isabel Gutiérrez por sus aportes en esta investigación y a Nitlapan por su apoyo en el campo. Además, dan las gracias a los revisores y editores de la revista por sus comentarios y sugerencias.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alcorn, JB. 1993. Indigenous peoples and conservation. *Conservation Biology* 7(2):424-426.
- Altamirano, MA. 2002. Actitudes, conocimientos, manejo de finca y percepción de los campesinos hacia el uso del recurso bosque en comunidades aledañas a la Gran Reserva Biológica Indio-maíz, El Castillo, Río San Juan, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 139 p.
- Castro, F; De León, F. 2004. Informe Nacional de Áreas Protegidas de Guatemala. Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP). Presidencia de la República, Guatemala. Ciudad de Guatemala, GT. 37 p.
- Daily, GC; Walter, BH. 2000. Seeking the great transition. *Nature* 403:243-245.
- Esquivel, MJ. 2005. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 142 p.
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2002. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2000. Informe Principal. 140 p.
- Fontana, A; Frey, JH. 2000. The interview: from structured questions to negotiated text. In Denzin, NK; Lincoln, YS (eds). *Handbook of Qualitative Research*. Segunda edición. Thousand Oaks, California: Sage. p. 645-672.
- Inifom. Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal. 2005. Municipio de Matiguás (en línea). Consultado 20 oct. 2005. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/>
- Knight, RL. 1999. Private Lands: The Neglected Geography. *Conservation Biology* 13(2):223-224.
- Kremen, C; Niles, JO; Dalton, MG; Daily, GC; Ehrlich, PR; Fay, JP; Grewal, D; Guillery, RP. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* 288(5472):1828-1832.
- LEAD-FAO. 2006. Principales raíces de la cultura agraria local en la historia de Nicaragua (en línea). Consultado 10 sept. 2006. Disponible en <http://www.virtualcentre.org/silvopastoral/social/nicaragua.htm>
- Maldidier, C; Marchetti, P. 1996. Campesino-finquero y el potencial económico del campesinado nicaragüense. Tomo I. UCA-Nitlapan. Managua, NI. 147 p.
- Martínez, JL. 2003. Conocimiento local de productores ganaderos sobre cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 176 p.
- Mora, L. 1996. Evaluación de una finca ganadera que ha adoptado el manejo del bosque como actividad productiva complementaria: un estudio de caso en San Rafael de Bordón, Baja Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 161 p.
- Norton, DA. 2000. Conservation biology and Private land: shifting the focus. *Conservation Biology* 14(5):1221-1223.
- Pérez, AM; McCrary, JK. 2003. Tropical forestry issues: an ecological networks proposal to benefit the forests and farmers of Nicaragua's Pacific slope. *Ecoforestry* 20:24.
- Ramírez, LR. 2007. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 197 p.
- Richers, BZ. 2007. Factores que influyen en el diseño, implementación y manejo de sistemas silvopastoriles con características que favorezcan la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 172 p.
- Rocha, LR. 2002. Cambio en el uso del suelo y factores asociados a la degradación de pasturas en la Cuenca del Río Bulbul, Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 99 p.
- Sánchez, D; López, M; Medina, A; Gómez, R; Harvey, CA; Vilches, S; Hernández, B; López, F; Joya, M; Sinclair, FL; Kunth, S. 2004. Importancia ecológica y socioeconómica de la cobertura arbórea en un paisaje fragmentado de bosque seco de Belén, Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 36(68):7-12.
- Schelhas, J. 1996. Schelhas, J., Greenberg, R. (eds). *Forest patches in tropical Landscapes*. Washington, USA.
- Thomas, RC; Kirby, KJ; Reid, CM. 1997. The conservation of a fragmented ecosystem with in a cultural landscape-the case of ancient woodland in England. *Biological conservation* 82:243-252.
- Useche, DC. 2007. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la restauración y conservación de la biodiversidad en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- Van Dam, C; Hettema, A. 1988. Proyecto comunal de reforestación. Una propuesta metodológica para que la comunidad campesina planifique y evalúe su propio desarrollo. FAO-Holanda-Infor. Lima, PR. 166 p.
- Wells, M. 1992. Biodiversity conservation, affluence and poverty: mismatched costs and benefits and efforts to remedy them. *Ambio* 21(3):237-243.
- Zamora, SE. 2006. Efecto de los pagos por servicios ambientales en la estructura, composición, conectividad y el stock de carbono presente en el paisaje ganadero de Esparza, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 245 p.

Avances de Investigación

Implicaciones sociales, económicas y ecológicas para la implementación de sistemas silvopastoriles como estrategia para la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos tropicales

D. Useche¹, C.A. Harvey², F. DeClerck³

RESUMEN

Los objetivos de este estudio fueron determinar las percepciones que los finqueros, que usan las cercas vivas y los árboles dispersos en sus fincas, tienen sobre la fauna silvestre e identificar las razones por las cuales los dueños de las parcelas implementan estos sistemas. Para lograr los objetivos se llevó a cabo una entrevista semiestructurada a 30 finqueros de Matiguás, Nicaragua. A partir de estas entrevistas se identificó que los finqueros consideran que la fauna es importante principalmente por la belleza escénica que aporta, mientras que otros entrevistados señalaron que las cercas vivas y los árboles en los potreros sirven como fuente de alimento, sitios de protección, descanso, corredores y hábitat para la fauna silvestre. Todos los entrevistados están dispuestos a implementar cercas vivas para mejorar la conectividad del paisaje. Sin embargo, algunos finqueros no permitirían más árboles dentro de sus potreros porque consideran que disminuye el crecimiento del pasto. Por lo tanto, una estrategia de conservación debe ir dirigida hacia mejorar las cercas vivas para potenciarlas como corredores, mientras que para lograr la siembra de árboles en potreros es necesario ligarlo con una estrategia de pastos mejorados.

Palabras claves: adopción, árboles dispersos, capacitación, cercas vivas, fauna silvestre, incentivos, percepción, restricciones, servicios ecosistémicos

ABSTRACT

The objective of this study was to identify farmer's perceptions on wildlife that use live fences and isolated trees in their properties and to identify the reasons that farmers implement these systems. We used a semi-structured interview method with 30 farmers in Matiguás, Nicaragua. Twenty two people considered that the wildlife are important for the scenic beauty they represent, 28 interviewees pointed out that the live fences and the isolated trees in pastures serve as a food source, protection, resting place, corridors and habitat for wild fauna. All the interviewees were willing to implement live fences to improve landscape connectivity, however 11 people would not permit increased density of isolated trees because it diminishes the grass growth. A conservation strategy should be directed towards improving the potential of live fences to serve as corridors. In contrast, in order to increase farmers acceptance of increasing tree density in pastures, additional research must be conducted tying tree diversity and density to pasture productivity.

Keywords: adoption, ecosystem services, incentives, isolated trees, live fences, perception, restrictions, training, wildlife

INTRODUCCIÓN

La mayoría de la biodiversidad silvestre que aún habita en los trópicos se encuentra dentro de paisajes rurales (Harvey *et al.* 2005). Por lo tanto, uno de los grandes retos es desarrollar estrategias para obtener productos agropecuarios amigables con la biodiversidad, sin que se arriesgue la producción y el bienestar de la familia (McNeely y Scherr 2003). Además, se deben dirigir investigaciones para proteger la fauna y la flora silvestre

y los procesos y servicios ecosistémicos ya que los individuos y demás seres vivientes necesitan de ellos para sobrevivir. Es por esto que los proyectos para convertir los sistemas productivos en alternativas más amigables con la biodiversidad deben ir de la mano con estrategias de conservación en paisajes rurales tropicales.

Para que la formulación de una estrategia de desarrollo rural amigable con la biodiversidad sea sostenible

¹ M. Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, Turrialba, CR, CATIE. Correo electrónico: dcuseche@gmail.com (autor para correspondencia).

² Conservation International. Correo electrónico: c.harvey@conservation.org

³ División de Investigación y Desarrollo, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: fdeclerck@catie.ac.cr

a largo plazo, debe tenerse en cuenta el conocimiento y las percepciones de los habitantes del paisaje sobre la fauna silvestre que habita en la zona, la estrategia de producción que se está proponiendo, las diferentes condiciones que necesitan los finqueros para adoptar ciertas prácticas amigables o agroecológicas y sondear el interés de los finqueros en diseñar y manejar estas prácticas con fines conservacionistas.

Una de las prácticas agropecuarias desarrolladas con fines conservacionistas han sido los sistemas silvopastoriles (SSP). Los SSP son alternativas agroforestales que combinan la producción animal con el uso de árboles en diferentes arreglos para mejorar la rentabilidad del sistema y evitar la degradación de los recursos naturales (Ibrahim *et al.* 2005). Se han realizado diversos estudios sobre el conocimiento local que los ganaderos tienen acerca de los SSP en paisajes pecuarios tropicales. En estos estudios, se evaluó la cobertura arbórea, las interacciones con componentes del sistema y principalmente el uso de especies forrajeras en la alimentación animal. El enfoque de estas evaluaciones se dirigió a determinar cómo los productores perciben las interacciones de la cobertura arbórea con los componentes de la finca, el uso de árboles forrajeros en la alimentación del ganado, la variación en la calidad del forraje y cuál es el empleo que se le da a los productos arbóreos como por ejemplo, los frutos, la madera, la leña, los postes, entre otros (Thorne *et al.* 1999, Cajas Giron y Sinclair 2001).

A pesar de las múltiples investigaciones en el uso y manejo de los SSP hace falta información sobre las razones del por qué los finqueros han adoptado estas prácticas agropecuarias. No hay una indagación sobre las diferentes razones (culturales, ecológicas, entre otras), que pueden existir detrás de esta implementación. Algunas conclusiones de estudios de conocimiento local señalan que las razones de adopción son meramente económicas (Zamora *et al.* 2001, Villanueva *et al.* 2003). No obstante, es conocido que la racionalidad campesina no sólo se enfoca en estos aspectos (Gómez 2000). Es por esto que hace falta inspeccionar ¿qué factores inciden en la implementación de estos sistemas dentro de las fincas?, ¿dónde colocan los sistemas? y si ¿existe alguna racionalidad en la ubicación espacial de estos elementos?

Varias investigaciones demuestran que las cercas vivas, práctica silvopastoril común en paisajes ganaderos centroamericanos, conforman corredores biológicos a escala de paisaje y de acuerdo con Harvey *et al.* (2005) y Useche (2007), un alto porcentaje de las cercas vivas están directamente conectadas a parches de bosque. Sin embargo, se desconoce si existe alguna razón por la cual se dé esta conexión, de igual manera, se ignora si hay alguna característica espacial, productiva, ecológica, cultural, entre otras, que provoque el vínculo.



La autora frente a un parche de bosque en la zona de Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP

Otras características, como el uso y la selección de las especies arbóreas que los ganaderos utilizan para la implementación de los SSP en sus fincas centro-americanas también necesitan ser exploradas. Estas particularidades en la composición florística son factores trascendentales que influyen en la dinámica y la funcionalidad del paisaje (Guevara *et al.* 1998, Harvey *et al.* 2005). Por lo tanto, para generar estrategias que conserven la biodiversidad existente en estos paisajes, es necesario planificar la estructura y composición de las pasturas que conforman los sistemas ganaderos, logrando así potenciar y mantener los procesos ecológicos presentes en dichos paisajes. Por ende, es necesario indagar sobre el por qué de la selección de las especies arbóreas que más utilizan los finqueros para la implementación de cercas vivas y árboles dispersos en potreros, puesto que son los SSP más acogidos y los que más contribuyen en la conservación de la fauna y la flora de los paisajes.

Por otro lado, aún hay más vacíos de información con respecto al conocimiento local o la percepción de los finqueros hacia la fauna silvestre que usa los SSP y/o que habita en el paisaje. También, se desconoce cómo perciben los finqueros la fauna que habita en el paisaje y cómo distinguen el movimiento y la abundancia de animales silvestres en él. Los paisajes rurales son una combinación entre relictos de hábitats naturales donde predominan los cultivos o las prácticas agropecuarias (Etter 1991). Por lo tanto, saber por dónde se mueven y dónde habitan es una señal de que los finqueros reconocen la existencia de la fauna silvestre dentro de su territorio, y son conscientes de los procesos de desplazamiento que tienen lugar en la misma área en donde ellos habitan.

Además, si lo que se plantea en una estrategia de conservación es mejorar la conectividad entre los fragmentos de bosque, optimizando las rutas de desplazamiento hay que conocer e identificar por dónde se están moviendo los animales que aún subsisten en un paisaje rural. Por consiguiente, es importante establecer el conocimiento que tienen los habitantes del paisaje sobre la movilidad de los organismos con los cuales conviven. Los finqueros que habitan el paisaje son quienes realmente pueden señalar cuáles son los hábitats menos hostiles por donde se moviliza la fauna silvestre.

De igual manera, es ampliamente conocido que uno de los grandes problemas en los paisajes rurales es el conflicto entre la fauna silvestre y los sistemas productivos.

La fauna es considerada plaga o dañina por lo que es eliminada y es por esto que en los paisajes rurales tropicales es más compleja una propuesta de conservación que implique la no cacería de especies (Carrillo 2007). También, es importante que los conflictos y posibles discusiones que puedan desarrollarse alrededor de la conservación de animales que causan daño a los cultivos o al ganado y las percepciones negativas de los finqueros, con respecto a la fauna silvestre se identifiquen, ya que pueden causar que una propuesta de conservación de individuos no sea sostenible a largo plazo.

Por último, para lograr estrategias y políticas de conservación a largo plazo es necesario indagar si los finqueros implementarían los SSP con fines conservacionistas. Actualmente, es desconocido si los ganaderos dueños de fincas estarían dispuestos a modificar su sistema productivo por una alternativa más amigable con el ambiente por la simple razón de contribuir con la conservación de fauna y flora silvestre, presente en el paisaje. Además, es imperativo explorar las diferentes condiciones (financieras, educativas, culturales, etc.) expuestas por los finqueros para aumentar el área de sus fincas bajo SSP que favorezcan a la biodiversidad.

Por lo tanto, para poder implementar estrategias de conservación de la diversidad biológica basadas en el establecimiento de SSP en un paisaje rural, es necesario identificar principalmente tres temáticas: la percepción de los finqueros hacia la fauna silvestre, las estrategias usadas por los ganaderos para la implementación de los SSP e identificar la disposición a implementar SSP con fines conservacionistas, ésta última con base en las dos primeras temáticas. El desarrollo de estas tres temáticas fueron los objetivos que guiaron la siguiente investigación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El municipio de Matiguás se encuentra ubicado entre las coordenadas 85°27' latitud norte y 12°50' longitud oeste, en Nicaragua. Las principales características biofísicas de este municipio son: una altitud entre los 200 y 300 msnm, una temperatura media anual de 27 °C y una precipitación media anual de 1.800 a 2.000 mm (Inifom 2005). En la zona se presentan dos épocas bien marcadas, una lluviosa de mayo a diciembre y una seca de enero a abril. La humedad relativa se mantiene entre un 65 y un 80%. Además, el área muestra una topografía fuertemente ondulada con pendientes que van desde un 30 hasta un 50% y con predominancia de suelos arcillosos (Proyecto Enfoques Silvopastoriles 2003-2007).

La principal actividad económica de Matiguás es la ganadería de doble propósito, es decir, de carne y leche, la cual representa la principal fuente de empleo y de recursos para sus habitantes. La mano de obra empleada en las fincas es principalmente familiar, siendo el finquero el que ejecuta la mayoría de las labores agropecuarias (Ruíz 2002). En cuanto a la estructura del paisaje, un 70% se caracteriza por pasturas abiertas y arboladas, tan sólo el 10% está bajo cobertura boscosa. El 17% del área total del paisaje está bajo SSP, en los cuales las cercas vivas corresponden a un 2%, mientras que el restante 15% consiste en potreros con árboles dispersos (Useche 2007).

Para documentar las percepciones de los productores hacia la fauna silvestre, las diferentes estrategias y razones de los finqueros para la implementación de los SSP e indagar sobre la disposición de implementar estos sistemas con fines conservacionistas, se realizaron 30 entrevistas semiestructuradas (Fontana y Frey 2000) a ganaderos de Matiguás, los cuales tenían SSP en sus fincas y éstas estaban en áreas identificadas como críticas para la conservación por su rol en la conectividad estructural del paisaje (Useche 2007). Las entrevistas consistieron en formular 25 preguntas abiertas para lograr diálogos flexibles con los ganaderos de Matiguás, cada una de las conversaciones se registró en apuntes.

Las preguntas estaban divididas en tres temáticas, de acuerdo a los tres objetivos del estudio. Para identificar la percepción de los finqueros hacia la fauna silvestre (objetivo uno), las preguntas iban dirigidas a identificar la percepción de los finqueros hacia la fauna silvestre del paisaje en aspectos como en dónde habita y qué sistemas utiliza para su desplazamiento, esto con el fin de señalar el conocimiento de los finqueros hacia los procesos de desplazamiento de los animales silvestres en un paisaje rural altamente intervenido; señalar cuáles son los beneficios y/o los problemas asociados a la fauna silvestre que causan los SSP e indicar cuáles son los beneficios de estos sistemas que los finqueros perciben como aportes para la fauna silvestre.

Posteriormente, se avanzó hacia las preguntas sobre la implementación de cercas vivas y árboles dispersos en el potrero (objetivo dos). Se exploró sobre las razones de tener estos sistemas dentro de las fincas, cuál es el origen de éstos, es decir, se averiguó si los árboles eran plantados, relictos de bosque o si simplemente se daba el proceso de regeneración natural. Seguidamente, se consultaron las

razones de selección de las especies arbóreas utilizadas para dichos sistemas. Estas preguntas enmarcan el contexto actual del manejo de estos elementos del paisaje, lo cual crea las bases para el diseño de una estrategia de implementación de los SSP.

Para finalizar, se indagó sobre la disposición a implementar cercas vivas y árboles dispersos en los potreros dentro de sus fincas ganaderas con fines conservacionistas (objetivo tres), y las condiciones sociales, económicas y ecológicas necesarias para establecer estos sistemas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Percepción por parte de los finqueros de Matiguás hacia la fauna silvestre

Fauna silvestre presente en el paisaje

De 23 personas entrevistadas 15 respondieron que la fauna silvestre que habita en el paisaje ganadero es importante por la belleza escénica que representa, mientras que ocho indicaron que es valioso por ser la principal fuente de proteínas en su dieta alimenticia. A pesar de esto, siete personas señalaron que la fauna silvestre causaba serios problemas a los sistemas productivos.

El conflicto de la fauna silvestre con los sistemas productivos en el paisaje de Matiguás genera una percepción negativa hacia estos animales, lo cual puede generar dificultades en el momento de establecer una propuesta de conservación de la biodiversidad en este paisaje. La hostilidad entre la fauna silvestre y los sistemas productivos es una de las problemáticas más complejas que se viven en diferentes paisajes rurales alrededor del mundo (Rodríguez *et al.* 2003, Newmark *et al.* 1994). Esta discordia se da ante la necesidad de los finqueros de mantener o aumentar su producción a costa de los hábitats naturales, haciendo que la fauna silvestre busque alternativas de alimento y hábitat colonizando áreas de cultivo u antrópicas, generando molestias a la población humana que ahí habita (Gonzales-Fernández y Lander 1996).

No obstante, existe la necesidad urgente de conservar las especies silvestres que habitan en los paisajes rurales tropicales, por lo cual se hace necesario indagar más profundamente los conflictos asociados y crear estrategias de educación, planificación del territorio, conservación de hábitats, entre otros, para lograr una armonía entre los objetivos de conservación y producción.

Rutas de desplazamiento de la fauna silvestre

En referencia a las preguntas sobre el desplazamiento de la fauna, 19 personas advirtieron que los animales silvestres se mueven principalmente por los bosques, los tacotales y/o charrales. Igualmente, estas áreas son señaladas por la mayoría de los entrevistados como hábitats de los animales silvestres.

Sin embargo, 14 personas anunciaron que la fauna, además de desplazarse y vivir en los bosques, se mueve por los potreros y habita especialmente en los árboles aislados de estas áreas. Esta percepción de movilidad y de abundancia de especies de fauna en ciertos hábitats del paisaje está acorde con los resultados de diversidad y riqueza de diferentes taxones en estos mismos tipos de cobertura, realizados por el proyecto FRAGMENT (Harvey *et al.* 2005).

Beneficios que los sistemas silvopastoriles brindan a la fauna silvestre

En general, 28 entrevistados expusieron que los SSP, en especial las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros, sirven como fuente de alimento, corredores para desplazarse, sitios de descanso y hábitat para la fauna

silvestre, principalmente para las aves y las ardillas (*Sciurus* sp.), pero también para los camaleones, los osos perezosos (*Bradypus variegatus*), los cuzucos (*Dasyopus novemcinctus*) y la guardatinaja (*Agouti paca*), entre otros (Cuadro 1). Por otra parte, 22 personas indicaron que los SSP aportan alimento a estos animales. No obstante, 10 hicieron referencia a que ésta fauna se mueve por los árboles en los potreros y por las cercas vivas.

Además, nueve de los finqueros entrevistados señalaron que la fauna utiliza los SSP como sitios de descanso (percha). También, cinco personas entrevistadas indicaron que las aves usan los árboles de estos sistemas como lugares para colocar sus nidos.

Beneficios que obtiene la fauna silvestre que usa y/o habita en las cercas vivas y en los árboles en potreros de las fincas ganaderas

Durante las entrevistas, cinco personas indicaron una serie de servicios ecosistémicos que la fauna silvestre brinda a sus fincas. A pesar de esto, varios finqueros indicaron el problema que causan las culebras y algunos roedores a los cultivos que tienen asociados a sus sistemas de producción. Sin embargo, una de las personas

Cuadro 1. Beneficios que los sistemas silvopastoriles brindan a la fauna silvestre, según la percepción de productores ganaderos de Matiguás, Nicaragua

Nombre común	Nombre científico	Alimento		Corredores		Nidos		Sitios de descanso		Hábitat		Protección	
		CV	AP	CV	AP	CV	AP	CV	AP	CV	AP	CV	AP
Mamíferos													
Zorro colapelada	<i>Didelphis marsupialis</i>		1										
Ardillas	<i>Sciurus</i> spp.	1	1	6	2	2	2			1		2	
Guatuzá	<i>Dasyprocta punctata</i>		3										
Oso perezoso	<i>Bradypus variegatus</i>			2				1		2			
Armadillo	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	1	2				1						
Conejo	<i>Silviagus brasiliensis</i>		1				1						
Lechuza	<i>Asio calamator</i>					1			2				
Gorrión	<i>Trochilidae</i>										2		
Oropéndula	<i>Psarocolius montezuma</i>		3	1	1		1						
Gavilán gris	<i>Asturina nitida</i>				2				2				
Gavilán	<i>Buteo platypterus</i>				1				5				
Lora	<i>Amazona</i> spp.	1	7	1	1								
Urraca	<i>Calocitta formosa</i>	4	3	6	1								
Tucán	<i>Raphastos sulfuratus</i>				1								
Tucán	<i>Pteroglossus torquatus</i>				1				1				
Chocollo	<i>Aratinga nana</i>	5	4				1						
Chocollo	<i>Brotogeris jugularis</i>	4	4										
Güis	<i>Pitangus sulphuratus</i>	2											
Chinchiburra	<i>Troglodytes aedon</i>					1				1			
Zapollol	<i>Brotogeris jugularis</i>						1						
Total		18	29	16	10	4	7	1	10	3	3	2	0

entrevistadas señaló que los gavilanes (*Asturina nitida*, *Buteo platypterus*), perchan en los árboles dispersos de los potreros cazando culebras y roedores, colaborando así con el control biológico de dichos animales. De igual manera, otro finquero indicó un ejemplo diferente de control de plagas que la fauna silvestre realiza, al mencionar que la oropéndola y el carpintero controlan plagas, como por ejemplo, la langosta. Un segundo servicio ecosistémico nombrado por los dueños de las fincas entrevistados hace referencia a la dispersión de semillas de árboles maderables y/o útiles en los potreros por parte de las aves que habitan en el paisaje.

Problemas con la fauna silvestre asociados a los sistemas silvopastoriles

De las 30 personas entrevistadas, 12 señalaron tener algunos conflictos con la fauna que usa los SSP de sus fincas. Por ejemplo, cinco individuos indicaron que la urraca (*Calocitta* sp.) es un ave que se caracteriza por causar daños, especialmente a los cultivos de maíz y que emplea las cercas vivas como corredores y fuente de alimento, además, habita en los árboles de los potreros. Por otra parte, las otras siete personas hicieron énfasis en los ataques de los murciélagos vampiros (*Desmodus* sp.) al ganado como un problema que ha crecido con el aumento de la cobertura arbórea dentro de sus fincas. Cinco de las siete personas afirmaron: “los vampiros atacan desde los árboles que se dejan crecer en los potreros”. A pesar de que estos problemas no son frecuentes, según la mayoría de los entrevistados, muchos finqueros ya han tomado medidas de control. Algunos agregaron una especie de veneno en el lomo del ganado y otros colocaron redes para atrapar a dichos animales.

Los gastos asociados al control de los murciélagos que habitan en los árboles de los potreros, dentro de las fincas ganaderas de Matiguás, hacen que los finqueros adquieran una percepción negativa hacia este SSP. Por lo tanto, los árboles en los potreros de las fincas ganaderas corren el riesgo de ser eliminados si los ataques al ganado llegan a intensificarse. El riesgo de eliminar los árboles de los potreros presenta un peligro que no se puede correr en una estrategia de conservación a largo plazo ya que pequeños cambios, tales como la reducción o el aumento de la densidad arbórea en pasturas, así como un cambio en la diversidad de especies de árboles pueden producir profundas variaciones en la riqueza y la composición de especies de animales presentes en el agropaisaje y en la funcionalidad del mismo (Harvey *et al.* 2005).

Existen otros estudios que también indican que los SSP pueden albergar plagas, tales como, insectos, ácaros y otros artrópodos (Budowski 1982, Budowski y Russo 1993, CIAA 2006). Por lo tanto, antes de sugerir una estrategia de conservación de biodiversidad con la implementación masiva de estos SSP en paisajes ganaderos tropicales, como el de Matiguás, es necesario explorar y cuantificar el uso de estos sistemas por animales plaga para lograr el diseño óptimo de dicha estrategia.

Implementación de sistemas silvopastoriles Razones por las cuales los finqueros de Matiguás implementan los sistemas silvopastoriles

La necesidad de madera fue la respuesta que 28 personas señalaron como la razón por la cual implementaron los SSP en sus fincas ganaderas (Cuadro 2). Es más, cuatro de las 30 personas entrevistadas indicaron que al obtener madera, es decir, leña de las cercas vivas no era necesario ir al bosque a conseguirla, así no se dañaba el resto de madera de las montañas. Específicamente, 21 personas mencionaron que el evitar estar colocando postes de madera muerta que duran menos es la razón principal por la cual los finqueros de Matiguás implementan cercas vivas. Dentro de este grupo de personas, nueve de ellas afirmaron que ésta acción representa un ahorro en mano de obra y materiales, lo cual es importante para el bienestar familiar. Además, cabe mencionar la respuesta dada por un entrevistado, quien señaló a las cercas vivas como una fuente de madera, un ahorro de trabajo y tiempo y una estrategia para frenar la tala de árboles dentro de los fragmentos de bosque.

La necesidad de madera y leña para las fincas ganaderas también es una razón importante dada por los finqueros entrevistados para tener árboles en los potreros. A pesar de esto, la principal razón de mantener este SSP es por la sombra que los árboles ofrecen al ganado, sobre todo en la época de verano, dado que en esta época la comida

Cuadro 2. Razones para implementar sistemas silvopastoriles en las fincas ganaderas de Matiguás, Nicaragua (n = 30 productores)

Razones	Cercas vivas	Árboles en potrero
Como poste	21	
Madera/leña	8	17
Sombra		23
Alimento para ganado		8

escasea, además los frutos de los árboles en los potreros también son una fuente de alimento para el ganado en este periodo del año (Cuadro 2).

Los testimonios dados por los dueños de las fincas, durante las entrevistas, sobre la extracción de madera de las cercas vivas y los árboles dispersos en los potreros podrían ser entendidos como una estrategia para disminuir la presión sobre los fragmentos de bosque en los cuales se obtienen estos productos. Estudios recientes en Honduras demostraron que el 70% de la leña utilizada en fincas ganaderas provenía de las cercas vivas y de los árboles en los potreros de cada una de ellas (Pérez 2006), indicando que el uso que las fincas ganaderas le dan a la madera de los SSP puede ser considerado en el paisaje de Matiguás, al igual que en otros paisajes centroamericanos, como una estrategia de conservación de bosques inmersos en un paisaje rural.

Origen y ubicación de las cercas vivas y los árboles en los potreros

Todas las personas entrevistadas indicaron que únicamente colocan cercas vivas en los bordes de los potreros y/o en los límites de las fincas. Al indagar la razón por la cual aquellas cercas estaban conectadas a parches de bosque, los entrevistados respondieron que era una simple coincidencia, es decir, la conexión de las cercas vivas con los bosques dentro de las fincas es casualidad, la ubicación de la cerca viva no tiene relación con la presencia del bosque, únicamente responde al tamaño y la forma del potrero.

Con las entrevistas se identificó que todas las cercas son plantadas y, en algunos casos, son árboles en línea relictuales de un bosque ubicado en ese sitio. Además, los árboles dentro de los potreros no fueron sembrados sino que son producto de la regeneración natural que es controlada por los finqueros. La densidad de árboles es manejada según la cantidad de sombra que los dueños de las fincas deseen o consideren óptima para el crecimiento del pasto, que a la vez está asociado directamente a la producción de carne y leche. Algunos ganaderos costarricenses y hondureños también reconocen que el uso de la sombra es el factor más influyente en las decisiones para conservar árboles dentro de las pasturas, puesto que reconocen los efectos nocivos del calor sobre el ganado (Harvey *et al.* 1999, Harvey y Haber 1999, Pérez com.pers.).

Razones por las cuales se seleccionan algunas especies arbóreas para ser utilizadas en la implementación de cercas vivas y árboles en el potrero

Las razones por las cuales los productores seleccionan ciertas especies arbóreas difieren dependiendo del SSP (Cuadro 3). El seleccionar árboles para las cercas vivas responde a características físicas y ambientales, es decir, son escogidas aquellas especies que tienen una facilidad para crecer rápido y ajustarse a diferentes tipos de suelo. Entre las respuestas que demuestran este tipo de selección se encuentra: “Los árboles que usamos son los que pegan y crecen más rápido ya que se pueden continuar sembrando”, afirmó un finquero. Otro finquero entrevistado indicó: “Porque son los que están adecuados al tipo de suelo”. Mientras que las especies arbóreas preferidas para los potreros responden directamente a la funcionalidad que aportan al sistema productivo en cuanto a sombra, alimento, madera, entre otras.

Cuadro 3. Razones de seleccionar algunas especies arbóreas para la implementación de cercas vivas y árboles en los potreros de 30 fincas ganaderas ubicadas en Matiguás, Nicaragua

Razones	Cerca viva	Árboles en potrero
Crecimiento rápido	23	
Abundante en el paisaje	4	
Fuente de madera	20	17
Producen sombra		23
Alimento para ganado		8

Al igual que los finqueros de Matiguás, los ganaderos de la región de Monteverde en Costa Rica, también favorecen a las especies maderables para que se desarrollen en los potreros de sus fincas, eliminando lentamente los árboles remanentes de bosque primario (Harvey y Haber 1999). Harvey *et al.* (1999) exponen que el cambio de especies de bosque a especies secundarias dentro de las pasturas tropicales no sólo disminuirá la diversidad arbórea dentro de los potreros, sino que también reducirá el potencial de hábitats o recursos alimenticios para la fauna silvestre. Por lo tanto, el tipo de manejo del potrero tanto en Matiguás como en otras áreas ganaderas centroamericanas, entendiéndose como el manejo de las pasturas, la densidad de árboles y la composición florística influye en la funcionalidad del paisaje.

Disposición a implementar sistemas silvopastoriles con fines conservacionistas

En relación a la disposición de implementar cercas vivas y/o árboles dispersos en los potreros de las fincas con fines conservacionistas, 28 personas entrevistadas respondieron afirmativamente a la propuesta y estarían dispuestas a establecer más áreas bajo SSP dentro de sus fincas, en especial, en aquellas áreas más desprovistas de cobertura arbórea (zonas consideradas críticas para la conectividad del paisaje). Solamente dos entrevistados no estuvieron de acuerdo con los demás, señalando que existía una limitante financiera que no permitía dicha implementación. La restricción dada por estos entrevistados se basó en la falta de dinero para cubrir el costo asociado a la mano de obra necesaria para la siembra y poda de las cercas vivas, y el cuidado que requiere un árbol en crecimiento dentro del potrero.

De acuerdo con los entrevistados, los árboles dentro de los potreros requieren un cuidado especial para que el ganado no los lastime, por lo tanto es necesario emplear mano de obra para la creación y el mantenimiento de cercas. No obstante, estas personas señalaron que al sobrepasar esta limitante, sea recibiendo el dinero para contratar a alguien o con personas que les colaboren, si establecerían los dos SSP en sus fincas.

Aunque todos los individuos entrevistados estuvieron dispuestos a implementar los dos SSP, no todos mencionaron querer tener más árboles en sus potreros. Esto quiere decir que todos sembrarían más cercas vivas dentro de sus fincas ganaderas, pero 11 de ellos no estarían dispuestos a sembrar más árboles en sus potreros. Estas respuestas muestran principalmente al factor producción como limitante ya que los finqueros consideran que si aumentan el número de árboles en sus potreros el pasto para el ganado no crecerá.

El controlar la sombra que cae sobre los pastos es una práctica asociada al control del riesgo por parte de los finqueros de Matiguás. El mantenimiento o aumento de la producción de carne y leche son los objetivos de los ganaderos, por lo que cualquier actividad que arriesgue la producción e indirectamente a su familia será rechazada, tal como se ha visto en otros paisajes ganaderos tropicales (Gómez 2000). El miedo al riesgo ha sido catalogado como una de las principales limitantes para la implementación de SSP en Centroamérica (Alonzo *et al.* 2001), por lo tanto, es necesario tener en cuenta los factores culturales y económicos que rigen la toma de decisiones sobre el manejo de los potreros para poder

formular estrategias y políticas de conservación, acordes con los objetivos de los ganaderos de Matiguás y para que sean sostenibles a largo plazo.

Condiciones señaladas por los finqueros para la implementación de estos sistemas

En cuanto a la implementación de cercas vivas y/o árboles dispersos en potreros, 16 personas indicaron que era necesario que les fueran suministradas las semillas y/o las plántulas de aquellas especies arbóreas óptimas para la ejecución de dichos sistemas. Además, cinco personas indicaron que las semillas y/o las plántulas brindadas tenían que ser de especies arbóreas maderables y que su entrega debía ir ligada a un proceso de capacitación de manejo de dichas plántulas. A su vez, dentro de este mismo grupo dos individuos declararon que hacía falta un incentivo monetario junto a las semillas para su implementación. No obstante, cuatro personas del total de entrevistados mencionaron que tan sólo proporcionándoles dinero, el suficiente para cubrir todos los costos asociados, harían la implementación de SSP en sus fincas ganaderas.

Por el contrario, ocho de las 30 personas entrevistadas establecieron que para implementar SSP en sus fincas ganaderas, en Matiguás, tan solo era necesario un proceso de capacitación técnica del manejo de los estos sistemas, en donde se les explicara cómo manejar las plántulas y las estacas, cómo colocar óptimamente el alambre, qué tipo de madera utilizar, entre otros. Además, es importante resaltar que dos de estas ocho personas advirtieron que si la capacitación iba acompañada de un incentivo financiero la implementación en este paisaje podía ser masiva.

En términos generales, ocho de las personas entrevistadas, cuyas fincas hacen parte de zonas donde es necesario establecer más áreas bajo SSP para mejorar la conectividad estructural del paisaje, indicaron que era necesario adicionar un incentivo financiero para lograr la implementación de estos sistemas dentro de sus fincas. Algunos autores como Pagiola *et al.* (2004) indican que los esfuerzos para colocar SSP y así aumentar la biodiversidad en paisajes rurales tropicales, tales como en Nicaragua, deben considerar incentivos económicos que compensen a los finqueros por los servicios ambientales que los SSP proveen, haciendo más probable que elijan este uso del suelo en vez de otro.

Varios estudios elaborados en otros países de Centroamérica también señalan que incentivos de tipo material pueden incrementar la posibilidad de participación inicial de productores, logrando que se dé un

proceso de adopción de prácticas agroforestales más rápido que en ausencia de estos (Almeida *et al.* 1999, Ramírez *et al.* 2000). Sin embargo, Current *et al.* (1995) sugieren que los incentivos y subsidios financieros en Centroamérica deben ser mínimos ya que las tecnologías agroforestales deben ser económicamente rentables y adoptables por los agricultores sin necesidad de subsidios que pueden generar dependencias o volverse incentivos perversos. Además, este tipo de SSP son prácticas ganaderas tradicionales (Ibrahim *et al.* 2005), por lo cual los incentivos monetarios o financieros no deben ser imprescindibles en el momento de una propuesta de implementación de estos sistemas con fines conservacionistas y/o productivos.

CONCLUSIONES

Es posible mencionar que en términos generales, la balanza entre los objetivos de conservación y de producción en el paisaje de Matiguás no se han equilibrado ya que no se puede afirmar con certeza si los productores tienen afinidad con los objetivos de conservación de la biodiversidad, puesto que hay conflictos y creencias asociadas a la fauna silvestre que generan una percepción negativa tanto hacia los animales como hacia los SSP que estos usan, como en el caso de los murciélagos vampiros. Esta percepción negativa hacia la fauna silvestre, más el rechazo al aumento en la densidad de árboles en los potreros, ambos casos asociados a un riesgo en la disminución de la producción de carne y leche, hacen que una estrategia de conservación basada en la implementación masiva de estos sistemas no sea sostenible a largo plazo, puesto que priman las necesidades económicas ligadas al bienestar familiar y estas no van de la mano con los objetivos y necesidades de conservación.

No obstante, en el otro lado de la balanza se encuentran los beneficios que los ganaderos perciben como aportes que la fauna silvestre, al usar las cercas vivas y los árboles en los potreros, brinda a los sistemas de producción, como por ejemplo el control biológico de plagas. A su vez, los finqueros perciben los beneficios de tener estos SSP como

fuelle de madera y leña y el más importante, sombra para el ganado. Por lo tanto, para poder equilibrar la balanza y generar una estrategia de conservación basada en el establecimiento de nuevas áreas bajo SSP, es necesario valorar los impactos negativos que la implementación de estos sistemas puede tener. Además, si es del caso se debe buscar y generar nuevas estrategias que logren ligar los objetivos de conservación de la diversidad biológica con los objetivos de producción en un agropaisaje tropical.

Por último, una propuesta de conservación de fauna y flora silvestres con SSP es necesario que vaya ligada principalmente de un proceso constante de asistencia técnica y suministrar las plántulas para asegurar que sean sembradas. La asistencia técnica debe incorporar no sólo el conocimiento práctico, sino también las diferentes interacciones de estos sistemas con el entorno, los beneficios sociales, económicos y ecológicos para que estos sean considerados como los incentivos que necesitan los productores para que la estrategia de conservación y producción sea sostenible a largo plazo.

Además, para que la estrategia de establecimiento de árboles en los potreros sea a largo plazo se recomienda, en la medida de lo posible, ligar la siembra de árboles junto con pastos mejorados, los cuales soportan cierta cantidad de sombra sin disminuir su calidad alimenticia, así se reduce el riesgo de que estos árboles sean eliminados por una baja en la calidad y crecimiento del pasto.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Banco Mundial y el CATIE como parte de la elaboración del proyecto The Impact of Improved Cattle Production Practices on Biodiversity in Central America.

Los autores desean agradecer a Isabel Gutiérrez por sus aportes en esta investigación y a Nitlapan por su apoyo en el campo. También, agradecen a los revisores y editores de la revista por sus comentarios y sugerencias.



