

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

## **POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS

(Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas)

**SELECCIÓN, MANEJO Y ADOPCIÓN DE ESPECIES  
LEÑOSAS NATIVAS PARA EL ENRIQUECIMIENTO  
DE LOS SISTEMAS GANADEROS TROPICALES**

# **T E S I S**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE

**DOCTORA EN CIENCIAS**

**BEATRIZ FUENTEALBA DURAND**

TUTOR PRINCIPAL: DR. MIGUEL MARTÍNEZ RAMOS (CIEco)

COMITÉ TUTOR: DR. HORACIO PAZ (CIEco)  
DRA. ELIANE CECCON (CRIM)

MORELIA, MICHOACÁN

AGOSTO, 2014



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dr. Isidro Ávila Martínez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de (Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas), del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 7 de abril del 2014, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de DOCTORA EN CIENCIAS de la alumna FUENTEALBA DURAND BEATRIZ con número de cuenta 507452405, con la tesis titulada: "Selección, manejo y adopción de especies leñosas nativas para el enriquecimiento de los sistemas ganaderos tropicales", bajo la dirección del Dr. Miguel Martínez Ramos.

Presidente: Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders  
Vocal: Dra. Cristina Martínez Garza  
Secretario: Dr. Horacio Armando Paz Hernández  
Suplente: Dr. Eduardo García Frapolli  
Suplente: Dra. Eliane Ceccon

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Cd. Universitaria, D.F., a 4 de agosto del 2014.



Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga  
Coordinadora del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

*“Al rancho hay que hacerles el traje a la medida” (J. L. Bueno)*

*“Si, es que en este tiempo lo que más que hay que cuidar son los árboles. Fíjese todo está bien destruido” (J. Jiménez)... “en un potrero uno siempre debe conservar sus arbolitos, o sea, mucho árbol, por muchas cosas” (R. Ribera)*

*“Sí, bueno, nunca se termina de aprender. A veces la sigue uno regando” (E. Herrera)*

*“Ahora como que se vive más de prisa, como que se vive más de prisa. Los jóvenes si no se ubican, si nosotros los adultos no los ubicamos, se van con la idea de que la tecnología es la salida y, pues también no, es, es este... bien usada si nos ayuda pero, pero también nos puede perjudicar” (G. Martínez)*

*“De qué, ya si quiera platicamos un ratito. Ya le conté algo de lo que supe” (J. Acuña)*

-Extractos de entrevistas a ganaderos realizadas en Hueytamalco, Puebla-

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México le agradezco la oportunidad de cursar este Doctorado en Ciencias Biológicas y el apoyo a través de PAEP para asistir a congresos científicos a presentar resultados de este trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) le agradezco el apoyo económico brindado durante cuatro años para dedicarme exclusivamente a la realización de esta tesis.

Al Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco - UNAM) le agradezco todas las facilidades brindadas para mi formación y para el desarrollo de esta investigación. Quiero agradecer en particular a Dolores Rodríguez por su eficiente trabajo y por estar siempre dispuesta a ayudarme. También agradezco al equipo de Telecomunicaciones (Atzimba, Heberto y Alberto), así como a Ileri, Mariana y Amaranta por todo el apoyo.

A mi asesor Miguel Martínez Ramos y a mi Comité Tutorial Horacio Paz y Eliane Ceccon les agradezco por darle seguimiento a mi formación y a este trabajo, todos sus comentarios y críticas contribuyeron a mejorar ampliamente la calidad de la investigación.

Le agradezco a Consuelo Bonfil, Eduardo G. Frapolli y Cristina Martínez Garza, por ser miembros del jurado de la tesis, y a Roberto Lindig, Diego Pérez Salicrup y Mario González, miembros del jurado de candidatura, por todas las observaciones, comentarios y preguntas que ayudaron a fortalecer el marco conceptual y enriquecer en gran medida el trabajo que aquí se presenta.

Les quiero agradecer a todos los investigadores encargados de mis actividades académicas complementarias. A Roberto Lindig, Guillermo Ibarra, Alejandro Casas, Consuelo Bonfil y Elena Lazos, la visión de cada uno contribuyó a crear mi propia visión sobre este tema.

Por último, agradezco a todos los entrevistados que compartieron conmigo su experiencia y su visión del complicado tema de la ganadería tropical.

## AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Hace cinco años inicié este reto al que resumo como el estudio de la interacción “vaca-hombre- árbol”, tema del que sabía muy poco. Estos años han sido de un gran aprendizaje que va mucho más allá de lo académico y, contrario a lo que esperaba, ahora me siento menos dueña de la verdad, menos perfeccionista, y más agradecida. Como dicen, terminar un doctorado no es señal de inteligencia sino de perseverancia. Por eso quisiera agradecer a todos los que de una u otra manera ayudaron a que esta tesis terminara con cierto nivel de éxito.

En primer lugar agradezco a mi insuperable equipo de trabajo en campo. A Leonardo Martínez, Álvaro Hernández, a Don Manuel, Don Ricardo y Doña Mary Melgarejo por el apoyo y guía durante las primeras salidas de campo. A Moisés y Noé García García por ser incondicionales, infatigables y por tener una sonrisa, aún en los momentos más difíciles, y en especial, gracias por compartir un poco de sus vidas conmigo. Gracias a los refuerzos en campo: Don Agustín, Lalo y la Sra. Rosa-Lorenza. Al Inge Mario, a Javier Jiménez, a Meño y a Toño Martínez les agradezco infinitamente el permitirme establecer mis experimentos en sus tierras. A Doña Licha, Juanita, Sara, Mago, Karen, Pernila, Doña Meche, Doña Cata y al Mister les agradezco los paseos, la comida y cafés compartidos, y por hacer aún más agradable y reconfortante mis estancias en campo.

Quiero agradecerles también a todos mis compañeros de laboratorio, y compañeros “de pasillo”, los seminarios, discusiones y comentarios que ayudaron a enriquecer este trabajo y a tolerar mejor la vida durante el doctorado. A nuestro técnico Jorge Rodríguez, a Susana, Juan Carlos, Ale, Ángela, Aline, Iván, Pauloc, Saúl, Francelli, Ise, David, Nicasio, Adriana y Pao. También quiero agradecer al “grupo de auto-ayuda” que fuimos formando en el instituto los que insistimos en hacer investigación más allá de lo ecológico, aunque no sepamos muy

bien lo que hacemos: a Lucy, Mago, Johnny, Julio, Mariana V, Leo, Carmen y Pablo. Y en especial a Mariana Z y a Gaby por toooooooda la ayuda para sacar el capítulo II.

Quiero hacer un agradecimiento especial a los amigos “de siempre”, esos que siempre estuvieron y estarán. Diego, Ernesto, Fabi, Ángela, Ale, Susana, Nicasio y Lucy, ustedes fueron mi principal apoyo y refugio en los momentos difíciles, y mi familia durante todos estos años. A los amigos que estaban y aunque se fueron siguen pendientes: Adriana, Julio, Mariana Z, Gaby, Eugenia, Angy, Hugo, Marilyn, Caro, Aída, Nati, Claudia, Paulina, Pao y al Paisa. A los amigos no estaban pero de alguna forma llegaron y se quedaron: Margarita, Leo, Mariana V, Pili, Alex, Kari, Romeo, El Chino, Rafa, Adrián, Jimmy, Mabel y José Luis. Gracias a todos por las risas, las chelas, las comidas, las reuniones para cocinar, para ver fútbol o americano, las maratones de pelis, los aventones, el asilo nocturno, y por todo el cariño compartido. Gracias por tolerarme todos estos años y hacerme sentir siempre mejor que en mi propia casa.