Imantodes cenchoa, culebra no venenosa. Foto: BNPP

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Almeida, EN; Galloway, G; Current, D; Lok, R; Prins, C. 1999. Factores que influyen en el proceso de adopción de prácticas agroforestales en el Municipio de San Juan Opico, El Salvador. In Actas de la IV Semana Científica: "Logros de la Investigación para el Nuevo Milenio". Celebrada del 6 al 9 de abril de 1999. Turrialba, CR, CATIE. p. 192-195.
- Alonzo, YM; Ibrahim, M; Gómez, M; Prins, K. 2001. Potencial y limitaciones para la adopción de sistemas silvopastoriles para la producción de leche en Cayo, Belice. *Agroforestería en las Américas* 8(30):24-27.
- Budowski, G. 1982. The socio-economic effects of forest management on lives of people living in the area: the case of Central American and some Caribbean countries. In Hallsworth, EG. (ed). *Socio-economic effects and constraints in tropical forest management*. New York, John Wiley. p. 87-102.
- _____; Russo, R. 1993. Live fence posts in Costa Rica: a compilation of the farmer's beliefs and technologies. *Journal of Sustainable Agriculture* 3:65-85.
- Cajas-Giron, YS; Sinclair, FL. 2001. Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems* 53:215-225.
- Carrillo, E. 2007. Mamíferos silvestres en agroecosistemas contiguos a áreas boscosas (en línea). Consultado 12 mar. 2007. Disponible en <http://www.una.ac.cr/ambi/Ambien-Tico/103/carrillo.htm>
- CIAA. Centro de Investigaciones y Asesorías Agroindustriales. 2007. Programa de Manejo Integrado de Plagas y Enfermedades. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Programa de "Diseño de redes de cercas vivas con base en la vegetación que alberga controladores biológicos" (en línea). Consultado 12 mar. 2007. Disponible en <http://www.utadeo.edu.co/dependencias/ciaa/programas/manejo.php>
- Current, D; Lutz, E; Scherr, S. 1995. Adopción agrícola y beneficios económicos de la agroforestería: Experiencias en América Central y el Caribe. Turrialba, CR, CATIE. 32p.
- Etter, A. 1991. Introducción a la Ecología del Paisaje. Un marco de integración para los levantamientos rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de docencia e investigación. Unidad de levantamientos rurales. Bogotá, CO. 56 p.
- Fontana, A; Frey, JH. 2000. The interview: from structured questions to negotiated text. In Denzin, NK; Lincoln, YS. (eds). *Handbook of Qualitative Research*. Segunda edición. Thousand Oaks, California: Sage. p. 645-672.
- Gómez, AM. 2000. Investigación sobre la racionalidad económica de la comunidad campesina en el Sumapáz: un testimonio. Tesis Lic. Econ. Colombia, Universidad de los Andes. 115 p.
- González-Fernández, AJ; Lander, E. 1996. Incidencia y factores predisponentes de la depredación de ganado por yaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) en los Llanos Boscosos de Venezuela. In Osorio de la Cruz, H. Ed. *Investigación y manejo de fauna para la construcción de sistemas sostenibles*. Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria-CIPAV-Cali, CO. p. 89-110.
- Guevara, S; Laborde, J; Sanchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19:34-43
- Harvey, CA; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gomez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruíz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- _____; Haber, WA; Solano, R; Mejías, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿Herramientas para la conservación? *Agroforestería en las Américas* 6(24):19-22.
- Ibrahim, M; Camero, A; Camargo, JC; Andrade, HJ. 2005. Sistemas Silvopastoriles en América Central: Experiencias de CATIE (en línea). Consultado 5 set. 2005. Disponible en www.cipav.org.co/redagrofor/memorias99/IbrahimM.htm
- INIFOM. Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal. 2005. Municipio de Matiguás (en línea). Consultado 20 oct. 2005. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/>
- Mcneely, JA; Scherr, SJ. 2003. *Ecoagriculture. Strategies to feed the World and Save Wild Biodiversity*. Future Harvest and UICN (World Conservation Union). Island Press. 323 p.
- Newmark, WD; Manyanza, DN; Gamassa, DG; Sariko, H. 1994. The conflict between wildlife and local people living adjacent to protected areas in Tanzania: human density as a predictor. *Conservation Biology* 8(1):249-255.
- Pagiola, S; Agostini, P; Gobbi, J; Haan, De Cees; Ibrahim, M; Murgueitio, E; Ramírez, E; Rosales, M; Ruíz, JP. 2004. Pago por servicios de conservación de la biodiversidad en Paisajes Agropecuarios. Environment Department Papers. Paper No. 96. Environmental Economics Series. The World Bank Environmental Department. 40 p.
- Pérez, E. 2006. Caracterización de sistemas silvopastoriles y su contribución socioeconómica en productores ganaderos de Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 115 p.
- Ramírez, R; Shultz, S; Hearne, R; Gómez, M. 2000. Conteo de Poisson: modelos econométricos para explicar la adopción de tecnologías agrícolas por pequeños productores en El Salvador y Panamá. *Revista Forestal Centroamericana* 32:13-19.
- Rodríguez, D; Cuesta, F; Goldstein, I; Naranjo, LG; Hernández, OL. 2003. Estrategia Ecorregional para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes del norte. World Wildlife Fund (WWF), Fundación Wii, Ecociencia, Wildlife Conservation Society (WCS). 38 p. Disponible en http://www.wwf.org.co/colombia/biblioteca/publicaciones/3_2_1.pdf
- Ruíz, A. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 119 p.
- Thorne, PJ; Subba, DB; Walker, DH; Thapa, B; Wood, CD; Sinclair, FL. 1999. The bases of indigenous knowledge of tree fodder quality. And its implications for improving the use of tree fodder in developing countries. *Animal feed science and technology* (81)119-131.
- Useche, DC. 2007. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la restauración y conservación de la biodiversidad en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- Villanueva, C; Ibrahim, M; Harvey, C; Esquivel, H. 2003. Tipologías de fincas con ganadería bovina y cobertura arbórea en pasturas en el trópico seco de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):9-16.
- Zamora, S; García, J; Bonilla, G; Aguilar, H; Harvey, CA; Ibrahim, M. 2001. Uso de frutos y follajes arbóreo en la alimentación de vacunos en la época seca en Boaco, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8(31):31-38.

Avances de Investigación

Movimientos de *Thryothorus rufalbus* (aves: Troglodytidae) y conectividad funcional en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua

A. Martínez¹, B. Finegan², F. DeClerck³, J. Sáenz⁴, F. Casanoves³, S. Velázquez³

RESUMEN

La importancia de los paisajes agrícolas para la conservación de especies asociadas al bosque ha sido relegada a segundo plano, sin embargo, es cada vez más evidente que estos sistemas tienen una gran capacidad para mantener estas poblaciones. Para evaluar la movilidad de la especie *Thryothorus rufalbus*, la cual depende del bosque, se capturaron varios individuos ($n = 29$) y se marcaron con anillos de colores ($n = 19$) y radiotransmisores ($n = 10$). Además, para 10 individuos se construyeron mapas de movimientos (ámbitos de acción). Por otra parte, utilizando dos métodos diferentes, *fixed* Kernel y Polígono Mínimo Convexo, ($p < 0,0001$) no se encontraron diferencias significativas en los cálculos de las áreas en general, ni en las áreas calculadas para individuos capturados en parches conectados *versus* parches aislados ($p = 0,3170$). Los valores de fricción empleados para la creación de una propuesta de conectividad estructural fueron comparados y se comprobó que el mayor número de observaciones correspondió a hábitats con menores valores de fricción. Los movimientos de dos individuos de las especies *T. rufalbus* y *Chiroxiphia linearis* sugieren la existencia de conectividad funcional en el paisaje de Matiguás.

Palabras claves: ámbitos de hogar, bosque, dependiente, dispersión, parches

ABSTRACT

Agricultural landscapes have been left in second place regarding their importance for forest dependent species, however, nowadays is evident that these productive systems have a great capacity to maintain these populations. To evaluate the mobility of forest dependent species *Thryothorus rufalbus*, individuals were captured ($n = 29$) and marked with color bands ($n = 19$) and radio transmitters ($n = 10$). Movement maps (home range) were constructed for the ten individuals with radio transmitters. No significant differences were found regarding calculated areas with two different map construction methods, *fixed* Kernel and Minimum Convex Polygon, ($p < 0.0001$) no did the calculated areas of individuals captured in connected *versus* isolated forest patches ($p = 0.3170$). Friction values used for the creation of a structural connectivity proposal were compared and resulted in a greater number of observations corresponding to the lesser friction values. Movements of two individuals of *T. rufalbus* and *Chiroxiphia linearis* suggest the existence of functional connectivity within the Matiguas landscape.

Keywords: home range, forest, dependent, dispersion, patches

INTRODUCCIÓN

Los diferentes arreglos espaciales de los elementos inmersos en una matriz determinan la existencia o no de conectividad tanto estructural como funcional dentro de un paisaje cualquiera (Dunning *et al.* 1992, Taylor *et al.* 1993, Ricketts 2001, Corlatti *et al.* 2009). La pérdida de superficie boscosa tiene como consecuencia la fragmentación de hábitats, proceso dinámico que genera cambios en la composición y estructura de los bosques y en la disposición espacial de los remanentes de bosques en el paisaje (Bennett

2004). Nicaragua no es ajena a este proceso y se calcula que su tasa de deforestación anual es de 150.000 ha/año (INAFOR 2004). Esta fragmentación de hábitats naturales está íntimamente ligada al declive de muchas especies debido a su poca capacidad para adaptarse a hábitats alterados (Coulon *et al.* 2004), como consecuencia de esto los esfuerzos de investigación y de conservación actuales no sólo se enfocan en los tipos de hábitats que persisten en el paisaje, sino también en su distribución y en la matriz en la que están inmersos (Schumaker 1996, Ramírez 2006).

¹ Basado en Conectividad funcional para aves terrestres dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguas, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² M.Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: amartinez@catie.ac.cr

³ Profesores-investigadores, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: bfinegan@catie.ac.cr, fdeclerck@catie.ac.cr; casanoves@catie.ac.cr; svelasquez@catie.ac.cr

⁴ Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS) Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. Correo electrónico: jsaenz@una.ac.cr

La conectividad se entiende como el grado en el que un paisaje permite o dificulta el movimiento de las especies animales y vegetales, con el propósito de facilitar los diferentes procesos ecológicos que definen la dinámica poblacional y que incluyen mecanismos tan importantes como la dispersión y la colonización de nuevos territorios (Taylor *et al.* 1993). Los arreglos de los diferentes tipos de hábitat afectan directamente a las poblaciones animales que viven dentro de estos paisajes complejos (Clergeau y Burel 1997) y pueden llevar a causar su aislamiento, lo que a su vez puede inducir a largo plazo procesos de extinción local (Bennett 2004). Entre tanto, la conectividad funcional se refiere a la habilidad de los individuos para moverse dentro de los diferentes elementos que conforman un paisaje y está determinada por las interacciones entre su comportamiento y la estructura misma del paisaje (Bennett 2002, Stevens *et al.* 2004).

Un elemento fundamental que puede ser esencial para facilitar la conectividad funcional para algunas especies es la conectividad estructural. Los paisajes que proveen de esta conectividad son aquellos en donde los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad entre hábitats adecuados (Bennett 2004). Algunos estudios han demostrado que muchas especies, especialmente aquellas del interior del bosque, sienten aversión a entrar en áreas abiertas (Bierregaard *et al.* 1992, Sieving 2000, Castellón y Sieving 2006). Sin embargo, poco se conoce sobre la movilidad de las especies dependientes del bosque dentro de paisajes intervenidos (Stevens *et al.* 2004), o bien, sus requerimientos en términos de áreas para el establecimiento de territorios o ámbitos de hogar⁷. Esto es especialmente trascendente cuando se conoce que la capacidad de los animales para desplazarse por el paisaje es primordial para la conservación de ecosistemas naturales (Bennett 2004).

Dada la importancia, para la conservación de la biodiversidad, que tienen los movimientos de los individuos de diferentes especies dentro de los paisajes heterogéneos (DeFries *et al.* 2005), es necesario comprender la capacidad que tienen estas especies para sobrellevar y sortear elementos hostiles dentro de un paisaje fragmentado (Morales y Ellner 2002, Morrison y Boyce 2008), especialmente si consideramos a las especies dependientes del bosque que persisten en paisajes intervenidos. Este conocimiento es necesario para establecer planes de conservación dentro de las áreas productivas

que aún mantienen a estas especies, al igual que para preservar la viabilidad de las poblaciones donde la conectividad estructural ha sido probada. Actualmente, existen muchos vacíos de información con respecto al uso de estas conexiones por parte de especies animales, es decir, el grado de conectividad funcional que éstas proveen, por lo tanto estudios enfocados a este objetivo son cada vez más necesarios.

Con el propósito de evaluar el grado de movilidad de las especies dependientes del bosque en el paisaje fragmentado de Matiguás, el presente estudio tuvo como objetivos elaborar mapas de ámbitos de hogar de la especie *Thryothorus rufalbus*, con el fin de identificar los tipos de hábitats que están utilizando, comparar la conectividad funcional provista por parches de bosque conectados y aislados para esta especie y evaluar la validez de una propuesta de conectividad estructural para el área de Matiguás, con base en las observaciones de los movimientos de tres especies dependientes del bosque: *Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*. Los resultados obtenidos contribuyen a generar conocimiento acerca de cómo las especies dependientes del bosque usan el paisaje y el cómo los diferentes usos de suelo facilitan o no la movilidad o conectividad funcional de estas especies.



El toledo (*Chiroxiphia linearis*). Foto: BNPP

⁷ Los ámbitos de hogar se definen como “las áreas en donde los individuos se movilizan para realizar satisfactoriamente sus necesidades diarias” (Burt 1943), actividades que incluyen, alimentación, reproducción, sitios de descanso, entre otros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio

El área de estudio se ubicó en el municipio de Matiguás, departamento de Matagalpa, aproximadamente a 250 km de la ciudad capital, Managua. Este municipio se sitúa en la Región Central Norte de Nicaragua, a 12°50' latitud norte y 85°27' longitud oeste, es el más grande de los 13 que conforman el departamento de Matagalpa y uno de los de mayor superficie de la región ya que tiene un área de 1.710 km² (INETER 2006). La temperatura media anual es de 27 °C y la precipitación media anual varía entre 1.800 y 2.000 mm, cabe señalar que la temporada seca (enero-abril) y lluviosa (mayo-diciembre) son muy marcadas en toda la zona Pacífica y Central del país. La topografía del área es fuertemente ondulada con pendientes entre 30 y 50% y con suelos predominantemente arcillosos. La zona posee un rango altitudinal que varía entre los 200 y los 300 msnm (Cerrud 2005, MAGFOR 2001). Matiguás se encuentra en un área de transición entre el bosque tropical seco y el húmedo (Harvey *et al.* 2003, Meyrat 2000) y corresponde a la zona de vida Bosque Húmedo Tropical, según el sistema de clasificación de Holdridge (2000).

Descripción del ensayo

Para llevar a cabo la investigación se capturaron y colocaron anillos de colores a individuos de tres especies dependientes del bosque, saltarín toledo (*Chiroxiphia linearis*), hormiguero búlico (*Thamnophilus doliatus*) y charralero rufiblanco (*Thryothorus rufalbus*). Los individuos fueron capturados en cuatro diferentes parches de bosque, a través de redes de niebla, con el propósito de reavistar a los individuos anillados se recorrieron transectos lineales (100 m) en diferentes usos de suelo (potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas), circundantes a los parches en donde se hicieron las capturas y se realizaron búsquedas intensivas dentro de los mismos parches.

Además del marcaje con anillos se seleccionó a *Thryothorus rufalbus* para ejecutar un experimento con radio telemetría. La selección de la especie se hizo con base en la frecuencia de observaciones, los hábitos y su masa corporal. Para la captura y colocación de los radiotransmisores se seleccionaron 10 parches de bosques adicionales, cinco conectados y cinco aislados. Los individuos fueron capturados a través de redes de niebla y se les colocó un radiotransmisor del modelo CHP-8 (1,2 g), fabricados y programados por la compañía TELONICS (Arizona, USA). La antena receptora utilizada fue la RA-14K y el radio receptor el TR-4 (TELONICS, Arizona, USA). La técnica para adherir

los radiotransmisores consistió en una combinación de las técnicas descritas por Raim (1978) y Rappole y Tipton (1991). Una vez colocado el radiotransmisor las aves eran liberadas en el mismo sitio de la captura. Los individuos fueron monitoreados de manera continua, mientras el radiotransmisor permaneció adherido, durante las 6 a.m. hasta las 3 p.m. de cada día. Se tomaron datos de comportamiento y de localización (coordenadas geográficas), con un GPS *Garmin 12XL*, cada 20 minutos, una vez localizados los individuos en los diferentes parches de bosque.

La selección de los parches estuvo dominada por dos criterios fundamentales, el primero, tener un área mayor a 10 ha ya que de acuerdo a Stouffer y Borges (2001), no existe diferencia entre fragmentos de bosque con áreas que varíen entre 1 ha y 10 ha y el segundo, cumplir con la definición de parche aislado y parche conectado elaborada para fines de este estudio. La delimitación de los ámbitos de hogar se realizó con ayuda del programa *Arcview GIS versión 3.3* por medio de la extensión *Animal Movement* (USGS 1998).

También, se corrieron pruebas de fidelidad de sitio que corresponden a una modificación del test de Monte Carlo (Spencer *et al.* 1990) adecuada a la extensión para análisis de movimientos. El cálculo de los ámbitos de hogar se realizó a través de los métodos fixed de Kernel y Polígono Mínimo Convexo (MCP, por sus siglas en inglés). Una vez creados los ámbitos de hogar se calcularon las áreas correspondientes por cada uno de los métodos empleados (Kernel y MCP) y se comparó la eficiencia de ambos métodos a través de una Prueba T Pareada. Por último, con el fin de determinar la existencia de correlación entre la cantidad de localizaciones y las áreas calculadas se hizo un análisis de correlación de Pearson entre las áreas calculadas y el número de localizaciones por ambos métodos, esto con el propósito de descartar errores en las áreas calculadas como resultado de diferencias en el esfuerzo de muestreo. Todos los análisis fueron ejecutados con ayuda del paquete estadístico *InfoStat*.

Con los datos recolectados de las especies focales en los transectos, capturas, búsquedas intensivas, así como en las localizaciones de individuos de *T. rufalbus* con radiotransmisores, se procedió a determinar si las especies focales de este estudio están utilizando las áreas con menores valores de fricción de acuerdo a la red de conectividad estructural elaborada por Useche (2006) para este paisaje.

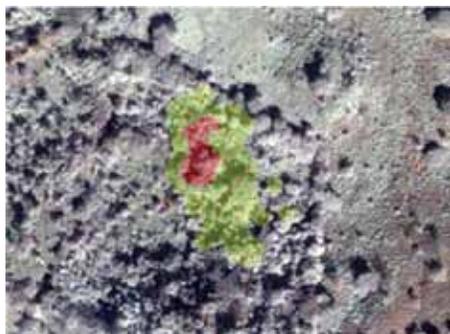
RESULTADOS

Un total de 114 individuos de las tres especies focales fueron capturados y anillados con un esfuerzo de captura promedio de 380 horas/red. Del total de aves anilladas únicamente tres fueron observadas posteriormente, dos individuos de la especie *Thryothorus rufalbus*, vistos dentro de los parches de bosque en que fueron anillados originalmente, y un individuo de *Chiroxiphia linearis* capturado en un parche de bosque aislado aproximadamente a 3,8 km (en línea recta) del área de captura original. Durante los recorridos de los transectos no se observaron individuos anillados en los hábitats de potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas y muy pocos individuos de estas especies fueron observados sin anillos. Estas observaciones coinciden con la definición de dependientes del bosque dada a estas especies. La especie que obtuvo la mayor cantidad de capturas fue la *Chiroxiphia linearis*, con un total de 88 individuos, las otras dos especies focales tuvieron

muy pocas capturas, *Thryothorus rufalbus* un total de 19 y *Thamnophilus doliatus* solamente siete individuos.

Con respecto al experimento con radiotransmisores, se recolectó información de 10 individuos de *Thryothorus rufalbus*. Los tiempos de seguimiento variaron de tres a 10 días y las pruebas de fidelidad de sitio resultaron significativas para siete de los 10 individuos, rechazándose la hipótesis de que los movimientos de los individuos eran azarosos y aceptando que los movimientos de estos eran fieles a su área de acción. Sin embargo, a pesar de que se recomienda que exista fidelidad de sitio para la construcción de los ámbitos de hogar, basados en que estos movimientos se definen como el área en donde los individuos se movilizan para realizar satisfactoriamente sus necesidades diarias (Burt 1943), todos los mapas fueron construidos y para ilustrar las áreas en las que las aves se movilizaron durante los seguimientos (Figura 1 y Cuadro 1).

Individuo 1



Individuo 2



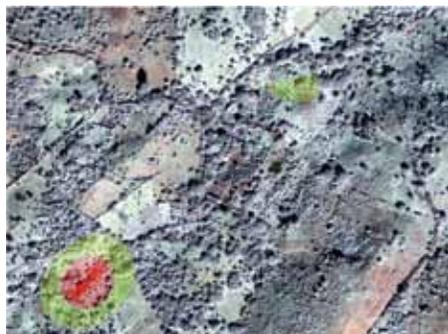
Individuo 3



Individuo 4



Individuo 5



Individuo 6

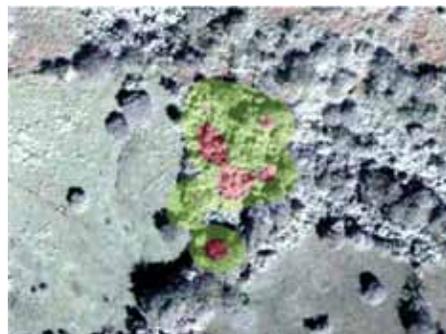


Figura 1. Mapas de ámbitos de hogar (home range) construidos con los métodos fixed de Kernel y el MCP. Individuos del uno al cuatro y del seis al diez a escala 1:4.000, individuo cinco a escala 1:16.000. Individuos monitoreados en parches aislados y conectados dentro del paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua.

HR = home range (ámbito de hogar)

Cuadro 1. Áreas de los ámbitos de hogar de individuos de *Thryothorus rufalbus* en parches conectados y aislados calculados a través de los métodos *fixed* de Kernel y el MCP, en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua

Individuo	ID parche	KERNEL		MCP
		Probabilidades		Área
		95	50	total
		ha	ha	ha
1	PARAIS4	0,52	0,10	0,62
2	PARAIS4	1,57	0,26	1,83
3	PARCON1	0,33	0,03	0,36
4	PARAIS5	0,81	0,08	0,89
5*	PARCON3	4,72	1,75	6,47
6	PARAIS1	0,68	0,14	0,82
7	PARAIS1	0,78	0,12	0,90
8*	PARCON2	0,85	0,26	1,11
9	PARCON2	0,40	0,06	0,46
10*	PARAIS2	1,58	0,54	2,12
		Área promedio		1,56
				2,58

*Individuos cuya prueba de fidelidad resultó no significativa, indicando que los movimientos de estos individuos no difirieron del azar.

PARAIS = parches aislados

PARCON = parches conectados

En los ámbitos de hogar construidos con el método *fixed* de Kernel las áreas de color verde corresponden a las áreas con probabilidades de un 95% y las de color rojo corresponden a las áreas núcleo de actividad de los individuos con probabilidad asociada de un 50% (Figura 1). Para el caso del método MCP los polígonos que se muestran encerrando las nubes de puntos corresponden a las áreas calculadas con ámbitos de hogar (Figura 1).

De los individuos que mostraron fidelidad de sitio el número dos obtuvo la mayor área con un total de 1,83 ha con el método *fixed* de Kernel y 2,45 ha con el método MCP. En general, todos los ámbitos de hogar construidos con el método MCP fueron mayores en área que aquellos construidos con el método de Kernel, aunque las diferencias entre medias no fueron estadísticamente significativas ($t = -0,84$, $p < 0,0001$). El análisis de correlación resultó significativo con una $R = 0,97$.

Por otra parte, se realizaron 1.322 localizaciones de individuos de *Thryothorus rufalbus* con radiotransmisores, distribuidas en 65 días de monitoreo entre junio y agosto de 2006. El esfuerzo total de muestreo equivale a 440,6 horas. Las localizaciones por parches variaron de 60 a 317 debido a la pérdida de radiotransmisores, producto de problemas con los métodos de adhesión que se vieron exacerbados por el comportamiento de la especie. Durante el transcurso de esta investigación se

encontraron diferencias entre lo reflejado por el mapa de uso de suelo y la realidad, por lo que se compararon las observaciones realizadas en campo con respecto al mapa. Esta comparación mostró diferencias significativas entre lo observado en el campo y lo representado.

En general, al hacer las comparaciones existe un mayor número de hábitats (siete *versus* cuatro), que de acuerdo al mapa de uso de suelo estaría utilizando la especie en estudio, sin embargo, esto no se apega a la realidad de las observaciones. Durante los seguimientos las aves de la especie *Thryothorus rufalbus* fueron observadas únicamente en hábitats de bosque, charrales, corredores ribereños y potreros con alta cobertura y al hacer las comparaciones se encontraron diferencias significativas ($p < 0,0001$), con respecto a la frecuencia de observaciones. Con el propósito de evaluar si las áreas de los ámbitos de hogar de los individuos de *Thryothorus rufalbus* dependieron del número de localizaciones se creó un diagrama de dispersión con las localizaciones y las áreas calculadas para cada individuo en los diferentes parches. El diagrama muestra que el área de los ámbitos de hogar de las aves monitoreadas no dependió del número de localizaciones obtenidas para cada uno de ellos. Esto es importante dada la dificultad de monitorear los diferentes parches homogéneamente, lo cual generó diferencias en los esfuerzos de muestreo de individuo por parche.

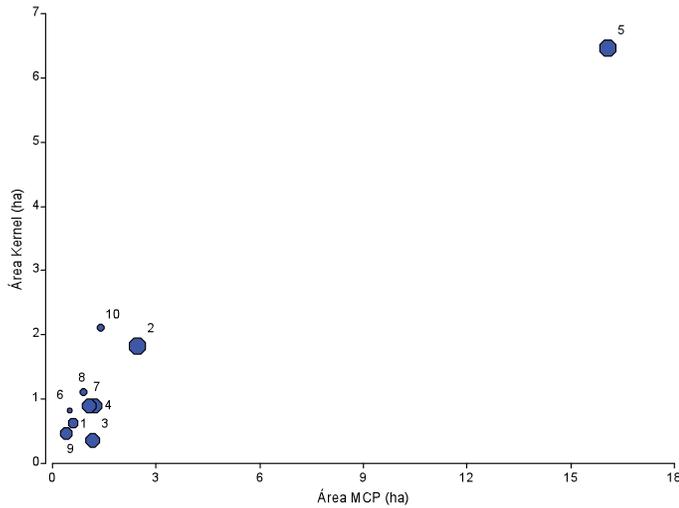


Figura 2. Análisis de asociación mediante un diagrama de dispersión, comparando el área (m²) calculada por los métodos *fixed* de Kernel y MCP, con respecto al número de localizaciones por individuo. El tamaño del símbolo es proporcional al número de localizaciones por individuo y el número a la par identifica a cada uno de los individuos monitoreados.

En la Figura 2 se encuentran los diferentes individuos monitoreados y las áreas calculadas por cada uno de los métodos de ámbitos de hogar, nótese que el individuo cinco es el único que se encuentra alejado del resto. Este caso en particular se convierte en un *outlier*, dado que su área se vio ampliada debido al proceso de dispersión en el que se encontraba al momento de los seguimientos, caso contrario se presentó con el resto de los individuos quienes mostraron territorios ya establecidos y ámbitos de hogar definidos. Las áreas de los ámbitos de hogar no dependieron del número de localizaciones, dando esto lugar a las comparaciones entre las áreas de los individuos en parches aislados y parches conectados.

La Prueba T Pareada aplicada no mostró diferencias significativas con respecto a las áreas de los individuos muestreados en parches aislados y parches conectados ($t = -1,06$; $p = 0,3170$).

Para la validación de la propuesta de conectividad estructural se utilizaron todas las localizaciones de las especies focales recolectadas a través de los diferentes métodos. La especie *Thryothorus rufalbus* fue la que obtuvo el mayor número de localizaciones (90% del total), esto como resultado del experimento con radiotelemetría (Cuadro 2).

Cuadro 2. Resumen de las localizaciones de individuos de las tres especies focales por medio de diferentes métodos de muestreo en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua

Método	Especie focal			Total
	<i>T. rufalbus</i>	<i>C. linearis</i>	<i>T. doliatus</i>	
Radio-telemetría	1.322	----	----	1.322
Capturas con redes	19	88	7	114
Transectos	6	7	4	17
Búsquedas intensivas	33	36	10	79
Totales	1.380	131	21	1.532

El hábitat que registró el mayor número de localizaciones fue el bosque, que también posee el valor de fricción más bajo. Las observaciones realizadas en parches de bosque comprenden el 81% del total. Los hábitats charrales y tacotales abarcan un total del 15% de las observaciones. Conjuntamente, estos tres tipos de hábitat incluyen el 96% de todas las observaciones de las especies focales (Cuadro 3).

Cuadro 3. Resultados tablas de frecuencia

Especie	Hábitat (valor de fricción)										Totales
	Bosque (1)		Charrales y tacotales (2)		Cercas vivas (3)		Potreros con árboles (6)		Potreros abiertos (9)		
	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	
<i>C. linearis</i>	124	0,95	0	0	4	0,03	2	0,02	1	0,01	131
<i>T. doliatus</i>	17	0,81	0	0	3	0,14	1	0,05	0	0	21
<i>T. rufalbus</i>	1.103	0,80	240	0,17	6	0,004	31	0,02	0	0	1.380
Totales	1.244		240		13		34		1		1.532

Valores de fricción tomados de Useche (2006).

FA = frecuencias acumuladas

FR = frecuencias relativas

Individuos observados en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua.



La autora en el campo con su equipo de radiotelemedría. Foto: BNPP

Los hábitats, tales como, los corredores ribereños, los mosaicos, los sistemas agroforestales, los monocultivos, las áreas urbanas, los cuerpos de agua y nubes y las sombras que agrupan el resto de los valores de fricción utilizados no incluyen ninguna observación de las especies focales, lo que refuerza la definición de estas como dependientes del bosque y amplía la interrogante sobre la funcionalidad de este paisaje para estas especies.

En general, se puede observar que los individuos de *Thryothorus rufalbus* monitoreados poseen ámbitos de hogar relativamente pequeños, en comparación con la disponibilidad de áreas con vegetación dentro de los parches evaluados, probablemente como consecuencia de su elevada territorialidad y de la presencia de otros individuos machos dentro de los mismos parches de bosque, sumado al efecto que la época reproductiva pudo tener sobre el comportamiento de estos individuos. Por otro lado, las áreas de los ámbitos de hogar calculadas con los métodos de Kernel (*fixed*) y MCP no difirieron significativamente, pudiéndose utilizar ambos métodos indistintamente para obtener resultados similares.

CONCLUSIONES

Con base en las observaciones de las especies focales por medio de los diferentes tipos de monitoreo (capturas con redes, búsquedas intensivas, recorrido de transectos y radio-telemedría), se concluye que las especies seleccionadas para este estudio (*Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*), descritas por Stiles (1983) como dependientes del bosque, realmente se apegan a esta definición ya que un gran porcentaje de las observaciones de estas especies estuvo asociado a la existencia de cierta cobertura arbórea, evitando las áreas abiertas y desprovistas de vegetación como los potreros abiertos.

El movimiento de dos hembras pertenecientes a las especies focales *Chiroxiphia linearis* y *Thryothorus rufalbus* sugieren la existencia de conectividad funcional dentro del paisaje fragmentado de Matiguás. Sin embargo, aún se necesita de mayores estudios para determinar el tipo de conexiones estructurales que están utilizando para desplazarse dentro del paisaje. Reconocer la importancia de los movimientos de estas especies es fundamental

para el establecimiento de planes de conservación que integren las áreas productivas. El conocimiento sobre los tipos de hábitat (bosque, charrales y tacotales, cercas vivas y potreros con árboles) que están proveyendo a las aves de conectividad funcional dentro de estas áreas es esencial para garantizar la permanencia de estas especies en este tipo de paisaje productivo.

Por último, es importante resaltar que las observaciones realizadas de las especies focales se apegan a los valores mínimos de fricción utilizados para la creación de la propuesta de conectividad estructural dentro del paisaje fragmentado de Matiguás.

Se recomienda para la elaboración de los mapas con base en imágenes digitales usar una escala de digitalización acorde con las necesidades de la investigación, de tal manera que puedan obtenerse detalles congruentes con la realidad. La calidad de las herramientas a utilizar depende muchas veces del presupuesto destinado para la investigación. Sin embargo, es muy importante contar con elementos actualizados debido a lo variable que pueden ser estos paisajes en periodos muy cortos de tiempo. Igualmente, se recomienda realizar un estudio similar con especies dependientes del bosque fuera de sus épocas reproductivas, evitando así el efecto de la defensa activa de los territorios de reproducción que puede estar generando sesgos al evaluar la movilidad y los ámbitos de hogar de estos individuos.

Por otro lado, dada la dificultad para monitorear el movimiento de muchas especies de aves es importante que para llevar a cabo estudios exitosos se realice una combinación de técnicas que incrementen la probabilidad de observación de los individuos bajo monitoreo.

Además, es primordial realizar estudios que relacionen el uso de hábitat de las especies y la disponibilidad de hábitat en estos paisajes fragmentados, especialmente importante para el caso de especies dependientes del bosque. De igual forma, la inclusión de estudios relacionados con la viabilidad de estas poblaciones podrá generar mayores elementos para el manejo de estas áreas, considerando la conservación de las especies analizadas. También, se recomienda realizar mayores estudios sobre los elementos del paisaje que están proveyendo de conectividad funcional a especies dependientes del bosque (parches de bosque, charrales y tacotales, cercas vivas y potreros con árboles), tenemos evidencia que sugiere que existe ésta conectividad. Sin embargo, aún no está claro cuales elementos dentro

del paisaje, además de los charrales, están facilitando el movimiento de las diferentes especies.

Finalmente, se recomienda la implementación de sistemas silvopastoriles, tales como potreros con árboles dispersos y cercas vivas multi estrato, los cuales han probado ser elementos fundamentales para incrementar la conectividad estructural y por lo tanto pueden estar contribuyendo considerablemente a la conectividad funcional provista por este paisaje para especies dependientes del bosque.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Trad. JM Blanch. San José, CR. UICN. 1278 p.
- Bierregaard, RO Jr; Lovejoy, TE; Kapos, V; dos Santos, AA; Hutchings, RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11):859-866.
- Burt, W. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.
- Castellón, T; Sieving, K. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20 (1):135-145.
- Cerrud, H. 2005. Efecto del pago por servicios ambientales y otras variables socioeconómicas en la adopción de usos de suelo amigables con el ambiente en zonas ganaderas de Esparza, Costa Rica y Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 167 p.
- Clergeau, P; Burel, F. 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning* 38:37-43.
- Corlatti, L; Hackländer, K; Frey-Roos, F. 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology* 23(3):548-556.
- Coulon, A; Cosson, JF; Angibault, JM; Cargnelutti, B; Galan, M; Morellet, N; Petit, E; Aulagnier, S; Hewison, JM. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 12:2841-2850.
- DeFries, R; Hansen, A; Newton, A; Hansen, M. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15(1):19-26.
- Dunning, JB; Danielson, JB; Pulliam, HR. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacis, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):30-39.
- Holdridge, L. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. Servicio editorial e imprenta del IICA. Quinta reimpresión. San José, Costa Rica. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 216 p.

- INAFOR (Instituto Nacional Forestal). Frontera agrícola. Dirección de Fomento Forestal- INAFOR. Managua, Nicaragua. 15 p.
- INETER (Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales). NI. 2006. División político-administrativa de Nicaragua (en línea). Managua, NI. Consultado 21 nov. 2006. Disponible en <http://www.ineter.gob.ni/caracterizaciongeografica/capitulo6.html>
- MAGFOR (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Forestal). 2001. Información cartográfica. MAGFOR. NI.
- Meyrat, A. 2000. Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. Protierra/MARENA/CBA. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Morales, JM; Ellner, SP. 2002. Scaling up animal movements in heterogeneous landscapes: the importance of behavior. *Ecology* 83(8):2240-2247.
- Morrison, SA; Boyce, WM. 2008. Conserving connectivity: some lessons from mountain lions in Southern California. *Conservation Biology* 23(2):275-285.
- Raim, A. 1978. A radio transmitter attachment for small passerine birds. *Bird Banding* Autumn 326-332.
- Ramírez, L. 2006. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 175 p.
- Rappole, J; Tipton, A. 1991. New harness design for attachment of radio-transmitters to small passerines. *Journal of Field Ornithology* 62(3):335-337.
- Ricketts, TH. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158(1):87-99.
- Schumaker, N. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4):1210-1225.
- Sieving, K; Willson, M; DeSanto, T. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14(4):1120-1132.
- Spencer, S; Cameron, G; Swihart, R. 1990. Operationally defining home range: temporal dependence exhibited by hipad cotton rats. *Ecology* 71:1817-1822.
- Stevens, V; Polus, E; Wesselingh, R; Shtickzelle, N; Baguette, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology* 19:829-842
- Stiles, G. 1983. Costa Rican Natural History. (ed). D. Janzen. USA. University of Chicago Press. 823 p.
- Stouffer, PC; Borges, S. 2001. Conservation recommendations for understory birds in Amazonian forest fragments and second-growth areas. In Bierregaard, Jr. RO; Gascon, C.; Lovejoy, TE and Mesquita, R. (eds). *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Sheridan Books; Michigan, USA. pp. 248-261.
- Taylor, PD; Fahrig, L; Henein, K; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573.
- TELONICS (Telemetry Electronics Consultants). USA. 2006. Wildlife Tracking (en línea). Impala, USA. Consultado 12 nov. 2006. Disponible en <http://www.telonics.com/wildlife.php>
- Useche, C. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- USGS (United States Geological Survey). USA. 1998. Manual of animal movement (en línea). Alaska, USA. Consultado 08 nov. 2006. Disponible en http://www.absc.usgs.gov/glba/gistools/animal_mvmt.htm

Avances de Investigación

Caracterización de reptiles y percepción local hacia las serpientes en la subcuenca del río Copán, Honduras

B. Alemán¹, F. DeClerck², B. Finegan², F. Casanoves², J. García³

RESUMEN

En tres tipos de sistemas silvopastoriles (SSP), dos tipos de bosques remanentes y en potreros tradicionales, típicos de las fincas ganaderas de la subcuenca del río Copán, Honduras, se evaluó la diversidad de reptiles y la percepción local hacia las serpientes utilizando el transecto de ancho fijo y entrevistas semiestructuradas. Se registraron 56 especies de reptiles: 34 serpientes (seis venenosas y 28 no venenosas), 21 lagartijas y una tortuga. La riqueza total esperada correspondió a 78 especies. Se encontró diferencia en riqueza y abundancia de reptiles entre cuatro hábitats ($p = 0.0001$), resultando el bosque latifoliado con los mayores valores ($s = 15$, $n = 109$) y el potrero tradicional con los menores valores ($s = 2$, $n = 4$). Las serpientes no venenosas fueron percibidas como “buenas” y fueron identificadas con menor certeza. Las venenosas fueron percibidas como “malas” y fueron identificadas con mayor certeza. Se concluyó que la riqueza de reptiles en la subcuenca del río Copán es relativamente alta, correspondiendo al 24% del inventario actual de Honduras. La matriz agropecuaria del paisaje aportó el 70% de la diversidad de reptiles, resaltando el SSP de cercas vivas con el mayor índice de diversidad (Shannon), y los parches de bosque latifoliado el 30%. Se determinó correlación entre la diversidad de reptiles y árboles con diámetro a la altura del pecho (dap) < 10 cm, porcentaje de cobertura de hojarasca, número de estratos de cobertura vegetal, porcentaje de cobertura de copa y porcentaje de humedad relativa ($p \leq 0.05$). Ningún productor indicó que el ofidismo sea desventaja en el SSP-potrero con árboles dispersos.

Palabras claves: fragmentación, sistemas silvopastoriles, lagartijas, serpientes, agricultores maya-chortí, ofidismo

ABSTRACT

We worked with cattle ranchers in the Copan River watershed of Honduras to evaluate the conservation value of this landscape for reptiles and to evaluate the farmer perceptions regarding these organisms. We used 48 transects, sampled the dominant landuses of this landscape to characterize the reptile community. For our study of local perceptions, we interviewed 56 farmers using semi-structured interviews. We documented 56 of 78 expected reptile species in the Copan watershed, including nine new reports for the area. We found significant differences for reptile richness ($F_{5,383} = 6.69$ and $p = 0.0001$) and abundance ($F_{5,383} = 7.20$ and $p = 0.0001$) between four of the landuses sampled, where the broadleaf forest exhibited the greatest values (15 species and 109 individuals) and the traditional pasture with low tree cover the lowest values. Farmers indicated that non-venomous snakes are beneficial, and venomous species are harmful, however they had difficulties distinguishing between the two. The reptile species richness in the watershed is high, corresponding to 24% of species recorded in Honduras. Our data supports the notion that silvopastoral systems do contribute to the conservation of reptiles within this landscape with 70% of species found in the managed component of the landscape. Canopy cover, leaf litter, number of tree strata, tree density, and relative humidity were all positively and significantly correlated ($p \leq 0.05$) to reptile diversity and abundance. None of the farmers interviewed indicated that the increased abundance of venomous snakes was a deterrent to the implementation of silvopastoral systems.

Keywords: diversity, fragmentation, landscape, silvopastoral systems, forests, lizards, snakes, agriculture, maya-chortí, mestizo, snake-bite, local knowledge

INTRODUCCIÓN

El continuo crecimiento demográfico en las zonas tropicales del mundo, asociado a la demanda de materias primas en los países desarrollados ha generado la constante explotación de los recursos naturales. La ganadería

bovina, principal fuente de carne y productos lácteos, se ha expandido ocasionando cambios de vegetación forestal a pasturas. De igual manera, se ha incrementado la explotación forestal. La presión de estos dos factores socioeconómicos sobre el recurso bosque se considera

¹ Universidad Nacional de Agricultura, Honduras. Correo electrónico: bayardoaleman@yahoo.com

² CATIE, CR. Correos electrónicos: fdeclerck@catie.ac.cr, bfinegan@catie.ac.cr, casanoves@catie.ac.cr

³ Conservación Internacional, Costa Rica. Correo electrónico: j.garciamoreno@conservation.org

la principal causa del impacto ambiental y la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas naturales (Murgueitio 2003, Steinfeld 2000, Kaimowitz 1996).

En Mesoamérica y Suramérica, durante las últimas tres décadas se ha promocionado la reconversión de los sistemas de producción agropecuarios tradicionales hacia sistemas intensivos sostenibles con resultados infructuosos. Los sistemas silvopastoriles (SSP), por su contribución a mitigar el avance de la frontera agrícola fueron propuestos como la principal alternativa para incrementar la producción ganadera y conservar los recursos naturales (CATIE 2003, De Groot *et al.* 2002, Pezo e Ibrahim 1999, Harvey y Haber 1999).

Diversos estudios establecen que los SSP de cercas vivas y árboles dispersos en potreros, al establecer conectividad estructural entre parches de bosque, proporcionan hábitat para diversas especies de fauna (Medina *et al.* 2007, Harvey *et al.* 2003, Cepeda 2003). Sin embargo, se considera que la implementación de los SSP está limitada por la actitud de resistencia a su adopción por los productores, generada por factores económicos, sociales, políticos, biofísicos y culturales. Entre los factores culturales se mencionan el ofidismo, sobredimensionado por la creencia popular de que los SSP representan un hábitat ideal para las serpientes venenosas (Pound 1997, UNMSM 2000, Fujisaka *et al.* 2001).

En este orden, se evaluó la diversidad de reptiles y la percepción local hacia las serpientes en Copán, Honduras, en fincas ganaderas que contienen SSP, considerados sistemas que integran factores socioeconómicos con la ecología y la biología de la conservación que caracterizan al desarrollo sostenible (García 2002, DeClerck *et al.* 2006). La subcuenca del río Copán, localizada en la región occidental del altiplano hondureño, se caracteriza por el predominio de un paisaje con alta fragmentación de hábitat (Sanfiozeno 2007), lo que determina un impacto negativo para las comunidades de fauna (Blackburn y de Haan 1999, Saunders *et al.* 1990). De esta manera, las poblaciones de reptiles estarían siendo afectadas provocando el declive o extinción de algunas especies (Young *et al.* 2001, Wyman 1990; Blaustein *et al.* 1994).

Otros estudios indican que muchas especies vegetales y animales sobreviven en los parches de bosques, e incluso que algunas especies de hábitats originales se adaptan al ambiente antrópico (Halffter 2002 y Wiens 1997).

La investigación se basó en los siguientes objetivos: 1) comparar la riqueza y la abundancia absoluta de reptiles en tres tipos de SSP, potreros tradicionales y dos tipos de bosques secundarios; 2) determinar la percepción de la población local hacia las serpientes y la preferencia por tipos de potrero en el agropaisaje de la subcuenca del río Copán; 3) cuantificar la incidencia del accidente ofídico en humanos y en animales domésticos en el área de influencia del estudio; y 4) generar criterios que contribuyan a remover barreras culturales relacionadas con la percepción y ocurrencia de accidentes ofídicos que podrían estar limitando la adopción de SSP.

MATERIALES Y MÉTODOS

La subcuenca del río Copán se localiza en el departamento de Copán, al occidente de Honduras, entre las coordenadas 14°43'-14°58' latitud norte y 88°53'-89°14' longitud oeste. Se caracteriza por presentar una topografía irregular con fuertes pendientes y un rango altitudinal de 600 a 1.600 msnm. La precipitación y temperatura media anual son de 1.600 mm y 21 °C, respectivamente (Otero 2002, Guillén 2002). La región presenta dos periodos climáticos definidos, una época seca con duración aproximada de cinco meses entre diciembre y abril y la época lluviosa entre mayo y noviembre (Otero 2002, Cisneros 2005).

Según Holdridge (1998) y Wilson y Townsend (2007), la zona de vida corresponde a bosque húmedo subtropical premontano, caracterizado por un clima seco intermedio típico de la región de bosque de pino-roble del altiplano de Honduras. Durante la fase exploratoria, realizada en la época seca, se determinó que el área bajo estudio se subdivide en dos zonas microclimáticas: la zona húmeda y la zona seca (Figura 1). Entre ambas zonas se observó una región de transición de bosque pino-roble a bosque latifoliado y de acuerdo con las curvas de precipitación (CCAD 2008) estimadas para la región, el punto central de Copán Ruinas (zona seca) está más influenciado por la cota de 1.400 mm anuales de precipitación. El punto central de Santa Rita (zona húmeda) recibe mayor influencia por la cota de 1.600 mm anuales de precipitación.

Sanfiozeno (2007) estableció que la subcuenca del río Copán tiene una extensión de 598 km² e indica que el 72% del suelo es de uso agropecuario, el 25% corresponde a cobertura forestal y el 3% corresponde a otros usos.

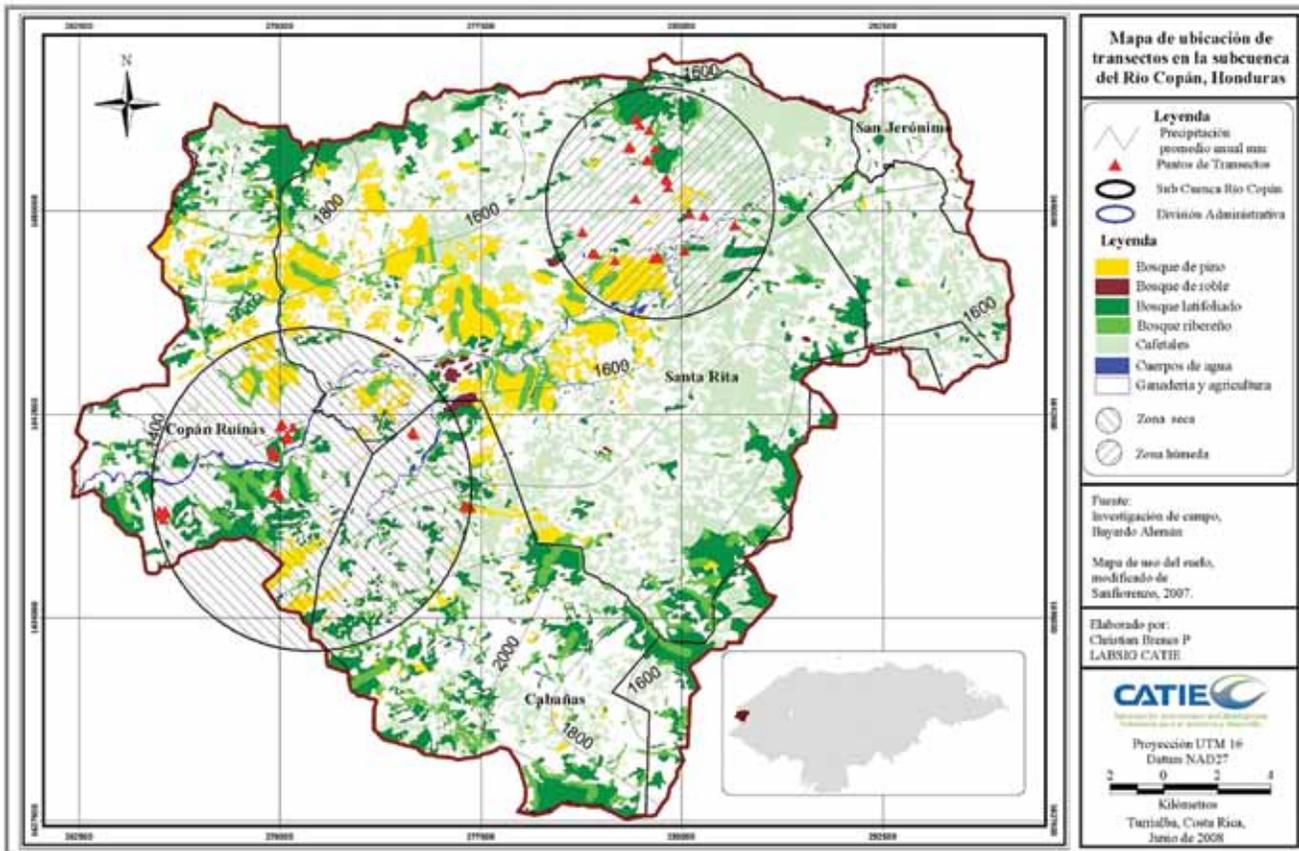


Figura 1. Mapa de ubicación de transectos en la subcuenca del río Copán, Honduras

Con base en observaciones de campo se estableció que la mayor parte del área con bosque de pino densidad media, pino con densidad rala y bosque mixto es utilizado en ganadería tradicional. Esto se da en las modalidades de pastoreo bajo bosque de pino y potrero tradicional con árboles dispersos, lo que adiciona un 11% al 40% del área de uso de suelo en pastoreo señalado por Sanfiozeno (2007), estimándose en 51% el total de área de suelo utilizado para la ganadería en la subcuenca del río Copán.

A escala de paisaje, la subcuenca del río Copán corresponde a un mosaico compuesto por parches de bosques de pino-roble, latifoliado y ribereño (25%), dentro de una matriz agropecuaria (75%), ocupada en su mayor parte por pasturas para la ganadería bovina.

En este sistema productivo predomina la ganadería extensiva caracterizada por el potrero tradicional, compuesto por pastura natural y árboles dispersos con muy baja densidad (SSP de baja densidad). Además, el 3% de la superficie ocupada por la ganadería corresponde a cercas vivas y SSP de alta densidad (Sanfiozeno 2007).

Territorialmente la región se divide en ocho municipios: Santa Rita, Cabañas, Copán Ruinas, Concepción, San Agustín, Paraíso, La Unión y San Jerónimo, que están conformados por 28 comunidades y registran 115.751 habitantes (INE 2001). Cuatro municipios destacan por estar políticamente organizados en la MANCORSARIC (Mancomunidad de Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo). Entre estos, sobresale Copán Ruinas por el Monumento Nacional Ruinas de Copán, sitio arqueológico de la antigua cultura Maya declarado patrimonio de la humanidad por la Unesco (Barborak *et al.* 1984). Asimismo, Otero (2002) indica que el desarrollo socioeconómico en la subcuenca del río Copán se caracteriza por la actividad agropecuaria tradicional.

Estimación de riqueza y abundancia de reptiles

El área de estudio se delimitó seleccionando las fincas y se definieron los tratamientos a evaluar para establecer los transectos de muestreo. La investigación se orientó a los reptiles (terrestres y arborícolas) presentes en la subcuenca del río Copán, evaluando los hábitats correspondientes a los seis usos de suelo predominantes en las

fincas ganaderas: i) cercas vivas; ii) potreros con árboles dispersos; iii) pastoreo bajo bosque de pino; iv) potrero tradicional (sin cobertura arbórea); v) bosque ribereño; y vi) bosque latifoliado secundario. Estos seis usos de suelos constituyeron los tratamientos experimentales. La parcela experimental consistió en un transecto de muestreo de 100 m de largo por 4 m de ancho.

Considerando la tipificación en la zona seca y húmeda, los transectos de muestreo se establecieron equitativamente entre el sector de río Amarillo, municipio Santa Rita, característico de la zona húmeda, y los sectores de la Estanzuela, San Rafael, Los Salitres y parque arqueológico, municipios Copán Ruinas y Cabañas, característicos de la zona seca. Se trabajó en 15 diferentes fincas, ocho en la zona húmeda y siete en la zona seca. Dentro de cada zona se marcaron cuatro repeticiones (transectos), para cada uno de los seis tratamientos, resultando un total de 24 transectos de muestreo por zona, y por tanto, 48 transectos totales.

La zona seca está separada de la zona húmeda por una distancia promedio de 25 km. Entre las fincas, agrupadas por zona, existe una distancia promedio de 4 km. La selección de las fincas se basó en que estas fueran representativas de todos los seis usos de suelo evaluados, o en su defecto, de algunos de ellos. Para establecer los transectos se seleccionaron las áreas más representativas en tamaño y cobertura vegetal de cada uso de suelo.

Para reducir el efecto de borde, cada transecto se marcó desde el centro del área seleccionada, punto que a la vez fue el centro de cada transecto, desde el cual se delimitaron sus dimensiones (100 m largo por cuatro m de ancho), estableciendo la orientación aleatoriamente. De esta forma, se realizó un muestreo que respondía a un diseño experimental con arreglo trifactorial de tratamientos: i) uso del suelo con seis niveles (seis usos de suelo); ii) zona con dos niveles (seca y húmeda); y iii) épocas con dos niveles (seca y lluviosa).

Los 48 transectos establecidos se muestrearon ocho veces, resultando un total de 384 muestreos, con duración promedio de 0,33 horas por transecto, lo que totalizó 127 horas de muestreo y 153.600 m² (15,36 ha) de área muestreada. Los ocho muestreos por transecto se realizaron en proporciones iguales para cada época: cuatro (50%) en la época seca y cuatro (50%) en la lluviosa.

En cada época dos de los muestreos (50%) fueron diurnos y los otros dos (50%) fueron nocturnos, considerando los hábitos entre diferentes especies de reptiles.

Los muestreos diurnos se realizaron entre las 7 a.m. y las 12 p.m. y los nocturnos entre las 6 p.m. y las 12 a.m. Durante cada época se utilizaron los mismos transectos, y transcurrieron 13 días entre un muestreo diurno y uno nocturno, en un mismo transecto. De igual forma, entre el fin del muestreo de la época seca y el inicio del muestreo de la época lluviosa, se interrumpió el muestreo durante 21 días para permitir el restablecimiento de las condiciones físicas de la estructura del transecto y así reducir el sesgo en la evaluación.

En cada muestreo o transecto se registró la cantidad de individuos colectados y nombres comunes, temperatura ambiente (°C), humedad relativa (%) y la hora y el tiempo transcurrido durante el muestreo. Para cada transecto se registraron las coordenadas geográficas, el total de árboles con diámetro a la altura del pecho (dap) mayor a 10 cm. A su vez, en cada transecto se establecieron cuatro subparcelas de 2 m x 2 m, cada 25 m, donde, utilizando un densiómetro, se midió el porcentaje de cobertura de copa. Además, se registró el número de niveles de la estructura vertical vegetal (número de estratos), la densidad de árboles con dap menor a 10 cm, la altitud, la pendiente y la orientación de la pendiente. El porcentaje de cobertura de hojarasca y de piedras superficiales se midió en base a un metro cuadrado, marcado en el centro de cada subparcela de 2 m x 2 m.

El muestreo se realizó con la técnica de barrido completo en transectos de ancho fijo (Heyer *et al.* 2001). Esta práctica consistió en la búsqueda de especímenes sobre la superficie del terreno y en la vegetación hasta una altura aproximada de 3 m, realizándose remoción de hojarasca, piedras, troncos y epífitas. En la mayoría de los casos, se capturaron los reptiles utilizando ganchos o pinzas herpetológicas, depositándolos en bolsas de manta para la identificación taxonómica mediante la aplicación de las claves propuestas por Kohler (2003).

Para generar información complementaria al inventario de especies se realizaron 20 jornadas de colecta general con una duración aproximada de cuatro horas cada una (80 horas totales). Esta práctica consistió en el muestreo selectivo de microhábitats específicos y únicamente se consideró en el registro las especies no encontradas en los transectos de muestreo. Los especímenes que morían por el estrés de la captura, por atropello de vehículos o por la acción de trabajadores agrícolas, así como el caso de algunas especies que requirieron confirmación por un herpetólogo, fueron fijados con formalina al 10% y preservados en frascos de cristal.

Caracterización de la percepción local hacia las serpientes

La investigación se orientó a los dos grupos socioculturales dominantes en la región: la población campesina maya-chortí y la mestiza. Se utilizaron entrevistas semiestructuradas seleccionando informantes ganaderos y agricultores claves. La población muestral consistió en 14 pequeños, 14 medianos y 14 grandes ganaderos, representantes de la población mestiza, clasificados por Trautman (2007). Además, se incluyeron 14 agricultores representantes de la población maya-chortí. Los ganaderos fueron seleccionados en los cuatro principales municipios de la subcuenca: Copán Ruinas, Cabañas, Santa Rita y San Jerónimo, en función de accesibilidad a sus fincas.

Los agricultores maya-chortí se seleccionaron en las comunidades Boca del Monte y El Chilar, jurisdicción del municipio de Copán Ruinas y Gotas de Sangre, jurisdicción del municipio de Santa Rita.

Se realizaron 56 entrevistas semiestructuradas (14 en la categoría de productor), aplicando un protocolo organizado en cuatro secciones: i) preferencia por tipo de pastura; ii) percepción local hacia las serpientes; iii) accidente ofídico con personas y con animales domésticos; iv) identificación entre serpientes venenosas y no venenosas y sus hábitats preferidos. El protocolo de la entrevista incluyó dos juegos de cartillas, uno con fotografías de los cuatro principales tipos de potrero característicos de la zona; pastura natural y sin árboles dispersos, conocido como potrero abierto o tradicional (PAB), potrero con pasto mejorado y sin árboles dispersos (PMsAD), potrero natural bajo bosque de pino (PbBP) y el sistema silvopastoril (SSP) de potrero con árboles dispersos (PAD).

La segunda cartilla consistió en fotografías de los ocho hábitats típicos de las fincas ganaderas; PAB, PbBP, PAD, cerca viva (CV), bosque ribereño (BR), bosque latifoliado (BL), cafetales (CA) y áreas de cultivos agrícolas en descanso, conocidas como guatal (GU). Además, la segunda cartilla incluye fotografías de 20 serpientes (12 comunes y ocho infrecuentes), seis venenosas y 14 no venenosas, identificadas en la región.

Análisis de datos

Se realizó análisis de varianza (ANDEVA) y comparación de medias, aplicando la prueba LSD de Fisher para la riqueza y la abundancia de especies, utilizando el programa estadístico *InfoStat* versión 2007 (InfoStat

2007). El número general de especies esperadas en todo el paisaje y por cada uso de suelo se calculó aplicando el modelo de función acumulativa (ecuación de Clench, mediante los softwares *InfoStat* versión 2007 y *EcoSim* (Gotelli y Entsminger 2001), graficándose las respectivas curvas de acumulación en ambos casos.

La diversidad de especies fue estimada con el índice de Shannon (H'), calculado con el método no paramétrico de remuestreo Bootstrap y utilizando los intervalos estándar al 95% de confianza ($P \leq 0,05$). La composición de especies entre hábitats se comparó mediante el análisis de similitud, aplicando el método de Jaccard (simple average link), utilizando el programa *Biodiversity Profesional* (McAleece et al. 1997). En complemento, se graficó la distribución de especies por usos de suelo, aplicando el método de promedio recíproco (reciprocal averaging), mediante el análisis multivariado de ordenación (DECORANA) y el programa *PCord* (McCune y Bofford 1999).

Los factores ambientales y vegetales de cada hábitat y la riqueza y abundancia de reptiles se compararon mediante el análisis de correlación con el programa *InfoStat* versión 2007 (InfoStat 2007).

Los datos de caracterización de la percepción local hacia las serpientes se analizaron utilizando estadística descriptiva y gráficos de barras. Para determinar la existencia de asociaciones entre categorías de las variables categorizadas se usaron pruebas de independencia. Para esto se construyeron tablas de contingencia que fueron analizadas por medio del estadístico Chi Cuadrado máximo verosímil. Para visualizar las asociaciones en el caso de rechazar la hipótesis de no independencia ($\alpha = 0,05$), se realizaron análisis de correspondencias canónicas simples utilizando el software *InfoStat* (2007).

RESULTADOS

Se identificaron 56 especies con un total de 325 individuos de reptiles pertenecientes a 12 familias taxonómicas, 33 especies con 265 individuos se registraron en los transectos de muestreo y 23 especies con 60 individuos en la colecta general. Nueve especies son un primer registro para la zona: *Hemidactylus frenatus*, *Norops sagrei*, *Trimorphodon biscutatus*, *Crotalus durissus*, *Porthidium ophryomegas*, *Gymnophthalmus speciosus*, *Norops lemuringus*, *Corytophanes cristatus* y en confirmación *Norops* cf.⁴ *amplisquamus*.

⁴ cf = confer (la especie está en confirmación)

Las especies encontradas corresponden a 34 serpientes, 21 lagartijas y una tortuga terrestre. Entre las serpientes, la familia Colubridae resultó la más numerosa, agrupando el 46% de la riqueza (26 especies). Entre las lagartijas, la familia Iguanidae aportó el 27% de la riqueza (15 especies) y el 27% restante correspondió a 10 familias adicionales (15 especies). El esfuerzo de muestreo combinado de colecta general y transectos experimentales, si bien registró un total de 56 especies, no logra llegar a la asíntota en la curva de acumulación (Figura 2).

Mediante los programas *EcoSim* (Gotelli y Entsminger 2001) e *InfoStat* (2007) y a partir de los datos combinados de la colecta general y los transectos de muestreo de riqueza y abundancia (56 especies y 325 individuos), se aplicó el modelo de función acumulativa de Clench (recuadro sombreado en Figura 2), el cual predice encontrar un total de $78 \pm$ tres especies para el área de estudio. Cinco lagartijas resultaron con el mayor registro de individuos, representando el 73% de la abundancia: *Norops tropidonotus* (86 individuos), *Norops uniformis* (49 individuos), *Norops cf. amplisquamosus* (30 individuos), *Sphenomorphus cherriei* (18 individuos) y *Norops capito* (11 individuos), ver Figura 3 y Cuadro 1. El 27% de la abundancia (71 individuos) lo representaron 28 especies adicionales. McCranie *et al.* (1992) establecen que el *Norops cf. amplisquamosus* es endémica del norte de Honduras, reportándose en este estudio como primer registro para Copán bajo la condicionante que necesita ser confirmada (cf.).

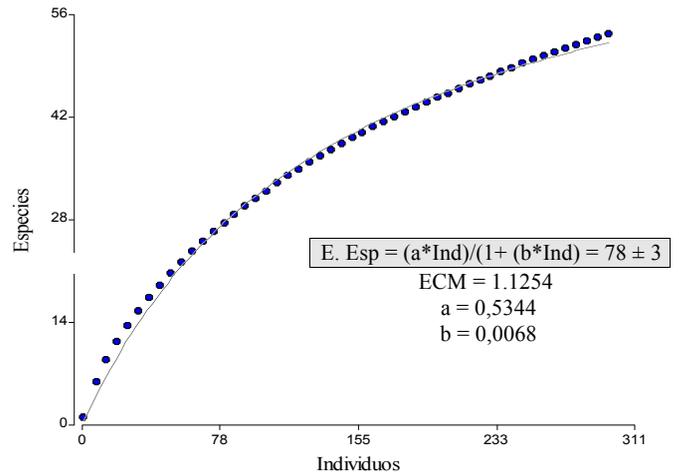


Figura 2. Curva de función acumulativa para especies esperadas según el modelo de Clench

E. Esp = especies esperadas
 ECM = error cuadrático medio
 a = ordenada del origen de la curva
 b = pendiente de la curva
 Ind = individuos

La serpiente *Typhlops standelmani* se encontró en el uso de suelo cafetal, durante la colecta general, la cual además de registrar una abundancia relativa infrecuente y vulnerabilidad medioambiental media, está reportada como endémica del noroeste de Copán y sudoeste de Yoro en Honduras (McCranie y Wilson 2001). Así mismo, se registraron 11 individuos de la serpiente *Bothrops asper* con una distribución de tres ejemplares en cafetales, seis en potrero abierto, una en bosque de pino y una en bosque ribereño, en la zona seca y en la zona húmeda, ocupando el primer lugar

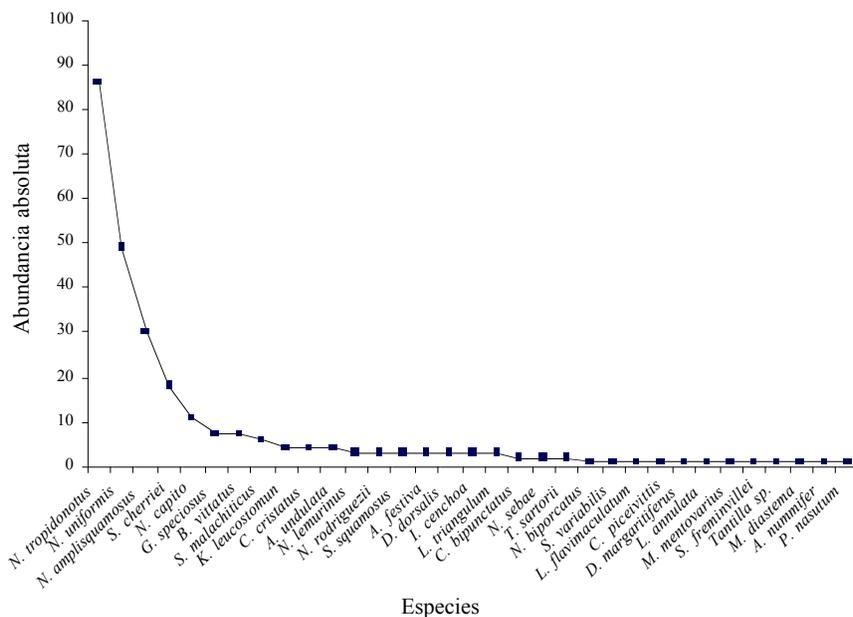


Figura 3. Curva de rango-abundancia de reptiles, de la subcuenca del río Copán, en los transectos de muestreo

Cuadro 1. Especies, abundancia absoluta (n) y vulnerabilidad medioambiental (VMA) de reptiles, en los transectos de muestreo por tipo de hábitat y zona, en la subcuenca del río Copán, Honduras

N°	Especie	Hábitats						N	Zona	AR ²	VMA ³
		BL	BR	BP	CV	PA	PAB				
Kinosternidae											
1	<i>Kinosternon leucostomun</i>	0	2	0	0	0	2	4	H	C	Baja
Gymnophthalmidae											
2	<i>Gymnophthalmus speciosus</i> ¹	1	3	1	0	2	0	7	H, S	I	Baja
Iguanidae											
3	<i>Norops tropidonotus</i>	35	13	14	10	14	0	86	H, S	C	Baja
4	<i>Norops uniformis</i>	34	14	0	0	1	0	49	H	C	Media
5	<i>Norops capito</i>	11	0	0	0	0	0	11	H	I	Media
6	<i>Norops biporcatus</i>	0	1	0	0	0	0	1	S	I	Media
7	<i>Norops lemurinus</i> ¹	0	1	0	2	0	0	3	H	I	Baja
8	<i>Norops cf. amplisquamosus</i> ¹	9	16	3	2	0	0	30	H, S	C	Alta
9	<i>Norops rodriguezii</i>	0	2	0	1	0	0	3	H	C	Media
10	<i>Basiliscus vittatus</i>	1	4	1	0	1	0	7	H, S	C	Baja
11	<i>Corytophanes cristatus</i> ¹	4	0	0	0	0	0	4	H	C	Media
12	<i>Sceloporus squamosus</i>	0	0	0	1	2	0	3	H, S	C	Media
13	<i>Sceloporus malachiticus</i>	0	0	6	0	0	0	6	S	C	Baja
14	<i>Sceloporus variabilis</i>	0	0	1	0	0	0	1	S	C	Baja
Scincidae											
15	<i>Sphenomorphus cherriei</i>	5	5	6	0	2	0	18	H, S	C	Baja
Teiidae											
16	<i>Ameiva festiva</i>	0	1	0	2	0	0	3	S	C	Media
17	<i>Ameiva undulata</i>	1	1	0	2	0	0	4	S	C	Baja
Xantusiidae											
18	<i>Lepidophyma flavimaculatum</i>	0	0	0	0	1	0	1	H	I	Media
Colubridae											
19	<i>Coniophanes piceivittis</i>	1	0	0	0	0	0	1	S	I	Media
20	<i>Coniophanes bipunctatus</i>	2	0	0	0	0	0	2	H	I	Media
21	<i>Dryadophis dorsalis</i>	0	0	1	1	1	0	3	H, S	C	Media
22	<i>Drymobius margaritiferus</i>	0	0	0	0	1	0	1	H	C	Baja
23	<i>Imantodes cenchoa</i>	0	0	0	3	0	0	3	H	C	Baja
24	<i>Lampropeltis triangulum</i>	0	0	0	1	0	2	3	H	I	Baja
25	<i>Leptodeira annulata</i>	0	1	0	0	0	0	1	S	C	Baja
26	<i>Masticophis mentovarius</i>	0	0	0	1	0	0	1	H	C	Media
27	<i>Ninia sebae</i>	0	1	1	0	0	0	2	H	C	Baja
28	<i>Stenorrhina freminvillei</i>	0	0	1	0	0	0	1	S	I	Media
29	<i>Tantilla</i> sp.	0	0	1	0	0	0	1	S	I	Media
30	<i>Tropidodipsas sartorii</i>	2	0	0	0	0	0	2	H	I	Media
Elapidae											
31	<i>Micrurus diastema</i>	1	0	0	0	0	0	1	H	I	Media
Viperidae											
32	<i>Atropoides mexicanus</i>	1	0	0	0	0	0	1	H	C	Media
33	<i>Porthidium nasutum</i>	1	0	0	0	0	0	1	H	I	Media

¹ Especies con primer reporte regional, ² AR = abundancia relativa, C: Común = se encuentra con regularidad, I: Infrecuente = no se puede predecir cuándo se encontrará, se ven pocos ejemplares, R: Rara = rara vez se ve, ³VMA de acuerdo a las categorías de Wilson y McCranie (2004), BL= bosque latifoliado, BR = bosque ribereño, BP = pastoreo bajo bosque de pino, CV = cerca viva, PA = potrero con árboles, PAB = potrero abierto, H = zona húmeda y S = zona seca.

entre las 10 especies más abundantes de la colecta general. En cambio, para las serpientes *Crotalus durissus* y *Porthidium ophryomegas* únicamente se encontró un individuo de cada especie, en guatales localizados en la zona seca, sector de Boca del Monte, Copán Ruinas (Cuadro 2).

De acuerdo con Wilson y McCranie (2004), de las 23 especies encontradas en la colecta general, 11 corresponden a media vulnerabilidad medioambiental y 12 a baja vulnerabilidad medioambiental. Además, Wilson y Townsend (2006, 2007) establecen que 13 especies corresponden a la categoría de abundancia relativa común, nueve a la categoría infrecuente y una especie a la categoría rara y rara vez se ve (Cuadro 2).

Comparación de la diversidad, la riqueza y la abundancia de reptiles en los diferentes usos de suelo

La diversidad entre los diferentes usos de suelo se determinó mediante la relación de equidad, aplicando el índice de Shannon (H'), calculado con el método de remuestreo Bootstrap y utilizando los intervalos estándar al 95% de confianza ($P \leq 0,05$), ver Figura 4. Asimismo, se encontró diferencia en riqueza ($F_{5,383} = 6,69$; $p = 0,0001$) y en abundancia ($F_{5,383} = 7,20$ y $p = 0,0001$). Estos resultados muestran un gradiente descendente en los valores de riqueza y abundancia de reptiles entre los seis usos de suelo con diferencia estadística entre bosque latifoliado, bosque ribereño, cerca viva y potrero abierto. En este orden, se determinó que los valores H' no correspondieron directamente a los valores de riqueza y abundancia.

Cuadro 2. Especies, abundancia absoluta (n) y vulnerabilidad medioambiental (VMA) de reptiles en colecta general por tipo de hábitat y zona, en la subcuenca del río Copán, Honduras

N°	Especie	Hábitats						N	Zona	AR	VMA ²	
		VU	JU	PAB	BR	BL	CAF					GUA
Gekkonidae												
1	<i>Hemidactylus frenatus</i> ¹	5	0	0	0	0	0	0	5	S	C	Media
Iguanidae												
2	<i>Norops sagrei</i> ¹	0	3	0	0	0	0	0	3	S	C	Media
3	<i>Ctenosaura similis</i>	0	0	0	2	0	0	0	2	S	C	Media
4	<i>Iguana iguana</i>	0	0	0	5	0	0	0	5	S	C	Media
Typhlopidae												
5	<i>Typhlops stadelmani</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	I	Media
Boidae												
6	<i>Boa constrictor</i>	0	0	0	2	0	0	1	3	H, S	C	Baja
Colubridae												
7	<i>Adelphicos cuadrivirgatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	C	Baja
8	<i>Coniophanes fissidens</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	C	Baja
9	<i>Dryadophis melanolomus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	C	Baja
10	<i>Drymarchon corais</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	H	I	Baja
11	<i>Leptodeira septentrionalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	I	Baja
12	<i>Leptophis mexicanus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	C	Baja
13	<i>Ninia diademata</i>	0	0	0	0	0	3	0	3	H	I	Baja
14	<i>Oxybelis fulgidus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	S	I	Media
15	<i>Oxybelis aeneus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	S	C	Baja
16	<i>Scaphiodontophis annulatus</i>	0	0	0	3	0	2	0	5	H	I	Media
17	<i>Sibon nebulatus</i>	0	0	0	4	2	2	1	9	H, S	C	Baja
18	<i>Spilotes pullatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	S	C	Baja
19	<i>Tantilla impensa</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	H	R	Media
20	<i>Trimorphodon biscutatus</i> ¹	0	0	1	0	0	0	0	1	S	I	Media
Viperidae												
21	<i>Bothrops asper</i>	0	0	6	1	0	3	0	11	H	C	Media
22	<i>Crotalus durissus</i> ¹	0	0	0	0	0	0	1	1	S	I	Media
23	<i>Porthidium ophryomegas</i> ¹	0	0	0	0	0	0	1	1	S	I	Baja

¹ Especies con primer reporte regional

²VMA de acuerdo a las categorías de Wilson y McCranie (2004). VU = vivienda urbana, JU = jardín urbano, PAB = potrero abierto, BR = bosque ribereño, BL = bosque latifoliado, BP = bosque de pino, CAF = cafetal, GUA = guatal, H = zona húmeda, S = zona seca, AR = abundancia relativa, C: Común = se encuentra con regularidad, I: Infrecuente = se ven pocos ejemplares y R: Rara y rara vez se ve.

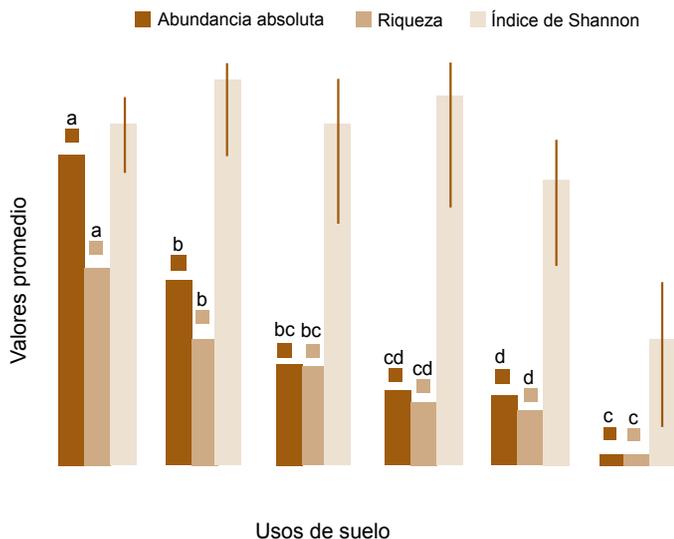


Figura 4. Riqueza y abundancia de reptiles e índice de diversidad de Shannon (H'), con sus intervalos de confianza, en transectos de muestreo

BL = bosque latifoliado
 BR = bosque ribereño
 BP = pastoreo bajo bosque de pino
 CV = cerca viva
 PA = potrero con árboles
 PAB = potrero abierto
 Letras distintas indican diferencias significativas (P ≤ 0,05)

Según las curvas de acumulación en ninguno de los hábitats se alcanzó la asíntota entre la riqueza (s) y la abundancia (n) acumulada. El bosque latifoliado presentó los mayores valores (s = 15, n = 109), seguido del bosque ribereño (s = 14, n = 65), el bosque de pino (s = 11, n = 36), la cerca viva (s = 11, n = 26), el potrero con árboles (s = 9, n = 25) y el potrero abierto (s = 2, n = 4), ver Cuadro 1. En complemento, aplicando el modelo de función acumulativa de Clench se obtuvo el número promedio de las especies esperadas por uso de suelo, resultando la cerca viva con la mayor diversidad al obtenerse un rango de 19 a 21 especies esperadas; seguida, en orden decreciente, por los usos de suelo: bosque latifoliado con 18 a 20 especies, bosque ribereño con 17 a 19 especies, pastoreo bajo bosque de pino con 16 a 19 especies, potrero con árboles con 15 a 19 especies y potrero abierto con tres a seis especies. Este dato incluye especies que se traslapan o comparten entre los diferentes hábitats. De esta manera, se establece la tendencia de correspondencia entre los valores del índice H' y el de las especies esperadas por usos de suelo (Figura 5).

Análisis de composición

Se aplicó el método de Jaccard para análisis de similitud de especies (McAleece *et al.* 1997), determinándose que

el índice de similitud varió de 0 a 33%, entre diferentes hábitats. La mayor similitud se encontró entre bosque de pino y potrero con árboles. La menor similitud se encontró entre potrero abierto con bosque ribereño. No se encontró ninguna similitud entre potrero abierto con bosque latifoliado, ni con potrero con árboles (Figura 6).

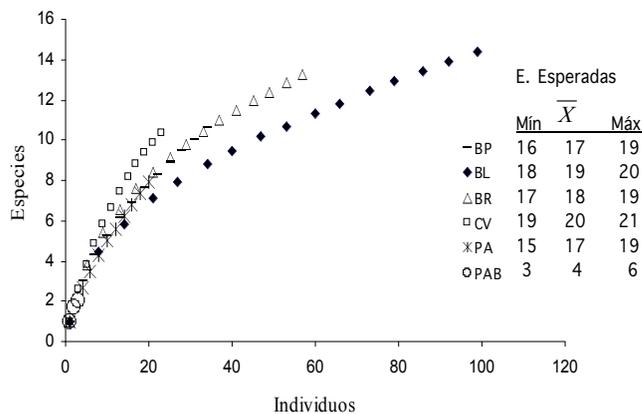


Figura 5. Curvas de acumulación y número de especies esperadas en transectos de muestreo según modelo de Clench: E. Esp = a* ind /1+ b* ind

E. Esp = especies esperadas
 a = ordenada de origen de la curva
 b = pendiente de la curva
 Ind = individuos
 BL = bosque latifoliado
 BR = bosque ribereño
 BP = pastoreo bajo bosque de pino
 CV = cerca viva
 PA = potrero con árboles
 PAB = potrero abierto

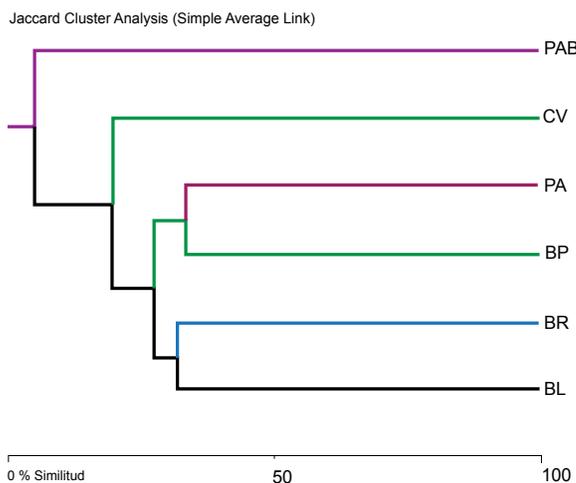


Figura 6. Similitud de especies, índice de Jaccard, entre usos de suelo en fincas ganaderas del agropaisaje de la subcuenca del río Copán, Honduras, n = 8 transectos/hábitat

BL = bosque latifoliado
 BR = bosque ribereño
 BP = bosque de pino
 CV = cerca viva
 PA = potrero con árboles
 PAB = potrero abierto

Correlación entre la diversidad de reptiles y factores ambientales

El análisis de correlación simple, mediante el coeficiente de Pearson, determinó correlación (asociación positiva significativa) entre las variables forestales: cobertura de copa, número de niveles de estructura vegetal, cobertura de hojarasca, número de árboles con diámetro a la altura del pecho (dap) < a 10 cm y

la riqueza y abundancia de reptiles. Entre las variables ambientales, únicamente la humedad relativa presentó correlación positiva significativa con la riqueza y la abundancia de reptiles. La correlación entre la temperatura, la riqueza y la abundancia resultó en una asociación negativa (Figura 7). En contraposición, la pendiente y la altitud no presentaron correlación ni positiva ni significativa.

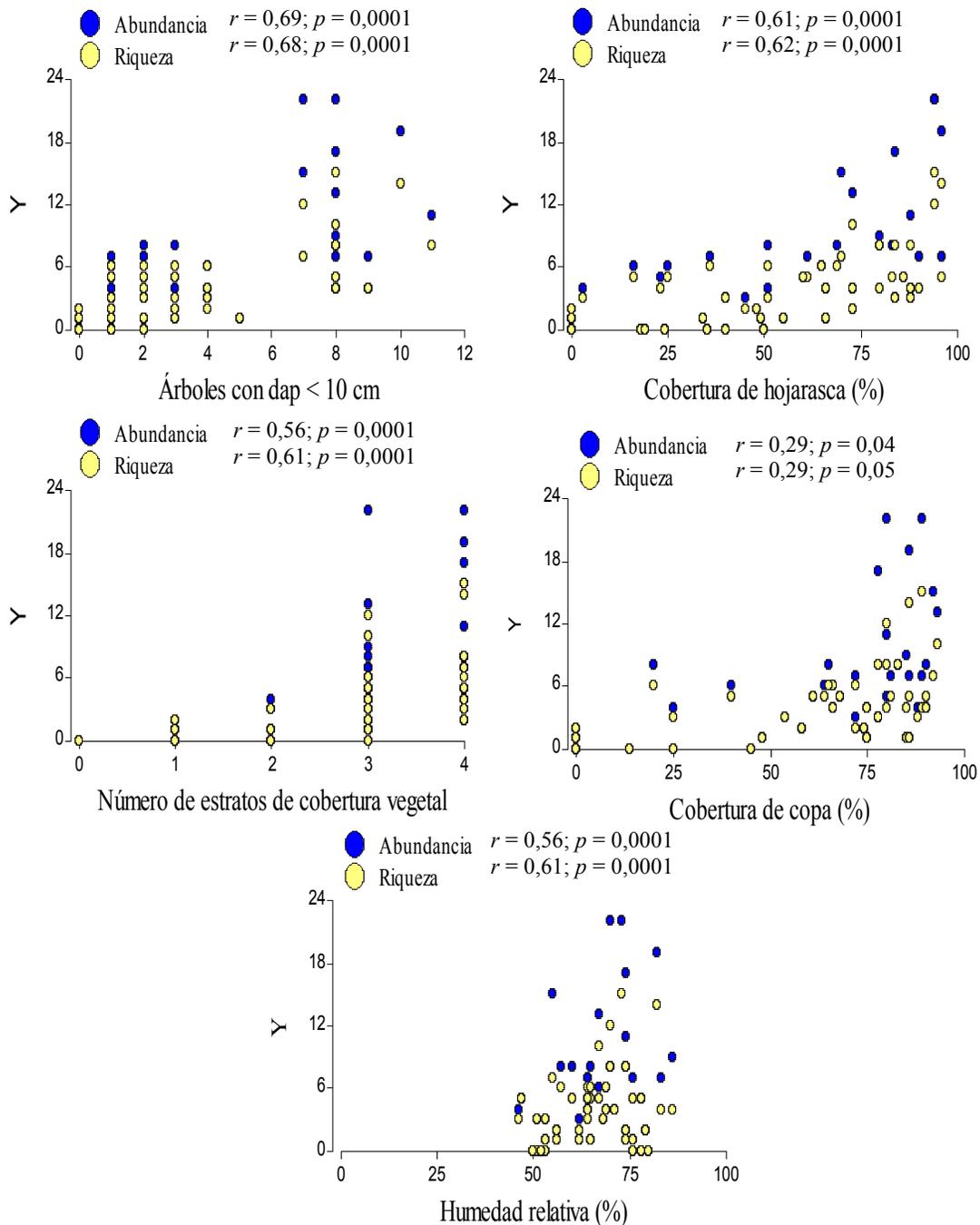


Figura 7. Gráficos de dispersión entre la riqueza y la abundancia de reptiles y los factores humedad relativa, cobertura de copa, número de estratos, cobertura de hojarasca y diámetro a altura de pecho < a 10 cm en la subcuenca del río Copán, Honduras ($p \leq 0,05$)

Percepción local hacia las serpientes

Las respuestas de los productores para calificar a las serpientes en general se agruparon en tres categorías: i) “malas” (38%): todas las serpientes son venenosas y peligrosas y deben ser eliminadas; ii) “buenas y malas” (37%): percepción mixta donde las no venenosas son buenas y deben conservarse y las venenosas son malas y deben eliminarse; iii) “buenas” (25%): todas las serpientes son parte de la naturaleza, con un papel ecológico, y únicamente ocasionan daño si son molestadas o por accidente y no deben eliminarse, aunque sean venenosas.

La percepción hacia las serpientes para cada una de las tres categorías: “buenas”, “buenas y malas” y “malas”, resultó dependiente de las categorías de productores (prueba Chi Cuadrado, $p < 0,0001$).

Los ganaderos grandes y medianos manifestaron similar percepción hacia las serpientes con mayor asociación a calificarlas en la categoría “buenas”. En cambio, la percepción de los ganaderos pequeños presentó mayor asociación a calificar las serpientes en la categoría de “malas”. De manera contraria, para los agricultores maya-chortí la percepción predominante es que las serpientes son “buenas y malas”.