Quiero agradecer infinitamente a las familias Escobedo González, Pérez-Morales Montoya y Llanes Rueda, y en especial a Benjamín mi “papá mexicano”. Gracias por adoptarme y hacerme parte de estas familias tan especiales, ese cariño desinteresado es algo difícil de encontrar. Ustedes y la gente “del gym” fueron mi válvula de escape. Gracias Maguito por ser tú, y ayudarme a salvar la poca cordura que aún me queda. Los quiero a todos.

Gracias a mi ONU-familia, que aunque repartida por el mundo siempre encuentra, cada quien como puede, una forma de estar. Incluyo a Gaspar y Lucas, aunque probablemente aún no se han enterado que soy su tía.

Gracias a México “lindo y querido” por darme esta oportunidad que en mi país no tendría. Esta ha sido una experiencia increíble e inolvidable.

## RESUMEN

La expansión de la ganadería bovina en los trópicos de Latinoamérica ha causado altas tasas de deforestación y la pérdida de diversidad biológica. Pero a la vez, esta actividad es fundamental para nuestra dieta actual y para la supervivencia de muchas familias rurales. Ante esta situación, es necesario desarrollar estrategias que reduzcan los impactos ambientales de la ganadería, y que acerquen los objetivos de conservación a los de producción. El enriquecimiento de los sistemas ganaderos, entendido como el incremento de la diversidad y densidad de las especies leñosas, se ha propuesto como una alternativa para generar sistemas ambientalmente más amigables.

Experiencias previas han identificado la falta de compatibilidad entre las estrategias propuestas y las condiciones locales ha sido la principal limitante para promover el aumento de la cobertura arbórea en los sistemas ganaderos. Esto además de ciertas limitaciones ecológicas, socio-económicas y técnicas. Sabiendo esto, el objetivo central de este trabajo fue aportar bases ecológicas y socio-económicas para la selección y manejo de especies leñosas nativas, con potencial para enriquecer los sistemas ganaderos tropicales. Además de, identificar estrategias que permitan el enriquecimiento de los sistemas ganaderos tropicales. Para lograr esto, se trabajó en el Municipio de Hueytamalco, al Noreste del Estado de Puebla, México. El área se ubicó entre los 500 y 900 msnm y presentó un paisaje tropical altamente fragmentado, dominado por actividades agrícolas y ganadera. Los pobladores de la región son la mayoría mestizos, con tierras privadas y altos índices de marginación.

En el Capítulo I se da el marco conceptual de trabajo. Este se basa en la idea que el enriquecimiento en los sistemas ganaderos podría incrementar la diversidad biológica en los paisajes agropecuarios, sin afectar su producción. Además se destaca la importancia de reconocer e integrar la heterogeneidad que albergan los sistemas ganaderos tropicales en cualquier estrategia que busque incrementar la cobertura arbórea en estos sistemas.

En el Capítulo II se explora la heterogeneidad de los sistemas ganaderos del área de estudio usando las entrevistas y la revisión de literatura como principal herramienta. Aquí se analiza la influencia de esta heterogeneidad en los tipos de cobertura arbórea que encontramos en los sistemas ganaderos. Los resultados mostraron cuatro tipos de ganaderos en la zona, relacionados con la historia regional de la ganadería. Cada tipo de ganadero ha desarrollado sus propias estrategias (o “estilos agrarios”) para hacer rentable su finca, de acuerdo al acceso que tienen a recursos como la tierra, dinero y fuerza de trabajo. Cada tipo de ganadero, además, perciben de forma diferente los beneficios que generan los árboles y esto se refleja en



el manejo de la finca y en los tipos de cobertura arbórea que mantienen en sus tierras (fragmentos de bosque, árboles aislados, cercas vivas y/o vegetación riparia). Con base en nuestros resultados se proponen estrategias para enriquecer los sistemas ganaderos, de acuerdo con cada tipo de ganadero.

En el Capítulo III se explora la idea que no todas las especies leñosas ofrecen los mismos beneficios en los sistemas ganaderos. Para ello se seleccionaron ocho especies nativas leñosas con potencial para enriquecer los sistemas ganaderos. Estas especies fueron propagadas y trasplantadas a una finca ganadera donde se evaluaron los beneficios ecológicos y para la población local que ofreció cada especie en el corto plazo (20 meses después del trasplante). También se evaluó el valor cultural de cada especie a nivel local. Los resultados mostraron que los beneficios que generan las especies dependen de sus características. Las especies de rápido crecimiento generaron beneficios en el corto plazo, pero cumplen funciones para la población local en las que son fáciles de reemplazar. Las especies de crecimiento más lento generaron pocos beneficios en el corto plazo, pero su valor cultural se basa en funciones en las que son difíciles de reemplazar. Finalmente, se discute el potencial de adopción que tienen las especies seleccionadas, y la importancia de este en el enriquecimiento de los sistemas ganaderos.

En el Capítulo IV se explora el desempeño inicial de plántulas de las especies nativas seleccionadas, trasplantadas en tres condiciones diferenciales. Estas condiciones fueron tres niveles de acceso por parte del ganado bovino al área de trasplante. Después de 20 meses se encontró que las especies pioneras toleran menos el daño que genera el ganado en comparación con las especies no pioneras. Además se calculó el balance entre los costos de establecimiento y el desempeño (como indicadores de su beneficio potencial) para cada especie. Esto nos permitió seleccionar a las especies más adecuadas para enriquecer los sistemas ganaderos de acuerdo al grado de actividad del ganado.

En este trabajo se discuten aspectos poco abordados en la literatura científica, y que considero fundamentales si se desea incrementar la cobertura arbórea de los sistemas ganaderos. Uno de los aspectos más relevantes es la necesidad de incorporar el balance entre costos y beneficios al elegir las especies nativas para promover su adopción entre la población rural. En este balance es importante reconocer que no todos los ganaderos valoran de la misma forma los beneficios que los árboles pueden generar. Por último, este trabajo da información sobre el manejo de especies poco estudiadas. Espero que este trabajo aporte información relevante en el desarrollo de estrategias para enriquecer los sistemas ganaderos y mejorar la conservación de la biodiversidad en los paisajes tropicales.

# ABSTRACT

The expansion of cattle ranching in the tropics of Latin America has caused high rates of deforestation and biodiversity loss. However, this activity is fundamental to maintain our current diet, and to the livelihoods of many rural families. In this situation, it is necessary to develop strategies to reduce the environmental impacts of livestock production, and to approach conservation objectives to production goals. The enrichment of cattle systems, it means, the increase of diversity and density of woody species, has been proposed as an alternative to create a wild-life friendly farming.