En complemento a las tres categorías de percepción hacia las serpientes, algunos productores manifestaron las siguientes creencias: “existe el devanador macho que es de color negro y el devanador hembra que es de color café” (V.O. La Calichosa, Santa Rita). “Cuando una bejuquilla muerde a una persona ésta se seca poco a poco hasta morir” (E.P. Boca del Monte, Copán Ruinas). “El chinchín de la cascabel colocado dentro de la guitarra da mayor resonancia y el chinchín no debe guardarse en la casa porque atrae los rayos. Además, la cascabel tostada a fuego lento se utiliza pulverizada en las comidas para curar el cáncer y otras enfermedades de los huesos” (P.P. El Chilar, Copán Ruinas).

Relacionado con el tratamiento médico-hospitalario del accidente ofídico, se estableció que únicamente el 18% de los productores conoce sobre el uso del suero antiofídico y que el 82% lo desconoce. El mayor conocimiento sobre el uso del suero antiofídico fue de parte de los ganaderos grandes. En cambio, muchos productores manifestaron curar a humanos y animales domésticos víctimas del accidente ofídico con prácticas de medicina tradicional, entre las que mencionaron las siguientes: “toda culebra tiene su hierba para neutralizar el veneno inyectado cuando muerde a un persona o animal domés-

tico” (J.M. Sesesmiles II, Copán Ruinas). “Cuando una persona es mordida por una culebra venenosa le aplican medicina natural y la persona no debe comentar nada hasta que la medicina lo haya curado, porque si cuenta, el veneno no hace su efecto, pudiendo morir la persona” (A.M. Sesesmiles II, Copán Ruinas). “Si una mujer preñada mira a una persona que fue mordida por una culebra y ésta se está curando, la persona se enferma de nuevo y muere” (A.M. Sesesmiles II, Copán Ruinas).

“Cuando mi esposa fue mordida por una cascabel durante la noche, viniendo por el camino de una comunidad vecina, le aplicamos un torniquete, le quemamos con un fierro caliente los puntos de la mordedura y le aplicamos limón. Al siguiente día, como se puso peor, la trasladamos al hospital, en donde se recuperó después de dos semanas” (L.V. Boca del Monte, Copán Ruinas). “Para neutralizar el veneno de una devanador o cascabel, se abre por el lomo un pato doméstico juvenil y se coloca sobre la mordedura, a medida que el pato vaya muriendo, irá absorbiendo el veneno mientras el paciente llega al hospital” (A.A. Río Amarillo, Santa Rita).

Magnitud del accidente ofídico con humanos y animales domésticos periodo 2003-2007

La información sobre la cantidad de personas y animales mordidos por serpientes, así como la identificación de las especies involucradas, fue proporcionada por los productores. En este orden, para el periodo entre los años enero 2003-agosto 2007 se reportó que 11 personas sufrieron mordeduras provocadas por *Bothrops asper* (64%), *Lampropeltis triangulum* (9%), *Crotalus durissus* (9%), *Micrurus diastema* (9%) y *Masticophis mentovarius* (9%). Tres de estas personas fallecieron, dos por mordedura de *Bothrops asper* y una por mordedura de *Micrurus diastema*.

Las mordeduras sucedieron, de acuerdo a los informantes, durante labores de chapea en potreros, cafetales y guatales. Sin embargo, se conoce que el accidente ofídico puede ocurrir de maneras diversas, como por ejemplo, al pisar una serpiente mientras se transita por lugares donde estos organismos descansan o acechan. También, durante la colecta de café, en el caso de las arborícolas que suelen estar en las ramas de los cafetos o las terrestres que suelen estar en la hojarasca (Solórzano 2004).

En relación con animales domésticos, para estos últimos cinco años, se obtuvo reporte de que las serpientes provocaron mordeduras a 54 animales de cinco especies diferentes. El 84% correspondió a bovinos, 6% a caninos, 6% a equinos, 2% a porcinos y 2% a ovinos.



De izq. a der. dos productores de Copán con una terciopelo (*Bothrops asper*), mostrando el bosque ribereño donde se encontró. El autor con un basilisco, una serpiente voladora (*Senticolis triaspis*) y una coral falsa (*Erytrolampus ssp.*) Fotos: BNPP

La mortalidad total fue de 50 animales: 42 bovinos, tres caninos, tres equinos, un porcino y un ovino. De los animales sobrevivientes cuatro fueron caninos. De esta manera, para los 42 ganaderos consultados, se determinó que 10 animales domésticos representaron el promedio anual de víctimas mortales del accidente ofídico y que el 100% de las mordeduras fueron atribuidas a *Bothrops asper*.

Los productores y el reconocimiento de serpientes y sus hábitats preferidos

De 1.120 respuestas resultantes de la evaluación sobre el reconocimiento de 20 serpientes por los 56 productores, 425 (38%) correspondieron a casos en que indicaron no haber visto a las serpientes (no conocerlas), y 695 respuestas (62%) correspondieron a casos en que indicaron que si han visto las serpientes (las conocen). En este orden, los agricultores maya-chortí resultaron con el mayor avistamiento de serpientes, calificando al 56% como venenosas, al 18% como no venenosas y al 26% como serpientes que no han visto. En cambio, las tres categorías de ganaderos calificaron en promedio el 41% como venenosas, el 18% como no venenosas y el 41% como serpientes que no han visto.

De los 695 casos de serpientes que los productores indicaron conocer, identificaron correctamente el 56% de las venenosas. En cambio, únicamente reconocieron correctamente el 21% de las no venenosas, correspondientes a tres de 14 serpientes. Esta relación entre correcta o incorrecta identificación y la condición de venenosa o no venenosa se verificó estadísticamente (prueba Chi Cuadrado, $p < 0,0001$). Mediante el análisis de correspondencia canónica se demostró la mayor asociación entre correcta identificación para las serpientes venenosas, e incorrecta identificación para las no venenosas.

Se encontró asociación entre categorías de productores y su capacidad de identificar a las serpientes como venenosas o no venenosas (prueba Chi Cuadrado, $p < 0,0001$). En general, el correcto calificativo, entre venenosas o no venenosas, presentó mayor asociación con los ganaderos grandes, seguidos por los agricultores maya-chortí. El incorrecto calificativo presentó mayor asociación con los ganaderos pequeños, seguidos por los agricultores maya-chortí. Los ganaderos medianos resultaron con la mayor asociación para la categoría de especies no conocidas.

El análisis de la percepción hacia las seis serpientes venenosas indica que *Micrurus diastema* y *Crotalus durissus*, en promedio, fueron identificadas correctamente por los productores en un 83%. La *Atropoides mexicanus* en un 66% y los dos biotipos de *Bothrops asper* en un 47%. En cambio, la *Porthidium nasutum* es reconocida correctamente únicamente en un 9%. El análisis de la percepción hacia las 14 serpientes no venenosas muestra que en promedio los productores identificaron correctamente un 39% las especies: *Spilotes pullatus*, *Boa constrictor* y *Ninia sebae*. Para las 11 especies restantes, únicamente se determinó un promedio de 16% en identificación correcta.

Con base en su conocimiento tradicional se encontró que el 52% de los productores asignaron correctamente los nombres comunes para referirse a las serpientes venenosas. En cambio, para referirse a las no venenosas, únicamente el 23% de los agricultores utilizó los términos correctos. Este resultado tiene directa correspondencia con el 56% de correcta identificación para serpientes venenosas y el 21% para las serpientes no venenosas, según las 20 especies de referencia (seis venenosas y 14 no venenosas). En este orden, se estableció que los agricultores maya-chortí resultaron con el mayor uso correcto de los nombres comunes para referirse a las serpientes (86%), seguidos por los ganaderos grandes (81%), los ganaderos medianos (70%) y los ganaderos pequeños (63%).

CONCLUSIONES

La riqueza de reptiles encontrada en la subcuenca del río Copán es relativamente alta y corresponde al 24% del inventario actual de Honduras. El hecho de que 18% de las especies son un primer reporte regional, refleja el poco conocimiento sobre los reptiles en este paisaje. En este orden, se estimó que la riqueza total esperada corresponde a 78 especies.

Las serpientes fueron el grupo dominante en riqueza con 34 especies, seguido de las lagartijas con 21 especies y una especie de tortuga. En cambio, cinco especies de lagartijas fueron las de mayor abundancia. Seis serpientes correspondieron a especies venenosas y 28 a especies no venenosas.

El estudio confirma que entre los diferentes hábitats en paisajes fragmentados, los bosques remanentes tienden a mostrar mayores valores de diversidad faunística. De la misma manera, se confirmó la importancia de la matriz agropecuaria para conservar diversidad de fauna

a nivel de paisaje, dado que la riqueza y la abundancia total de reptiles en los cinco usos de suelo agropecuarios fue mayor (70%), en comparación con los fragmentos de bosques latifoliados (30%).

Entre las zonas seca y húmeda de la subcuenca del río Copán, la riqueza y la abundancia fue mayor en la zona húmeda. No obstante, entre épocas, la riqueza y la abundancia fue mayor en la época seca.

La similitud en diversidad de reptiles encontrada entre los SSP, bosque de pino bajo pastoreo, cercas vivas y potrero con árboles, sugiere que entre ellos existe función de conectividad a través de las cercas vivas. En este orden, las cercas vivas presentaron el mayor valor en especies esperadas e índice de diversidad.

La varianza en riqueza y abundancia de reptiles, entre los usos de suelo evaluados, está asociada a la cobertura de copa, humedad relativa, hojarasca, niveles de la estructura vegetal y árboles con dap < a 10 cm. Por lo tanto, la continua implementación de los SSP probablemente contribuirá a conservar importante diversidad de reptiles en el paisaje fragmentado de la subcuenca del río Copán. Las fincas ganaderas deben considerarse sistemas mixtos de producción agropecuaria, con la ganadería bovina como actividad principal.

La mayoría de ganaderos calificaron al SSP de pasto mejorado con árboles dispersos (PAD), como el potrero ideal. Los productores no consideraron que el SSP-PAD, contrario a lo esperado, presente alta ocurrencia de serpientes.

La magnitud del ofidismo en humanos no representa un problema de salud pública en la subcuenca del río Copán, aunque se estimó una tasa de morbilidad de 0,003%, y 27% de mortalidad atribuida a las serpientes *Bothrops asper* y *Micrurus diastema*.

La magnitud del ofidismo en ganado bovino no representa un problema de salud médico veterinaria en la subcuenca del río Copán, aunque se estimó una tasa de morbilidad de 0,20% y 100% de mortalidad atribuida a las serpientes *Bothrops asper*.

Los productores perciben a las serpientes no venenosas con el calificativo de “buenas” y a las venenosas con el de “malas”. La categoría de “malas” predominó en la percepción de los productores ganaderos mestizos. En cambio, los agricultores maya-chortí perciben a la

mayoría de las serpientes en la categoría mixta de “buenas y malas”.

Los productores identificaron a las serpientes venenosas con mayor certeza y a las no venenosas con menor certeza. Su percepción para calificar los hábitats preferidos de 10 serpientes referentes coincidió con la abundancia encontrada en la evaluación biológica.

Contrario a lo encontrado en el estudio biológico, el productor no percibió preferencia de hábitat hacia la cerca viva, lo que sugiere que desconoce el potencial específico de este micro hábitat para las 10 serpientes referentes en particular y para la diversidad de reptiles en general.

En futuros estudios de diversidad de reptiles se recomienda el uso combinado de la colecta general con transectos de ancho fijo, incluyendo los usos de suelo guatal y cafetal, así como aumentar el esfuerzo muestral en función de lograr el inventario de las 78 especies esperadas.

Se debe verificar la ocurrencia del iguánido, endémico del norte de Honduras, *Norops* cf. *amplisquamosus*, reportado preliminarmente en este estudio. Al mismo tiempo, se debe evaluar la factibilidad técnica-económica de establecer conectividad estructural entre parches de bosques, a través de SSP de alta densidad y de corredores de bosques ribereños, en las fincas ganaderas de la subcuenca del río Copán, como la probable opción de conservación de menor costo y de mayor aceptación por los productores. Simultáneamente, se recomienda incentivar la conservación de la cobertura forestal del área de la subcuenca, incluyendo los cafetales, mediante iniciativas de manejo sostenible del recurso bosque o a través del pago por servicios ambientales, en función de su particular importancia como hábitat para los reptiles, y en general, para la biodiversidad y por los servicios ecosistémicos que generan.

De igual forma, es importante comunicar a la población local sobre la riqueza de reptiles encontrada en la subcuenca, brindando educación acerca de hábitos, comportamiento, hábitat e importancia ecológica de estos organismos. Además, en el caso particular del grupo de las serpientes es necesaria la adecuada información sobre especies venenosas y no venenosas.

También, se recomienda promover el desarrollo de las fincas ganaderas con un enfoque integral de sistemas mixtos de producción, aprovechando la positiva

percepción de los productores hacia el PAD para promocionar la conversión de potreros tradicionales a este SSP; informar adecuadamente a los ganaderos, en el sentido de que las ventajas identificadas por ellos para el PAD se reflejarán directamente en mayores ganancias económicas, debido al incremento en la producción ganadera; e incorporar a las comunidades maya-chortí para que desarrollan pequeños proyectos ganaderos, iniciativas locales sobre transferencia de los SSP y de conservación ambiental.

Por último, se recomienda comunicar al sector técnico y productor el particular valor ecológico de las cercas vivas y su aporte a la diversidad de reptiles. Además de brindar información sobre las 34 especies de serpientes registradas en la región.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Barborak, J; Morales, R; MacFarland, C. 1984. Plan de Manejo y Desarrollo del Monumento Nacional Ruinas de Copán. Turrialba. Serie técnica No. 11. Turrialba, CR, CATIE. 155 p.
- Blackburn, HW; DeHaan, C. 1999. Livestock and biodiversity. En: Biodiversity in agrosystems. Collins, WW. and Qualset, CO. eds. CRC Press LLC. US. 334 pp.
- Blaustein, AR; Wake, DB; Sousa, WP. 1994 Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology 8:60-71.
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) 2003. Conferencia electrónica sobre sistemas silvopastoriles (2001, Turrialba, CR.). Potencialidades de los Sistemas Silvopastoriles para la Generación de Servicios Ambientales. Eds. Muhammad, I., Delgado, J., Rosales, M CATIE. Turrialba, CR. 201 p.
- CCAD (Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo). 2008. Precipitación promedio anual de Honduras (en línea). Consultado 12 may. 2008. Disponible en <http://www.ccad.ws/documentos/mapas.html>
- Cisneros, J. 2005. Valoración económica de los beneficios de la protección del recurso hídrico y propuesta de un marco operativo para el pago por servicios ambientales en Copán Ruinas, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 115 p.
- Cepeda, MF. 2003. Influencia de las variables espaciales sobre las comunidades de escarabajos y mariposas en Cañas, Costa Rica. Tesis de Maestría. Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Costa Rica. Heredia, CR.
- DeClerck, F; Ingram, J; Rumbaitis del Río, C. 2006. The role of ecological theory and practice in poverty alleviation and environmental conservation. Frontiers in Ecological and Environment 4(10):553-540.
- De Groot, R; Wilson, M; Boumans, R. 2002. A Typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41(3):393-408.
- Fujisaka, S; Holmann, F; Escobar, G; Solórzano, N; Badilla, L; Umaña, L; Lobo, M, 2001. Sistemas de producción de doble propósito en la región pacífico central de Costa Rica: Uso de la tierra y demanda de alternativas forrajeras. Pasturas Tropicales 19(1):55-59.

- García, R. 2002. *Biología de la Conservación: conceptos y prácticas*. ed. Heredia, CR, INBio. 168 p.
- Guillén, R. 2002. Modelación del uso de la tierra para orientar el ordenamiento territorial en la subcuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 90 p.
- Gotelli, NJ; Entsminger, JL. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Vs 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesity-Bear (en línea). Consultado 3 dic. 2007. Disponible en <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, FL. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):30-39.
- Harvey, C; Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica pastures. *Agroforestry System* 44:37-68.
- Halfpeter, G. 2002. Retos ecológicos para las áreas naturales protegidas en el siglo XXI. En Encuentro latinoamericano de gestión de reservas de biosfera, áreas protegidas y corredores biológicos. Universidad de Cooperación Internacional. San José, Costa Rica. Julio 1-4. Mimeografiado. 10 pp.
- Holdridge, RL; 1998. *Ecología basada en zonas de vida*. Quinta reimpresión. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José. CR. p. 1-53.
- INE (Instituto Nacional de Estadística Honduras). 2001. XVI Censo Nacional de Población de Honduras 2001. Anexo 4 población y vivienda por departamento. Tegucigalpa. HN. Tomo 1.
- InfoStat. 2007. InfoStat versión 2007. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Kohler, G. 2003. *Reptiles de Centroamérica*. Offenbach, DE. HerpetonVerlag. 367 p.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation in Central America in the 1980s and 1990s: A policy perspective. Jakarta, ID, CIFOR.
- McAleece, N; Lamshead, J; Patterson, G; Gage, J. 1997. *BioDiversity Professional*. The natural history museum and the scottish association for marine science (en línea). Consultado 03 dic. 2007. Disponible en <http://www.sams.ac.uk/dml/projects/bentic/bdpr/index.htm>
- McCranie, JR. 2004. The Herpetofauna of Parque Nacional Cerro Azul, Honduras (Amphibia, Reptilia). *Herpetological Bulletin* 90:10-21.
- McCranie, JR; Wilson, LD. 2001. Taxonomic Status of *Typhlopsstadelmani* Schmidt (Serpentes: Typhlopidae). *Copeia* 2001(3):820-822.
- McCune, B; Mefford, MJ. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data version 4.25 (PC-ORD)*. MjM Software, Glenden Beach, Oregon, US.
- Medina, A; Harvey, C; Sánchez, D; Vilchez, S; Hernández, S. 2007. Bat diversity and movement in a neotropical agricultural landscape. *Biotropica* 39:120-128.
- Murgueitio, E. 2003. Impacto ambiental de la ganadería de leche en Colombia y alternativas de solución. *Livestock Research for Rural Development* 15(10) (en línea). Consultado 3 mar. 2008. Disponible en <http://www.cipac.org.co/1rrd/1rrd15/10murg1510.htm>
- Otero, S. 2002. Creación y diseño de organismos de cuencas en la subcuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 119 p.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1999. *Sistemas silvopastoriles*. Colección módulos de enseñanza agroforestal. Modulo No. 2. 2 ed. CATIE. Turrialba. CR. 275 p.
- Pound, B. 1997. Cultivos de cobertura para la agricultura sostenible en América Latina. Natural Resources Institute, Chatham, Kent ME4 4TB, UK. *Agroforestería para la producción Animal en Latinoamérica*: 97-120.
- Sanfiorenzo, A. 2007. Contribución de diferentes arreglos silvopastoriles a la conservación de la biodiversidad, mediante la provisión de hábitat y conectividad del paisaje de la subcuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 93 p.
- Saunders, DA; Hobbs, R; Margules, CR. 1990. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5(1):18-31.
- Solórzano, A. 2004. *Serpientes de Costa Rica*. Heredia, CR. INBio. 792 p.
- Steinfeld, H. 2000. Producción animal y el medio ambiente en Centroamérica. In Pomareda, C, Steinfeld, H. eds. *Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales*. San Jose, CR, CATIE-FAO-SIDE. p. 17-32.
- Trautman, B. 2007. Factores que influyen en la implementación, diseño y manejo de sistemas silvopastoriles con características que favorezcan la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. *Sin publicar*. UNMSM (Universidad Nacional Mayor de San Marcos). 2000. *Biología y sistemática de la fauna ponzoñosa del Rímac*. *Anales de la Facultad de Medicina* 1(50).
- Wiens, JA. 1997. *Metapopulation, Dynamics and Landscape Ecology*. En: IlkaHanski y Michael E. Gilpin (eds.). *Metapopulation biology, Ecology, genetics and evolution*. Academic Press. US. pp 43-62.
- Wilson, LD; Townsend, JH. 2007. Biogeography and conservation of the herpetofauna of Upland Pine-Oak Forests of Honduras. *Biota Neotrópica* 7(1):131-142.
- Wyman, R. 1990. What's happening to the amphibians? *Conservation Biology* 4(4):350-352.
- Young, B; Lips, K; Reaser, J; Ibáñez, R; Salas, A; Cedeó, J; Coloma, L; Ron, S; La Marca, E; Meyer, J; Muñoz, A; Bolaños, F; Chávez, G; Romo, D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15(5).

Avances de Investigación

Ahorro potencial de leña mediante la implementación de la ecoestufa “Justa” en la subcuenca del río Copán y su aporte a la conservación del capital natural

E. Cruz¹, J. León², C. Villanueva³, F. Casanoves⁴, F. DeClerck⁵

RESUMEN

Se analizó el ahorro potencial de leña a través de la implementación de la ecoestufa “Justa”, y los posibles beneficios sobre la conservación del capital natural de la zona. El marco conceptual empleado es el marco de los capitales de la comunidad (CCF). Se entrevistaron a 23 familias, se realizó observación dirigida y se trabajó en talleres de socialización e intercambio de experiencias. Se registraron diferencias en la disponibilidad de capitales entre las comunidades en estudio. Existe un factor cultural costumbrista muy arraigado para el consumo de leña, lo que ocasiona una fuerte presión especialmente sobre los bosques de coníferas. Por otro lado, hay un desconocimiento generalizado de leyes, reglamentos o normas vinculadas con el aprovechamiento del bosque o la protección del capital natural. El alto nivel de consumo de leña en la zona contribuye en la deforestación de la subcuenca. El uso de las ecoestufas, modelo “Justa”, permite ahorrar leña entre un 73 hasta un 89% del consumo habitual y las familias reconocen otros beneficios sobre su bienestar. Si bien el uso de las ecoestufas promueve un ahorro en el consumo de leña, es necesario complementar con otras actividades que promuevan el mejoramiento del estado de los fragmentos de bosques, y las zonas de recarga hídrica a lo largo de la subcuenca del río Copán.

Palabras claves: aprovechamiento de pino (*Pinus* sp.) y roble (*Quercus* sp.), biodiversidad, bosques de coníferas, capitales de la comunidad, caracterización de unidades para la venta de leña, deforestación

ABSTRACT

We studied the potential fuelwood saving that could be made through the use of an ecofriendly improved stove and the benefits that the use of this stove would have on the natural capital of the region. We used the community capitals (CCF) as the framework for our study and interviewed 23 families. In addition we utilized methods of direct observation, and organized several workshops to facilitate socialization and exchange of ideas between farmers in the community. Overall we found that there were distinct differences in the access to certain capitals by members of the community. There is a strong cultural dependency on the use of fuelwood in the region, which drives a important deforestation pressure, particularly on the pine forests. On the other hand, there is a general lack of knowledge on rules, laws and norms associated with the use of forest resources and the protection of natural capital. The high degree of dependency and use of fuelwood in the region is an important contributing factor to deforestation in the Copan River watershed. In contrast, the use of the improved stoves permits fuelwood savings between 73-89% in comparison to households without the use of the stove. The families that do use the stove recognize the impact of the stove on their well-being. Although the use of the stove is successful in promoting important savings in fuelwood consumption, its use must be complemented with other activities in the region that improve the conservation status of forest fragments in the region.

Keywords: harvesting pine (*Pinus* sp.) and oak (*Quercus* sp.), biodiversity, forests of conifers, capital of the community, characterization of units for the sale of firewood, deforestation

INTRODUCCIÓN

De acuerdo a las proyecciones realizadas por el estudio sobre el balance energético de Honduras, el consumo doméstico de leña para el año 2000 fue de aproxi-

madamente 7,3 millones de m³, lo que representa el 92% del consumo total nacional de madera. Dentro de este porcentaje, predomina el consumo domiciliario rural con 5,5 millones de m³/año, equivalente al 75%

¹ Estudiante de Posgrado, Maestría en Socioeconomía Ambiental, CATIE. Correo electrónico: ecruz@catie.ac.cr

² Coordinador de proyecto Focuecas II en Honduras. Correo electrónico: josueleonci@yahoo.es

³ Técnico del programa GAMMA del CATIE. Correo electrónico: cvillanu@catie.ac.cr

⁴ Catedrático de estadística, análisis multivariado y métodos cuantitativos para socioeconomistas. Jefe de la unidad de biometría del CATIE. Correo electrónico: casanoves@catie.ac.cr

⁵ Ecólogo de paisaje y líder del proyecto The impact of improved cattle production practices on biodiversity, financiado por el Banco Mundial. Correo electrónico: fdeclerck@catie.ac.cr

del consumo nacional. De acuerdo al Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal (COHDEFOR), actualmente conocido como Instituto de Conservación Forestal (ICF) (1996) y la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (1997), en Honduras el 75% de los hogares usan leña como combustible para cocinar. El ocote (*Pinus oocarpa*) es la especie con mayor demanda y cubre el 49% del consumo comercial, lo que equivale a 96.000 m³/año. El roble (*Quercus* sp.) es la especie preferida por sus características caloríficas y alcanza un consumo de 42.000 m³/año, satisface el 27% de la demanda.

Pérez (2006) menciona que de los sistemas silvopastoriles (SSP) presentes en la subcuenca del río Copán, como los árboles dentro de potreros (ADP), las cercas vivas (CV) y el bosque de pino con pastoreo (BPP), los productores hacen explotaciones permanentes de madera para diferentes usos. Dentro de ellos, el consumo de leña como combustible.

De los ADP los productores ganaderos extraen en promedio el 25% de la leña que consumen en su hogar, de las CV obtienen el 20%, mientras que de los BPP se extrae en promedio el 11% de la leña. Cruz (2007) señala que el 100% de productores en la subcuenca del río Copán asegura consumir leña como combustible en sus hogares. El promedio de consumo de leña por productor al año es de 17 m³ y las especies más utilizadas son el roble (*Quercus* sp.), pino (*Pinus* sp.), guamo (*Inga* sp.), pepeto (*Inga* sp.), madreño (*Gliricidia sepium*), cablote (*Guazuma ulmifolia*), plumajillo (*Schizolobium parahyba*) y los materiales vegetales obtenidos de la poda del café (Pérez, 2006 y Cruz, 2007).

En cuanto a las características de las especies utilizadas para leña, se menciona la disponibilidad, accesibilidad, cercanía y calidad. Esta última referida a combustión duradera, alta capacidad calorífica, producir poco humo y cenizas, que sea compacta y fácil de manejar (Pérez, 2006 y Cruz, 2007). De la caracterización de los árboles para ser aprovechados para leña éstos deben alcanzar un diámetro a la altura de pecho (dap) entre 20 cm y 30 cm. Además, deben contar con un promedio de 7,5 ramas delgadas y uniformes y una altura superior a 12,5 m (Pérez, 2006).

Esta situación de explotación del bosque para la obtención de leña es preocupante también desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, debido a que se favorece la fragmentación de hábitats resultante de la remoción de grandes segmentos de bosques que

son eliminados por completo, con lo cual quedan numerosos segmentos más pequeños separados unos de otros. Con la pérdida de bosques se producen pérdidas de hábitats en el paisaje, disminución en el tamaño de los hábitats y mayor aislamiento de éstos a medida que se cambia el uso del suelo (Bennett, 2004-CIGEA, 2006).

Actualmente el CATIE, a través del proyecto Focucencas II y en coordinación con la Mancomunidad de los Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo (MANCORSARIC), están ejecutando el proyecto de implementación de las ecoestufas modelo “Justa”, con el propósito de disminuir la cantidad de leña consumida por las familias situadas en las zonas de recarga hídrica de las microcuencas abastecedoras de agua para el consumo humano. La fase piloto de este proyecto ha resultado relativamente un éxito debido a la gran aceptación de la población, de manera que existe una demanda potencial para la masificación del uso de las ecoestufas. A través del presente estudio se plantearon los siguientes objetivos:

- Caracterizar y cuantificar el consumo actual de leña de la población rural de la subcuenca del río Copán
- Determinar el potencial de ahorro de leña a través del uso de las ecoestufas y su aporte a la conservación del capital natural de la subcuenca
- Realizar el análisis económico del ahorro potencial de leña

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La subcuenca del río Copán está ubicada en el sector noroeste del departamento de Copán, en el extremo occidental de Honduras que limita con Guatemala (Cisneros, 2005). La subcuenca tiene una extensión de 619 km², aproximadamente. Abarca territorios de los municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo. El relieve de la subcuenca presenta fuertes pendientes y la altitud varía entre los 600 y 1.600 msnm. La precipitación promedio anual es de 1.609 mm, siendo setiembre el mes más lluvioso (229 mm) y marzo el mes más seco (11 mm). El periodo seco dura de cinco a siete meses. La temperatura mínima promedio es de 16 °C y la máxima alrededor de 26 °C. Estas condiciones caracterizan a una zona de trópico semihúmedo.

Metodología de toma de datos

En el presente estudio se empleó el marco de los capitales de la comunidad (Flora *et al.* 2004a, 2004b) para analizar la situación del consumo actual de leña y el ahorro potencial a través de la implementación de la

ecoestufa “Justa” en la subcuenca del río Copán, así como su aporte a la conservación del capital natural.

Del listado de personas interesadas en la instalación de las ecoestufas se seleccionó una muestra al azar con un tamaño correspondiente al 25% del total de personas inscritas (23 familias). Con las familias seleccionadas se trabajó en la caracterización y cuantificación del consumo de leña actual. Además, se aplicó una entrevista semiestructurada con el propósito de determinar factores humanos, sociales, culturales y económicos que se relacionen con el consumo de leña. Se realizaron cuatro evaluaciones del consumo de leña, dos evaluaciones antes de la instalación de la ecoestufa (uso del fogón tradicional) y dos evaluaciones después de la instalación de la ecoestufa. Se caracterizaron las distintas unidades utilizadas en el consumo y comercialización de leña señaladas por las familias (manejo, tercio, carga y tarea). Se pesaron y midieron cada uno de los leños, por cada una de las tres primeras unidades señaladas.

La caracterización de la tarea se realizó a través de cálculos matemáticos. Se evaluaron en total 10 variables y 58 indicadores. En el análisis de la información se aplicó un análisis de contingencia con pruebas Chi Cuadrado para los indicadores categóricos. Los indicadores cuantitativos se transformaron a rangos para someterse a un Análisis de Varianza Univariados (ANOVA), de un diseño experimental completamente al azar, empleando a las localidades como tratamientos. Finalmente, se utilizó para la separación de promedios el Rango Múltiple de Duncan al 5%.

La información cualitativa permitió complementar la caracterización del consumo de leña. Para la transformación de kilogramos (kg) de leña consumida a árboles utilizados se empleó un valor de densidad básica promedio (12% de contenido de humedad), de las especies forestales más utilizadas. Este valor corresponde a 465,0 kg/m³. De acuerdo a Pérez (2006), para el consumo de leña como combustible en la zona 1,0 m³ de madera, equivale a 0,76 árboles.

RESULTADOS

Análisis del estado de los capitales disponibles de los pobladores de cuatro comunidades de la subcuenca del río Copán

Capital humano

En las familias que participaron en el estudio, el 45% de los jefes de familia no cuentan con ningún nivel educativo. Existe dependencia entre el nivel de educación

del jefe de familia y la localidad donde vive (prueba Chi Cuadrado, valor $p = 0,0547$). Los niveles de analfabetismo más altos se alcanzan en las comunidades Planes de La Brea, Tegucigalpa y Club de Leones (Cuadro 1).

En el caso de los cónyuges este indicador disminuye y se registra que el 83,33%, cuentan con educación primaria (Cuadro 1). Cruz (2007) señala que el capital natural interactúa positivamente con el nivel de educación de las familias en la subcuenca del río Copán (tendencia positiva). De esta forma, lo mínimo que se requiere para que el capital natural se beneficie es que la familia cuente con educación primaria. A nivel de estas comunidades, como se observa en los resultados, las tasas de analfabetismo son altas.

Cuadro 1. Nivel educativo del jefe de familia y su cónyuge

Localidad	Jefe de familia		Cónyuge	
	Ninguno	Primaria	Ninguno	Primaria
Buena Vista	0%	100%	0%	100%
Club de Leones	50%	50%	33%	67%
Planes de La Brea	67%	33%	17%	83%
Tegucigalpa	60%	40%	20%	80%
Total	45%	55%	17%	83%
Chi Cuadrado (valor p)	0,0547		0,5744	

Proporción relativa por filas

Las familias en la zona están integradas en promedio por cinco miembros. Existen diferencias entre las comunidades en cuanto al número de personas responsables de la recolección y el traslado de la leña ($p = 0,0184$), ver Cuadro 2. Esta actividad es realizada por distintos miembros del hogar, dependiendo de la comunidad. En Planes de La Brea, el responsable es el jefe de familia, debido a que debe tumbar el árbol para fragmentarlo y trasladarlo (modalidad de compra de leña en pie). En las comunidades Club de Leones y Tegucigalpa la responsabilidad corresponde a la ama de casa o a los hijos.

Entre las comunidades existen diferencias estadísticas en cuanto a la participación en eventos de capacitación sobre la conservación del medioambiente ($p = 0,0793$), ver Cuadro 2. Club de Leones y Tegucigalpa solo nombran al evento de socialización de experiencias en el uso de la ecoestufa, donde se analizó la situación de dependencia de los servicios ecosistémicos que ofrece el bosque y la biodiversidad. A parte de este evento, los pobladores señalan que no se han organizado capacitaciones relacionadas a este tema. En

la comunidad Buena Vista mencionan la participación en un evento realizado por la municipalidad de Copán Ruinas sobre el consumo de agua y la protección de las fuentes, también con la intervención del proyecto Focuecas II.

En cuanto al número de atenciones médicas al año, existen diferencias estadísticas de un 10% entre las comunidades ($p = 0,0620$), ver Cuadro 2. Los problemas respiratorios como inflamación de garganta, bronquitis, gripes, alergias y pulmonías son los principales problemas por los cuales los pobladores recurren a atención médica. Planes de La Brea y Buena Vista alcanzan el número más alto de atenciones. Según Smith *et al.* (2004), la combustión incompleta de leña en los hogares produce un humo dañino para la salud humana.

La leña que no arde debidamente da lugar a productos de combustión incompleta, como el monóxido de carbono, benceno, butadieno, formaldehído, hidrocarburos poliaromáticos y muchos otros compuestos peligrosos para la salud. Los mismos autores señalan que el mejor indicador de peligro para la salud, causado por el humo de combustión, son las pequeñas partículas que contienen muchas sustancias químicas. De lo observado en las comunidades de la subcuenca del río Copán, la mayoría de familias tienen sus estufas dentro de su vivienda y se observa a simple vista en las paredes y en el techo la acumulación de partículas de color negro que la gente conoce como hollín. Además, indican que han convivido con esto toda su vida y no lo relacionan con problemas de salud.

También, Smith *et al.* (2004) señalan que a través del uso de estufas y fogones adecuados y con buenas prácticas de ventilación y combustión es posible el consumo limpio de leña y carbón vegetal, así como de otra biomasa, lo que da lugar a la transformación en energía calórica,

dióxido de carbono y agua. Pero tales condiciones son difíciles de alcanzar en zonas rurales y urbanas pobres en las que se utilizan pequeños fogones baratos alimentados con leña.

Capital cultural

En promedio, las familias entrevistadas señalan que han consumido leña durante 37 años. La combustión de leña se realiza principalmente para la preparación de los alimentos y para calentar agua. Las especies forestales más utilizadas son el roble (*Quercus* sp.) y el pino (*Pinus* sp.), además, mencionan que aprovechan el tronco y las ramas.

Existen diferencias estadísticas para el número de horas que permanece encendido el fogón a nivel de las cuatro comunidades ($p = 0,0063$). En Planes de La Brea el fogón permanece encendido en promedio 19,3 horas/día, en Tegucigalpa 13,2 horas, en Club de Leones 9,5 horas y en Buena Vista 4,6 horas/día (Cuadro 3).

La jornada diaria inicia desde la madrugada (5 a.m.) para la cocción del maíz y el frijol, luego se prepara el desayuno. En el transcurso de la mañana, en especial en las comunidades de Tegucigalpa y Club de Leones, las mujeres y los niños deben ir a recoger leña. A su regreso necesitan atizar el fuego rápidamente para preparar el almuerzo. Por la tarde calientan las tortillas y se deja encendido para espantar a los insectos y para abrigar la casa.

La rutina descrita es bastante parecida a nivel de las comunidades, excepto en Buena Vista, donde los pobladores señalan que el fogón de leña se utiliza únicamente para la cocción del maíz, del frijol y la preparación de tortillas. Para el resto de actividades se emplean la estufa eléctrica o de gas. En esta comunidad se observó la disponibilidad de estas alternativas tecnológicas.

Cuadro 2. ANOVA de cuatro indicadores del capital humano

Localidad	Miembros de la familia (#)	Personas responsables recolección y traslado leña (#)	Participaciones en eventos capacitación (#)	Atenciones médicas/año EPOC* (#)
Buena Vista	6,2	0,2 b	0,8 ab	2,0 ab
Club de Leones	5,5	1,5 a	1,0 a	1,0 ab
Planes de La Brea	5,3	1,0 a	0,0 b	2,5 a
Tegucigalpa	4,6	1,2 a	0,6 ab	0,4 b
CV (%)	32,2	39,7	42,1	47,7
Promedio	5,4	0,95	0,55	1,55
Valor p	0,5581	0,0184*	0,0793*	0,0620*

*Enfermedades pulmonares obstructivas crónicas

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,10.

Cuadro 3. ANOVA de cinco indicadores del capital cultural relacionado al uso de leña

Localidad	Años de consumo de leña	Actividades usa leña (#)	Especies usadas para leña	Partes del árbol usadas (#)	Horas/día encendido el fogón
Buena Vista	45,8	1,8	1,20 a	1,80	4,60 b
Club de Leones	29,0	2,5	1,50 ab	1,50	9,25 b
Planes de La Brea	35,3	2,3	0,33 b	1,83	19,33 a
Tegucigalpita	35,8	2,0	0,80 ab	1,20	13,20 ab
CV (%)	49,47	35,14	44,11	28,95	41,22
Promedio	36,80	2,15	0,90	1,60	12,10
Valor p	0,5827	0,4980	0,0961*	0,1374	0,0063*

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,10.

Capital social

Con respecto al capital social, los resultados de los indicadores evaluados evidencian el estado crítico y la vulnerabilidad a nivel de las cuatro comunidades. Los pobladores señalan y muestran preocupación por no desarrollar iniciativas locales en favor de la conservación del ambiente y la biodiversidad, como formación de viveros forestales comunitarios, protección del bosque, entre otros. Además, entre los miembros de la comunidad no se observan vínculos sociales para el préstamo o intercambio de leña, solo manifiestan su comercialización.

En relación a la presencia de organizaciones comunitarias responsables de la protección del bosque, el 70% de los entrevistados indican que no existen estas organizaciones en sus comunidades. El 30% reconoce la presencia de este tipo de organizaciones pero manifiestan que su acción no es efectiva. Los resultados del Análisis de Contingencia evidencian la dependencia entre la presencia de organizaciones comunitarias responsables de la protección del bosque y la localidad en estudio (prueba Chi Cuadrado, $p = 0,0246$), ver Cuadro 4.

Esta relación de individualismo puede deberse a que la recolección y el traslado de la leña depende de la esposa o de los hijos, actividades que se realizan en las comunidades Tegucigalpita y Club de Leones de forma diaria. En muchos hogares, solo se cubre el requerimiento diario debido a la baja disponibilidad actual (ya no quedan bosques cercanos), o porque ya les han prohibido obtener leña de propiedades aledañas a las comunidades. Esto dificultaría contar con excesos de leña para intercambiarla o prestarla. Por otra parte, también puede ser el resultado de la aparente rentabilidad en la venta de leña y la alta demanda en las comunidades en estudio, excepto Buena Vista, pues se trata de una necesidad básica cotidiana que deben resolverla comprando leña. De acuerdo a Cruz y Centeno (2001), el 100% de la población rural usa leña, es decir, en el medio rural la leña sigue siendo la única alternativa energética de mayor accesibilidad.

Capital político

Relacionado al indicador del capital político, conocimiento de leyes que estén vinculadas con el aprovechamiento del bosque o la protección del capital

Cuadro 4. Análisis de contingencia de los indicadores del capital social

Localidad	Realización de actividades colectivas	Formación de viveros forestales comunitarios	Préstamo o intercambio de leña	Presencia de organizaciones comunitarias	
				No	Si
Buena Vista	100%	100%	100%	25%	0%
Club de Leones	100%	100%	100%	20%	0%
Planes de La Brea	100%	100%	100%	15%	15%
Tegucigalpita	100%	100%	100%	10%	15%
Chi Cuadrado (valor p)	0,9397	0,9397	0,9397	0,0246 dp	

dp = dependencia estadística (nivel 0,05)

natural, el 100% de los entrevistados señalan desconocerlas. Para el indicador número de organizaciones estatales, privadas, organismos no gubernamentales que participen en la regulación del aprovechamiento del bosque, el 60% de los entrevistados manifiestan que no están presentes en la zona. El 40% restante menciona la presencia de una (35%) o dos organizaciones (5%). Existe dependencia entre el indicador señalado y la comunidad de estudio (prueba Chi Cuadrado = 0,0793), ver Cuadro 5. La principal organización señalada por los entrevistados es el COHDEFOR, actualmente conocido como el Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre (ICF), pero afirman que su acción para controlar la tala del bosque es ineficiente.

Cuadro 5. Análisis de contingencia. Frecuencias al total para el número de organizaciones que regulan la extracción de leña

Localidad	# de organizaciones			Total
	0	1	2	
Buena Vista	10	15	0	25
Club de Leones	20	0	0	20
Planes de La Brea	25	5	0	30
Tegucigalpita	5	15	5	25
Total	60	35	5	100
Chi Cuadrado (valor p)	0,0793			

dp = dependencia estadística (nivel 0,05)

Capital natural

En las comunidades visitadas la generalidad de la población utiliza fogones de leña formados con bloques de cemento, adobes, ladrillos o piedras y varillas de acero colocadas sobre ellas. Se deja un espacio reducido para introducir la leña y usualmente se ubican dentro de la

vivienda. La baja circulación de aire y en consecuencia, la menor presencia de oxígeno que actúa como comburente en la combustión, provoca que la combustión sea incompleta. Por esto, se demandan altas cantidades de leña para cubrir las necesidades del hogar.

Esta ineficiencia de los fogones, conjuntamente con la costumbre de cocinar con leña, provocan una fuerte presión sobre los bosques de la subcuenca, a tal punto que en algunos sectores ya no se cuentan con bosques cercanos, ni fragmentos de éstos. Con el uso de este tipo de fogones se alcanza en promedio un consumo potencial de 6.505 kg de leña al año por familia (Cuadro 6). Esto representa cortar alrededor de once árboles para este propósito.

Medina (2006) indica que en Honduras entre 80.000 y 100.000 hectáreas de bosque se pierden anualmente por problemas de deforestación. En la actualidad, el área deforestada es de alrededor de 4,1 millones de hectáreas. El consumo de leña como combustible, de acuerdo a Cruz y Centeno (2001), es una de las principales causas de la deforestación. Con la pérdida de bosques se producen pérdidas de hábitats en el paisaje, disminución en el tamaño de los hábitats y mayor aislamiento de éstos a medida que se cambia el uso del suelo, afectándose también a la biodiversidad (Bennett, 2004).

Existen diferencias estadísticas en el consumo de leña antes y después de la instalación de la ecoestufa (Prueba T, $p = 0,0058$). Esta diferencia corresponde a un ahorro potencial alrededor de 5.284,05 kg al año (11,36 m³ de leña), ver Cuadro 7. Este ahorro implicaría menor presión sobre los bosques. Pero además se debe generar una estrategia basada en capacitación y planes de reforestación, a través de la formación de viveros comunitarios.

Cuadro 6. ANOVA de la comparación del consumo de leña como combustible antes y después de la instalación de la ecoestufa

Localidad	Antes		Después	
	Consumo potencial/año		Consumo potencial/año	
	Kg	Árboles	Kg	Árboles
Buena Vista	4.570,80	7,47	426,62 b	0,70
Club de Leones	6.612,48	10,81	699,53 ab	1,14
Planes de la brea	6.968,10	11,39	1.852,65 a	3,03
Tegucigalpita	7.800,59	12,75	1.057,38 ab	1,73
CV (%)	60,71		52,75	
Promedio	6.505,77	10,63	1.302,04	2,13
Valor p	0,9481		0,02736	

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,10.

Estas actividades deberían desarrollarse fundamentalmente en las zonas de recarga hídrica y en las riberas de los ríos. Para esto, podrían utilizarse las especies de mayor demanda que señalan los entrevistados y que corresponden a especies forestales nativas. Estas especies son el roble (*Quercus* sp.), el pino (*Pinus* sp.), el cablote (*Guazuma ulmifolia*), el nance (*Byrsonima crassifolia*) y las ingas (*Inga* sp.), ver Cuadro 8.

Con relación a la presencia de bosques cercanos, en promedio los habitantes de estas comunidades señalan estar cerca de al menos dos bosques (Cuadro 8), aunque también mencionan que el tiempo que les lleva ir a buscar leña oscila entre dos a tres horas de su casa (Tegucigalpa y Club de Leones), y en algunos casos indican que caminan hasta cuatro y seis horas (Planes de La Brea). Por esto, asignan dos días a la semana para la recolección y el traslado de la leña.

Para el indicador número de sitios de los que obtienen leña se registran diferencias estadísticas ($p = 0,0083$), ver Cuadro 8, entre las localidades. En la comunidad de Planes de La Brea respondieron que obtienen la leña de 2,5 sitios diferentes. El 100% de entrevistados afirman no obtener leña de bosques aledaños a las fuentes de agua, aunque se encuentren cerca y exista la disponibilidad. También son enfáticos en afirmar que la recolección es solo de ramas caídas, pero en las visitas se observó leños de diámetros diferentes al de las ramas.

Según manifiestan los entrevistados, el roble (*Quercus* sp.) y el pino (*Pinus* sp.) son las especies más utilizadas por características como durabilidad, el calor que generan y la baja cantidad de formación de ceniza. Estos criterios concuerdan con los resultados señalados por Pérez (2006). Otro aspecto importante que se observó en todos los hogares visitados es el uso de astillas de

Cuadro 7. Análisis comparativo del consumo de leña antes y después de la implementación de la ecoestufa

Obs (1)	Obs (1)	Media (dif)	DE (dif)	t	Bilateral p
Antes kg	Después kg	5,284,05			
m ³	m ³	11,36	6.000,02	3,30	0,0058
Árboles	Árboles	8,64			

Cuadro 8. Especies utilizadas para leña

Especie utilizada	Nombre científico	Frecuencias	% Frecuen.
Roble	<i>Quercus</i> sp.	19	90,48
Pino	<i>Pinus</i> sp.	18	85,71
Cablote	<i>Guazuma ulmifolia</i>	4	19,05
Nance	<i>Byrsonima crassifolia</i>	4	19,05
Pepeto	<i>Inga</i> sp.	3	14,29
Cacaguanance	<i>Gliricidia sepium</i>	2	9,52
Jiote	<i>Bursera simaruba</i>	2	9,52
Aguacate	<i>Persea americana</i>	1	4,76
Cedro	<i>Cedrela odorata</i>	1	4,76
Guayabo	<i>Psidium guajava</i>	1	4,76
Pito	<i>Erythrina berteroana</i>	1	4,76
Sapotillo	<i>Pouteria</i> sp.	1	4,76
Sauce	<i>Salix humboldtiana</i>	1	4,76
Laurel	<i>Cordia alliodora</i>	1	4,76
Yaje	<i>Leucaena leucocephala</i>	1	4,76

Fuente: apreciación de los entrevistados

⁶ Cotización del dólar = 18,85 lempiras. Junio de 2007.

pino para encender el fuego, aunque utilicen otras especies para la combustión. En promedio, las familias a lo largo de la subcuenca consumen 2,4 cargas (Cuadro 9) con un peso promedio de 49,8 kg.

Los indicadores número de cargas de leña ($p = 0,2835$), ver Cuadro 9, que compran por semana y el número de cargas que obtienen del bosque ($p = 0,0430$), se relacionan. Existen diferencias significativas para los dos indicadores entre las localidades (Cuadro 10).

Las familias de Buena Vista señalan comprar toda la leña que utilizan y esto se debe a que esta localidad se sitúa en el centro de la ciudad de Copán Ruinas. Las comunidades Club de Leones y Tegucigalpita obtienen del bosque la mayor parte de la leña que consumen. En Planes de La Brea para el indicador número de cargas que le regalan o le permiten recolectar, el 100% de los entrevistados manifiesta que les permiten obtener de las propiedades aledañas, pero a través de un mecanismo de prepago. Este mecanismo consiste en cancelar cien lempiras (5,30 USD⁶) por árbol a los encargados de las propiedades donde hay bosque y cada usuario se encarga de cortar.

De esta forma, los propietarios de las áreas con bosques evaden responsabilidades y sanciones por deforestación, pues lo justifican como robo de leña de sus propiedades.

Capital físico

El análisis de este capital evidencia la relación de dependencia entre los indicadores disponibilidad de electricidad, presencia de sitios cercanos para la adquisición de gas doméstico y la disponibilidad de estufa eléctrica de la población con la localidad donde vive. De esta forma, el 100% de los pobladores de Buena Vista señalan disponer de electricidad, un sitio cercano para adquirir gas doméstico y poseer estufa eléctrica. Mientras que para las comunidades de Club de Leones, Planes de La Brea y Tegucigalpita el acceso de estos servicios es restringido (Cuadro 11).

Capital financiero

No se encontraron diferencias estadísticas a nivel de las localidades para las unidades de comercialización y consumo de leña como combustible. Las unidades más empleadas para la comercialización corresponden a la carga (que contiene 50,28 leños con un peso total de

Cuadro 9. ANOVA de cinco indicadores del capital natural

Localidad	Bosques cercanos (#)	Sítios en los que obtiene leña (#)	Ríos o fuentes de agua cercanos (#)	Especies forestales utilizadas (#)	Cargas leña que consume/semana (#)
Buena Vista	1,2	0,4 c	0,0 b	3,2	2,1
Club de Leones	2,5	1,8 ab	0,8 a	2,3	2,8
Planes de La Brea	2,5	2,5 a	0,0 b	1,8	2,8
Tegucigalpita	2,0	1,2 bc	1,0 a	2,2	1,8
CV (%)	47,7	41,7	20,6	57,5	52,6
Promedio	2,1	1,5	0,4	2,4	2,5
Valor p	0,1592	0,0083*	< 0,0001*	0,6579	0,2835

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,05.

Cuadro 10. ANOVA de cinco indicadores del capital natural

Localidad	No. cargas que compra/semana	No. cargas obtiene del bosque/sem.	No. cargas de regalo o permiten recolectar	Tarea (kg)	No. leños/tarea
Buena Vista	1,80 a	0,00 b	0,00 b	515,12	510
Club de Leones	0,38 b	2,38 a	1,13 ab	413,76	500
Planes de La Brea	1,50 a	2,17 a	1,67 a	433,23	500
Tegucigalpita	1,00 a	2,50 a	0,40 ab	575,85	500
CV (%)	52,63	46,27	45,68	50,11	5,7
Promedio	1,23	1,75	0,83	478,79	502,5
Valor p	0,2835	0,0430	0,1331	0,7422	0,9609

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,05.

Cuadro 11. Análisis de contingencia de los servicios básicos disponibles

Localidad	Disponibilidad		Sitio cercano		Disponibilidad	
	electricidad		compra gas doméstico		estufa eléctrica	
	No	Si	No	Si	No	Si
Buena Vista	0	100	0	100	0	100
Club de Leones	50	50	25	75	75	25
Planes de La Brea	50	50	66	33	100	0
Tegucigalpita	20	80	20	80	80	20
Total	30	70	30	70	65	35
Chi Cuadrado (valor p)	0,1347		0,0631		0,0009	

49,8 kg) y la tarea (equivalente a 500 leños). Otra unidad utilizada, más a nivel de consumo, es el manajo que se trata fundamentalmente de ramas de árboles (74,4 ramas). En promedio un manajo pesa 29,2 kg.

Tampoco se encontraron diferencias estadísticas para el consumo de cargas al año entre las localidades. El promedio de consumo de cargas de leña corresponde a 130,8 durante un año (peso de una carga = 49,8 kg). Por otra parte, sí se registraron diferencias estadísticas entre las localidades para el precio de una carga de leña y los ingresos anuales de las familias. El precio de comercialización de la carga de leña más alto se registra en la comunidad Buena Vista (4,56 USD), ver Cuadro 12. Al año las familias, de costear todo su consumo, deberían invertir en promedio 425,48 USD.



Una estufa de biogas (izquierda) y una de leña tradicional (derecha).
Foto: BNPP

Con relación a los ingresos familiares al año, existen diferencias estadísticas entre las comunidades. Los ingresos de las familias de la comunidad Buena Vista se destacan con un nivel de ingresos de 2.839,26 USD en promedio (Cuadro 13). Los ingresos más bajos se registran en las familias de la comunidad Planes de La Brea. Al relacionar el costo potencial del consumo de leña con el nivel de ingresos se observa que para las comunidades Tegucigalpita, Planes de La Brea y Club de Leones representa una inversión superior al 24% de los ingresos anuales (Cuadro 12). El alto consumo de leña, en especial de las dos primeras comunidades mencionadas, se constituye en un primer indicador del alto grado de presión sobre las áreas con bosque de las zonas aledañas.

La implementación de las ecoestufas modelo “Justa” tiene un efecto positivo en la disminución de la cantidad de leña consumida. Si analizamos para las dos comunidades que más consumen leña, se tendría que en Tegucigalpita pasaría de un consumo potencial al año de 157 cargas, a 21 cargas (Cuadro 12), lo cual representaría una reducción del 88%. Para la comunidad Planes de La Brea, representaría un ahorro del 73,41%. En Club de Leones correspondería a un ahorro del 89,42%, mientras que en Buena Vista estaría alrededor del 89,52%.

Este ahorro potencial por el uso de las ecoestufas (modelo “Justa”) no sólo beneficiaría al bienestar familiar (reducción de humo y ceniza dentro de la vivienda, limpieza, menor inversión en tiempo y costos para la adquisición de la leña, etc.), sino que además se constituiría en un ahorro ecológico. Este ahorro potencial contribuiría a la reducción en la presión sobre los bosques, al no requerirse las mismas cantidades de leña. De

Cuadro 12. ANOVA del análisis económico del consumo de leña como combustible antes de la instalación de la ecoestufa

Localidad	Cargas/año	Precio/carga (USD)	Costo consumo /año (USD)	Ingresos/año (USD)	Proporción del costo sobre los ingresos
Buena Vista	91,87	4,56 a	418,18	2.839,26 a	14,73
Club de Leones	132,91	2,65 b	352,22	1.475,01 b	23,88
Planes de La Brea	140,06	3,18 b	481,93	738,46 c	65,26
Tegucigalpita	156,80	2,76 b	423,64	1.298,68 b	32,62
CV (%)	60,71	31,42	59,86	30,98	
Promedio	130,77	3,31	425,48	1.551,02	
Valor p	0,9481	0,0003	0,8406	0,0001	

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,05.

Cuadro 13. ANOVA del análisis económico del consumo de leña como combustible después de la instalación de la ecoestufa

Localidad	No. cargas/año	Precio (USD)/carga	Costo consumo/año (USD)	Ingresos/año (USD)	Representación porcentual costo sobre los ingresos
Buena Vista	8,58 b	4,56 a	45,45	2 839,26 a	1,60
Club de Leones	14,06 ab	2,65 b	37,27	1.475,01 b	2,53
Planes de La Brea	37,24 a	3,18 b	133,15	738,46 c	18,03
Tegucigalpita	21,25 ab	2,76 b	58,06	1.298,68 b	4,47
CV (%)	52,75	31,42	55,67	30,98	
Promedio	26,17	3,31	86,37	1.551,02	
Valor p	0,2736	0,0003	0,4254	0,0001	

Las letras distintas representan diferencias significativas al nivel 0,05.

forma indirecta se beneficiaría la conservación de la biodiversidad presente en los bosques y las zonas de recarga hídrica. Pero es necesario complementar esta medida con el acompañamiento de otras, debido a que a través de las ecoestufas se reduce el consumo actual, pero es imprescindible trabajar por mejorar las condiciones actuales de los fragmentos y bosques remanentes en la zona.

CONCLUSIONES

El alto consumo de leña de la población de la subcuenca del río Copán (consumo de leña 6.506 kg por familia al año), está vinculado a factores culturales, humanos, económicos y sociales que amenazan tanto la presencia como la permanencia de los remanentes de bosques. Entender la problemática en torno al recurso forestal (parte del capital natural), requiere un análisis holístico e integral que permita abordar todos los aspectos involucrados y los recursos disponibles.

El marco de los capitales de la comunidad como una herramienta metodológica permitió analizar la presión humana ejercida sobre los bosques y fragmentos de bosque en la subcuenca. Este enfoque facilitó la

identificación de las distintas interacciones (positivas y negativas) generadas entre los capitales disponibles de las familias en las cuatro comunidades de la subcuenca. A nivel del capital humano los altos niveles de analfabetismo, la falta de capacitación y concienciación en temas ambientales y de conservación del capital natural inciden negativamente sobre la conservación de los fragmentos de bosques en la zona.

Afectaciones en la salud de los miembros de la familia podrían ser efectos negativos generados por la quema de leña en fogones inadecuados, aunque los pobladores no lo perciben así. Todos los antiguos fogones de las familias entrevistadas se encontraban en el interior de la vivienda y esencialmente, a decir de las familias, los problemas de salud más frecuentes son los problemas pulmonares crónicos.

Existe un factor cultural muy arraigado en torno al consumo de leña como combustible. Los entrevistados lo señalan como una actividad tradicional, aspectos como calidad de llama, durabilidad del fuego, poca formación de ceniza, entre otras, son características que inciden en

la selección de las especies forestales para leña. Además, el alto consumo de leña se asocia con la particular rutina cotidiana de los hogares de la zona, permaneciendo encendido el fogón en algunos hasta 19 horas. El capital cultural puede ser una alternativa potencial para desarrollar planes de reforestación con las especies más utilizadas por las características señaladas.

Existe un bajo capital social cognoscitivo a nivel de los pobladores de las comunidades en estudio, lo cual ha incidido negativamente sobre el capital natural. No se evidenciaron organizaciones comunitarias o el desarrollo de iniciativas colectivas tendientes a mejorar su entorno o conservarlo. No existen mecanismos de préstamos de leña o intercambio, únicamente comercialización. Incluso los entrevistados indican que se provocan incendios de áreas aledañas con bosque para luego extraer la leña. Esto evidencia la falta de conciencia ambiental, el irrespeto a la propiedad privada y además, la falta de coordinación de las comunidades para la protección y la vigilancia de las áreas boscosas cercanas.

A nivel del capital político señalan el desconocimiento de reglamentos, normas o leyes que regulen o sancionen la sobreexplotación de los bosques. Mencionan la presencia en la zona del ICF, pero señalan que su desempeño en el control de la sobreexplotación de los bosques es ineficiente.

En relación con el estado de los bosques en la zona, se observa que existe una alta presión sobre los remanentes de bosques, en especial los bosques de coníferas. El pino (*Pinus* sp.) y el roble (*Quercus* sp.) son las especies más utilizadas como leña. Esta presión sobre los bosques también afecta de forma negativa a la biodiversidad y a las áreas de recarga hídrica por la deforestación e incendios provocados.

El uso de las ecoestufas modelo “Justa” permite por una parte ahorrar leña entre un 73 hasta un 90% del consumo habitual de leña. Por otro lado, las familias afirman que existen otros beneficios sobre su bienestar, como mejor apariencia dentro de la vivienda, mayor orden, resaltan la limpieza y la comodidad porque el humo sale fuera de la vivienda. Si bien el uso de las ecoestufas promueven un ahorro en el consumo de leña, es necesario complementar con otras actividades que promuevan el mejoramiento del estado de los fragmentos de bosques y las zonas de recarga hídrica.

Existe una alta demanda por parte de la población para beneficiarse de la instalación de las ecoestufas, considerando aún que las familias aportan parte de los materiales y mano de obra como contraparte. Pero existen dificultades económicas, falta de voluntad política y hay problemas en la identificación de usuarios estratégicos como beneficiarios.

Una alternativa es el desarrollo de viveros comunitarios con especies de interés para la comunidad y especies nativas. Para esto se requiere continuar con el proceso de delimitación participativa de las zonas de recarga hídrica para priorizar los planes de reforestación. Adicionalmente, existe interés de la población de desarrollar especies de frutales dentro de viveros.

En las comunidades Planes de La Brea, Tegucigalpa y Club de Leones, que son los poblados que más consumen leña, si las familias pagaran al costo actual de la leña que consumen su valor superaría el 24% de sus ingresos anuales promedios. De ahí que existe un incentivo positivo para desarrollar en estas poblaciones actividades en favor de la conservación de los bosques (capital natural), con lo cual también se beneficiaría la biodiversidad y la protección de las zonas de recarga hídrica.

El gobierno local debe gestionar la obtención de recursos económicos para continuar con la implementación de las ecoestufas en la zona, pero es necesario priorizar los usuarios a beneficiarse.

También, es necesario socializar y capacitar a la población en la conservación de la biodiversidad presente en los remanentes de bosque, las funciones que desempeñan para dotar de servicios ecosistémicos de los cuales ellos se benefician.

Desarrollar planes de conservación en las zonas de recarga hídrica y fragmentos de bosques y no sólo medidas aisladas. La implementación de las ecoestufas disminuye la presión sobre los fragmentos de bosques de la zona, pero no soluciona por sí sola el grave problema de deforestación de la subcuenca. Dentro de este proceso se requiere trabajar con las comunidades y estructurar estrategias que integren: capacitación de la población, formación de viveros, reforestación de zonas prioritarias, masificación de las ecoestufas, ferias de concienciación sobre los servicios ecosistémicos a nivel de instituciones de educación, entre otras.



Realizando entrevistas a los productores de Copán, Honduras. Foto: BNPP

Por otra parte, es importante continuar con el proceso de demarcación de las zonas de recarga hídrica para identificar áreas de priorización para la reforestación. Además, se deben crear espacios para la socialización entre las usuarias de las ecoestufas. Estos espacios permitirían conocer experiencias en el uso de las ecoestufas que optimicen su uso, detectar dificultades para mejorar y capacitar en el mantenimiento de las mismas para alargar su periodo de vida útil.

Por último, se requiere sistematizar las experiencias desarrolladas en cuanto al uso de las ecoestufas y realizar el análisis económico comparativo con otro tipo de tecnologías alternativas a las ecoestufas para determinar el costo oportunidad de su uso.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Banco Mundial. 2002. Más allá del crecimiento económico: indicadores de la sostenibilidad del desarrollo. Foro de participación (en línea). Consultado 28 set. 2007. Disponible en <http://www.worldbank.org/depweb/spanish/beyond/global/chapter16.html>
- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. San José, CR, UICN, p. 3-14.
- CIGEA (Centro de Información, Gestión y Educación Ambiental). sf. Desertificación y sequía. Serie: Información Ambiental No.1. Agencia de Medio Ambiente (Convención internacional de lucha contra la desertificación. p 8-32 (en línea). Consultado el 8 jul. 2007. Disponible en <http://www.unccd.int/main.php>. [http://www.ambiente\(ecologico.com\)/revista60/avita60.htm](http://www.ambiente(ecologico.com)/revista60/avita60.htm)
- Cisneros, J. 2005. Valoración económica de los beneficios de la Protección del recurso hídrico y propuesta de un marco operativo para el pago por servicios ambientales en Copán Ruinas. Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 12-15 p.
- COHDEFOR (Corporación Hondureña de Desarrollo Forestal, H). 1996. Plan de acción forestal de largo plazo período 1996-2015. PLANFOR Vol. (2). Evolución, Problemática y Proyección. Tegucigalpa, Honduras (en línea). Consultado 19 oct. 2007. Disponible en http://www.cohdefor.hn/documentos/principales_ecosistemas.
- Cruz, E. 2007. Estudio sobre la interacción entre la biodiversidad y el bienestar de los productores ganaderos para la implementación de sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Copán-Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 126 p.
- Cruz, A; Centeno, G. 2001. Estudios de casos sobre combustibles forestales. FAO-Proyecto información y análisis para el manejo forestal sostenible: integrando esfuerzos nacionales e internacionales en 13 países tropicales en América Latina. Santiago, CL. 16 p.
- Flora, C.B; Emery, M; Fey, S; Bregendahl, C. 2004a. Community Capitals: A Tool for Evaluating Strategic Interventions and Projects (en línea). North Central Regional Center for Rural Development. Iowa State University. 2p. Consultado 18 jun. 2007. Disponible en <http://www.ncrcrd.iastate.edu/projects/commcap/7-capitalshandout.pdf>.
- Flora, C.B, Flora, J.L; Fey, S. 2004b. Rural Communities: Legacy and Change. (2nd edition) Boulder, CO: Westview Press, United States. p. 17-20, 60-66.
- Medina, N. 2006. Situación del sub sector forestal en Honduras. Taller de Consulta Nacional. (Preparación V DIPECHO). Comisión Europea. p. 4-8.
- Pérez, E. Caracterización de sistemas silvopastoriles y su contribución socioeconómica en productores ganaderos de Copán. Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. 115 p.
- Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente. 1997. Balance energético. Dirección general de energía (en línea). Tegucigalpa, Hon. Consultado 19 oct. 2007. Disponible en <http://www.serna.gob.hn/documentos>
- Smith, K.R. 2006. El uso doméstico de leña en los países en desarrollo y sus repercusiones en la salud. Unasylva 224. Vol (57). p. 41-46.

Avances de Investigación

Complementariedad de la vegetación como provisión de recursos para la comunidad de aves en el agropaisaje de Copán Ruinas, Honduras

D. Sánchez¹, S.J. Vilchez¹, F. DeClerck¹

RESUMEN

Para documentar la importancia de la vegetación en la complementariedad de recursos para la comunidad de aves en un agropaisaje mesoamericano, se muestrearon cinco árboles mayores a 10 cm de diámetro a la altura del pecho (dap), en un transecto de 500 m x 2 m con presencia de epífitas y se registraron las aves que hicieron uso de ellas en potreros con cobertura arbórea < 25%, cobertura arbórea entre 25 y 50%, > 50% y bosques secundarios. De 36,25 horas de observación se reportaron 59 especies de plantas arbóreas y arbustivas que fueron utilizadas por 79 especies de aves. Las especies de plantas que más utilizaron las aves fueron *Cedrela odorata*, *Gliricidia sepium*, *Lonchocarpus* sp., *Guazuma ulmifolia*, *Zuelania guidonia*, *Ficus* sp., *Inga* sp., *Byrsonima crassifolia*, *Quercus* sp. y *Bursera simaruba*, las cuales están formando un conjunto de recursos para la diversidad de aves en el agropaisaje *p.e.*, refugio, percha, alimentación y forraje. Estos resultados muestran la importancia de la vegetación en la complementariedad de recursos para las aves, independientemente de que no sean especies de importancia socioeconómica.

Palabras claves: complementariedad, diversidad, floración, fructificación

ABSTRACT

We sampled five trees over > 10 cm dbh in a 500 m x 2 m transect noting the presence of epiphytes, and recording the bird species that made use of these trees to document the importance of vegetation in the complementarity of resources for the bird community in a Mesoamerican landscape dominated by agriculture. The trees were located in pastures with tree covers < 25%, between 25 and 50%, > 50% and secondary forests. During our 36.25 hours of observation, we observed 59 species of trees and shrubs used by 79 species of birds. Plant species that were most used by birds included *Cedrela odorata*, *Gliricidia sepium*, *Lonchocarpus* sp., *Guazuma ulmifolia*, *Zuelania guidonia*, *Ficus* sp., *Inga* sp., *Byrsonima crassifolia*, *Quercus* sp. and *Bursera simaruba*. These species provided resources (eg, shelter, perches, food and fodder) contributing to maintaining bird diversity in agricultural landscapes. These results show the importance of selecting complementary species that provide resources for avian diversity, whether they are not socio-economically important species.

Keywords: complementarity, diversity, flowering, fruiting

INTRODUCCIÓN

Los agropaisajes son uno de los usos de suelo más dominantes en Centroamérica y se estima que en Honduras cerca del 35% del territorio corresponde a estos. Sin embargo, numerosos estudios indican que los agropaisajes tienen un gran potencial para la conservación de biodiversidad si mantienen una cobertura arbórea heterogénea y abundante (Guevara 1995, Guevara *et al.* 1998, Harvey y Haber 1999, Estrada *et al.* 2000, Harvey *et al.* 2006, 2008).

Otros estudios sostienen que los agropaisajes mantienen una alta diversidad de organismos y que posiblemente esto sea producto de la heterogeneidad de hábitat

(Schulze *et al.* 2000, Estrada y Coates-Estrada 2002, Harvey *et al.* 2006). Por otro lado, muy pocos estudios en paisajes agropecuarios intentan explicar la relación entre la fenología de plantas retenidas en el agropaisaje, con la diversidad de organismos presentes y cómo estas especies de plantas pueden influir en la provisión de recursos a la diversidad.

En teoría, los sistemas silvopastoriles (SSP), que tienen una combinación de floración y fructificación, a través del año deberían tener un valor de conservación superior a los SSP donde la floración y la fructificación están concentrados en una sola época del año.

¹ CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza).

La selección de especies con épocas fenológicas distintas se llama complementariedad funcional fenológica. De manera aleatoria, aumentar la riqueza de especies en un SSP debería incrementar esta complementariedad, pero también con el conocimiento de las fenologías de las especies comunes en la región, existe la posibilidad de seleccionar especies específicas para obtener esta complementariedad.

Este artículo explora el papel de la fenología sobre la conservación de aves en el agropaisaje de Copán y sugiere que en adición de los factores: riqueza de especies arbóreas, cobertura de copa, número de estratos y distancia a fragmentos de bosques que han demostrado su importancia en la conservación de aves, la complementariedad fenológica también debería ser considerada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un agropaisaje de 61.914 ha en Copán Ruinas, Honduras, dominado por la ganadería. Los datos que aquí se presentan se recopilaron durante la fase de campo del estudio de tesis de maestría de Decker (2009), titulado *Diversidad funcional de epífitas como fuente de hábitat para aves en la subcuenca del río Copán, Honduras*.

El objetivo de esta investigación fue estudiar el impacto de las diferentes prácticas silvopastoriles y su contribución a la conservación de la biodiversidad. Para esto, en un transecto de 500 m x 2 m se seleccionaron al azar cinco árboles mayores a 10 cm de dap con presencia de epífitas y se registraron las aves que hicieron uso de ellas en potreros con cobertura arbórea menor al 25%, cobertura arbórea entre 25 y 50%, mayor al 50% y bosques secundarios, para un total de 145 árboles muestreados (para mayor detalle revisar Decker 2008). El tiempo de observación de aves en cada árbol fue de 15 minutos. Durante este tiempo, también se registraron las aves que hicieron uso de otros árboles o arbustos y se anotó la especie de planta, fenología, comportamiento (percha, alimentación) y especie.

ANÁLISIS DE DATOS

Se realizó un análisis de correspondencia para ver si existe asociación de algunos gremios alimenticios de las aves y su actividad realizada con la fenología de las plantas. Para probar si la asociación observada en el gráfico de correspondencia era significativa, se efectuaron tablas de contingencias con la prueba de Chi Cuadrado ajustada por Pearson. Se hizo un análisis de subconjunto

anidado para ver si las especies de plantas con pocos gremios visitados son los gremios con mayor abundancia de aves, o si todas las plantas tienen la misma frecuencia de aves. Además, este análisis se realizó para las especies de aves y las de plantas. La hipótesis a probar en este estudio es que las unidades de muestra con pocas especies deberían tener sólo a las especies más comunes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante un total de 36,25 horas de observación se reportaron 59 especies de plantas arbóreas y arbustivas que fueron utilizadas por 79 especies de aves, principalmente para perchar y alimentarse.

Las especies arbóreas que registraron las mayores abundancias de aves durante el tiempo de observación fueron *Cedrela odorata*, *Gliricidia sepium*, *Lonchocarpus* sp., *Guazuma ulmifolia*, *Zuelania guidonia*, *Ficus* sp., *Inga* sp., *Byrsonima crassifolia*, *Quercus* sp. y *Bursera simaruba* (Cuadro 1). La mayoría de estas especies son retenidas por los productores en las fincas por sus múltiples usos y por ser muy abundantes en el agropaisaje.

Cuadro 1. Las 10 especies arbóreas que registraron las mayores abundancias de aves en el agropaisaje de Copán durante un tiempo de observación de 15 minutos por árbol

Especie arbórea	Especies de aves (#)	Individuos de aves (#)
<i>Cedrela odorata</i>	25	37
<i>Gliricidia sepium</i>	16	21
<i>Lonchocarpus</i> sp.	15	18
<i>Guazuma ulmifolia</i>	14	16
<i>Zuelania guidonia</i>	13	15
<i>Ficus</i> sp.	12	12
<i>Inga</i> sp.	10	11
<i>Byrsonima crassifolia</i>	9	11
<i>Quercus</i> sp.	9	9
<i>Bursera simaruba</i>	7	9

El 44,5% de las aves observadas utilizaron estas 10 especies para perchar y el 3,2%, para alimentarse. Sin embargo, en 21 especies de árboles y arbustos se observaron 17 especies de aves alimentándose de sus frutos y flores (Cuadro 2).

Cuadro 2. Especies de árboles y arbustos asociados con diferentes especies de aves en el agropaisaje de Copán, Honduras

Especie de ave	Especie arbórea o arbustiva	Alimentándose		Observaciones
		flores	frutos	
<i>Amazilia cyanocephala</i>	<i>Inga vera</i>	X		
<i>Amazilia rutila</i>	<i>Genipa americana, Tabebuia rosea</i>	X		
	<i>Hamelia patens</i>			
<i>Amazilia tzacatl</i>	<i>Heliconia latisphata</i>	X		
<i>Amazona albifrons</i>	<i>Inga sp.</i>			
	<i>Croton sp.</i>			
	<i>Ficus sp.</i>			
	<i>Terminalia sp.</i>		X	Semillas de <i>Inga</i> en maduración
<i>Amazona autumnalis</i>	<i>Casearia sp.</i>		X	
<i>Anthracothorax prevostii</i>	<i>Inga oerstediana, Caesalpinia sp.</i>	X		
<i>Aratinga astec</i>	<i>Inga vera, Croton sp., Zanthoxylum procerum</i>		X	Come flores de <i>Inga</i> , frutos de <i>Croton</i> y <i>Zanthoxylum procerum</i>
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	<i>Clusia sp., Calliandra sp., Inga vera</i>	X	X	Semillas ariladas de <i>Clusia</i> , néctar de flores de <i>Inga</i> y <i>Calliandra</i>
<i>Cyanocorax morio</i>	<i>Bursera simaruba</i>			
	<i>Ficus sp.</i>		X	
<i>Euphonia affinis</i>	<i>Ficus sp.</i>			
	<i>Muntingia calabura</i>		X	
<i>Euphonia hirundinacea</i>	<i>Ficus sp., Miconia sp.</i>		X	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Bursera simaruba</i>		X	
	<i>Bursera simaruba</i>			
<i>Psaracolius montezuma</i>	<i>Ficus sp.</i>		X	
<i>Pteroglossus torquatus</i>	<i>Cecropia peltata</i>		X	
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	<i>Cecropia insignis</i>		X	
<i>Thraupis episcopus</i>	<i>Ficus sp.</i>		X	
<i>Tityra semifasciata</i>	<i>Casearia sp., Trichilia havanensis</i>		X	Muchos arilos de <i>Casearia</i> y <i>Trichilia</i>

Relación aves-vegetación

Hay una relación entre las actividades de las aves agrupadas por gremios alimenticios y la fenología de las plantas que conforman el agropaisaje ($X^2_{34} = 55,51; p = 0,0114$).

Las aves frugívoras estuvieron mayormente relacionadas con las especies de árboles que estaban fructificando. Este grupo en estos árboles se encontraba principalmente perchando y alimentándose. Igualmente, las aves carnívoras y las insectívoras estuvieron relacionados a los árboles con frutos, aunque este último grupo estaba relacionado principalmente con el comportamiento de saltos y percha (Figura 1).

Es importante señalar que las aves insectívoras, principalmente las especies encontradas en este agropaisaje, se mueven saltando y revoloteando en busca de alimento y al haber frutos disponibles pueden atraer muchos insectos (Stiles y Skutch 2003).

El grupo de los nectarívoros estuvo principalmente asociado a los árboles que se encontraban floreciendo, las principales observaciones fueron vistas en vuelo, siendo esta una forma de forrajear entre las flores en busca de néctar (*p.e.*, especies de la familia Trochilidae, Figura 1). Además, se ha indicado que las especies de plantas no solamente atraen frugívoros o nectarívoros, sino también a los insectívoros para consumir los insectos asociados a sus frutos y flores (Eisenmann 1961, Ríos 2005).

La ordenación entre el gremio de aves y su actividad con las distintas especies de plantas (el 79,3% de la variación de los datos es explicada por el segundo eje de ordenación), muestra la existencia de patrones anidados (valor de $p < 0,0001$, según análisis de subconjunto de comunidades anidadas), indicando que las especies de plantas están formando conjuntos de recursos como refugio, percha, alimentación y forraje a la diversidad de aves presentes en el paisaje.

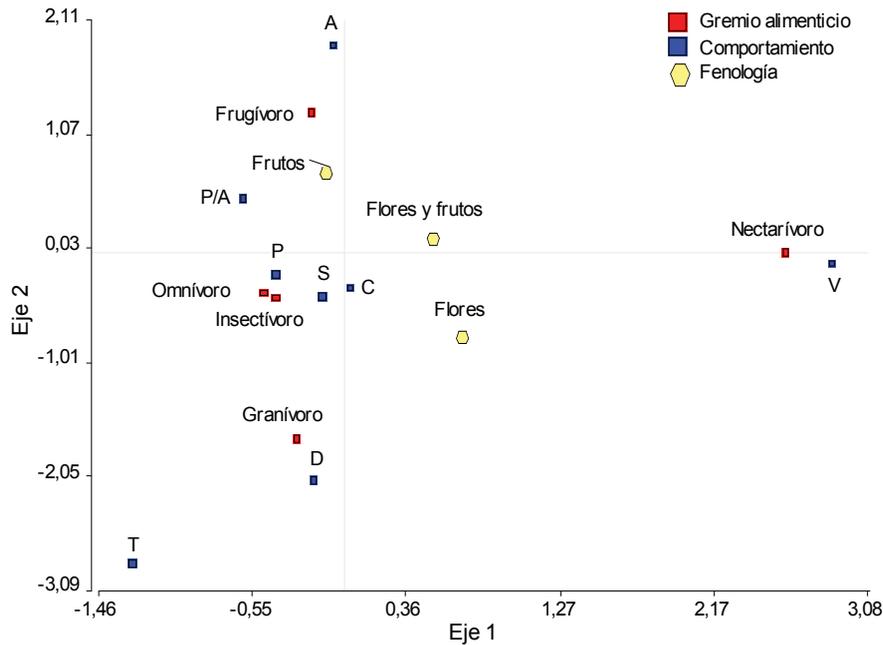


Figura 1. Observación de la asociación entre la fenología de los árboles y el comportamiento observado de los distintos gremios alimenticios de aves en el agropaisaje de Copán, Honduras.

A = alimentándose P/A = percha/alimentándose
 C = canto S = saltos
 P = percha V = vuelo

El patrón encontrado podría ser producto del resultado de relaciones asimétricas entre la diversidad de plantas y la comunidad de aves, como consecuencia de la intervención del productor en la retención de plantas por múltiples usos socioeconómicos, que implican restricciones funcionales de la comunidad de plantas.

Esto muestra la complementariedad de la diversidad de árboles y arbustos retenidos en el agropaisaje en el suministro de recursos alimenticios u otros a la comunidad de aves (Figura 2). Por ejemplo, la copa ancha que presentan algunas especies de árboles les brinda a las aves excelentes refugios, sitios de descanso y anidación. Por otro lado, especies como *B. simaruba* y *Ficus* sp. tienen una producción masiva de frutos y fructifican en época seca cuando existe escasez de otros frutos, además de ser alimento importante para pericos del género *Aratinga*, tucanes del género *Ramphastos* y loras del género *Amazona*, al igual que las flores de *G. sepium* son alimento para pericos del género *Aratinga* (Stiles y Skutch 2003).

Es posible que algunas de estas aves tengan una relación estrecha con ciertas especies de plantas. Por ejemplo, se observó que cuatro especies de la familia

Trochilidae (*Amazilia cyanocephala*, *A. rutila*, *A. tzacatl* y *Anthracothorax prevostii*) parecen depender de las flores de *Genipa*, *Hamelia*, *Heliconia*, *Inga* y *Tabebuia*, al menos en este agropaisaje. Por esto, se realizó una búsqueda de la floración de estas especies en la base de datos del Missouri Botanical Garden (<http://mobot.org/W3T>), indicando que estas plantas tienen flores disponibles en diferentes épocas del año, pero juntas pueden suplir de alimento durante todo el año de forma complementaria (Cuadro 3). Además, a estas aves se les observó alimentándose de flores de otros géneros de plantas como *Caesalpinia* sp., *Combretum* sp., y *Stachytarpheta* sp.

Un ejemplo de la complementariedad de la vegetación en la provisión de recursos para la comunidad de aves en el agropaisaje son las 14 especies de plantas registradas en el agropaisaje, produciendo frutos que fueron consumidos por diferentes especies de aves; generalmente los frutos de estas plantas comparten muchas características, tales como pulpas o arilos carnosos, tamaños grandes y de coloración vistosas para ser accesibles a las aves (Ricklefs 1977, Ríos 2005). Entre las especies de aves que consumieron frutos de tres o más especies de plantas se encuentran *Amazona albifrons* y *Aratinga astec* (Cuadro 3).

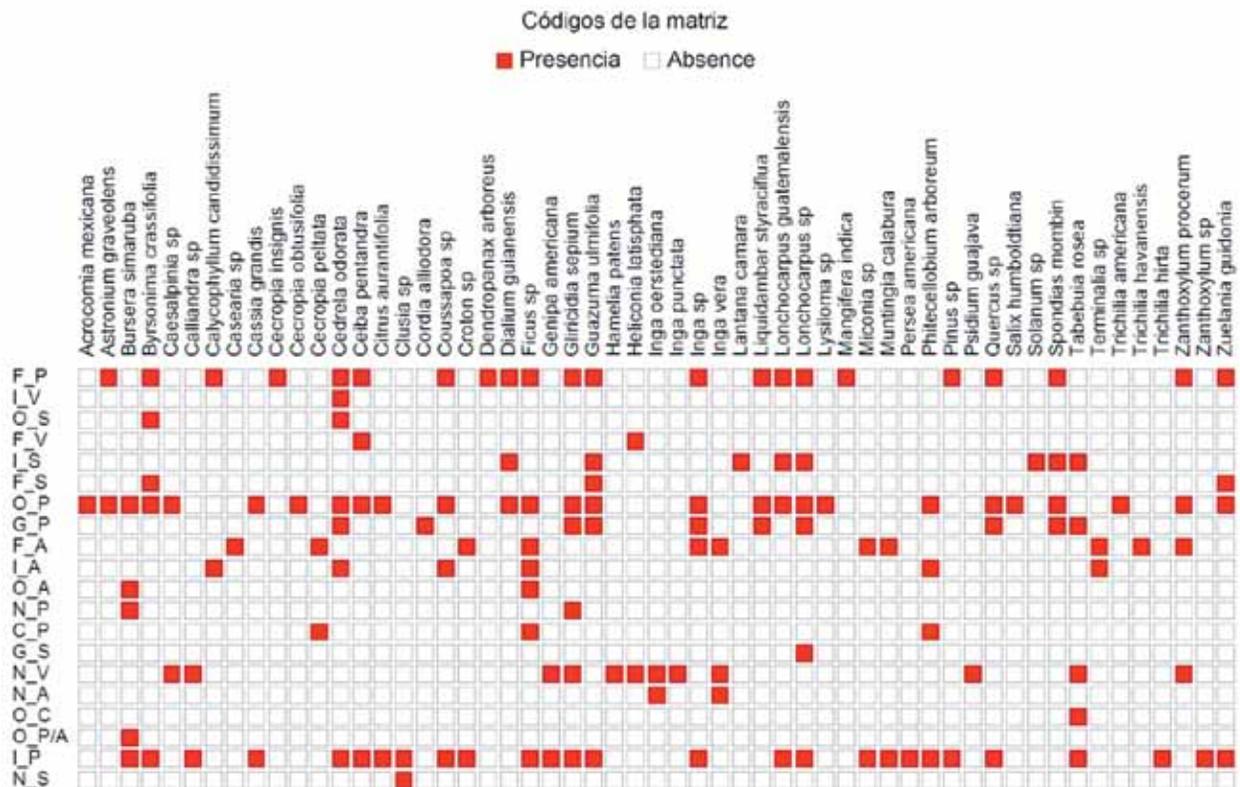


Figura 2. Estructura anidada entre las especies de plantas y los gremios alimenticios; pocas especies de plantas presentan poca diversidad de gremios alimenticios ($p \leq 0,05$).