Previous experiences have identified the lack of compatibility between strategies and local conditions as the main limitation to promote the enrichment in cattle systems. This is in addition to several ecological, socio-economic and technical limitations. Knowing this, the main objective of this work was to provide ecological and socio-economic basis for the selection and management of native woody species, with the potential to enrich tropical cattle systems. And also, identify strategies for this enrichment. To achieve this, I worked in the Hueytamalco region, located in northeast of Puebla, Mexico. The area was between 500 and 900 masl. This tropical landscape was highly fragmented and dominated by agricultural activities. The inhabitants of the region are mostly mestizos, with private land and high levels of marginalization.

In Chapter I, the conceptual framework is given. This is based on the idea that the enrichment in cattle systems could increase biodiversity in agricultural landscapes, without affecting production. Additionally, it is discussed the importance of recognize and integrate the heterogeneity among ranchers in tropical cattle systems in any strategy that want to increase tree cover in these systems.

In Chapter II, the heterogeneity in cattle systems was explored, in the study area, using interviews and the literature review as the main tool. Here, the influence of this heterogeneity in the types of tree cover found in livestock systems was analyzed. Our results showed four types of ranchers in the area which are related with the regional history of cattle production. Each type of rancher has developed their own strategies (or "farming style") to make his farm profitable. This was according to their access to resources such as land, money and labor. Each type of rancher also perceived differently the benefits generated by trees, which was reflected in their farm management and in the types of tree cover that keep in their farms. These types were forest patches, isolated trees, live fences and riparian vegetation. Based on

our results, we suggested some strategies to enrich cattle systems, according to each type of rancher.

In Chapter III, we explored the idea that not all woody species offer the same benefits in cattle systems. To prove this, eight native woody species with potential to enrich cattle systems were selected. These species were propagated and transplanted to a cattle farm to evaluate the potential benefits to the environment and for local people which species provided in the short term (20 months after transplantation). The cultural value of each species among local ranchers was also evaluated. Our results showed that the provided benefits depended on the species characteristics. The fast-growing species provided benefits in the short term, but its cultural value was based on uses where species are easily replaced. The slower-growing species provided fewer benefits in the short term, but its cultural value was based on uses where species are difficult to replace. Finally, the potential adoption of selected species was discussed, in addition to the importance of the social adoption in the enrichment of cattle systems.

In Chapter IV, we explored the initial performance of seedlings of selected native species transplanted into three differential conditions. These conditions were areas with three levels of access by cattle. After 20 months, we found that pioneer species had lower tolerance to cattle damage than non-pioneer species. We also evaluated the balance between the establishment costs and species performance (as indicator of potential benefits provided) for each species. This balance allowed us to suggest the most appropriate species to enrich cattle systems according to the level of cattle activity.

In this thesis, we have included some aspects which have received low attention in the scientific literature. One of the most important aspects is the necessity to incorporate the balance between costs and benefits when it is selected native species to promote their adoption among rural population. In this balance is important to recognize that not all ranchers valued on the same way the benefits provided by trees. Finally, this paper provides information about the management of poorly studied species. I hope this study might contribute giving relevant information to develop strategies to enrich cattle systems and enhance biodiversity conservation in tropical landscapes.

# INDICE

<a href="#"><u>AGRADECIMIENTOS</u></a> .....	ii
<a href="#"><u>RESUMEN</u></a> .....	v
<a href="#"><u>ABSTRACT</u></a> .....	viii
<a href="#"><u>CAPITULO I: Introducción General</u></a> .....	1
<a href="#"><u>La ganadería bovina tropical</u></a> .....	5
<a href="#"><u>Los árboles en los sistemas ganaderos tropicales</u></a> .....	7
<a href="#"><u>Enriquecimiento de los sistemas ganaderos</u></a> .....	12
<a href="#"><u>Objetivo General</u></a> .....	13
<a href="#"><u>Objetivos Específicos</u></a> .....	13
<a href="#"><u>Área de Estudio</u></a> .....	14
<a href="#"><u>CAPÍTULO II: Understanding the relationship between ranchers and tree cover in tropical cattle farms: A Mexican study case</u></a> .....	18
<a href="#"><u>ABSTRACT</u></a> .....	19
<a href="#"><u>INTRODUCTION</u></a> .....	19
<a href="#"><u>REGIONAL CONDITIONS</u></a> .....	22
<a href="#"><u>METHODS</u></a> .....	27
<a href="#"><u>RESULTS</u></a> .....	31
<a href="#"><u>DISCUSSION</u></a> .....	40
<a href="#"><u>REFERENCES</u></a> .....	46
<a href="#"><u>SUPPLEMENTARY MATERIAL</u></a> .....	52
<a href="#"><u>CAPÍTULO III: Propagación y manejo de ocho especies leñosas nativas seleccionadas para enriquecer sistemas ganaderos tropicales</u></a> .....	58
<a href="#"><u>INTRODUCCIÓN</u></a> .....	59
<a href="#"><u>MÉTODOS</u></a> .....	63
<a href="#"><u>RESULTADOS</u></a> .....	72
<a href="#"><u>DISCUSIÓN</u></a> .....	81
<a href="#"><u>BIBLIOGRAFIA</u></a> .....	87
<a href="#"><u>MATERIAL SUPLEMENTARIO</u></a> .....	95

<u>CAPITULO IV: Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis</u> .....	100
<u>ABSTRACT</u> .....	101
<u>INTRODUCTION</u> .....	101
<u>MATERIAL &amp; METHODS</u> .....	103
<u>RESULTS</u> .....	107
<u>DISCUSSION</u> .....	110
<u>REFERENCES</u> .....	114
<u>DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES</u> .....	117
<u>LITERATURA CITADA</u> .....	127

# LISTADO DE FIGURAS

<u>CAPITULO I</u> .....	1
<u>Figura I. Ubicación del municipio de Hueytamalco, Estado de Puebla en México</u> .....	15
<u>Figura II. Distribución del tamaño del hato ganadero por finca, de acuerdo al objetivo de producción.</u> .....	17
<u>CAPÍTULO II</u> .....	18
<u>Figure 1. Population and agricultural production in the region of Hueytamalco in recent history (1930–2010).</u> .....	24
<u>Figure 2. Location of Hueytamalco, in the State of Puebla, central-east Mexico.</u> .....	28
<u>Figure 3. Type of ranchers and their farming styles in Hueytamalco, Mexico.</u> .....	35
<u>Figure 4. Ranchers grouped according to their type, farming style, and amount of forest maintained in their farms.</u> .....	39
<u>FOTOS. Sistemas ganaderos en el área de estudio.</u> .....	56
<u>CAPITULO III</u> .....	58
<u>Figura 1. Índice de daño foliar por especie, calculado en plántulas 3 y 6 meses después del trasplante a un rancho ganadero (Hueytamalco, Puebla).</u> .....	76
<u>Figura 2. Proporción de plantas por especie que presentaron diferentes estados fenológicos durante los primeros 20 meses después del trasplante.</u> .....	79
<u>FOTOS. Especies seleccionadas.</u> .....	97
<u>CAPITULO IV</u> .....	100
<u>Figure 1. Damage patterns in seedlings of six native tree species transplanted into live fences under three levels of cattle activity in Hueytamalco, Mexico</u> .....	108
<u>Figure 2. Integral response index per species and cattle activity level for seedlings of native tree species, 20 months after transplantation.</u> .....	109
<u>Figure 3. Overall effects of frequency of mammal damage and life-history on seedling performance of six native tree species transplanted into three ranches of Hueytamalco, Puebla.</u> .....	110