Cuadro 3. Complementariedad de la floración y fructificación de distintas especies de plantas comunes que sirven de alimento para especies de aves en el agropaisaje de Copán, Honduras

Especie de árbol	Floración (mes)											
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Genipa americana</i>						■	■	■	■	■	■	■
<i>Hamelia patens</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Heliconia latispatha</i>												■
<i>Inga oerstediana</i>			■									■
<i>Inga vera</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Tabebuia rosea</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	Fructificación											
<i>Bursera simaruba</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Cecropia insignis</i>			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Cecropia peltata</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Inga oerstediana</i>							■	■	■	■	■	■
<i>Inga vera</i>			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Muntingia calabura</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Trichilia havanensis</i>						■	■	■	■	■	■	■
<i>Zanthoxylum procerum</i>			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■



El guardabarranco (*Eumomota superciliosa*), ave nacional de Nicaragua. Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE

La falta de comportamiento de conjuntos anidados en la matriz de ordenación ($p = 0,78$) entre las especies de plantas y las especies de aves es producto de la heterogeneidad de recursos que la comunidad de plantas proporciona a las aves, comprobando la complementariedad de recursos en tiempo y espacio. Por ejemplo, *Ficus* sp. proporciona distintos recursos a distintas especies de aves, para algunas especies puede ser sitio de alimentación directa como indirecta, refugio, anidación, entre otros.

Lo que nuestras observaciones sugieren es que las aves utilizan distintas especies de plantas en el agropaisaje para su sobrevivencia, este fenómeno ha sido documentado por distintos autores como Eisenmann (1961), Estrada *et al.* (1984), Foster (1987), Fleming *et al.* (1990), Ortiz-Pullido *et al.* (2000), entre otros.

CONCLUSIONES

Aunque la vegetación del agropaisaje de Copán está dominada por muchas especies arbóreas generalistas, que en la mayoría de los casos son las retenidas por los productores por sus usos múltiples en las fincas (Pérez 2006, Trautman 2007), esta mantiene una rica

comunidad de aves, brindándoles alimento, sitios de anidamiento, percha y refugio. Sin embargo, hay otro grupo de plantas que aunque no son importantes económicamente para el productor, juegan un papel importante en la provisión de recursos para la comunidad de aves, como por ejemplo especies del género *Clusia*, *Cecropia*, *Miconia*, *Trichilia*, entre otras.

Este estudio muestra que la diversidad de recursos alimenticios de los árboles son importantes para la conservación de aves y sugiere que al aumentar la diversidad de árboles podemos aumentar el valor de conservación en los agropaisajes.

Las plantas que se encontraron fructificando en el agropaisaje producen frutos en diferentes épocas del año, probablemente como una estrategia para reducir la competencia entre dispersores de semillas, y por ende, asegurar su dispersión. La consecuencia de esta estrategia es que asegura al mismo tiempo la provisión de alimento a la diversidad de aves en todo el año.

También, este estudio destaca el aporte que realizan las diferentes coberturas arbóreas en los agropaisajes

para mantener la biodiversidad. La cobertura arbórea en los potreros y las cercas vivas puede ser mejorada a través de tres intervenciones principales: 1) aumentando la densidad de árboles en SSP, 2) aumentando la diversidad para tratar de tener una complementariedad fenológica de producción de frutos y flores y 3) reduciendo las podas en las cercas.

Las podas de árboles en cercas vivas tienen un doble impacto, reducen la cobertura arbórea y afectan la fisiología del árbol donde este utiliza más energía en la producción de nuevas ramas y hojas, sin poder reservar energía para la producción de frutos y flores. Por tales razones, las estrategias de conservación en este agropaisaje deben ser enfocadas en el mejoramiento de prácticas de manejo de los sistemas productivos (Mendoza *et al.* 2008), en particular, aumentar la diversidad de árboles en las cercas vivas y reducir la poda, y en un cambio de actitud en los productores hacia prácticas más amigables con el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los productores de Copán Ruinas por todo el apoyo brindado durante este estudio. A Irma Fernández por la identificación de las aves, a Marcos Decker por todo el aporte de información y al proyecto Bank Netherlands Partnership Program (BNPP) por el soporte económico para realizar esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Eisenmann, E. 1961. Favorite foods of neotropical birds: flying termites and *Cecropia* catkins. *Auk* 78:636-637.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Vasquez-Yanes, C. 1984. Observations on fruiting and dispersers of *Cecropia obtusifolia* at Los Tuxtlas, México. *Biotropica* 16:315-318.
- _____; Cammarano, P; Coates-Estrada, R. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity conservation* 9:1399-1416.
- Fleming, TC; Williams, F. 1990. Phenology, seed dispersal, and recruitment in *Cecropia peltata* (Moraceae) in Costa Rican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology* 6:163-178.
- Foster, M. 1987. Feeding methods and efficiencies of selected frugivorous birds. *The Condor* 89:566-580.
- Guevara, S. 1995. Connectivity: Key in maintaining tropical rainforest landscape diversity. A case study in Los Tuxtlas, Mexico. *In* Hailaday, P; Gilmour, DA. (eds). *Conserving biodiversity outside protected areas: the role of traditional agro-ecosystems*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. p. 63 - 74.
- _____; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented Canopy?. *Selbyana* 19:34-43.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- _____; Medina, A; Merlo Sánchez, D; Vilchez, S; Hernández, B; Sáenz, J; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity associated with different forms of tree cover retained in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999.
- _____; Villanueva, C; Ibrahim, M; Gómez, R; López, M; Kunth, S; Sinclair, L. F. 2008. Productores, árboles y producción ganadera en paisajes de América Central: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. *In* Harvey, CA; Saenz, J (eds). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, CR, INBIO. p. 197-224.
- Janzen, D. 1991. *Historia Natural de Costa Rica*. 1ed. San José, R. p. 822 p.
- Mendoza, JE; Jiménez, E; Lozano-Zambrano, FH; Caycedo-Rosales, P; Renjifo, LM. 2008. Identificación de elementos del paisaje prioritarios para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales de los andes centrales Colombianos. *In* Harvey, CA; Saenz, J (eds). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, CR, INBIO. p. 251-288.
- Ortiz-Pullido, R; Laborde, J; Guevara, S. 2000. Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. *Biotropica* 32(3):473-488.
- Ricklefs, R. 1977. A discriminating function analysis of assemblages of fruiting birds in Central America. *The Condor* 79: 228-231.
- Ríos, M. 2005. ¿Quién come Yarumo?... o mejor, ¿Quién no come Yarumo en los bosques de montaña? *Boletín SAO* vol. XV 5-15.
- Sáenz, J; Villatoro, F; Ibrahim, M; Fajardo, D; Pérez, M. 2007. Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas* No. 45 37-48.
- Sekercioglu, C. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 107:229-240.
- Stiles, G; Skutch, A. 2003. *Guía de aves de Costa Rica*. 3 ed. Heredia, CR, INBIO. p. 680.
- Vilchez-Mendoza, SJ; Harvey, CA; Sánchez, D; Medina, A; Hernández, B; Taylor, R. 2008. Diversidad y composición de aves en un agropaisaje de Nicaragua. *In* Harvey, CA; Saenz, J (eds). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, CR, INBIO. p. 547-576.

*Avances de Investigación***Beneficios financieros del aprovechamiento maderable sostenible en sistemas silvopastoriles de Esparza, Costa Rica¹****M. Scheelje², M. Ibrahim³, G. Detlefsen⁴, C. Pomareda⁵, C. Sepúlveda⁶****RESUMEN**

Para desarrollar la investigación se realizó un inventario de los brinzales, latizales y fustales encontrados en 135 potreros activos de 57 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. Se encontró un total de 6.549 fustales, 1.047 latizales y 2.509 brinzales de regeneración natural pertenecientes a 32 familias, 54 géneros y 63 especies arbóreas. El 66% de las especies (42 especies) fueron catalogadas como de uso maderable. También, se encontró un volumen promedio de 19,23 m³ ha⁻¹ y una cobertura arbórea de 12,44% ha⁻¹, en donde el tamaño de las fincas (pequeñas, medianas y grandes) no tuvo influencia en el volumen y cobertura arbórea reportada. Por otro lado, se observó que debido a la excesiva regulación que existe en Costa Rica para la solicitud de trámites de aprovechamientos maderables, en la actualidad los ganaderos no se ven atraídos a incorporar la producción de árboles maderables en sus potreros y por lo tanto, no se garantiza la permanencia de varias especies a futuro. Sin embargo, para aquellas fincas que cuenten con una densidad mayor o igual a 18 fustales ha⁻¹ la actividad es rentable desde los primeros años. Si se utilizara un sistema de pagos por incentivos para el manejo de regeneración natural o si se vendiera la madera en patio de aserradero la actividad se volvería rentable para todas las fincas, pudiendo tener densidades de hasta seis fustales por ha⁻¹ en un inicio, con la salvedad de que un 20% de estos deben tener un dap mayor a 30 cm.

Palabras claves: análisis financieros, especies maderables comerciales, fincas ganaderas, permisos de aprovechamientos maderables, regeneración natural

ABSTRACT

An inventory of seedlings, saplings and taper was made for 135 active paddocks of 57 cattle farms in Esparza, Costa Rica. A total of 6549 commercial sized trees, 1047 saplings and 2509 seedlings were found in natural regeneration belonging to 32 families, 54 genera and 63 species of trees. Sixty six percent of all the species (42 species) were classified for timber use. An average volume of 19.23 m³ ha⁻¹ and a canopy cover of 12.44% ha⁻¹ were found, where farm size (small, medium and large) had no influence on the reported volume and tree cover. On the other hand, it was found that due to excessive regulation in Costa Rica for the application of timber harvesting procedures, at present farmers are not attracted to the production of timber trees in their paddocks and therefore there is no guarantee of the permanence of various species in the future. However, for those farms which have a density greater than or equal to 18 commercial sized trees ha⁻¹, the activity is profitable from an early age. If an incentive payment system for management of natural regeneration of trees could be used, or if timber could be sold at sawmills, the activity becomes profitable for all farms, and may have densities up to 6 per ha⁻¹ commercial sized trees initially, except that 20% of these should have a greater than 30 cm dbh.

Keywords: financial analysis, commercial timber species, cattle farms, timber harvesting permits, natural regeneration

INTRODUCCIÓN

En los últimos 25 años se ha deforestado una superficie boscosa equivalente al territorio de la India (3.287.590 km²), culpándose a la expansión de los pastizales como una de las causas de esta enorme destrucción. En el decenio de 1990 la superficie forestal mundial se

redujo a unos 94.000 km² al año, superficie equivalente a Portugal. La mayor parte de las tierras desbrozadas y quemadas se destinaron al cultivo y al pastoreo. En América Latina, en particular, casi todas las tierras deforestadas se convirtieron en pastizales para criar ganado en sistemas extensivos de pastoreo, causando la

¹ Basado en Scheelje B, JM. 2009. Incidencia de la legislación sobre el aprovechamiento del recurso maderable en sistemas silvopastoriles de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² M.Sc. en Agroforestería Tropical, Turrialba, CR, CATIE. 2010. Correo electrónico: scheelje@catie.ac.cr (autor para correspondencia).

³ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

⁴ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: gdetlef@catie.ac.cr

⁵ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: sidesa@racsa.co.cr

⁶ Profesora-investigadora, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: csepul@catie.ac.cr

deforestación daños ambientales incalculables al liberar miles de millones de toneladas de dióxido de carbono en la atmósfera, provocando la extinción de especies todos los años (FAO 2006).

El área de pastizales en Centroamérica ocupa actualmente alrededor de 136.440 km² (26% de la superficie territorial), mientras que a finales de los ochentas en Centroamérica existían alrededor de 90.000 km² de pastos, lo cual indica que en 15 años se ha producido un incremento de alrededor de 46.440 km² de pastizales (Detlefsen *et al.* 2008). Igualmente, Szott *et al.* (2000) y Villacis *et al.* (2003) afirman que la ganadería es considerada en varios foros como dañina para el medioambiente y los ganaderos centroamericanos han sido acusados de estar entre los principales causantes del proceso de deforestación, desertificación y contaminación ambiental de la región debido al avance de la ganadería extensiva, enfrentado a la baja calidad de las pasturas con capacidades inferiores a 0,7 cabezas ha⁻¹.

Según Murgueitio (1999), los sistemas de ganadería convencional presentan baja rentabilidad y altos impactos negativos sobre el ambiente, por lo cual propone que los sistemas silvopastoriles (SSP) sean una alternativa para la recuperación de las pasturas y la productividad de las fincas en forma sostenible. De acuerdo a Holmann y Estrada (1997) y Costa *et al.* (1999), coberturas de árboles en potreros de hasta 27% no tienen influencia negativa sobre la producción animal como muchas veces se ha sugerido, lo cual es una buena opción para países como Costa Rica, donde el 85% de los potreros poseen una cobertura arbórea promedio del 15% (Restrepo Sáenz 2002; Esquivel 2007; Villacís *et al.* 2003; Esquivel 2005).

En este sentido, los SSP permiten la producción ganadera y forestal juntas, siendo sistemas de producción más atractivos tanto financiera como ecológicamente (Bandolin y Fisher 1991, Carvalho 1997, Bustamante *et al.* 1998, Pezo y Ibrahim 1999), debido a que contrarrestan impactos ambientales negativos propios de los sistemas ganaderos convencionales. Sin embargo, la producción de plántulas en viveros, la construcción de cercas de protección para el establecimiento de los árboles en campo definitivo o el retiro temporal de animales para facilitar la regeneración natural son estrategias que difícilmente los productores adoptarán, debido a que limitan las actividades ganaderas y exigen altas inversiones económicas y de mano de obra (Viana

et al. 2001), lo cual sumado a una tramitología dificultosa para la obtención de permisos de aprovechamiento desmotiva la incorporación de árboles maderables en las fincas ganaderas.

Además, existen pocos estudios que aborden los aspectos financieros para la producción forestal en combinación con pasturas y considerando que en Costa Rica existen 1,35 millones de hectáreas cubiertas por pastos, esto se traduce en un gran potencial para la producción de madera comercial en fincas ganaderas. Por esto, el objetivo de este trabajo fue explorar la viabilidad financiera del manejo maderable comercial mediante la regeneración natural en potreros activos, en donde la información generada incentive a los productores ganaderos, técnicos de campo e instituciones de la región a formar estrategias de desarrollo dirigidas a crear políticas simplificadas para el aprovechamiento de árboles maderables en sistemas ganaderos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en la región Pacífico Central, provincia de Puntarenas, Esparza, Costa Rica, en el área de influencia del proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas (GEF-SSP), una iniciativa desarrollada por el CATIE, GEF y el Banco Mundial.

Esparza se ubica entre las coordenadas 10°09' latitud norte y 84°42' longitud oeste a una altitud entre los 50 y los 1.000 msnm; presenta una temperatura promedio anual de 27 °C y una precipitación anual que varía entre los 1.500 y los 2.000 mm año⁻¹. Su zona de vida es Bosque Subhúmedo Tropical (BsH-T) (Holdrige 1978), con un área de suelos de tipo alfisoles, nitríssoles, andisoles y planisoles (Betancourt 1994). Las fincas de la zona de estudio cuentan con un área promedio de 36 ha en donde el sistema de producción que predomina es el de ganadería extensiva, trabajando con ganado de engorde y leche (Cerrud 2004).

Villanueva *et al.* (2007) encontraron que en los potreros activos de fincas ganaderas de Esparza la mayoría de los árboles pertenecen a un número reducido de especies, las cuales se mantienen gracias a atributos como su rusticidad ante el manejo de las pasturas, alta producción y fácil dispersión de semillas, obteniendo productos como madera de aserrío, postes, sombra y forraje para el ganado, principalmente en la época seca.

Área de muestreo

Se realizaron encuestas socioeconómicas a ocho productores seleccionados al azar en 57 fincas ganaderas, con la finalidad de obtener información acerca de la percepción de los productores sobre los SSP, los costos de manejo (pastos y ganado), los precios de los materiales e insumos, las especies maderables preferidas, las condiciones del manejo actual que existe en sus fincas, las ventajas y desventajas del sistema actual y el uso más frecuente que le dan a los árboles de la zona. También, se procedió a realizar un inventario de los potreros más representativos en cada una de las fincas seleccionadas, midiendo todos los latizales ($5 \leq \text{dap} < 10 \text{ cm}$) y fustales ($\text{dap} \geq 10 \text{ cm}$), encontrados con pasturas naturales o mejoradas de cada finca tomando los siguientes datos: especie, diámetro del fuste a la altura del pecho (a 1,3 m), altura comercial y total del árbol y diámetro de copa mayor y menor. Además, se hizo un conteo de todos los brinzales (regeneración natural) presentes en los potreros (Cuadro 1), calculando el volumen de madera comercial, el porcentaje de cobertura presente en los potreros y el Índice de Valor de Importancia (IVI) de la zona de estudio.

Cuadro 1. Categorías de crecimiento inventariadas en el muestreo de la vegetación arbórea en potreros de Esparza, Costa Rica

Categorías	Categoría de crecimiento
Brinzales	$0,3 \text{ m} \geq h + \text{dap} < 5 \text{ cm}$
Latizales	$5 \text{ cm} \leq \text{dap} < 10 \text{ cm}$
Fustales	$\text{dap} \geq 10 \text{ cm}$

h = altura total de la planta

dap = diámetro a la altura del pecho

Análisis financiero del aprovechamiento maderable en SSP

Con la finalidad de explorar la factibilidad de incorporar SSP con árboles maderables en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica, se realizó un análisis ex-ante siguiendo la metodología propuesta por Gittinger (1982) y Navarro (2003), en donde se consideró la situación con sistemas con aprovechamiento de árboles en potreros y con el sistema actual de manejo para poder calcular el incremento del beneficio neto del sistema. El modelo se elaboró para las ocho fincas seleccionadas al azar, pero representativas en cuanto al manejo y niveles de

producción con ganadería de doble propósito, es decir, de leche y carne.

Este modelo general utilizado para todas las fincas fue el de manejo de regeneración natural de árboles dispersos en pasturas mejoradas con producción ganadera activa en el sistema, variando en cada modelo el arreglo de la composición arbórea de acuerdo al inventario realizado en cada finca, el cual se elaboró de la siguiente manera: 1) se estimaron los costos en efectivo (insumos, mano de obra temporal) y no efectivo (mano de obra familiar) para la producción y venta correspondientes a leche y carne con base en las encuestas realizadas; 2) se calcularon por hectárea los ingresos efectivos y no efectivos (autoconsumo) para cada producto sobre la base de la producción y precios de venta reportados por cada uno de los productores entrevistados; 3) se creó un flujo de caja para un periodo de 10 años; 4) se estimó el valor actual neto (VAN), considerando la situación de la finca con aprovechamiento maderable (con el proyecto), frente a la situación de la finca con ganadería convencional (sin el proyecto), a fin de obtener los beneficios netos incrementales; y 5) se sensibilizó el modelo para obtener el efecto sobre el VAN incremental de cambios en los precios de los productos maderables, la tasa de descuento y un pago por incentivos para el manejo de regeneración natural.

Supuestos del modelo de flujo de caja

El flujo de caja fue calculado en la situación con y sin proyecto para cada una de las ocho fincas y los supuestos que fueron asumidos fueron los siguientes: 1) los precios de venta de los productos, los costos de los insumos y de la mano de obra⁷ son conocidos y constantes durante los periodos de análisis; 2) los rendimientos de producción son distinguidos durante los periodos de análisis y asumen una consideración de riesgos por enfermedades, inclemencias del tiempo (sequías, vientos huracanados, inundaciones, entre otros), y riesgos de inversión; 3) el hato ganadero se mantiene constante, es decir, los animales excedentes se venden al final del año; 4) el mercado es perfecto toda vez que la tasa de descuento es conocida y se mantiene a lo largo de los periodos del análisis, los flujos de caja son expresados en dólares americanos⁸ y la tasa mínima aceptable⁹ calculada fue de 5,97%; 5) los animales que producen leche se encuentran en promedio en su tercer año e

⁷ El valor de la mano de obra familiar se estima en el 50% del valor del jornal real, toda vez que ésta no se restringe a actividades específicas y a periodos concretos. Por lo que la asignación del tiempo dedicado a todas y cada una de las actividades desarrolladas en la finca responden a una estimación proporcionada por el productor ganadero.

⁸ USD = 590 colones costarricenses

⁹ Resulta de calcular la tasa de descuento real ($i \text{ real} = (1 + i \text{ nominal}) / (1 + \text{inflación}) - 1$; donde i = tasa de interés (Klemperer, 1996) y adicionarle los premium por riesgo a la inversión, riesgo biológico (muerte animales) y riesgo cambio climático.

incrementan su producción anual hasta el sexto, a partir del cual esta comienza a disminuir¹⁰, indicando el punto de sustitución del animal; 6) se mantiene una relación de producción de 7,5 litros de leche por 1 kg de queso¹¹ y el destete de terneros se da a los siete meses¹²; 7) en la situación con proyecto el ingreso por venta de madera dependió para cada finca del área de potreros existente, del número de individuos maderables con dap mayor al diámetro mínimo de corta (DMC) y de la distribución de los individuos, realizándose un aprovechamiento de entre tres y siete árboles año⁻¹; 8) se estableció un costo por manejo de regeneración natural ha⁻¹, el cual fue constante para todas las fincas; y 9) se definieron costos de operación para el marcado de árboles semilleros y árboles a cosechar (30 USD finca⁻¹), así como para la digitalización de mapas de la finca (30 USD ha⁻¹) y costos de acceso a la legalidad.

Supuestos de la actividad maderera

Para todas las especies registradas en cada finca se calculó el diámetro, área basal, altura total y comercial y volumen total de madera. Además, se utilizó un incremento medio anual (IMA) promedio en diámetro y altura por agrupación de especies según su categoría de crecimiento (lento, mediano y rápido), proyectando su crecimiento para un horizonte de 10 años. También, se modeló la cobertura arbórea ha⁻¹ para dar forma al crecimiento de plántulas de la regeneración natural, trabajando con una cobertura de especies maderables del 17%¹³ ha⁻¹, conforme a lo expuesto por Esquivel (2007), Villanueva *et al.* (2007) y Scheelje (2009), dejando 10%

ha⁻¹ de cobertura para el manejo de otras especies con fines no maderables. Para esto se determinaron ecuaciones de predicción de área de copa (Cuadro 2), con lo cual se pudo modelar el número de brinzales con los que se tenía que iniciar el manejo de regeneración natural ha⁻¹ para cada finca.

RESULTADOS

Las variables promedio calculadas para los potreros inventariados se muestran en el Cuadro 3, en el cual se puede observar que existieron potreros que llegaron a alcanzar un volumen de 54,46 m³ ha⁻¹, siendo el promedio total de 14,3 ± 1,17 m³ ha⁻¹. Al realizar un análisis de varianza con un nivel de confianza del 95% se pudo observar que no existieron diferencias significativas para el volumen m³ ha⁻¹ potrero⁻¹ y el número de fustales ha⁻¹ potrero⁻¹ con el tamaño de las fincas evaluadas (Cuadro 4).

De la misma manera, en el Cuadro 5 se muestran los valores promedios para cada una de las fincas inventariadas. El porcentaje de cobertura para las ocho fincas por ha⁻¹ potrero⁻¹ varió entre 5,8 y 13,2%. La variación del número de fustales fue muy amplia, entre 20,71 y 6,25 árboles ha⁻¹; igualmente, se puede observar que los brinzales tuvieron una variación entre 2,33 y 17,71 plántulas ha⁻¹.

Las fincas que presentaron una mayor cantidad de brinzales ha⁻¹ fueron la 229, la 262 y la 278, siendo las que mostraron un mayor número de fustales ha⁻¹ la

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas de predicción de área de copa, en función del diámetro a la altura del pecho para las condiciones encontradas en 105 potreros registrados en Esparza, Costa Rica

Especies	Ecuación	R ²
<i>Swietenia macrophylla</i>	AC = (1,63 + (D*0,16)) ²	0,79
<i>Cedrela odorata</i>	AC = (1,26 + (D*0,19)) ²	0,81
<i>Myrospermum frutescens</i>	AC = (2,51 + (D*0,15)) ²	0,70
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	AC = (1,716 + (D*0,2681) - (D ² *0,0006)) ²	0,90
<i>Albizia guachepile</i>	AC = (1,081 + (D*0,369) - (D ² *0,002)) ²	0,75
<i>Cordia alliodora</i>	AC = (2,12 + (D*0,16)) ²	0,53
<i>Tabebuia rosea</i>	AC = (0,554 + (D*0,301) - (D ² *0,002)) ²	0,70

AC = área de copa
D = diámetro a la altura del pecho

¹⁰ Factores tomados por Oliveira (2001).

¹¹ Referencia de productores y Pomareda (2008)

¹² Referencia de los productores entrevistados

¹³ Cobertura media alcanzada por los potreros de Esparza, Costa Rica.

Cuadro 3. Valores promedios por hectárea calculados para los árboles maderables presentes en 105 potreros activos de Esparza, Costa Rica

Potreros (No.)	Variable	Media	E.E. ¹	Mínimo	Máximo
105	Volumen (m ³)	14,3	1,17	0	54,46
98	Cobertura (%)	10,05	0,8	0	38,13
105	Brinzales (No.)	10,28	1,22	0	58
105	Latizales (No.)	3,18	0,47	0	23
105	Fustales (No.)	14,82	1,33	0	92

Cuadro 4. Análisis de variancia para el volumen y el número de fustales por ha⁻¹potrero⁻¹ en función al tamaño de la finca, en el presente estudio en Esparza, Costa Rica

	Pequeña (< 25 ha)	Mediana (25-50 ha)	Grande (> 50 ha)	F	p-valor
Volumen (m ³)	16,94 + 5,22	17,97 + 3,67	11,52 + 2,38	0,78	0,4891
Fustales (No.)	17,93 + 4,83	17,07 + 1,28	11,7 + 4,37	0,78	0,4887

Cuadro 5. Código de productor (ID), número total de potreros y variables calculados para las ocho fincas inventariadas en Esparza, Costa Rica

ID	Tamaño finca	No. potreros	Área total de potrero (ha)	Vol. m ³ ha ⁻¹	Brinzales ha ⁻¹	Latizales ha ⁻¹	Fustales ha ⁻¹	% cobertura ha ⁻¹
209	M	6	12,69	27,75	5,67	0,33	16,33	7,1
229	M	7	12,02	9,98	17,71	4,43	20,71	10,6
241	P	9	8,15	20,98	11,44	3,22	18,67	13,7
253	M	6	15,56	17,52	2,33	0,33	14,67	12,0
262	G	16	25,5	9,49	17,19	7,5	11,75	5,8
278	M	14	14,01	16,61	15,5	4,07	16,57	6,8
285	G	8	17,48	7,4	2,38	0,63	6,25	6,5
315	P	10	12,14	7,12	4,5	1,1	10,7	8,5

P = finca pequeña
M = finca mediana
G = finca grande

229, la 241 y la 278. Los latizales variaron entre las fincas de 0,33 a 7,5 latizales ha⁻¹, lo cual nos indica que existe un número muy reducido de latizales que se debe al manejo actual que se desarrolla en las fincas (Scheelje 2009).

Al calcular el IVI se pudo identificar las 14 especies de árboles maderables de mayor importancia ecológica en los potreros activos de Esparza, Costa Rica, coincidiendo con los reportados por Villanueva *et al.* 2007 y Scheelje 2009. Al sumarle a este valor un indicador financiero (P_i %), calculado con base al precio de la madera de las diferentes especies (Barrantes y Salazar 2008, Salazar y Salas 2009) se obtuvo un nuevo indicador cuyo valor promedio fue de $12,12 \pm 2,44$ (mínimo

= 1,50 y máximo = 57,7), estando solo 10 especies de árboles por encima de este valor (Cuadro 6). La especie con mayor valor comercial es la *Enterolobium cyclocarpum* y la especie con mayor IVI fue *Tabebuia rosea*. Si bien esta última especie obtuvo un precio relativo medio, debido a su importancia ecológica se situó como la especie de mayor valor ecológico y económico de la zona, que conjuntamente con *Cordia alliodora*, *Guazuma ulmifolia*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Cedrela odorata*, *Myrospermum frutescens*, *Bombacopsis quinata* y *Albizia guachepele* alcanzaron un valor indicador de 271,4, representando el 67% del total de las 42 especies maderables registradas en los potreros inventariados de Esparza, Costa Rica, pudiendo considerarse como especies banderas.

Cuadro 6. Especies arbóreas maderables (fustales) con mayor IVI y precio relativo (%) en el presente estudio en Esparza, Costa Rica

Especie	IVI	Precio relativo %	IVI+ Pi%
<i>Tabebuia rosea</i>	54,6	3,0	57,7
<i>Cordia alliodora</i>	37,9	4,3	42,2
<i>Guazuma ulmifolia</i>	37,5	3,1	40,6
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	22,4	8,4	30,8
<i>Cedrela odorata</i>	22,1	3,7	25,8
<i>Myrospermum frutescens</i>	22,8	2,8	25,7
<i>Bombacopsis quinata</i>	19,0	6,5	25,5
<i>Albizia guachepele</i>	19,8	3,3	23,1
<i>Samanea saman</i>	9,7	3,6	13,3
<i>Gliricidia sepium</i>	11,7	1,4	13,1
<i>Andira Inermis</i>	7,1	4,8	12,0
<i>Schizolobium parahyba</i>	3,8	3,4	7,2
<i>Gyrocarpus americanus</i>	4,0	3,2	7,2
<i>Tabebuia ochracea</i>	3,0	3,8	6,7

Análisis financiero

Los resultados de la modelación para las ocho fincas se presentan en el Cuadro 7, en el cual se puede observar el VAN incremental de la situación con y sin proyecto.

El VAN fue superior en la situación con proyecto para cinco de las ocho fincas analizadas, mientras que las fincas 229, 285 y 315 obtuvieron un VAN menor en la situación con proyecto, debiéndose tomar en cuenta que estas tres fincas estuvieron clasificadas como mediana, grande y pequeña respectivamente, por lo que el tamaño de la finca no tuvo ninguna relación con el VAN obtenido. Lo que sí se puede afirmar es que las fincas 285 y 315 solo contaban con 6,25 y 10,7 fustales ha⁻¹ respectivamente, por lo tanto, en ambas fincas no fue posible aprovechar un número mayor a tres árboles finca⁻¹ año⁻¹, en comparación al resto de fincas que tenían un número superior a 15 árboles ha⁻¹, donde fue posible aprovechar hasta unos siete árboles finca⁻¹ año⁻¹.

Las fincas con el mayor VAN diferencial fueron las 209 y 278, ambas productoras de ganado para engorde, las cuales obtuvieron 21 y 17 fustales ha⁻¹ en promedio, respectivamente. Analizando internamente estas fincas, ellas contaban con una gran cantidad de fustales de especies de mediano y alto valor comercial a diferencia de otras fincas, como la 229 que tenía especies de bajo valor comercial, con lo cual se puede justificar que el

Cuadro 7. VAN incremental para ocho fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica

ID	Tamaño finca	Tipo de producción	Incremento VAN	% de incremento
315	P	Carne	(454,5)	(24,0)
285	G	Leche	(767,6)	(20,5)
229	M	Doble propósito	(390,5)	(11,4)
262	G	Doble propósito	169,5	3,9
241	P	Carne	227,2	32,7
253	M	Carne	795,5	47,5
278	M	Carne	1866,7	94,3
209	M	Carne	3081,6	424,1

alto VAN diferencial que obtuvieron esas dos fincas se debió a que poseían un número suficiente de fustales de valor comercial alto y medio. Además, se puede decir que los dueños de estas dos fincas estaban muy conscientes del beneficio de mantener árboles dentro de ellas como fuente de sombra, frutas, paisaje, etc., gracias a la influencia que tuvo el proyecto GEF-SSP durante sus cinco años de trabajo en la zona.

Por otro lado, aunque la finca 229 contaba con 20 fustales ha⁻¹ en promedio por potrero, esta finca tenía la

peculiaridad de que solo el 20% de los árboles registrados poseían un dap mayor a 30 cm, por lo que no tenía árboles para aprovechar durante los primeros años de evaluación, dando un VAN menor en la situación con proyecto ya que los costos de operación y mantenimiento de la actividad forestal no eran cubiertos con los ingresos alcanzados por la venta de madera.

Una vez realizados los análisis financieros se llevó a cabo un análisis de los factores que afectan la rentabilidad de los sistemas evaluados. Para esto se desarrolló un análisis *ceteris paribus* para evaluar tres factores: 1) la tasa mínima aceptable (TMA), 2) el precio de la madera y 3) un pago por incentivos.

En el Cuadro 8 se encuentran los incrementos del VAN para los cuatro análisis de sensibilidad efectuados y se puede observar que para el primer análisis (con incentivo¹⁵), la actividad es rentable para todas las fincas, incluyendo aquellas donde la densidad de fustales ha⁻¹ fue menor a 10 árboles.

En el tercer análisis (tasa 12%) la actividad productiva deja de ser rentable para la finca 262 debido a que su densidad de fustales ha⁻¹ era de 11,75, la cual es baja para que la producción genere beneficios en los primeros 10 años. En el segundo y cuarto análisis la labor fue rentable para todas las fincas, pudiendo afirmar que al utilizar una tasa de interés del 12% más un pago por incentivos, o bien, vendiendo la madera en patio de aserradero, la actividad se vuelve rentable desde el inicio aún si la finca posee un promedio de seis fustales ha⁻¹ potrero⁻¹, de los cuales como mínimo se debe de tener un 20% de estos árboles con un dap mayor a 30 cm.

CONCLUSIONES

En el presente estudio realizado en Esparza, Costa Rica, se encontraron 42 especies maderables en potreros activos de fincas ganaderas de las cuales *Tabebuia rosea*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Cordia alliodora*, *Guazuma ulmifolia*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Cedrela odorata*, *Myrospermum frutescens*, *Bombacopsis quinata* y *Albizia guachepele* fueron consideradas como las de mayor importancia ecológica y económica en la zona.

El tamaño de las fincas de Esparza (pequeñas, medianas y grandes) no tuvo influencia en el volumen (m³ ha⁻¹) y en el número de fustales, latizales y brinzales ha⁻¹ registrados en las fincas evaluadas. Además, el tamaño de la finca tampoco tuvo una influencia en el porcentaje de cobertura hallado.

Los potreros de Esparza, Costa Rica, reportan un alto potencial para el manejo de regeneración natural, especialmente de aquellas especies que son dispersadas por viento o animales. Igualmente, para el manejo de la misma se consideró una cobertura del 17%, dejando un 10% para el manejo de especies frutales, de servicio, ornamental y árboles semilleros que son las preferidas por los productores. De tal manera que manejando 20 plántulas ha⁻¹ año⁻¹ de regeneración natural, considerando un trasplante del 70% de éstas a áreas de la finca despobladas y una mortalidad de 30%, se espera obtener en 30 años un árbol ha⁻¹ año⁻¹ con un dap mayor al DMC, pudiendo así aprovechar entre cinco y más de 20 árboles finca⁻¹ año⁻¹, dependiendo del tamaño de la misma.

Por otra parte, se puede decir que bajo los supuestos con los que se elaboró el modelo para el manejo de

Cuadro 8. Incrementos del VAN para cada finca según los cuatro análisis de sensibilidad realizados en el presente estudio en Esparza, Costa Rica

Finca	209	229	241	253	262	278	285	315
1) Con incentivo	4.532,7	984,0	1.159,1	2.574,7	3.085,4	3.468,7	1.231,2	933,7
2) Con incentivo y tasa 12%	3.521,2	664,9	865,9	1.926,8	2.180,2	2.620,7	957,6	629,5
3) Tasa 12%	2.408,8	(388,7)	151,5	562,8	(55,1)	1.392,6	(574,6)	(434,6)
4) Tasa 12%-en patio	5.341,9	525,1	980,1	2.336,9	2.312,7	3.342,9	975,1	587,8

¹⁴ Incentivo calculado en base a una quinta parte del pago que realiza FONAFIFO para plantaciones forestales distribuido en 10 años (\$ 15,51 ha⁻¹ al año).



Roble de sabana (*Tabebuia rosea*) en flor, en un paisaje ganadero. Foto: BNPP

regeneración natural de árboles maderables comerciales en potreros de Esparza, Costa Rica, así como el aprovechamiento de los mimos, es una actividad rentable para el productor porque genera ingresos adicionales al del ganado ya sea para carne, leche o doble propósito. Para aquellas fincas que cuenten con una densidad mayor o igual a 18 fustales ha^{-1} la labor productiva es rentable desde los primeros años. Además, si se utilizara un sistema de pago por incentivos para el manejo de regeneración natural o si se vendiera la madera en patio de aserradero la actividad se volvería rentable para todas las fincas, pudiendo tener densidades de hasta seis fustales ha^{-1} en un inicio, con la salvedad de que un 20% de estos deben tener un dap mayor a 30 cm.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto Finnfor, Bosques y Manejo Forestal en América Central y al proyecto Manejo Sostenible de Territorios Agropecuarios en Mesoamérica (Mesoterra) del CATIE, por el aporte financiero brindado para el desarrollo de esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bandolin, TH; Fisher, RF. 1991. Agroforestry systems in North America. *Agroforestry Systems* 16:95-118.
- Betancourt, FM. 1994. Clasificación taxonómica de los suelos de Costa Rica. *Atlas agropecuario de Costa Rica*. pp. 777-786.
- Bustamante, J; Ibrahim, M; Beer, J. 1998. Evaluación agronómica de ocho gramíneas mejoradas en un sistema silvopastoril con poró (*Erythrina poeppigina*) en el trópico húmedo de Turrialba. *Agroforestería en las Américas* 5(19):11-16.
- Carvalho, MM. 1997. Asociaciones de pasturas con árboles en la región centro sur del Brasil. *Agroforestería en las Américas* 4(15):5-8.
- Cerrud Santos, HN. 2004. Efecto del pago por servicios ambientales y otras variables socioeconómicas en la adopción de usos del suelo amigables con el ambiente en zonas ganaderas de Esparza, Costa Rica y Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 167 p.
- Costa, N de L; Townsend, CR; Magalhaes, JA; Pereira, RG. 1999. Agronomic performance of forage grasses under the shade of mature rubber trees. *Pasturas Tropicales* 21:2,65-68.
- Detlefsen, G; Pomareda, C; Ibrahim, M; Pezo, D. 2008. La legislación forestal debe ser revisada para fomentar y aprovechar el recurso maderable en fincas ganaderas de Centroamérica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Síntesis para Decisores. 4 p. (Policy Brief No. 01).
- Esquivel Mimenza, H. 2007. Tree resources in traditional silvopastoral systems and their impact on productivity and nutritive

- value of pastures in the dry tropics of Costa Rica. Tesis Ph. D. Turrialba, CR, CATIE. 161 p.
- Esquivel Sheik, M.J. 2005. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 142 p.
- FAO. 2006. Políticas Pecuarias 03. Ganadería y Deforestación. Subdirección de Información Ganadera y de Análisis y Política del Sector Dirección de Producción y Sanidad Animal. Roma. 8 p.
- Gittinger, J.P. 1982. Economic analysis of Agriculture Projects, 2ed. The World Bank, The Johns Hopkins University Press. Baltimore, USA. 505 p.
- Holdridge, L.R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Life zone ecology. IICA. San José, Costa Rica. 216 p. (Serie de libros y materiales educativos IICA no. 34).
- Holmann, F; Estrada, E. 1997. Alternativas agropecuarias en la región pacífica central de Costa Rica: Un modelo de simulación aplicable a sistemas de doble propósito. En: C. Lascano, F Holmann (eds) Conceptos y metodologías de investigación en fincas con sistemas de producción animal de doble propósito. Centro Internacional de Agricultura Tropical, Consorcio Tropileche. Cali, CO. pp. 134-150.
- Murgueitio, E. 1999. Reconversión ambiental y social de la ganadería en Colombia. Revista mundial de zootecnia 93:2-15 (en línea). Consultado 30 nov. 2004. Disponible en http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/x3770t/x3770t02.htm
- Navarro, G.A. 2003. A re-examining the theories supporting the so-called Faustmann Formula. In: Recent Accomplishments in Applied Forest Economics Research. F. Helles *et al.* (eds). Kluwer Academic Publishers. Netherlands. pp. 1938.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1999. Sistemas silvopastoriles: módulo de enseñanza agroforestal No.2. 2ed. Turrialba, CR, CATIE. 275 p.
- Restrepo Sáenz, C. 2002. Relaciones entre la cobertura arbórea en potreros y la producción bovina en fincas ganaderas en el trópico seco, Cañas, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 102 p.
- Scheelje, J.M. 2009. Incidencia de la legislación sobre el aprovechamiento del recurso maderable en sistemas silvopastoriles de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 157 p.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection hango-ver: cattle, pasture land degradation and alternative land use in Central America. Serie técnica. Informe Técnico. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 71 p.
- Viana, V; Mauricio, R; Machado, R; Pimienta, I. 2001. Management of natural regeneration for introduction of livestock Agroforestry systems. In Ibrahim, M. (editor) 2001. International Symposium on Sylvopastoral systems. Second congress on Agroforestry and livestock production in Latin America. San José, Costa Rica. pp. 75-78.
- Villacis, J; Harvey, C.A; Ibrahim, M; Villanueva, C. 2003. Relaciones entre la cobertura arbórea y el nivel de intensificación de las fincas ganaderas en Río Frío, Costa Rica. Agroforestería en las Américas 10(39-40):17-23.
- Villanueva, C; Tobar, D; Ibrahim, M; Casasola, F; Barrantes, J; Arguedas, R. 2007. Árboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica. Agroforestería en las Américas 45:12-20.

Avances de Investigación

Análisis de la productividad y la contribución financiera del componente arbóreo en pequeñas y medianas fincas ganaderas de la subcuenca del río Copán, Honduras¹

A. Chavarría², G. Detlefsen³, M. Ibrahim⁴, G. Galloway⁵, R. de Camino⁶

RESUMEN

Se evaluó la productividad actual y potencial de los árboles maderables de sistemas silvopastoriles (SSP) en 35 fincas ganaderas (medianas y pequeñas), de la subcuenca del río Copán, Honduras, mediante un inventario de brinzales, latizales y fustales. Se encontró un total de 72 especies arbóreas pertenecientes a 62 géneros y 35 familias, de las cuales el 29% (21 especies), son consideradas maderables con valor comercial. El mayor potencial maderable comercial fue encontrado en el SSP de pasturas con árboles dispersos de *Pinus oocarpa*. Este SSP es el más abundante en las fincas estudiadas (77%), con una densidad promedio de latizales y fustales de 156 árboles ha⁻¹ y de 43 brinzales ha⁻¹. De igual forma, presenta un volumen comercial promedio de 71,5 m³ ha⁻¹. De las 35 fincas inventariadas se seleccionaron ocho al azar (cuatro pequeñas y cuatro medianas), para conocer la contribución del componente maderable en la rentabilidad de las mismas. Los análisis financieros mostraron que en el caso de las fincas medianas, la contribución del VAN fue de 384,8 USD ha⁻¹ y para las fincas pequeñas el aporte fue de 269,7 USD ha⁻¹, equivalente a un 27 y 70% adicional a los ingresos obtenidos por la actividad ganadera, respectivamente.

Palabras claves: análisis financieros, análisis de sensibilidad, especies maderables de valor comercial, productividad, sistemas silvopastoriles

ABSTRACT

Current and potential productivity of timber from silvopastoral systems (SPS) was evaluated in 35 cattle farms (medium and small) of the basin of Rio Copan, Honduras, through an inventory of seedlings, saplings and taper. It was found a total of 72 tree species belonging to 62 genera and 35 families, of which 29% (21 species) are considered commercially valuable timber. The greatest potential for commercial timber production was found in the SPS of pasture with scattered trees of *Pinus oocarpa*. This SPS is the most abundant in the farms studied (77%), with an average density of saplings and adult trees of 156 trees ha⁻¹ and 43 seedlings ha⁻¹. It also possesses on average of 71.5 m³ ha⁻¹ of standing commercial volume. Eight of the 35 farms were selected randomly (four small and four medium), to determine the contribution of timber to farm profitability. The financial analysis showed that in the case of medium sized farms, the contribution to NPV was 384.8 USD ha⁻¹ and for small farms 269.7 USD ha⁻¹, equivalent to 27 and 70% additional NPV, respectively.

Keywords: financial analysis, sensitivity analysis, commercial timber species, productivity, silvopastoral systems

INTRODUCCIÓN

En el ámbito centroamericano, la ganadería es considerada como uno de los principales usos de la tierra que contribuye significativamente a la economía de los países. Se estima que alrededor de dos terceras partes de los terrenos con aptitud agrícola son destinados a la actividad ganadera. Sin embargo, dicha actividad también se ha venido desarrollando en terrenos de vocación forestal (Holmann y Rivas 2005), resultando con frecuencia en efectos negativos al ambiente.

Estudios recientes demuestran cómo la actividad ganadera ha generado incrementos dramáticos en las tasas de deforestación de la región (en Honduras la deforestación total oscila en alrededor de 150 mil ha año⁻¹), lo cual trajo como consecuencia la degradación de suelos, la fragmentación de paisajes, las pérdidas de biodiversidad y además, la reducción en los niveles de productividad y rentabilidad de las fincas ganaderas (FAO 2008, Steinfeld 2002).

¹ Basado en: Chavarría O. A. 2010. Incidencia de la legislación forestal en el recurso maderable de fincas agroforestales con énfasis en sistemas Silvopastoriles de Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² M.Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, Turrialba, CR, CATIE. 2010. Correo electrónico: chavarr@catie.ac.cr (autor para correspondencia).

³ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: gdetlef@catie.ac.cr

⁴ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

⁵ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: galloway@catie.ac.cr

⁶ Profesor-investigador, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: rcamino@catie.ac.cr

Ante este contexto, se ha visto la necesidad de que la ganadería sea orientada hacia el desarrollo de sistemas de manejo más sustentables y amigables con el ambiente, y que además reduzcan la vulnerabilidad económica de los productores. Como respuesta a esto, han surgido los sistemas agroforestales (SAF), los cuales son formas de uso de la tierra donde interactúan los árboles y los arbustos con cultivos anuales, perennes, forrajeros o pasturas (Nair 1997, Jiménez y Muschler 2001). Dentro de los SAF, se han introducido los sistemas silvopastoriles (SSP) como una modalidad en la que se combinan plantas forrajeras, con arbustos y árboles destinados a la alimentación animal y usos complementarios (Murgueitio e Ibrahim 2004).

Los SSP pretenden hacer un uso activo y permanente de las variadas ventajas que ofrecen los árboles y los arbustos en las fincas ganaderas. Dentro de estos beneficios se pueden mencionar: madera, leña, follaje, frutos, sombra, regulación del microclima, estabilización de suelos, fijación de nitrógeno, enriquecimiento y reciclaje de nutrientes minerales, hábitat para la fauna, medicinas y miel, entre otros (Sánchez 2002). El objetivo principal de los SSP es aumentar la producción de los componentes vegetales y animales mediante el uso mínimo de recursos externos, a modo de conservar los recursos naturales y disminuir los impactos negativos en el ambiente (Murgueitio e Ibrahim 2004).

La idea que existe de que la ganadería es un pésimo negocio (principalmente cuando se practica en suelos de mala calidad) y una actividad depredadora de los recursos naturales, ha llevado a una serie de pronunciamientos políticos por parte de organizaciones internacionales para promover su remplazo por otras actividades más sostenibles. Sin embargo, se ha demostrado que existen estrategias de ganadería como los SSP que pueden hacer factible la actividad ganadera como un agronegocio rentable y amigable con el ambiente. Mediante dichas estrategias se pueden internalizar los criterios, las exigencias y las oportunidades de carácter ambiental, con la intención de bajar costos, aumentar la eficiencia e incrementar la rentabilidad de las fincas (Pomareda 2000).

El presente estudio pretende evaluar el potencial maderable existente en los SSP y cómo dicho recurso puede contribuir financieramente a la rentabilidad de las pequeñas y medianas fincas ganaderas de Copán, Honduras. Los resultados de dicho estudio pueden servir como base para que tomadores de decisiones promue-

van estrategias productivas mediante la formulación y la aplicación de políticas que permitan mantener o incrementar el componente arbóreo a través de un manejo y un aprovechamiento sostenible de dichos recursos. Estas estrategias, además de lograr una reducción en las presiones hacia el bosque, pueden contribuir al mejoramiento directo de la calidad de vida de las comunidades.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El área de estudio está localizada en el departamento de Copán, Honduras, específicamente en la subcuenca del río Copán, perteneciente a la cuenca del río Motagua (cuenca binacional compartida entre Honduras y Guatemala). Además, forma parte del territorio de gestión que corresponde al Plan Trifinio (Honduras, Guatemala y El Salvador). Dicha área de estudio se encuentra ubicada entre las coordenadas 14°43'-14°58' latitud norte y 88°53'-89°14' longitud oeste (MANCORSARIC 2006).

Esta región presenta zonas de vida que van desde un bosque húmedo tropical, hasta un bosque seco tropical, (Holdridge 1978). La zona muestra un relieve de fuertes pendientes, con una altitud entre los 600 y 1.600 msnm y una precipitación media anual de 1.637 mm. La temperatura promedio anual es de 20 °C y la humedad relativa de 82% (MANCORSARIC, 2006).

La extensión territorial de la subcuenca del río Copán se estima en 619,14 km², en la cual se emplea un sistema de producción de subsistencia en laderas, predominando los cultivos de café, maíz, frijol, arroz y hortalizas como tomate, cebolla, chile y repollo (MANCORSARIC 2006). La ganadería se realiza principalmente en las regiones más planas de la zona. Sin embargo, también es frecuente la ocurrencia de actividades ganaderas en laderas. El tipo de ganadería predominante en la región es de doble propósito (Pérez, 2007, Trautman 2007).

Selección de fincas y caracterización del componente arbóreo

Se seleccionaron en forma aleatoria estratificada 35 fincas ganaderas (pequeñas y medianas con un área total de 1.214,78 ha). En dichas fincas se llevó a cabo un muestreo de brinzales, latizales y fustales existentes en los SSP. Las variables de medición fueron: altura total, altura comercial, diámetro a la altura del pecho (dap), diámetro de copa, defectos de forma e identificación de la especie. Con estas variables se estimó la densidad arbórea, el volumen total y comercial por



Pino (*Pinus oocarpa*) con pasturas naturales en Copán, Honduras. Foto: Guillermo Detlefsen

especie, la riqueza, la abundancia, la dominancia y la frecuencia de especies. Con los valores de abundancia, dominancia y frecuencia relativa fue calculado el índice de valor de importancia (IVI) de las especies encontradas.

Estimación de volumen y cobertura

Para el volumen por árbol individual de la especie de pino (*Pinus oocarpa*) se utilizaron las ecuaciones: $VC = 0,0000243 \times dap^2 \times H = 0,0113$ ($dap < a 30 \text{ cm}$) y $VC = -0,0394927 + 0,00002475 \times dap^2 \times H - 0,00005902 \times dap^2$ ($dap \geq 30 \text{ cm}$); en donde VC = volumen comercial en m^3 , dap = diámetro medido a la altura del pecho en cm y H = altura total en metros. Estas ecuaciones poseen un índice de utilización de 15 cm, las cuales fueron desarrolladas por el Proyecto de Inventario Forestal Nacional (INFONAC) en 1981 (Ferreira, 2005a).

Para determinar el volumen total por árbol de la especie Eucalipto (*Eucalyptus citriodora*) se usó la siguiente ecuación de volumen total, generada por Ferreira 2005: $VT = 0,00739 + 0,00002636 \times dap^2 \times H$; donde VT = volumen total en m^3 , dap = diámetro medido a la altura del pecho en cm y H = altura total en metros. Para la conversión de volumen total a volumen comercial fue utilizado un factor de castigo de 0,5. Este factor fue considerado de acuerdo a los rendimientos obtenidos en aserraderos consultados.

Para las demás especies, en vista de no tener ecuaciones ajustadas para las mismas, se utilizó una función generalizada, la cual fue corregida mediante un factor de forma. La función utilizada fue la siguiente $VC = 0,7854 \times dap^2 \times HC \times FF$; donde VC = volumen comercial en m^3 , dap = diámetro medido a la altura del pecho en cm, HC = altura comercial en metros y FF = factor de forma de 0,6.

Para la estimación de cobertura (en todas las especies) se utilizó la ecuación: $C = ((0,7854 \times D^2 \times N) / 10.000) \times 100$; donde C = cobertura en porcentaje, D = diámetro promedio de copa en metros y N = número de árboles ha^{-1} .

Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de varianza y pruebas de comparación de medias (LSD Fisher) para la abundancia y la riqueza de especies entre los diferentes tipos de pasturas (naturales y mejoradas).

Análisis financieros

Para conocer el potencial de contribución financiera del componente arbóreo dentro de las fincas ganaderas, de las 35 fincas muestreadas, fueron seleccionadas al azar cuatro fincas pequeñas y cuatro medianas para un total de ocho fincas. Para la modelación de los análisis financieros se establecieron dos escenarios: uno denominado

“sin proyecto”, el cual se refiere a la situación financiera en donde no se contemplan los costos e ingresos generados por el componente arbóreo; y el segundo escenario denominado “con proyecto”, en el cual si se consideran los costos e ingresos potenciales generados por el aprovechamiento de árboles maderables.

La modelación del componente arbóreo en el escenario “con proyecto” se desarrolló mediante la venta de madera aserrada puesta en la industria. Para comparar estos análisis se utilizaron como indicadores financieros el valor actual neto (VAN), la relación beneficio-costos (B/C) y el valor esperado de la tierra (VET). Las tasas de interés utilizadas fueron: 10,2% como una tasa activa sobre préstamos y 4,58% como una tasa de interés nominal pasiva sobre depósitos a plazo fijo (BCH 2009), (el tipo de cambio utilizado fue de 19,02 Lps. por 1,00 USD).

Supuestos del modelo

Para el desarrollo de los modelos se consideraron los siguientes supuestos: i) todos los precios e insumos son conocidos durante el periodo del análisis; ii) los rendimientos de la producción son conocidos y libres de riesgos biológicos y ambientales; iii) la tierra es un bien que puede ser vendida, comprada y rentada en un mercado perfecto; iv) el mercado de capitales es perfecto, donde las tasas son conocidas, es decir, existe una única tasa de interés para prestar y arrendar dinero y no hay racionamiento de capital; v) la carga animal y las áreas por tipo de uso permanecen constantes durante el periodo de análisis; vi) los costos de manejo como deshierbes, limpieza y podas del componente arbóreo son atribuidos a la actividad ganadera.

Estrategia de manejo

Para el manejo sostenible del componente arbóreo dentro de los SSP, se propone un modelo basado en el manejo de la regeneración natural (brinzales y latizales), en el cual el productor debe mantener una cantidad mínima de brinzales, latizales y fustales dentro del SSP, a fin de que reemplacen los árboles extraídos.

Estimación de costos e ingresos

Los costos e ingresos fueron determinados mediante una entrevista aplicada al propietario o administrador de la finca. Los costos de manejo del componente arbóreo (deshierbes, limpiezas y podas) se atribuyen a la actividad principal del sistema (ganadería), ya que generalmente se realizan en forma simultánea con las chapas de los potreros. No obstante, los costos de trasplantes, raleos y

aprovechamiento se consideran como costos del componente forestal. Todos los precios (gastos de producción y venta) son a nivel de finca y sin ajuste por inflación.

Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para varios escenarios descritos a continuación: i) diferentes costos en los trámites para el aprovechamiento comercial de madera (aprovechamiento mediante la tramitología actual vs. la aplicación de un marco político-legal facilitador que reduce y simplifica los trámites necesarios); ii) diferentes escenarios de aprovechamiento (venta de madera en rollo puesta en la industria, venta de madera en rollo en vacadilla o finca, venta de madera en pie y venta de madera aserrada puesta en la industria); iii) diferentes tasas de descuento (4,58, 10,2, 12, 15 y 30%); y iv) aplicación del marco político-legal facilitador del aprovechamiento en combinación con incentivos económicos denominados pagos por servicios ambientales (PSA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del componente arbóreo dentro los SSP

En la subcuenca del río Copán, Honduras, los SSP más comunes son las pasturas con árboles dispersos de *P. oocarpa* (77%), pasturas con árboles dispersos de especies latifoliadas (29%), cercas vivas (25,7%) y pasturas con árboles dispersos de *Quercus* spp. (20%). El Cuadro 1 muestra valores promedios por cada uno de los SSP.

Como se muestra en el Cuadro 1, los SSP de pasturas bajo árboles dispersos de pino tienen el mayor potencial maderable. En este SSP, el cual representa un 26% (283,7 ha), del área total de las fincas evaluadas, cuenta con valores promedios de 156 árboles ha⁻¹, dap promedio de 35,42 cm, alturas comerciales medias de 19 m y un volumen comercial promedio de 71,51 m³ ha⁻¹ (valor encontrado entre un rango de 21,22 m³ ha⁻¹ a 120,34 m³ ha⁻¹).

En las cercas vivas se muestreó un total de 18,8 km, compuestas de madreaje (*Gliricidia sepium*) en un 63%, pito (*Erythrina* spp.) en un 18%, eucalipto (*Eucalyptus* spp.) en un 13% y las cercas poliespecíficas con un 6%. En las cercas vivas existe un gran potencial para fomentar la incorporación de especies maderables. Como ejemplo, las tres fincas con cercas vivas de eucalipto presentaron valores promedios de 196 árboles km⁻¹, dap de 28 cm y alturas de 18,9 m, generando así un volumen comercial promedio de 100,2 m³ km⁻¹. Claramente, las cercas vivas son una buena opción para incrementar los ingresos provenientes del componente arbóreo de las fincas.

Cuadro 1. Resumen de sistemas silvopastoriles encontrados en la subcuenca del río Copán, Honduras

SSP	AM (ha)	Frec	Frec (%)	Densidad (árb ha ⁻¹)	Dap (cm)	H (m)	VC (m ³ ha ⁻¹)	Cobertura copas (%)
Pasto bajo árb. dispersos de <i>P. Oocarpa</i>	283,7	27	77	156	35	19	71,51	42,94
Pasto bajo <i>Quercus</i> spp.	35,5	7	20	161	23,8	10	38,01	38,62
Árboles dispersos latifoliados	108,3	10	29	74	19	9	13,02	16,1
Cercas vivas (valores km ⁻¹)	18,8	9	25,7	328	19	12	12,53	-

AM = área muestreada
 Frec. = frecuencia
 H = altura total
 VC = volumen comercial

El SSP de pasturas con árboles dispersos de especies latifoliadas representa el 9% (108,3 ha) del área total muestreada. En dicho SSP se encontraron valores promedio de 74 árboles ha⁻¹, dap de 19 cm y alturas totales promedio de 9 m, lo que equivale a 13,02 m³ ha⁻¹. Este SSP se caracterizó por una baja frecuencia de especies maderables de alto valor comercial.

Las especies con mayor abundancia y frecuencia se calificarían como árboles de servicio, o sea, especies que se utilizan para leña, forraje, protección, conservación de biodiversidad y sombra. Se puede concluir que este tipo de SSP tiene poco potencial maderable. Las especies más comunes encontradas fueron: guayabo (*Psidium guajaba*), nance (*Byrsonima crassifolia*), zapotillo (*Clethra macropylla*), con (*Perymenium strygosum*), manzano (*Eugenia jambos*), copalillo (*Compositae*) y guamo (*Inga* spp.), entre otras.

El SSP de pasturas con árboles dispersos de *Quercus* spp. representa un 3% (35,5 ha), del área total muestreada. Este SSP presenta valores promedios 161 árboles ha⁻¹, dap de 23,8 cm y alturas comerciales promedios de 10 m.

Considerando que el área muestreada (35,5 ha) representa un volumen comercial total aproximado de 1.349,36 m³, que corresponden a 38,01 m³ ha⁻¹. A nivel local y nacional, este tipo de sistema no posee un alto valor para la industria de la madera. Sin embargo, es de mucha importancia ya que constituye una de las principales fuentes de extracción de leña. Según Pérez (2007), en la zona el consumo de leña promedio es de 17 m³ año⁻¹ familia⁻¹.

Composición florística en los SSP

Se encontró un total 72 especies arbóreas pertenecientes a 62 géneros y 35 familias. La diversidad de

especies en los SSP de la subcuenca del río Copán fue levemente mayor a la encontrada por Villanueva *et al.* (2007), en el Pacífico Central de Costa Rica (68 especies). Sin embargo, el número de familias era igual (35 familias). Por el contrario, la riqueza de especies en el presente estudio fue levemente menor a lo reportado por Gillespie *et al.* (2000), en el Pacífico Seco de Costa Rica, donde se encontró un total de 75 especies. De igual forma, fue menor de la encontrada en Muy Muy, Nicaragua, donde se reportó un total de 85 especies de 36 familias (Esquivel 2005, y Esquivel *et al.* 2008).

Del total de especies encontradas se observaron latizales y fustales en solo 59 especies (82%), 53 géneros (85%) y 33 familias (94%); y brinzales en solo 39 especies (51%), 37 géneros (60%) y 27 familias (77%). Varias especies, géneros y familias solo se encuentran en latizales y fustales, pero no en los brinzales.

Las familias que cuentan con mayor cantidad de especies maderables son: Fabaceae (12 especies); Mimosaceae, Anacardiaceae y Meliaceae (cuatro especies); Caesalpinaceae y Myrtaceae (tres especies); seguidas por Bignoniaceae, Burseraceae, Clusiaceae, Moraceae, Pinaceae y Zapotaceae (dos especies). Las demás familias de importancia maderable se limitan a una sola especie (Figura 1). Hay que destacar que las familias de importancia maderable representadas por varias especies son poco abundantes. Por el contrario, las familias como Pinaceae y Fagaceae, representadas por una o dos especies fueron las más abundantes.

Índice de Valor de Importancia (IVI) para latizales y fustales

Mediante el IVI se logró determinar las 10 especies de latizales y fustales con mayor importancia ecológica en los SSP de la zona de estudio (Cuadro 2).

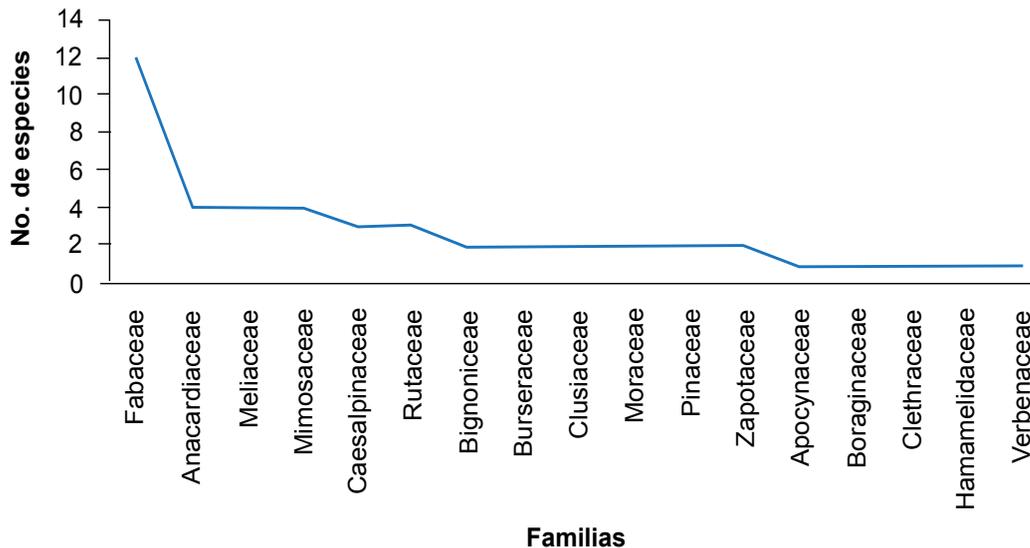


Figura 1. Riqueza de especies de las familias de mayor importancia maderable en los SSP de la subcuenca del río Copán, Honduras

El IVI muestra que a nivel de latizales y fustales las especies más predominantes son las siguientes: *Pinus oocarpa* (pino ocote), *Quercus oleoides* (encino), *Byrsonima crassifolia* (nance), *Quercus* spp. (roble), *Clethra macrophylla* (zapotillo) y *Perymenium strigulosun* (con). Es de esperar la alta dominancia, la frecuencia y la densidad del pino, tomando en cuenta que en el paisaje de la zona abundan bosques de coníferas, especialmente en laderas donde se ubican las fincas ganaderas medianas y pequeñas. Por otro lado, frecuentemente los SSP de pasto, bajo árboles dispersos de pino, que se encuentran en el 77% de las fincas, se asocian con especies de *Quercus* spp., *B. crassifolia* y *C. macrophylla*. A menor altitud la cobertura más

común son los árboles dispersos de *Quercus* spp., en rodales puros o en asociación con *P. oocarpa* y/o *B. crassifolia*.

Las especies tratadas en el párrafo anterior también son las más frecuentes en la regeneración natural, por lo que se consideran especies de fácil manejo dentro de las fincas. En este estudio y los de Pérez (2007), Trautman (2007) y Cruz (2007), dichas especies son las principales fuentes de madera (*P. oocarpa*), postes y leña (*Quercus* spp., *P. strigulosun*, *B. crassifolia* y *C. macrophylla*), razón por la cual los ganaderos las conservan en sus fincas. Lo anterior confirma que la utilización maderable de las especies arbóreas es uno

Cuadro 2. Densidad, dominancia, frecuencia relativa e IVI de las 10 especies más comunes en los SSP de la subcuenca del río Copán, Honduras

NV	NC	Familia	Dap (cm)	DR	DR	FR	IVI
Pino	<i>Pinus oocarpa</i>	Pinaceae	35,42	44,81	71,75	9,29	125,85
Encino	<i>Quercus oleoides</i>	Fagaceae	20,32	12,41	6,54	9,29	28,24
Nance	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malpighiaceae	13,5	11,13	2,59	10,26	23,97
Roble	<i>Quercus</i> spp.	Fagaceae	27,25	9,02	8,55	5,77	23,34
Zapotillo	<i>Clethra macrophylla</i>	Clethraceae	16,87	3,81	1,38	5,45	10,64
Con	<i>Perymenium strigulosun</i>	Compositae	15,05	5,48	1,59	3,21	10,27
Guayabo	<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	11,76	0,90	0,16	3,85	4,91
Guamas	<i>Inga</i> spp.	Mimosaceae	20,94	0,96	0,54	3,21	4,70
Laurel	<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	17,08	1,89	0,71	1,60	4,20
Chaperno	<i>Lonchocarpus</i> spp.	Meliaceae	27,86	0,45	0,45	2,24	2,92

NV = nombre vulgar
 NC = nombre científico
 DR = dominancia relativa
 FR = frecuencia relativa
 IVI = índice de valor de importancia

de los principales criterios que los ganaderos usan para dejar un árbol en los potreros (Muñoz *et al.* 2003).

De las especies de mayor IVI (Cuadro 2), solamente el *P. oocarpa* (primer lugar) y el *C. alliodora* (noveno puesto), son especies que tienen importancia comercial en la zona. Por otro lado, las especies denominadas de color, es decir, las especies de alto valor comercial (*Cedrella odorata*, *Swietenia macrophylla* y *Guarea* spp.) son muy escasas, por lo que podrían desaparecer de las fincas de la zona si no se les presta atención. Su escasez actual se podría deber a malas prácticas de manejo que eliminan la regeneración natural (chapias constantes, limpiezas químicas y hasta quemas).

Por otro lado, los productores indicaron que las especies de color han sido sujetas a una extracción intensa y continua. Según Esquivel *et al.* (2008) e Ibrahim y Camargo (2001), las prácticas indicadas son las principales causas de la reducción en la abundancia y la riqueza de especies maderables en los SSP.

Tomando en cuenta estos resultados, es necesario implementar estrategias apropiadas para las condiciones biofísicas o socioeconómicas de estas fincas que favorecerían la restauración de las especies escasas o en vías de extinción local (principalmente las especies de alto valor comercial). Una estrategia podría ser la utilización de incentivos económicos destinados a productores que aumentan, o al menos mantienen, la biodiversidad arbórea en sus fincas. El proyecto GEF-SSP que se ejecutó en la zona de Esparza, Costa Rica, aplicó con éxito esta estrategia (Casasola *et al.* 2006). Otra estrategia importante sería la asistencia técnica y transferencia de tecnología silvopastoril, la cual es vital para fomentar el manejo y mantenimiento del recurso arbóreo en las fincas ganaderas. Se considera que lo ideal sería la combinación de las dos alternativas para lograr un mayor éxito en la incorporación de árboles en las fincas.

Efecto del tipo de pastura en la densidad arbórea en los SSP

Un análisis estadístico de comparación de medias (Figura 2), mostró que no existen diferencias estadísticas entre la abundancia y la riqueza de especies maderables presentes en pasturas naturales vs. pasturas mejoradas de las fincas evaluadas.

Aunque existe una mayor abundancia de árboles en los pastos naturales que en los pastos mejorados, las diferencias no son estadísticamente significativas ($p = 0,8667$).

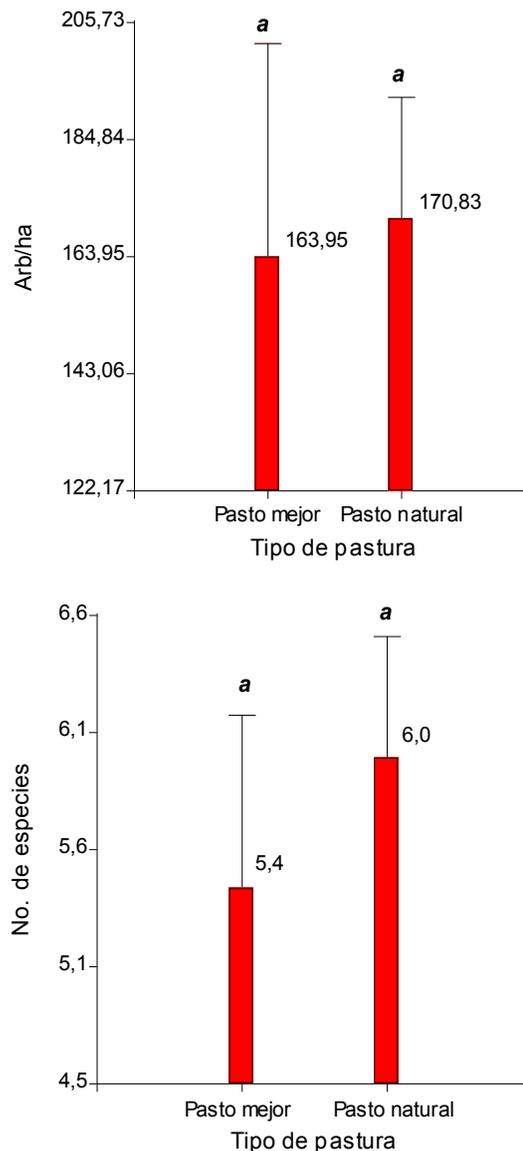


Figura 2. Comparación de la regeneración natural en pasturas naturales y pasturas mejoradas en SSP de la subcuenca del río Copán, Honduras

Las letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha = 5\%$).

También, aunque la riqueza de especies en las pasturas naturales es mayor que en los pastos mejorados, tampoco son diferencias estadísticamente significativas ($p = 0,5567$), es decir, los tipos de pastura no influyen en la abundancia y la riqueza de especies arbóreas en los SSP de la zona. Sin embargo, el manejo posterior sí afectará la abundancia y la riqueza, pues el manejo deberá orientarse a las especies que den mayor renta y no sólo a las escasas o en peligro de extinción.

Análisis financieros

Contribución financiera del componente maderable en fincas ganaderas

Los análisis financieros (Figura 3) demuestran que el aprovechamiento de árboles maderables en fincas ganaderas aumenta su rentabilidad. El componente arbóreo genera un aumento en el VAN medio de 384,8 USD ha⁻¹ en las fincas medianas y en 269,7 USD ha⁻¹ en las fincas pequeñas. Estos valores son superiores a los encontrados por Camero *et al.* (2000), quienes reportaron un aumento en el VAN de 213 USD ha⁻¹ para SSP de altas pendientes.

En promedio, el componente arbóreo aumentó el VAN en un 52% en las fincas medianas y arriba del 100% en las fincas pequeñas. Estos resultados indican que el aprovechamiento de maderables genera un aporte proporcionalmente mayor en las fincas pequeñas que en las fincas medianas. Dado que en las fincas pequeñas la rentabilidad de la actividad ganadera es más baja que en las fincas medianas, la captación de ingresos adicionales por medio del aprovechamiento arbóreo representa una opción atractiva en dichas fincas.

Como ejemplo, los valores de los indicadores financieros para la finca seis en el escenario “sin proyecto” resultaron negativos (VAN = -38,9, VET = -1,1), lo cual indica que la actividad ganadera como tal no es rentable. Sin embargo, agregando el aporte del componente arbóreo (“con proyecto”) los valores se vuelven

positivos (VAN = 376,1, Rel. B/C = 1,2 y VET = 212,9). La finca dos, es otro ejemplo demostrativo en la cual el VAN de la finca “sin proyecto” es de 694,8 USD, pero con el escenario “con proyecto” el VAN sube a 1.465,2 USD, es decir, un incremento en la rentabilidad del 111%. Estos ejemplos destacan el potencial del componente arbóreo para hacer la actividad ganadera una opción mas competitiva.

Análisis de sensibilidad

Costos de trámites legales para el aprovechamiento maderable

En Honduras el aprovechamiento comercial de madera exige un plan de manejo forestal, el cual debe ser aprobado por las oficinas centrales del Instituto de Conservación Forestal (ICF) (Decreto 98-2007, Ley Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre).

En un área de 50 ha con un volumen comercial total de 400 m³, esta exigencia requiere una inversión total de 8.687,4 USD (21,7 USD m⁻³). Aparte de este costo, el productor tiene que realizar un trámite legal que conlleva más de 40 pasos y tiene que esperar entre seis a ocho meses para el otorgamiento del permiso. Para reducir estas trabas burocráticas que suben los costos del aprovechamiento, lo cual desmotiva a los productores, se desarrolló una propuesta de un marco político-legal facilitador que reduce el número de trámites, los costos y el tiempo de espera para el otorgamiento del permiso.

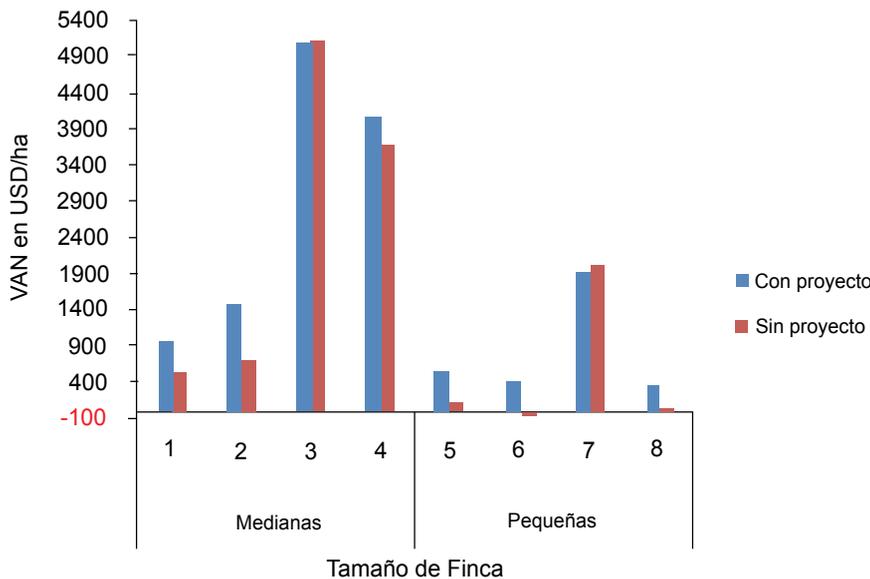


Figura 3. Contribución financiera del componente maderable en ocho fincas ganaderas de Copán, Honduras

Con la aplicación de este modelo, la inversión total a 10 años es de 1.167,2 USD, o sea, 5,84 USD m⁻³, y el tiempo de espera sería apenas entre 20 a 30 días (siete veces menos que en la actualidad). Estas medidas aumentarían el VAN en promedio en 105,63 USD ha⁻¹ (7%) en las fincas medianas y en las fincas pequeñas en 206,8 USD ha⁻¹ (17%), demostrando que la reducción de los trámites y el tiempo para sacar los permisos es extremadamente importante para los productores pequeños.

La rentabilidad financiera bajo diferentes escenarios de aprovechamiento

La manera en que se aprovecha y se vende la madera en los SSP influye en la rentabilidad de una finca. En nuestro análisis (Figura 4), la venta de madera aserrada puesta en la industria es el escenario de aprovechamiento más rentable. El escenario menos rentable es la venta de madera en rollo puesta en la industria. Esto significa que la madera aserrada tiene precios mayores que la madera en rollo por el valor agregado que se le da a los productos y los costos menores de transporte.

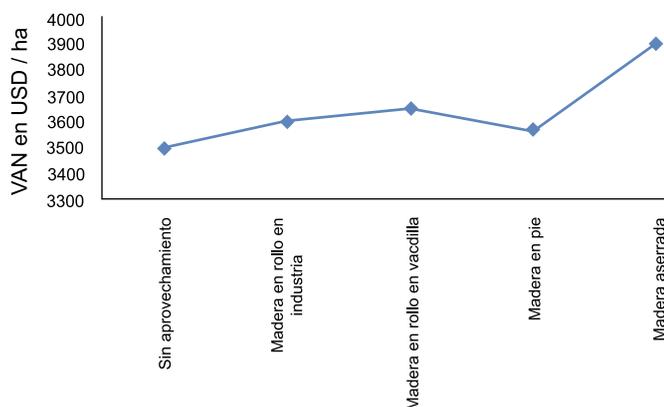


Figura 4. Análisis de sensibilidad para diferentes escenarios de aprovechamiento de madera en los SSP de Copán, Honduras.

Análisis de sensibilidad con diferencias en las tasas de descuento

Las tasas de descuento reflejan las preferencias temporales únicas de cada inversionista respecto a la actividad que se está valorando. Según Fillus (1992), las tasas de descuento representan el costo de oportunidad del capital. Por lo tanto, las tasas bajas favorecen la inversión y las tasas altas reducen la rentabilidad del proyecto.

Al hacer un análisis de sensibilidad relacionado a las tasas de descuento (Figura 5), se ilustra efectivamente que en la medida en que se aumenta la tasa de des-

cuento se reduce la rentabilidad de las fincas. Aunque se usó una tasa máxima de 30%, la rentabilidad de las fincas siguió siendo positiva, lo que indica que la tasa interna de retorno (TIR) en las fincas es superior a dicho valor. De acuerdo a lo anterior, si un productor invierte en una finca, a una tasa de descuento de 4,58%, como un costo de oportunidad al depositar el dinero en una institución bancaria obtendría un VAN promedio de 2.412,7 USD ha⁻¹, mientras que un productor sin dinero, quien tiene que prestar a una institución bancaria al 10,2%, obtiene un VAN promedio de 1.918,7 USD ha⁻¹. Esto muestra que el productor con dinero estaría ganando 494,0 USD ha⁻¹ más que el productor sin dinero, así como la importancia de las tasas de descuento en la rentabilidad de un proyecto.

La Figura 5 demuestra además que en la medida en que aumenta el costo del capital se reduce la rentabilidad de las fincas. Cuando la tasa de descuento es apenas 4,58%, el VAN supera 1.000 USD/ha, monto que contrasta con el VAN que se obtiene aplicando una tasa de descuento de 30%.

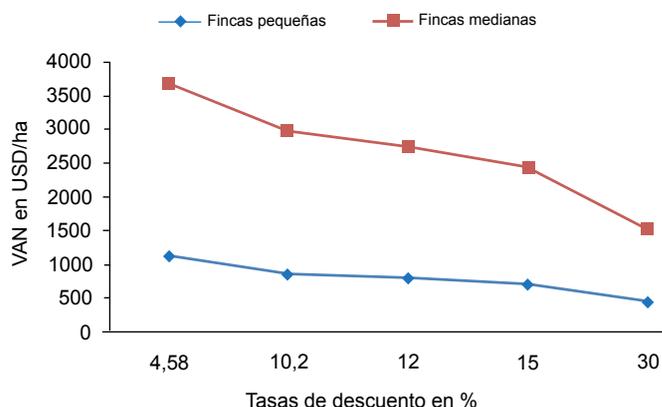


Figura 5. Análisis de sensibilidad del VAN para diferentes tasas de descuento en las ocho fincas evaluadas en Copán, Honduras.

Análisis de sensibilidad con la aplicación de diversas tasas de incentivos y el pago por servicios ambientales (PSA)

Cuando se trata de pequeños y medianos productores hasta incrementos pequeños en la rentabilidad de las fincas son de mucha importancia, debido a que dichos productores a menudo no cuentan con los recursos económicos necesarios para establecer y mantener un sistema productivo amigable con el ambiente. Por lo tanto, existen oportunidades para aplicar un incentivo económico pequeño (como en el caso de la Figura 6),

como estrategias para motivar al productor a implementar sistemas productivos más sostenibles. Se puede apreciar que con la aplicación de un incentivo módico el VAN de las fincas aumenta, tanto para las fincas pequeñas como para las medianas.

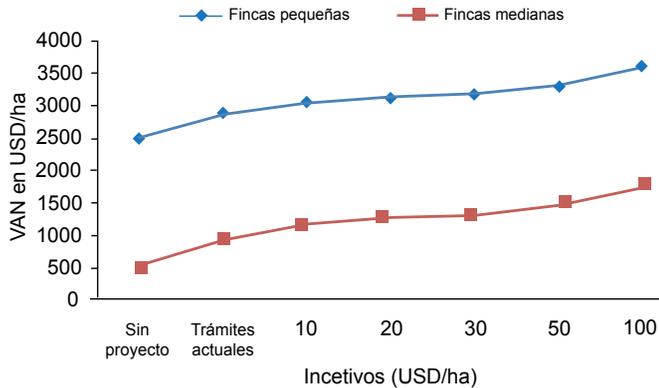


Figura 6. Análisis de sensibilidad en el VAN (USD ha⁻¹), mediante la aplicación de un marco político-legal, más incentivos económicos por servicios ambientales (10, 20, 30, 50 y 100 USD ha⁻¹).

CONCLUSIONES

Los SSP tienen un alto potencial para la producción de árboles maderables y contribuyen al aumento de la rentabilidad de fincas ganaderas. Las pasturas con árboles dispersos de pino (*P. oocarpa*), el SSP más común en la subcuenca del río Copán, Honduras,

poseen volúmenes promedio comerciales de madera de 71,51 m³ ha⁻¹. Aparte de la producción de este recurso importante, el componente forestal brinda una amplia gama de servicios ecosistémicos que contribuyen a la conservación del medioambiente.

El aprovechamiento de árboles maderables en SSP genera una importante contribución financiera a las fincas (los análisis financieros mostraron que en el caso de las fincas medianas, la contribución del VAN fue de 384,8 USD ha⁻¹ y para las fincas pequeñas el aporte fue de 269,7 USD ha⁻¹, equivalente a un 27 y 70% adicional a los ingresos obtenidos por la actividad ganadera, respectivamente). No obstante, para que el aprovechamiento de árboles maderables en SSP sea una opción rentable las especies aprovechadas deben tener una alta demanda y precios atractivos de mercado. Cuando los precios de las especies aprovechadas son bajos la rentabilidad de la finca puede verse afectada negativamente, como en el caso de una finca en la que predominen especies de *Quercus* spp.

La aplicación de un marco normativo que facilite el aprovechamiento de árboles maderables en los SSP es importante ya que aparte de reducir el tiempo y costos de trámites para los aprovechamientos maderables, aumenta la rentabilidad de la actividad ganadera que serviría para motivar y aumentar el manejo del com-



Pasturas con árboles dispersos de pino en la comunidad de Santa Rita, Copán, Honduras. Foto: Antonio Chavarría

ponente arbóreo en las fincas. Facilitando el proceso los productores verían al componente arbóreo como una importante fuente de ingresos que mejora su condición de vida y no como un estorbo o barrera dentro de su finca.