# LISTADO DE TABLAS

<u>CAPÍTULO II</u> .....	18
<u>Table 1. Number of cattle farms sampled according to their herd size and production land uses.</u> .....	29
<u>CAPITULO III</u> .....	58
<u>Tabla 1. Características de las especies leñosas nativas seleccionadas.</u> .....	63
<u>Tabla 2. Características de la colecta, propagación y desempeño en vivero de ocho especies leñosas nativas (Hueytamalco, Puebla).</u> .....	74
<u>Tabla 3. Desempeño de las plántulas de ocho especies leñosas nativas trasplantadas a un rancho ganadero en Hueytamalco, Puebla.</u> .....	75
<u>Tabla 4. Costos de propagación, usos y el índice de valor cultural (IVC) de las ocho especies leñosas seleccionadas.</u> .....	77
<u>Tabla 5. Beneficios generados por las ocho especies seleccionadas creciendo en un rancho ganadero, 20 meses después de su trasplante.</u> .....	80
<u>CAPITULO IV</u> .....	100
<u>Table 1. Attributes of seven native tree species in the area of Hueytamalco, Mexico, selected for their cultivation under nursery conditions</u> .....	104
<u>Table 2. Mean size values of experimental seedlings at different times after their transplantation at Hueytamalco, Mexico.</u> .....	105
<u>Table 3. Characteristics of the three cattle ranches used in the seedling transplanting experiments at Hueytamalco, Mexico</u> .....	106
<u>Table 4. Effects of several factors on survival and growth of transplanted seedlings in live fences of sites with different levels of cattle activity (Hueytamalco, Mexico).</u> .....	109
<u>Table 5. Components of costs associated with propagation of seedlings of seven native tree species (Hueytamalco, Mexico).</u> .....	111
<u>Table 6. Species selection index (SSI) values of six native tree species transplanted into live fences in cattle ranches of Hueytamalco, Mexico.</u> .....	112

# CAPITULO I

## INTRODUCCION GENERAL

Los paisajes tropicales agropecuarios actualmente se encuentran muy fragmentados, presentando diversos usos de suelo y condiciones socio-ecológicas muy heterogéneas (Perfecto & Vandermeer 2010; Hecht 2010). Estos paisajes han sido moldeados, a través de los años, por las decisiones de manejo que han ido tomando los pobladores rurales y dueños de la tierra (Harvey, Guindon, et al. 2008; Ferraz et al. 2014). A pesar de ello, las estrategias de conservación se han enfocado principalmente en los remanentes de bosque maduro y poco manejado, sin tomar en cuenta la matriz ecológica y cultural que los rodea (Chazdon et al. 2009). En los últimos años, cada vez más, se reconoce que las estrategias para la conservación efectiva de la biodiversidad tropical requieren de un enfoque integral a escala de paisaje (Perfecto & Vandermeer 2008; Harvey, Komar, et al. 2008; Melo et al. 2013). Estrategias que además puedan adaptarse al contexto socio-ecológico local, incorporando las experiencias, perspectivas y necesidades de la población rural que habita el lugar (Wood 1995; Sarukhán et al. 1996; Harvey, Komar, et al. 2008; Fischer et al. 2008).

En estas áreas rurales, los sistemas productivos están sujetos a una fuerte presión para intensificar y expandir su producción y así cubrir la demanda global de alimentos, lo que se contrapone a los objetivos de conservación (Grau et al. 2013). El incremento de la población humana y de la urbanización están aumentando la demanda de alimentos (FAO 2009), mientras que la globalización de los mercados ha causado que esta demanda se



vuelva global (Hazell & Wood 2008; Grau et al. 2013). Por ejemplo, se ha encontrado que la expansión de las tierras agrícolas en Sudamérica es más una respuesta a los mercados internacionales que a la demanda nacional (Kastner et al. 2012). Asimismo, parte de la deforestación generada en los países tropicales entre 2000 y 2005 se relaciona con su mayor participación en el mercado global de productos agrícolas (DeFries et al. 2010). Esta situación genera una disyuntiva entre la producción y la conservación.

Se han propuesto dos estrategias para balancear los objetivos de producción y de la conservación en los paisajes agropecuarios en general. La primera, llamada “*ahorro de tierra*” (*land-sparing*, en inglés), plantea tener áreas divididas destinadas a la conservación y a la producción, reduciendo su interacción (Fischer et al. 2008), como una estrategia más “clásica” de conservación (Phalan et al. 2011; Egan & Mortensen 2012; Grau et al. 2013). Mientras que la segunda, llamada “*producción ambientalmente amigable*” (*land-sharing* o *wildlife-friendly farming*, en inglés), supone que la producción agropecuaria es compatible con la conservación, y que pueden integrarse en una misma área (Grau et al. 2013).

El “*ahorro de tierra*” propone que en las tierras ya transformadas se intensifique la producción, mientras que el resto sean áreas destinadas a la protección de la biodiversidad (Green et al. 2005). Las principales críticas a esta estrategia son que para la intensificación, entendida como el aumento de la producción por unidad de área, se requieren insumos químicos (i.e. fertilizantes, pesticidas y herbicidas) que pueden contaminar el agua y el suelo (Matson & Vitousek 2006). Asimismo, se han encontrado casos en que la intensificación no genera más tierra disponible para la conservación, sino que puede ser un estímulo económico para incrementar el área utilizada para la producción agropecuaria (Matson & Vitousek 2006; Kaimowitz & Angelsen 2008).

La “*producción ambientalmente amigable*” propone otro tipo de intensificación, aumentando la producción total del sistema a través de la diversificación de productos obtenidos en una misma área (Perfecto & Vandermeer 2008). Por ejemplo, sistemas agroforestales en los que además de los cultivos cosechados, se obtiene productos maderables de los árboles y en algunos casos los residuos de las cosechas se pueden utilizar para alimentar al ganado (Krishnamurthy & Ávila 1999). Estos sistemas tienen un ambiente estructuralmente heterogéneo, lo que favorecería el mantenimiento de la biodiversidad nativa (McNeely & Schroth 2006; Perfecto & Vandermeer 2008; Ranganathan & Daily 2008). En esta estrategia se critica que para cada cultivo se obtiene una baja producción, por lo que se necesita expandir las tierras cultivadas para satisfacer el aumento de la demanda de alimentos (Green et al. 2005). Además, esta estrategia permitiría la conservación sólo de aquellas especies que toleran y sobreviven en áreas con perturbación (Phalan et al. 2011; Egan & Mortensen 2012).

Debido a la heterogeneidad que presentan los paisajes agropecuarios, probablemente no exista una estrategia única para equilibrar la producción y la conservación (Grau et al. 2013). Las dos estrategias recién descritas se han propuesto como los extremos de un gradiente en el que la alternativa más adecuada dependerá de las condiciones locales (Fischer et al. 2008). Por ejemplo, se ha encontrado que el tipo de propiedad de tierra, el acceso a carreteras, la principal fuente de ingresos económicos de la población local y su densidad son factores que han influido en las tasas de deforestación en las áreas tropicales (Walker et al. 2000; Geist & Lambin 2002). Es decir que para compatibilizar los objetivos de conservación y producción, se necesita un enfoque integral que considere no sólo las condiciones ecológicas sino también las condiciones socio-

económicas, políticas e históricas locales (Matson & Vitousek 2006; Fischer et al. 2008; Grau et al. 2013).