La aplicación de un incentivo, aunque pequeño, como el PSA, aumenta la rentabilidad de las fincas con SSP, especialmente las fincas pequeñas. El fomento de los SSP requiere estrategias para la provisión de asistencia técnica y capacitación.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BCH (Banco Central de Honduras). 2009. Boletín estadístico. Vol. LIX. No. 1. Tegucigalpa, Honduras. 80 p. Disponible en: http://www.bch.hn/boletin_estadistico.php
- Camero, A; Camargo, JC; Ibrahim, M; Schlonvoigt, A. 2000. Agroforestería y sistemas de producción animal en América Central. In Pomareda, C.; Steinfeld, H. (eds). Seminario intensificación de la ganadería en Centroamérica; beneficios económicos y ambientales. 1ra ed. Nuestra Tierra. San José, CR, CATIE-FAO-SIDE. p. 177-198.
- Casasola, F; Ibrahim, M; Villanueva, C; González, A. 2006. Efecto del pago de servicios ambientales sobre los cambios de los usos de la tierra en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. In IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible y III Simposio sobre Sistemas Silvopastoriles para la Producción Ganadera Sostenible (Cuba). Memoria. p. 102.
- Cruz, E. 2007. Estudio sobre la interacción entre la biodiversidad y el bienestar de los productores ganaderos para la implementación de SSP en Copán-Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 144 p.
- Esquivel, MJ; Harvey, CA; Finegan, B; Casanoves, F; Skarpe, C. 2008. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology* (45):371-380.
- Esquivel, MJ. 2005. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 158 p.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2008. Ayudando a desarrollar una ganadería sustentable en Latinoamérica y El Caribe: lecciones a partir de casos exitosos. Santiago, CL, FAO. p. 101.
- Ferreira, O. (2005a). Herramientas para el manejo de bosques: manual de inventarios forestales. Siguetepeque, Honduras. 74 p.
- Ferreira, O. (2005b). Herramientas para el manejo de bosques: manual de Dasometría. Siguetepeque, Honduras. 74 p.
- Fillus AM. 1992. Investment analysis in forest management: principles and applications. Department of forestry. WAU. p.119-137.
- Gillespie, TW; Grijalva, A; Farris, CN. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* (147):37-47.
- Holmann, F; Rivas, L. 2005. Los forrajes mejorados como promotores del crecimiento económico y la sostenibilidad: el caso de los pequeños productores de Centroamérica. Cali, Colombia, CIAT. 70 p.
- Holdridge, LR. 1978. Ecología basada en zonas de vida. San José, Costa Rica. IICA. 216 p.
- Ibrahim, M; Camargo, JC. 2001. ¿Cómo aumentar la regeneración de árboles maderables en potreros? *Agroforestería en las Américas* 8(32):1-7.
- Jiménez, F; Muschler, R. 2001. Introducción a la agroforestería. In Jiménez, F; Muschler, R; Kopsell, E. (eds). Funciones y aplicaciones de sistemas agroforestales. Turrialba, CR, CATIE. p. 1-23.
- MANCORSARIC (Mancomunidad de Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita Cabañas y San Jerónimo). 2006. Plan de Cogestión de la subcuenca del río Copán. Mesa Sectorial de Ambiente y Producción. Copán Ruinas, Honduras. 78 p.
- Muñoz, D; Harvey, CA; Sinclair, FL; Mora, J; Ibrahim, M. 2003. Conocimiento local de la cobertura arbórea en sistemas de producción ganadera en dos localidades de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):61-68.
- Murgueitio, E; Ibrahim, M. 2004. Ganadería y medio ambiente en América Latina. XII Congreso Venezolano de Producción e Industria Animal 2004. CIPAV-CATIE. p. 187-202.
- Nair, PKR. 1997. Agroforestería. Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Chapingo, MX, Universidad Autónoma de Chapingo. 542 p.
- Pérez, E. 2007. Caracterización de SSP y su contribución socioeconómica en productores ganaderos de Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. p.101.
- Pomareda, C. 2000. Perspectivas en los mercados y oportunidades para la inversión en ganadería. In Pomareda, C.; Steinfeld, H. (eds). Seminario intensificación de la ganadería en Centroamérica; beneficios económicos y ambientales. 1ra ed. Nuestra Tierra. San José, CR, CATIE-FAO-SIDE. p. 177-198.
- Sánchez, M. 2002. Sistemas Silvopastoriles: el futuro sustentable de la ganadería tropical. *Agroforestería en las Américas* 9(33-34):4-5.
- Steinfeld, H. 2002. Producción animal y medio ambiente en Centro América. In FAO. ed. Intensificación de la ganadería en Centro América: beneficios económicos y ambientales. (en línea) FAO. Consultado 7 nov. 2009. Disponible en: <http://www.fao.org/wairdocs/LEAD/x6366s/x6366s00.HTM>
- Trautman, B. 2007. Factores que influyen en la implementación, diseño y manejo de SSP con características que favorezcan la conservación de la biodiversidad en Copán. Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. p. 160.
- Villanueva, C; Tobar, D; Casasola, F; Barrantes J; Arguedas, R. 2007. Árboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* (45):1-9.

¿Cómo hacerlo?

¿Cómo hacer talleres participativos con respuestas individuales?¹

B.T.T. Richers², C.A. Harvey³, F. Casanoves⁴, F. DeClerck⁴, T. Benjamin⁴

RESUMEN

Una mayor utilización de talleres participativos en investigaciones científicas, puede estar siendo limitada por la falta de independencia en las respuestas obtenidas en este tipo de metodología. La falta de repeticiones independientes limita la utilización de diferentes análisis estadísticos. En este artículo se presenta la metodología utilizada para obtener respuestas individuales en talleres con herramientas participativas en Copán, Honduras. Los talleres buscaban conocer las limitaciones y las oportunidades que manejan los productores ganaderos para implementar sistemas silvopastoriles (SSP), que poseen un mayor valor para la conservación de la biodiversidad.

Palabras claves: biodiversidad, conservación, investigación participativa, productores ganaderos, sistemas silvopastoriles

ABSTRACT

A greater use of participatory workshops in scientific research is often limited by the lack of independence for responses obtained for this type of methodology. Lack of independent repetitions limits the use of a variety of statistical analyses. Here we present a methodology used to obtain individual answers in workshops with participatory tools in Copán, Honduras. The workshops conducted were aimed at identifying the individual farmer's limitations and opportunities for the implementation of silvopastoral systems that improve the biodiversity conservation value of the farm.

Keywords: biodiversity, conservation, participatory research, cattle farmers, silvopastoral systems

INTRODUCCIÓN

Las metodologías participativas vienen siendo ampliamente utilizadas en programas de desarrollo rural e investigaciones vinculadas a la antropología aplicada, al análisis de agroecosistemas y a la acción-reflexión (Chambers 1997; Pretty *et al.* 1995). Asimismo, el nivel de participación de los actores en los procesos propuestos puede cambiar conforme un gradiente de participación que a su vez varía desde una participación pasiva, en donde las personas son solamente informadas sobre las decisiones tomadas por agentes externos, hasta un nivel de auto desarrollo, en el cual los grupos locales organizados toman iniciativas sin esperar intervenciones externas (Pretty 1994; Pretty *et al.* 1995; Geilfus 1997).

La escala de participación de una comunidad en determinado proceso o dinámica puede depender, entre otros motivos, del nivel de organización comunal, de las metodologías utilizadas en las dinámicas y de los objetivos de aquellos que las organizaron.

Los talleres con herramientas participativas, por ejemplo, son muy útiles en diferentes tipos de investigaciones. Normalmente es una metodología que permite que el investigador acceda al conocimiento de los productores sobre temas relacionados al manejo de recursos naturales, sus actividades productivas, su organización social, su salud y nutrición, sus medios de vida, entre otros temas (Chambers 1997). Además, es una metodología práctica que permite obtener información de diferentes personas al mismo tiempo.

Por otro lado, muchas veces la utilización de talleres como metodología para obtener información en las investigaciones científicas puede ser limitada por la falta de independencia estadística entre las respuestas. Eso se debe a que, usualmente, cada taller arroja una única respuesta como resultado de la construcción colectiva realizada en la reunión. Algunos investigadores vienen construyendo metodologías para superar

¹ Basado en Richers, B.T.T. 2007. Factores que influyen en el diseño, implementación y manejo de sistemas silvopastoriles con características que favorezcan la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 189p.

² Mag. Sc. en Agroforestería Tropical. CATIE, CR. Correo electrónico: btadzia@gmail.com (autor para correspondencia)

³ Advisor, Climate Changes Initiatives, Conservation International. Correo electrónico: c.harvey@conservation.org

⁴ Profesores-investigadores, CATIE, Sede Central. Correos electrónicos: casanoves@catie.ac.cr ; fdeclerck@catie.ac.cr ; tamara@catie.ac.cr

esta limitación y obtener respuestas individuales en talleres con herramientas participativas (Ortiz 2006).

En este trabajo se presenta la metodología utilizada en cuatro talleres para obtener información con respecto al manejo de sistemas silvopastoriles (SSP), y su aporte a la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras.

En estos talleres las preguntas se construyeron de forma participativa y las respuestas fueron contestadas de forma individual. Las reuniones realizadas en Copán tuvieron como objetivos: i) identificar cuales cambios los productores, con diferentes características socioeconómicas, estarían dispuestos a hacer en los SSP para que sus sistemas aporten más a la conservación de la biodiversidad; ii) conocer las limitaciones y las oportunidades que encuentran los diferentes productores para implementar estos cambios; y iii) conocer bajo cuales incentivos los diferentes productores aceptarían realizarlos. Pese a que la metodología presentada a seguir fue utilizada para estos objetivos específicos, la metodología aquí presentada puede ser adaptada a diferentes contextos, objetivos y niveles de participación.

PASO A PASO

1^{er} paso: invitación

Los actores locales a ser invitados a la actividad varían conforme el objetivo. Por ejemplo, si lo que se quiere es conocer los puntos de vista de los diferentes actores involucrados en determinado proceso, se hace el esfuerzo para que todas las clases estén representadas; por otro lado, si el interés es conocer lo que piensan aquellos que están directamente involucrados con el tema a ser tratado, se sugiere invitar a aquellos que toman las decisiones con respecto al tema.

En el caso de Copán, los invitados fueron las personas que manejaban directamente la actividad ganadera en la propiedad, fuesen ellos propietarios o administradores de la finca.

Como la población en estudio eran los ganaderos de la subcuenca del río Copán, fue realizado un taller en cada uno de los cuatro principales municipios de la subcuenca (Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo). Se sugiere que en talleres como este el número de participantes no sobrepase a 35.

En talleres participativos con fines de investigación es importante saber contornear posibles sesgos en las respuestas obtenidas, como por ejemplo, el hecho que

los productores que lleguen a los talleres sean aquellos que tengan más afinidad al tema, en el caso presentado, hacia una mayor aceptación a los cambios propuestos. En ese sentido, se propone una amplia divulgación de la temática a ser tratada en diferentes momentos antes de la realización del taller, resaltando la importancia de la participación de todos para la toma de decisiones con respecto al tema en la región.

2^o paso: ambientación inicial a la temática a ser tratada

Para ambientar a los participantes en el tema a ser tratado en la reunión es importante exponer algunas fotos, videos, póster u otros, sobre el tema en general, mientras los invitados van empezando a llegar al local en donde se desarrollará el taller. Esta técnica es interesante ya que permite que los productores vayan empezando a pensar y hablar sobre el tema sin que haya una influencia directa de la postura del investigador.

En los talleres realizados en Copán, se hizo una exposición de diapositivas con proyección de diferentes fotos de fauna, flora y paisajes (incluyendo fotos sacadas en sus propiedades), para ambientar a los ganaderos a la temática de la biodiversidad.

3^{er} paso: construcción participativa de conceptos claves

Se sugiere empezar este tipo de taller con la construcción participativa de los conceptos claves que serán tratados en la reunión (Freire 1970; Vygotsky 1978). Esta definición colectiva es importante ya que permite conocer la información que los participantes manejan sobre los temas a ser discutidos y también, que se realice una homogeneización del entendimiento de los conceptos por todos los participantes.

Existen diferentes metodologías que pueden ser utilizadas en este proceso (Geilfus 1997; Villavicencio y Chávez 2000), la más adecuada para cada ocasión suele depender del tiempo disponible para esta parte de la reunión. En una situación con poco tiempo se sugiere, por ejemplo, la dinámica de “lluvia de ideas” ya que puede ser realizada en un corto intervalo de tiempo (Geilfus 1997), en una situación con más tiempo disponible, la dinámica “diseñando conceptos” puede ser más adecuada.

En Copán, a través de la metodología de “lluvia de ideas” se pidió que cada productor escribiera en una tarjeta lo que entendía por conservación y en otra tarjeta lo que entendía por biodiversidad (Cuadro 1). Finalmente, el contenido de cada tarjeta fue leído para todos y a

través de una discusión en grupo se llegó a un consenso sobre las definiciones de las dos palabras.

Cuadro 1: Algunos ejemplos de las diferentes definiciones elaboradas por los productores para los conceptos de conservación y biodiversidad

Conservación	Biodiversidad
“Cuidar y proteger nuestros bosques”	“Es tener diversidad de plantas, tanto frutales como otras”
“Hacer barreras para conservación del suelo y cuidar la flora y fauna”	“Significa vida y diversidad de las diferentes especies, tanto animales como vegetales”

4° paso: provisión de información básica sobre el tema

Una vez construidos los conceptos por los productores es importante presentar su relevancia dentro del contexto en que serán trabajados en la reunión. En nuestro ejemplo, se realizó una presentación ilustrada con fotos en las que se discutieron algunos beneficios provenientes de la naturaleza y la creciente amenaza que sufren los bosques, debido a la deforestación y el uso inadecuado de los recursos. Se discutió también cómo los ganaderos, a través de acciones en sus fincas, pueden colaborar para conservar la naturaleza y su biodiversidad.

En este sentido, se destacó el papel de los SSP (cercas vivas, árboles en potreros, etc.) como elementos capaces de proveer conectividad, alimento y hábitat para la fauna en el agropaisaje. También, se reforzó la idea de que los ganaderos podrían obtener beneficios (leña, frutas, polinización, conservación de suelo y agua, etc.) a través de la conservación de la biodiversidad en sus fincas, y además, fueron mencionadas e ilustradas con fotos algunas experiencias con agroturismo y ecoturismo en propiedades rurales.

5° paso: construcción participativa de preguntas

El siguiente paso es la construcción colectiva de las preguntas para las cuales el investigador desea obtener respuestas individuales. Es importante que la construcción de las preguntas sea realizada de forma participativa para que logren reflejar la realidad de la población de estudio, aprovechando sus ideas y creatividad, y para asegurarse que los productores estén realmente comprendiendo el tema tratado. Otro punto relevante de la construcción participativa de preguntas es aprovechar la oportunidad del taller para capacitar a los ganaderos sobre el tema, haciéndoles reflexionar sobre su importancia.

Por ejemplo, en Copán, fueron construidas colectivamente propuestas de cómo aumentar el valor de los SSP para la biodiversidad. La discusión fue realizada a partir de la exhibición de fotos de cercas vivas, árboles en pasturas y bosques de pino con pastoreo de la región con diferentes características, y la indagación al grupo de productores sobre cuáles características hacen que los sistemas aporten más o menos a la conservación y por qué. En las fotos exhibidas se contrastan por ejemplo dos cercas vivas con diferentes características y consecuentemente, diferentes aportes potenciales a la conservación de la biodiversidad. (Ver foto en pág. 160).

En la discusión sobre los cambios o características que posibilitarían aumentar el aporte de los SSP a la conservación de la biodiversidad, se discutieron algunos cambios que ya habían sido pensados previamente cuando la exhibición de fotos fue organizada y otros que fueron construidos a partir del aporte de los productores. Cada cambio fue escrito en un cartel grande, acompañado de su respectiva ilustración y ambos fueron pegados en una pared en dónde todos pudieran verlos y consultarlos, siempre que fuera necesario durante el taller. (Ver foto en pág. 161).

Las preguntas, en el caso de los talleres de Copán, buscaban saber la frecuencia de aceptación por parte de los productores a los cambios propuestos, así como los motivos que justificaban su rechazo o aprobación, y en caso de rechazo, los posibles incentivos que los podrían hacer aceptar las propuestas.

6° paso: preparación y prueba de formularios individuales

Una vez que las preguntas están formuladas, el siguiente paso es la obtención de respuestas individuales. Para la recopilación de las respuestas se elaboran formularios individuales que son entregados a cada participante. La contestación individual del formulario es lo que garantiza la obtención de respuestas independientes que pueden ser analizadas estadísticamente. Para esto, es importante que el local en donde se está realizando el taller disponga de mesas y sillas individuales, minimizando la interacción entre los productores en el momento de llenar el formulario de respuestas.

Para la elaboración del formulario es importante presentar una columna con las preguntas elaboradas y una o varias columnas para colocar las respuestas (Cuadro 2). Las preguntas pueden ser transcritas en la hoja por los mismos productores, o si es factible, puede ser



Ejemplo de cerca viva cuya composición florística, estructura e intensidad de manejo limitan su aporte a la conservación de la biodiversidad (izquierda). Ejemplo de cerca viva cuya composición florística, estructura e intensidad de manejo potencialmente favorecen su aporte a la conservación de la biodiversidad (derecha). Foto: BNPP

impresa y fotocopiada en el momento del taller. Es fundamental que en el título de cada columna exista una indicación clara de cómo llenarla. Las respuestas pueden ser integralmente escritas en la columna de respuestas, o indicadas a través de un número o código.

En los talleres de Copán, cada productor individualmente recibió un formulario donde podía contestar las preguntas elaboradas. En el mismo se indicó el nombre de la persona y la comunidad de donde provenía. En la hoja de respuestas (Cuadro 2), cada participante procedió a llenar las columnas de la siguiente forma: en la segunda columna el productor indicó (si/no), cuales cambios él tenía y las condiciones para implementar en aquel momento. En la tercera columna, el consultado indicó de uno a tres posibles motivos (de un listado numerado e ilustrado de 13), aquellos que mejor justificaban su opción. En la cuarta columna, solamente para aquellas opciones en que fue contestado que no era posible la implementación en aquel momento, los productores procedían a indicar de uno a tres posibles incentivos (de un listado numerado e ilustrado de 13), acerca de qué les podría ayudar a superar la limitación presentada y finalmente implementar el cambio.

Es importante resaltar que debido a que muchos productores presentan restricciones para leer y escribir, es

fundamental contar con personal capacitado de apoyo que pueda acompañar a los productores y colaborar escribiendo sus respuestas. Se recomienda que cada uno de los facilitadores del taller ayude con un máximo de cuatro participantes.

7° paso: listados de opciones de respuestas

Para que los resultados puedan ser analizados con métodos estadísticos multivariados es necesario que las posibles respuestas indicadas por los productores compongan un listado fijo de opciones. El listado de posibles respuestas puede ser construido participativamente con los productores, a través, por ejemplo, de la metodología de “lluvia de ideas”, o puede ser elaborado previamente por el investigador a partir de consultas con actores claves en la región (Geilfus 1997).

La elaboración participativa es la más indicada ya que representa más fielmente las posibles respuestas que perciben los productores. Sin embargo, en casos de restricción por tiempo en el taller, o a la necesidad de realizar más de uno, es recomendable llegar a la reunión con un listado ya elaborado, así como mantener la misma lista de opciones en todos los talleres.

En los talleres de Copán fueron presentados a los participantes tres listados ilustrados de opciones de

respuestas: uno con opciones de motivos que puedan justificar la aceptación para implementar los cambios, otro con opciones de motivos que puedan justificar el rechazo para implementar los cambios (Figura 1), y el último, con opciones de incentivos que podrían ayudar a superar las restricciones indicadas por aquellos que rechazaron la implementación de los cambios.

La utilización de ilustraciones que representan claramente las preguntas a ser contestadas, así como las opciones de respuestas ilustradas, son un aspecto que puede ayudar a minimizar hasta cierto punto las dificultades presentadas por aquellos participantes que no pueden leer (Figura 1).

Cierto grado de sesgo en las respuestas puede ser esperado, debido a la influencia de la contextualización del tema, lo cual es realizado al inicio del taller. Esto puede ocasionar que algunos productores contesten lo que creen que el investigador quiere escuchar. Este tipo de sesgo puede ser minimizado al dejar muy claro a los partici-

pantes la importancia de que sus respuestas reflejen bien la realidad percibida por ellos ya que pueden tener un impacto significativo en las políticas públicas en la zona.



Cartel utilizado para ilustrar los cambios propuestos para aumentar el aporte de los SSP a la conservación de la biodiversidad. Foto: BNPP

Cuadro 2: Formulario individual entregado a los participantes de los talleres realizados para conocer la aceptación de los productores ganaderos hacia la implementación de cambios que aumenten en valor de sus SSP, para la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras, 2006

Características que aumentan el aporte de su propiedad a la conservación de la biodiversidad	Indicar las características que estaría dispuesto a implementar y las que no puede o no quiere implementar	Escriba los números de los motivos o desmotivos asociados con cada característica	Escriba los números de los incentivos necesarios para que usted implemente las características que indicó que no puede implementar ahora (lista cuatro solamente para las "X")
Tener más cercas vivas en la propiedad			
Tener más árboles en las cercas vivas			
Tener diferentes tipos de árboles en las cercas vivas			
Tener más árboles del bosque que produzcan frutos para los animales			
Cuidar que nazcan los árboles en las cercas vivas			
Tener árboles de diferentes edades en las cercas vivas			
Tener cercas vivas con diferentes estratos			
Tener más árboles en los potreros			
Cuidar que nazcan los árboles en los potreros			
Realizar solamente podas parciales			
No dejar que el ganado entre en los guamiles y bosques en la propiedad			
Conservar los cercos naturales que existen			
Tener más árboles de pino en los bosques de pino con pastoreo			

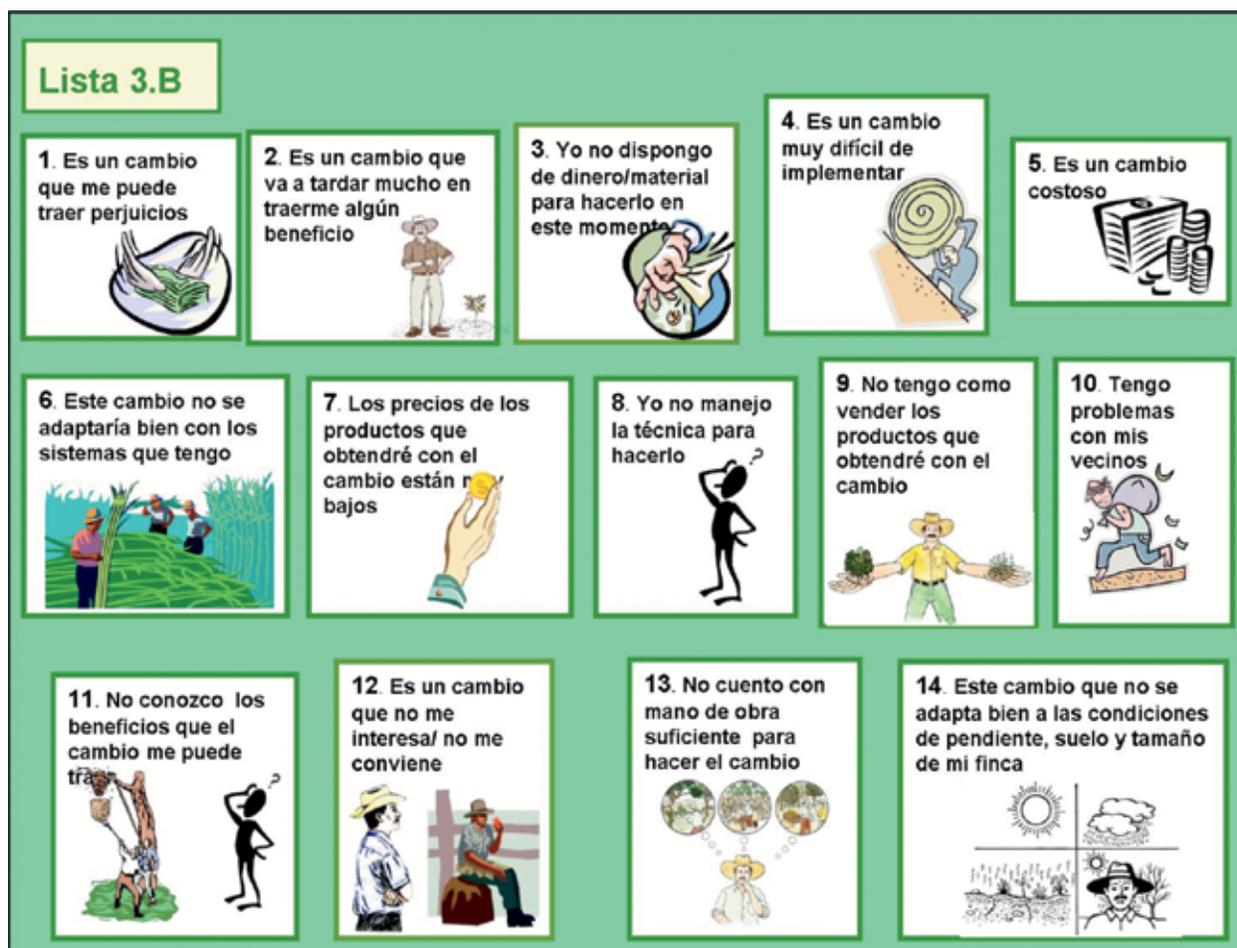


Figura 1. Listado ilustrado con opciones de motivos que justifican el rechazo a los cambios propuestos para aumentar el valor de las fincas ganaderas y conservar la biodiversidad.

8° paso: análisis estadísticos

Con la metodología utilizada es posible obtener repeticiones entre productores de un mismo grupo, así como independencia entre las respuestas, lo que nos permite utilizar técnicas de estadística univariada y multivariada.

Como la información obtenida, en su mayoría, tiene carácter cualitativo (variables asociadas, por ejemplo, al capital, mano de obra o conocimiento disponibles al productor), la podemos organizar inicialmente en tablas de frecuencias buscando identificar cuales fueron las respuestas más comunes.

Posteriormente, se analizan las respuestas más comunes en tablas de contingencia (estadístico Chi Cuadrado), a fin de probar la independencia entre dos diferentes factores (por ejemplo entre los diferentes grupos de productores y las categorías de los motivos e incentivos analizados), y poder identificar realmente cuales son aquellos factores considerados los más importantes para

explicar el comportamiento de cada grupo productor, esto con relación, en este caso, a las limitaciones y las oportunidades percibidas.

También, se pueden usar análisis de correspondencias simples y múltiples con el fin de visualizar las relaciones entre variables cualitativas mediante gráficos biplot. Algunos ejemplos de cómo presentar los resultados son los cuadros de porcentaje y los gráficos de barras apiladas.

CONCLUSIONES

La obtención de respuestas individuales en talleres con herramientas participativas puede ser realizada a través de diferentes metodologías, siempre que se asegure la independencia entre las respuestas de los participantes. El nivel de participación de los productores puede depender del tiempo disponible para la realización de los talleres, de los objetivos de éstos y del número de talleres realizados, ya que para facilitar el análisis estadístico las preguntas y las opciones de respuestas deben ser las mismas en las distintas reuniones.

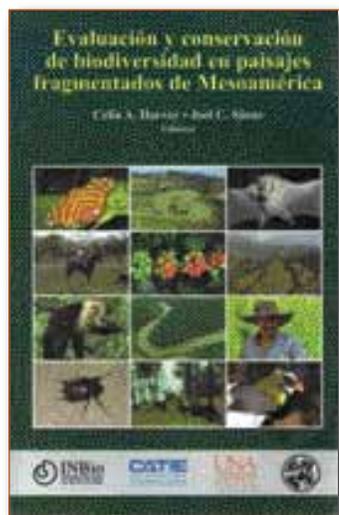


Productores ganaderos que participaron del taller realizado en Santa Rita de Copán, Honduras, 2006. Foto: Leonel Marineros

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Chambers, R. 1997. *Whose reality counts? Putting the first last*. Intermediate Technology Publications. London, UK. 297 p.
- Freire, P. 1970. *Pedagogia do Oprimido*. (17ª edição. 1987). Rio de Janeiro. Paz e terra. 105 p.
- Geilfus, F. 1997. *80 Herramientas para el desarrollo participativo: diagnóstico, planificación, monitoreo, evaluación*. IICA. San Salvador, El Salvador. 208 p.
- Ortiz, M. 2006. *Conocimiento local y decisiones de los productores de Alto Beni, Bolivia, sobre el diseño y manejo de la sombra en sus cacaotales*. Tesis Mag.Sc. Turrialba, CR, CATIE. 75 p.
- Pretty, J.N. 1994. *Alternative systems for sustainable agriculture*. IDS Bulletin 25(2):37-48.
- Pretty, J.N; Guijt, I; Thompson, J; Scoones, I. 1995. *Participatory Learning & Action: A Trainers Guide*. IIED Participatory Methodology Series. Sida and FAO. London, UK. 267 p.
- Villavicencio, R.L; Chávez, S.V. 2000. *Manual para técnicos: Aplicando desarrollo participativo de tecnologías*. Centro IDEAS. Lima, Peru. 166 p.
- Vygotsky, L.S. 1978. *Mind in Society: The development of higher psychological processes*. Harvard University Press.

Revisión del libro *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* de Harvey y Sáenz



F. DeClerck, F. Bascope, D. Bermeo, L. Coronel, M. Herrera

No es frecuente encontrar un libro en español sobre temas de conservación y menos aún de la región mesoamericana. Este lujo nos lo ofrecen Harvey y Sáenz en el libro *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*, publicado en el 2007 por el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).

La fragmentación es una de las principales causas de la situación de degradación actual del paisaje mesoamericano y desafortunadamente sigue afectando muchas regiones, disminuyendo la capacidad de conservar la riqueza de flora y fauna y de proveer servicios ecosistémicos críticos frente al cambio climático. El libro de Harvey y Sáenz da una síntesis de los conceptos, herramientas y estrategias clave para reducir la fragmentación, conservar el patrimonio natural y restaurar las funciones ecosistémicas.

El libro reúne a 57 investigadores de diferentes instituciones con amplia experiencia en trabajos de conservación de paisajes mesoamericanos. La tesis central de este ejemplar reconoce que la conservación de la biodiversidad en Mesoamérica depende no solamente de la capacidad de preservar las áreas boscosas más importantes del paisaje, sino también de reconocer y mejorar el valor de conservación de los elementos manejados (agrícolas y ganaderos) de estos paisajes. Conservar la biodiversidad sin la participación del sector productivo es imposible, por lo tanto, es importante reconocer entonces a la matriz agrícola como un espacio para la conservación y no poner a ésta a competir con el desarrollo. Aspectos como la inclusión social y los conocimientos locales son esenciales para entender los procesos ecológicos y lograr una participación efectiva de los involucrados.

El libro inicia con cinco capítulos de introducción que presentan el marco conceptual de la conservación en el paisaje mesoamericano. Desde varios puntos de vista, estos son los capítulos más relevantes del libro ya que muestran no solamente el estado actual del conocimiento, sino también una visión del papel que la conservación debería tener en Mesoamérica.

El primer capítulo, de Ranganathan y Daily, trata del valor que tienen los paisajes agrícolas para la conservación, el cual es un llamado de atención a los ecólogos sobre la necesidad de incorporar

estos paisajes agrícolas en sus estudios y esfuerzos de conservación ambiental. Hace 10 años este tema hubiera sido demasiado controversial. No obstante, desde que salió Nature's Services la importancia que tienen los paisajes rurales para la conservación ha sido notoriamente reconocida, incluidos los esfuerzos de conservación en paisajes fragmentados de Mesoamérica y de Costa Rica en particular. El capítulo presenta tres preguntas fundamentales: 1) ¿qué fracción de las especies nativas sobrevive dentro del paisaje rural?, 2) ¿cuáles atributos de los paisajes rurales aumentan el valor de conservación del paisaje en general?, y 3) ¿cuáles atributos de las especies confieren ventajas de sobrevivencia dentro del paisaje rural? Los estudios de caso mostrados en la segunda y cuarta parte del libro responden estas preguntas.

Además de estas tres preguntas iniciales, los autores terminan con tres cuestionantes más, pero esta vez sin tratar de darles respuesta. La primera es que si asumimos que los impactos humanos se intensifican, ¿cuáles especies y ecosistemas existirán en el paisaje rural en las próximas décadas y siglos?, la segunda es, ¿qué clase de especies y ecosistemas son especialmente importantes para el bienestar humano? y la tercera es, ¿cómo podemos establecer prioridades e integrarlas en la planificación estratégica con estas consideraciones en mente y cuáles decisiones políticas son necesarias para traducir los deseos humanos por la preservación de especies y ecosistemas a la realidad, dadas las fuerzas poderosas en juego? Sin duda, estas preguntas son de suma importancia para definir el futuro de la conservación en nuestra región.

Las partes segunda, tercera y cuarta del libro cambian de eje e inician con diferentes estudios de caso sobre la vegetación (capítulo cuatro), estudios de múltiples taxones (capítulo tres) y estudios de taxones individuales (capítulo ocho), en los paisajes fragmentados.

Por su parte, el octavo y noveno capítulo señalan el aporte de árboles dentro del agropaisaje para la conservación con un enfoque particular en los árboles dispersos en pasturas (capítulo ocho) y en las cercas vivas (capítulo nueve). Además, el capítulo nueve presenta herramientas de modelación que pueden ser utilizadas para la planificación de la conectividad entre fragmentos.

La tercera sección explora los elementos del paisaje prioritarios para la conservación, empleando plantas, aves y hormigas. Lo llamativo de estos capítulos se debe a la falta de estudios de múltiples taxones en Mesoamérica. En los pocos casos en donde sí existen este tipo de estudios, típicamente se enfocan solo en caracterizar múltiples taxones independientemente, pero ninguno explora la interacción entre taxones, aparte de la interacción entre la cobertura arbórea y la biodiversidad conservada. Esta evidencia de los autores indica la necesidad de organizar estudios de múltiples taxones para explorar las interacciones ecológicas entre grupos diferentes, la relación entre estas interacciones y la provisión de servicios ecosistémicos. Estos estudios de múltiples taxones van a tener una importancia mayor en el futuro, particularmente para predecir el impacto de la fragmentación y el cambio climático sobre las comunidades ecológicas.

La cuarta parte del libro se enfoca en estudios de taxones individuales. Es de particular interés el capítulo 13 ya que se desvía de los estudios tradicionales sobre indicadores de riqueza y diversidad y, en este caso, explora la relación entre la fragmentación y la polinización y reproducción de árboles de la familia Bombacaceae. Además, señala que la extinción de especies con funciones particulares puede tener consecuencias inesperadas a nivel de ecosistemas.

Por otro lado, creemos que los autores presentan en este libro una pregunta significativa: ¿cómo conservamos la totalidad de la riqueza biológica que tenemos en todas las escalas? Esto nos hace pensar que como conservacionistas podemos tener una visión holística de conservación en el paisaje mesoamericano, en el sentido de trabajar en múltiples escalas espaciales y con la totalidad de la matriz.

En los primeros capítulos también destaca el papel funcional que juegan estas especies, pero solo dos de los capítulos tratan de entender esta relación. Los estudios de caso mencionados exploran este tema, sin embargo, la evidencia queda escasa. Para que una meta sea realmente trascendental para la conservación de la biodiversidad en agropaisajes se requiere de estudios rigurosos que cuantifiquen la relación entre biodiversidad y las funciones ecosistémicas, incluyendo la resistencia y la resiliencia de los ecosistemas al cambio climático.

Los autores señalan evidencia clara sobre el aporte de los agropaisajes en la conservación de la biodiversidad. También, presentan un conjunto de medidas, modelos y metodologías que se pueden utilizar para fomentar una conservación basada en la biología de las especies y las comunidades ecológicas que se estén tratando de proteger. Un factor clave que no está mencionado en los estudios de caso es la interacción entre conservación y producción. En algunos casos, hay evidencia de que la biodiversidad conservada juega un papel positivo en la producción, por ejemplo, las abejas y la polinización, las aves y el control de plagas y las cortinas rompevientos y las cercas vivas con la producción ganadera. Existe una necesidad enorme de identificar la riqueza de especies en estos agropaisajes, mediante estudios que cuantifiquen y caractericen las interacciones entre la biodiversidad conservada y la producción sostenible agrícola (ver capítulo uno y cuatro).

La compilación de capítulos en este libro nos da una visión bastante completa del conocimiento mesoamericano sobre el estatus de conservación de la región y de los patrones paisajísticos más importantes. Entendemos que los componentes agrícolas y seminaturales de nuestro paisaje tienen un valor para la conservación, particularmente cuando se toma el tiempo y se hace el esfuerzo de conservar elementos arbóreos dentro de estos mismos paisajes. Además, se destaca también el valor y la importancia de mantener y conservar parches de bosque en este campo.

En síntesis, los editores presentan seis ejes claves:

1) La fragmentación ha afectado la biodiversidad a diferentes escalas, taxones, comunidades y paisajes. En este sentido, la vegetación arbórea remanente es de enorme importancia para el mantenimiento de la biodiversidad, a partir de la oferta de recursos que presentan y de las configuraciones de paisaje que generan.

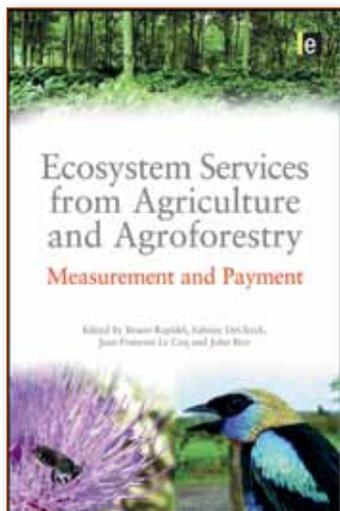
- 2) Los agropaisajes pueden mantener porciones de la biodiversidad original de las regiones, debido a que conservan remanentes de vegetación, brindan conectividad y diferentes coberturas, albergan fauna de ecosistemas conservados adyacentes y mantienen servicios y procesos ecológicos.
- 3) La vegetación remanente es la principal zona de biodiversidad de los agropaisajes, esto quiere decir, que a partir de ella se pueden diseñar las conectividades que se deben priorizar y los tamaños de los parches que se deben trabajar.
- 4) Los árboles en pasturas, las cercas vivas y los parches de vegetación secundaria se convierten en importantes elementos del paisaje ya que brindan conectividad y diferentes recursos a las especies (principalmente aves); promueven la dispersión y preservan elementos remanentes de biodiversidad; además, amortiguan los efectos de las perturbaciones.
- 5) Cada tipo de agropaisaje tiene un valor diferente para la conservación. Los agropaisajes aportarán a la conservación a partir de sus arreglos espaciales, ubicación, especies presentes en los remanentes de bosque, estructura y composición.
- 6) El valor de los agropaisajes o sus elementos es diferente para cada grupo de interés, es decir, cada grupo faunístico o de vegetación responderá diferente a los agropaisajes, a partir de su composición y su estructura y de la oferta de recursos y posibilidades que estos ofrezcan.

A partir de estas conclusiones se realizan unas recomendaciones de políticas como:

- 1) Diseñar y manejar agropaisajes como complemento a estrategias de conservación, identificar áreas prioritarias, no permitir expansión sin planificación de la agricultura, diseñar paisajes productivos, dejar remanentes boscosos en las fincas y mantener conectividad.
- 2) Aumentar el valor de conservación de los agropaisajes mediante diseño y cambio de prácticas.
- 3) Alianzas y esfuerzos interdisciplinarios.

En conclusión, Harvey y Sáenz nos regalan una primera visión holística de la conservación en Mesoamérica. Por primera vez, tenemos en un solo documento una síntesis del conocimiento actual de conservación en la región, ejemplos del valor de conservación de los elementos de nuestro agropaisaje y demostraciones de cómo algunos modelos pueden ser utilizados para una planificación regional sostenible. También, es primordial destacar que la mayoría de los capítulos se enfocan en México y Costa Rica, líderes regionales en la conservación. Sin embargo, esperamos que este libro sea difundido en los otros países mesoamericanos y que llegue a convencer a científicos, organizaciones no gubernamentales, financiadores, políticos y productores en toda la región del valor y el deber de conservar el patrimonio natural en toda Mesoamérica.

Nuevos libros con autores del CATIE y socios



Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry, Measurement and Payment

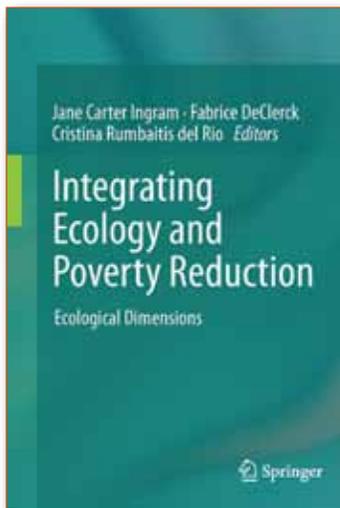
Editado por: B. Rapidel, F. DeClerck, J.F. Le Coq y J. Beer

Este libro se enfoca en los programas de pago por servicios ecosistémicos. Muestra que aunque el principio de estos programas es sencillo, su puesta en práctica es mucho más compleja. Se presentan varios ejemplos de dichos programas para ayudar a transferir los conocimientos adquiridos hacia otras regiones del mundo.

Los autores indican que los servicios ecosistémicos, como cualquier producto, pueden ser vendidos si son claramente cuantificados, existen maneras consensuadas para determinar su valor y un comprador potencial. Además, se abordan los factores institucionales de la implementación de estos programas.

Disponible en: <http://www.earthscan.co.uk> o contactando a Bruno Rapidel al correo bruno.rapidel@cirad.fr

Abril 2011 • 400 páginas • 234 x 156 mm • \$120.00 • ISBN 9781849711470



Integrating Ecology and Poverty Reduction Vol 1: Ecological Dimensions Vol 2: The Application of Ecology in Development Solutions

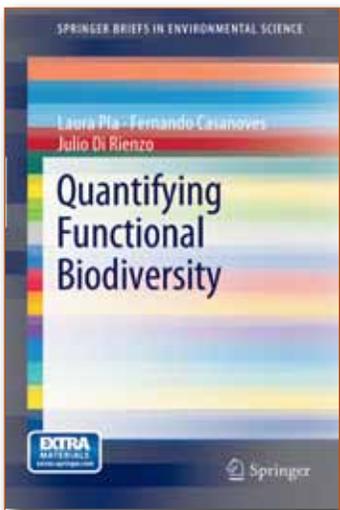
Editado por: J.C. Ingram, F. DeClerck y C. Rumbaitis del Rio

Este libro explora el papel de la ecología en las múltiples dimensiones de la reducción de la pobreza, por ejemplo, salud humana, bienestar económico, género, desastres, energía, infraestructura y diversificación del bienestar. El primer volumen considera los aspectos ecológicos de las metas más importantes del desarrollo sostenible y la contribución del conocimiento ecológico para resolver estos problemas. El segundo volumen discute los roles y las limitaciones de la ecología para formar soluciones sostenibles, y a largo plazo considera los factores sociales, económicos y de gobernanza.

Disponible en: www.springer.com

Vol 1: Enero 2012 • 450 páginas • \$179.00 • ISBN 978-1-4419-0632-8

Vol. 2: Diciembre 2011 • 325 páginas • \$179.00 • ISBN 978-1-4616-0185-8



Quantifying Functional Biodiversity

Autores: L. Pla, F. Casanoves y J. Di Rienzo

El primer libro comprensivo sobre el análisis estadístico de diversidad funcional. Este libro sintetiza métodos comunes para la cuantificación de la diversidad funcional con ejemplos e instrucciones paso a paso, para definir grupos funcionales y estimar índices de diversidad funcional. Los autores ejemplifican cómo comparar comunidades y cómo analizar cambios de diversidad sobre gradientes ambientales con datos reales.

La última sección presenta el programa FDiversity, un programa gratis desarrollado por los autores para el análisis de la diversidad funcional en comunidades ecológicas o agroecológicas.

Disponible en: www.springer.com

Enero 2012 • 98 páginas • \$49.95 • ISBN 978-94-007-2647-5