En este gradiente de alternativas, una propuesta reciente para las regiones tropicales es el manejo integral del paisaje (Harvey, Komar, et al. 2008). Esta propuesta plantea la coexistencia dentro de un mismo paisaje de tres tipos de unidades, con un objetivo principal, y de acuerdo a sus condiciones actuales: 1) unidades de conservación, destinadas a proteger las áreas que mantienen bosque maduro y poco perturbado; 2) unidades de restauración, destinadas a la recuperación de las áreas degradadas y/o áreas productivas abandonadas; y 3) unidades de producción agropecuaria, en las que se practique un modelo “*ambientalmente amigable*”, manteniendo cobertura arbórea para incrementar la conectividad del paisaje (Harvey, Komar, et al. 2008; Chazdon et al. 2009). Esta propuesta incluye, además, un enfoque participativo para poder integrar el contexto socio-ecológico, así como las percepciones y problemas de la población local (Harvey, Komar, et al. 2008).

El manejo integral del paisaje es el marco de trabajo para la presente investigación. A partir de este modelo se propone que el aumento de la cobertura arbórea en los sistemas productivos, y en particular en los sistemas ganaderos, es fundamental para mejorar la conservación de la biodiversidad en los paisajes agropecuarios. Pero para promover este incremento en la cobertura vegetal será necesario reconocer la heterogeneidad que albergan los sistemas ganaderos tropicales, así como las necesidades y objetivos de los dueños de la tierra, los ganaderos.

## **LA GANADERÍA BOVINA TROPICAL**

La ganadería bovina tropical es un buen ejemplo de cómo se da, en una escala menor, la disyuntiva entre producción y conservación. El modelo de producción de ganado bovino dominante en los trópicos de Latinoamérica es extensivo, es decir que la alimentación del ganado se basa en el pasto disponible en las áreas de pastoreo (Edelman 1985; Herrero et al. 2013). El establecimiento de los sistemas ganaderos en los trópicos ha sido muy costoso en términos ambientales, generando altas tasas de deforestación y pérdida de biodiversidad (Laurance 1999; Geist & Lambin 2002). Actualmente, en América Latina, las actividades pecuarias abarcan el 25% del territorio mientras que los cultivos agrícolas cubren sólo el 8% (Ramankutty et al. 2008), y son muchas familias rurales las que dependen directa e indirectamente de estos sistemas (Walker et al. 2000; Castelán Ortega et al. 2008; Herrero et al. 2009).

A pesar de su importancia, la ganadería bovina tropical ha sido poco estudiada desde una perspectiva socio-ecológica, por lo que es difícil plantear alternativas de producción ambientalmente más amigables, y que mantengan una mayor cobertura arbórea. Se ha descrito a la ganadería tropical como un sistema de baja inversión, con una baja carga animal (en promedio un animal adulto por cada hectárea de pasto) y, en consecuencia, con una baja producción (Edelman 1985; Chauvet 1999). Pero en realidad existe una gran variedad de modelos de producción ganadera cuyos requerimientos y ganancias están en función de los objetivos de producción. Por ejemplo, en el trópico húmedo mexicano se han descrito las siguientes formas de producción (Gasque & Blanco 1998; SAGARPA 1998; Villegas Durán et al. 2001):

- 1) Sistemas cárnicos: usan razas de ganado especializadas en engordar y destinadas a la producción de carne. Estos sistemas son extensivos y se dedican, principalmente, a la reproducción del ganado y a la venta de las crías (becerros) recién destetadas (a los 3 o 4 meses de nacidos) o cuando son novillos (entre 6 y 9 meses de edad). Aunque en menor número, también hay sistemas de engorda, es decir que compran becerros y novillos, los engordan y los venden cuando alcanzan los 320 kg (llamado ganado de media ceba). Los sistemas de engorda, en comparación con los de producción de becerros, requieren de una mayor inversión para establecer pastos mejorados y alimentar adecuadamente al ganado, pero también generan mayores ganancias. La mayoría de los animales producidos en los trópicos abastecen el mercado de carne de las ciudades del centro de México.
  
- 2) Sistemas lecheros: usan razas especializadas en la producción de leche, y requieren de una mayor inversión para ordeñar y suplementar la dieta del ganado diariamente, y así mantener la producción de leche constante. En los trópicos estos sistemas generalmente son de traspatio, es decir que se mantienen pocos animales (menos de 10) en establos pequeños y rústicos, y su manejo depende de la mano de obra familiar. Los niveles de producción por animal son bajos (de 10 a 15 l/día) comparado con otras zonas del país, pero se reciben las ganancias diariamente. El mercado para la producción de leche y sus derivados, generalmente es pequeño y a nivel local.
  
- 3) Sistema de doble propósito: fue desarrollado especialmente para las regiones tropicales, y tiene como objetivo la venta de leche y de becerros al destete. Este sistema extensivo requiere de una mayor capacitación para manejar adecuadamente al ganado, sino se corre el riesgo que los becerros no estén saludables, o que la

producción de leche no sea contante. La alimentación del ganado constantemente tiene que ser suplementada, además de realizar la ordeña diariamente. Si es bien manejado, este sistema genera las mayores ganancias por la venta diaria de leche, y una vez al año por la venta de los becerros.

Como vemos, no toda la ganadería tropical es de baja inversión y de baja producción, y las diferencias entre la formas de producción de ganado incluyen también las características socio-económicas de los ganaderos. Por ejemplo, los productores tienen diferentes motivos para criar ganado: para algunos es su única alternativa de subsistencia; para otros representa un ingreso económico extra y complementario; mientras que otros lo utilizan como un ahorro para emergencias (Dagang & Nair 2003; Martínez & Gerritsen 2007). También encontramos diferencias en el acceso que los ganaderos tienen al tamaño y propiedad de la tierra (Lazos-Chavero 2001; Gallardo Nieto 2006; Martínez & Gerritsen 2007), así como a los insumos como las especie de pasto usados o suplementos alimenticios (Gasque & Blanco 1998; Gallardo Nieto 2006). Para promover una ganadería ambientalmente más amigable, e incrementar su cobertura arbórea, es fundamental reconocer la heterogeneidad de estos sistemas de producción. Y esto debería incluir, además, la heterogeneidad que se encuentra actualmente entre la cobertura arbórea que los sistemas ganaderos mantienen en los trópicos.

## **LOS ÁRBOLES EN LOS SISTEMAS GANADEROS TROPICALES**

La densidad, diversidad y arreglo espacial de los árboles que se mantienen en los sistemas ganaderos tropicales varía mucho entre sitios (Harvey et al. 2004; Harvey, Villanueva, et al. 2008). En algunos casos, los árboles son remanentes del bosque original y

no son capaces de propagarse en sitios abiertos (Harvey & Haber 1998). Otros son especies de árboles favorecidas por la población local, generalmente porque son útiles, lo que contribuye a su permanencia en el paisaje a mediano plazo (Beer et al. 2003; Harvey, Villanueva, et al. 2008). Los arreglos de árboles que con más frecuencia se encuentran en los sistemas ganaderos tropicales son:

- **ÁRBOLES DISPERSOS Y AISLADOS:** árboles que se establecen de forma natural o por intervención del hombre en las praderas de pastoreo (Pezo & Ibrahim 1998). Estos árboles generalmente se mantienen en una baja densidad (4 a 30 árboles por hectárea) pero presentan una alta diversidad (de 20 a 50 especies); y su contribución a nivel regional es mayor aún, albergando hasta 100 especies (Guevara et al. 1992; Harvey, Guindon, et al. 2008; Harvey et al. 2011). Los árboles dispersos generalmente proveen sombra para el ganado, y también pueden ser fuente de madera, leña, postes, forraje y/o frutos (Harvey et al. 2011). Estos árboles, además, contribuyen a la conservación de la biodiversidad ya que proveen refugio y alimento a la fauna silvestre (Guevara & Laborde 1993) y mejoran la capacidad de regeneración natural del sitio si la actividad ganadera es abandonada (Guevara et al. 1986; Slocum 2001; Schlawin & Zahawi 2008).
- **CERCAS VIVAS:** son arreglos lineales de árboles que se establecen como límites de propiedades adyacentes y/o para dividir las áreas de pastoreo. Generalmente usan tres o cuatro líneas de alambre de púas pegado a los árboles para limitar el movimiento del ganado y de los seres humanos (Harvey et al. 2005). Este es un arreglo de bajo costo que frecuentemente se utiliza en las áreas tropicales (Pezo & Ibrahim 1998). Los ganaderos establecen estas cercas usando estacas grandes (mayores a 2 m de altura) de

especies que rebrotan con facilidad (Beer et al. 2003; Zahawi 2005). La densidad en cada sistema ganadero es mayor que la de los árboles dispersos (90 a 120 árboles por hectárea) pero aporta una riqueza menor (2 a 28 especies) y a nivel regional de 30 a 85 especies (Harvey et al. 2005). En las cercas vivas, además de las especies sembradas, se establecen naturalmente otras especies leñosas y epífitas (Souza de Abreu et al. 2000) y muchas de ellas son usadas como fuente de leña, postes, nuevas estacas y/o como forraje para el ganado (Avendaño Reyes & Acosta Rosado 2000; Harvey et al. 2005).

Las especies mantenidas con más frecuencia como árboles dispersos varían de acuerdo a la región. Por ejemplo, en la zona cafetera de Colombia las especies más comunes son *Cordia alliodora*, *Cinnamomum triplenerve* y *Erythrina poeppigiana* (Camargo et al. 2005); mientras que en Nicaragua y Costa Rica son las especies *Guazuma ulmifolia*, *C. alliodora* y *Tabebuia rosea* (Harvey et al. 2005). En el caso de México, un estudio en Veracruz encontró que *Nectandra ambigens* y los árboles del género *Ficus* spp son los más comunes (Guevara et al. 1992), en cambio en Tabasco las especies dominantes son *T. rosea* y *Cedrela odorata* (Maldonado et al. 2008). En comparación, las especies utilizadas para establecer las cercas vivas muestran menos diferencias regionales. En las zonas húmedas de México, Nicaragua y Costa Rica las especies más frecuentes son *Gliricidia sepium*, *Erythrina* spp, *Tabebuia rosea* y/o *Bursera simaruba* (Harvey et al. 2005; Maldonado et al. 2008).

La presencia de árboles y arbustos en los sistemas ganaderos genera diversos beneficios, tanto productivos como ambientales. Las especies leñosas permiten diversificar los bienes obtenidos ya que proveen alimentos al hombre y al ganado, además de madera,



leña y subproductos como resinas (Pezo & Ibrahim 1998; Beer et al. 2003; Love & Spaner 2005). Esta diversificación puede generar nuevas fuentes de ingresos económicos, así como reducir los costos de producción y los riesgos de pérdida debido a algún evento extremo (Altieri 1999). En términos ambientales, la conectividad de los paisajes ganaderos se incrementa con la presencia de cobertura arbórea en las praderas de pastoreo (Chacón-Leon & Harvey 2006). Estos sistemas, estructuralmente más complejos, favorecen la presencia de especies de flora y fauna nativas (McNeely & Schroth 2006; Estrada 2008; Pulido-Santacruz & Renjifo 2011). Las especies leñosas, además, capturan importantes cantidades de carbono, lo que puede ser parte de una estrategia de mitigación ante el cambio climático (Andrade, Brook, et al. 2008; Soto-Pinto et al. 2010).

En general, cuando los sistemas ganaderos integran de manera intencional árboles y/o arbustos en su producción, se les llaman sistemas silvopastoriles (Somarriba 1992; Sinclair 1999). Esta definición es muy amplia e incluye desde arreglos con árboles en baja densidad (como los árboles dispersos) hasta sistemas como el pastoreo de ganado en plantaciones forestales (Krishnamurthy & Ávila 1999). Un sistema silvopastoril bien manejado busca aumentar su productividad total al favorecer las interacciones positivas, y reducir las negativas, entre los componentes: árboles, pastos, ganado y suelo (Pezo & Ibrahim 1998). Por ello, gran parte de la investigación se ha concentrado en los beneficios potenciales que generan los árboles para el suelo, para los pastos y para el ganado (Dagang & Nair 2003). Estas relaciones generalmente son probadas de manera experimental y controlada (Mathew et al. 1992; Andrade, Esquivel, et al. 2008; Gea-Izquierdo et al. 2009) ya que es difícil integrar todas las interacciones.

Se ha mostrado, por ejemplo, que las especies leñosas incrementan la fertilidad del suelo de diferentes formas: aprovechando los nutrientes de capas de suelo más profundas (Shibu 2009); aportando hojarasca de rápida descomposición (Dagang & Nair 2003); y/o al asociarse con bacterias fijadoras de nitrógeno (Shibu 2009). Sin embargo, estos beneficios varían dependiendo de la especie de árbol y del tipo de suelo (Dagang & Nair 2003). Otras investigaciones han probado que la sombra de los árboles no siempre reduce la disponibilidad de pasto, dependiendo de la cantidad de sombra y de la especie de pasto (Andrade, Esquivel, et al. 2008; Villanueva et al. 2008). La cobertura arbórea cercana al 20% puede incluso mejorar la calidad nutricional del pasto (Obispo et al. 2008) e incrementar la calidad y cantidad de leche producida por animal (Betancourt et al. 2003), comparada con áreas sin árboles.

En términos de conservación, se han encontrado algunas condiciones que incrementan la capacidad de los sistemas productivos para mantener biodiversidad nativa: a) una mayor densidad de árboles y diversidad de especies de árboles nativos, b) la presencia de arreglos lineales que favorecen la conectividad estructural del paisaje, c) una menor distancia al bosque remanente, y d) un manejo menos intensivo del sistema de producción (Chazdon 2003; Harvey et al. 2004; McNeely & Schroth 2006; Ranganathan & Daily 2008). Como vemos, el aumento de la abundancia y diversidad de los árboles presenten en los sistemas ganaderos puede incrementar los beneficios que aportan a la conservación y a la producción, aunque estos beneficios dependerán de numerosas variables e interacciones.

Ante esta complejidad, es importante recordar que son los productores individuales los que finalmente eligen el balance que hacen entre producción y conservación en sus

propias tierras (Fischer et al. 2008). Por ello, antes de promover un incremento de la cobertura forestal de los sistemas ganaderos es fundamental entender los motivos por lo que actualmente mantienen una mayor o menor cobertura. Y tal vez sea más importante reconocer cómo perciben y valoran los ganaderos locales los beneficios de los árboles, que hacer pruebas para demostrar que estos beneficios existen.

## **ENRIQUECIMIENTO DE LOS SISTEMAS GANADEROS**

El integrar la cobertura arbórea a los sistemas ganaderos se ha propuesto como una forma para establecer sistemas silvopastoriles, pero también como parte de una estrategia para la rehabilitación de los ecosistemas. La rehabilitación, a diferencia de la restauración ecológica, enfatiza la reparación de los procesos, servicios y la productividad del ecosistema, sin buscar la recuperación íntegra de la composición y estructura de la comunidad pre-existente (SER 2004). Esto se puede lograr en los sistemas ganaderos al incrementar la abundancia y diversidad de las especies nativas, también llamado enriquecimiento de los sistemas ganaderos (Harvey et al. 2005).

Las diversas propuestas para aumentar la cobertura de árboles en las áreas ganaderas tropicales, a pesar de sus beneficios potenciales, han sido poco adoptadas por la población local (Dagang & Nair 2003; Chazdon et al. 2009; Rodrigues et al. 2009). Las principales limitaciones encontradas han sido: que la propagación y establecimiento de las especies leñosas requiere de una alta inversión de tiempo y dinero (Altieri 1999; Shibu 2009; Frey et al. 2012). Que los beneficios de los árboles establecidos se obtienen en un mediano a largo plazo (Beer et al. 2003). Y que falta conocimiento técnico para el manejo adecuado de la mayoría de especies nativas (Vázquez-Yanes et al. 2001; McNeely & Schroth 2006; Bonfil

& Trejo 2010). De manera más general, se reconoce que hace falta integrar mejor las condiciones particulares de cada sitio, tanto ecológicas como socio-económicas, en las propuestas desarrolladas (Beer et al. 2003; Rodrigues et al. 2009; Grau et al. 2013).

En este trabajo se considera que la selección adecuada de las especies leñosas podría ayudar a superar, al menos en parte, las limitaciones que presenta el enriquecimiento de los sistemas ganaderos. La selección de especies que generen beneficios para la población local y para la biodiversidad nativa permitiría acercar los objetivos de producción y conservación (Vázquez-Yanes et al. 2001; Suárez et al. 2012), generando sistemas más amigables ambientalmente. Asimismo, se espera que las especies nativas que son usadas y/o valoradas localmente tengan una mayor probabilidad de ser adoptadas y mantenidas por los pobladores locales (Sarukhán et al. 1996; Beer et al. 2003; Wishnie et al. 2007). Por ello, es importante integrar el conocimiento y las expectativas de la población local para incrementar la probabilidad de éxito del proyecto (Wishnie et al. 2007; Garen et al. 2009; Suárez et al. 2012).

## **OBJETIVO GENERAL**

Aportar bases ecológicas y socio-económicas para la selección y manejo de especies leñosas nativas con potencial para enriquecer los sistemas ganaderos tropicales, así como la identificación de estrategias que permitan enriquecer estos sistemas a nivel local.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Caracterizar la relación que establecen los ganaderos locales con los árboles presentes en sus tierras, y cómo el manejo aplicado por los ganaderos influye en la presencia de la cobertura arbórea. (Capítulo II)

2. Identificar las condiciones que favorecen la adopción de las especies leñosas en los sistemas ganaderos locales, y las estrategias que podrían promover dicha adopción. (Capítulo II)
3. Seleccionar especies leñosas nativas con potencial para enriquecer los sistemas ganaderos tropicales, y evaluar su compatibilidad con las condiciones locales. (Capítulo III)
4. Analizar los beneficios que brindan las especies nativas seleccionadas en términos ecológicos y para la población local. (Capítulo III)
5. Evaluar el balance costo-beneficio y el daño que genera el ganado como potenciales limitaciones para el establecimiento de las especies nativas seleccionadas en cercas vivas de sistemas ganaderos activos. (Capítulo IV)

## **ÁREA DE ESTUDIO**

El presente estudio se llevó a cabo en parte del municipio de Hueytamalco (19°58'N, 97°18'W), ubicado en la parte nororiental del estado de Puebla, en límite con el estado de Veracruz (Fig. I). El municipio se caracteriza por mostrar un constante descenso en altitud en dirección sur-norte, desde los 1700 a los 150 m.s.n.m., ya que pertenece al declive del Golfo de México. Sólo el extremo sur (la parte más alta) pertenece a la Sierra Norte de Puebla (Hernández Tejada 2004). Esta región muestra un paisaje altamente fragmentado y diversificado. Los usos de suelo dominantes son la ganadería, que cubre el 39% del área total, el cultivo de café (14%) y los cítricos (5%), además, los cultivos de plátano y maíz son importantes, y en años recientes se ha introducido el bambú, y los

árboles de pimienta. Se mantiene un 8% de bosque mesófilo y 7% de selva alta en diferentes estados de sucesión (Hernández Tejada 2004; INEGI 2009).

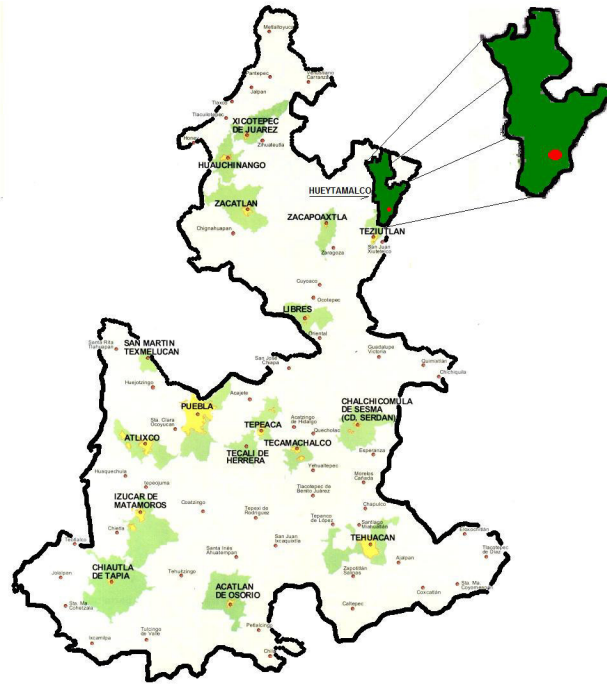


Figura I Ubicación del municipio de Hueytamalco, Estado de Puebla en México. El punto rojo indica la ubicación el poblado de Hueytamalco, la cabecera municipal

El área de trabajo se ubicó entre los 500 y 900 m.s.n.m. en la parte media del municipio que se caracteriza por un clima cálido-húmedo, con lluvias todo el año (Hernández Tejada 2004). La temperatura media anual es 21.7°C y la precipitación promedio cercana a los 2800 mm anuales. De enero a marzo son los meses más secos, con precipitaciones cercanas a 90 mm (INIFAP *sin publicar*). Dominan los suelos tipo Andosoles, de origen volcánico, ricos en materia orgánica y nutrientes, aptos para la producción agrícola. En algunas zonas se encuentran suelos tipo Regosoles, poco evolucionados, de fertilidad muy variable dependiendo del material parental (Sánchez

Beltrán 1984). Esta es una región de transición entre el bosque mesófilo, ubicado en las partes más altas del municipio, y selva alta perennifolia (Ibarra Manríquez *com. pers.*).

En el área de estudio hay alrededor de 15 mil habitantes distribuidos en 54 poblados, incluyendo la cabecera municipal, Hueytamalco, y sólo cinco de ellos tiene más de 500 habitantes (INEGI 2010). El 94% de los poblados tienen un grado de marginación alto o muy alto (CONAPO 2010). En esta área la mayoría de población es de origen mestizo y domina la propiedad privada de la tierra (INEGI 2007), excepto por las 2500 ha de propiedad federal que abarca el Centro Experimental “Las Margaritas” que pertenece al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP).

“Las Margaritas” es un centro experimental que desde que fue fundado, en 1969 se ha centro dedicado a la investigación y transferencia de tecnología asociada al manejo de ganado bovino y de borregos. Entre 2007 y 2010, en este centro se desarrolló el macroproyecto “Productividad sostenible de los hatos de cría en pastoreo” coordinado por el Dr. Miguel Martínez Ramos (CIEco, UNAM), con la participación de investigadores del CIEco y de la Facultad de Veterinaria de la UNAM y financiado por la misma Universidad. Parte de la información generada durante ese macroproyecto se usó como base para plantear esta investigación.

De acuerdo al último Censo Agropecuario (INEGI 2007), 92% del hato ganadero del Municipio de Hueytamalco se alimenta bajo pastoreo, y sólo el 8% se encuentra estabulado o semi-estabulado. Es decir que el modelo extensivo es el dominante en la región. En cuanto al propósito que tiene el ganado, se registró que el 55% de las unidades productivas se dedican a la producción de ganado cárnico, el 8% a la producción de leche y

el 37% restante son unidades de doble propósito, dedicadas a la producción de carne y leche. La distribución del hato ganadero por finca nos muestra que la mayor proporción de fincas tiene menos de 20 animales (Fig. IIa), pero que las fincas que tienen más de 100 animales son las que concentran la mayor parte del hato ganadero del municipio (Fig. IIb).

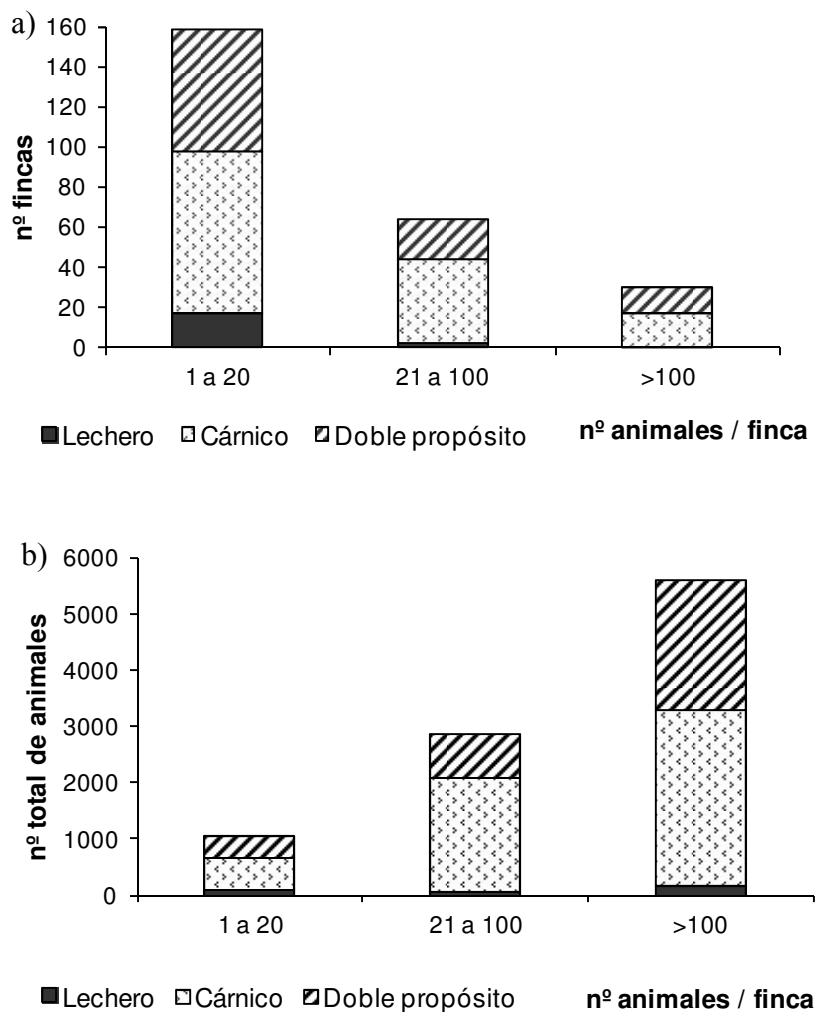


Figura II Distribución del tamaño del hato ganadero por finca, de acuerdo al objetivo de producción. a) Número de fincas que presentan cada tamaño de hato ganadero, y b) número total de vacas adultas que acumula cada rango de hato ganadero. Datos para el municipio de Hueytamalco, Puebla, México. Elaboración propia con datos de INEGI (2007)



## **CAPÍTULO II**

### **Understanding the relationship between ranchers and tree cover in tropical cattle farms: A Mexican study case**

Beatriz Fuentealba, Elena Lazos-Chavero y Miguel Martínez-Ramos

(Manuscrito por enviar a la revista Human Ecology)

## **1. ABSTRACT**

The increase of native tree species in cattle farms could be a strategy to improve biodiversity conservation in tropical landscapes, without affects the production. To promote this strategy, first it is necessary to understand why ranchers have maintained different types of cover trees in their farms. This study utilizes a Mexican tropical agricultural landscape to explore the influence of the farming styles and regional conditions in the cover tree found in cattle farms. To this, we have analyzed 23 semi-structured interviews to local ranchers, eight open-interviews, national statistics and literature review. We distinguished four types of ranchers: traditional, peasant, new and smallholders. Our results showed that the heterogeneity among ranchers and their access to resources were the most relevant factors to understand differences between farming styles and farm configurations. The benefits from trees were perceived in a different way among different types of ranchers which explain differences in tree cover in farms. Finally, we included the heterogeneity found to give some suggestions to promote the tree enrichment of tropical cattle farms.

## **2. INTRODUCTION**

Cattle ranching have been considered one of the major drivers of deforestation and biodiversity loss in tropical areas (Laurance 1999; Geist and Lambin 2002). These impacts are related with the extensive model used in Neotropical areas which has a low production per hectare, therefore it requires large grazing areas to become profitable (Edelman 1985; Chauvet 1999). Besides the loss of biodiversity, cattle produce 18% of global greenhouse gas emissions (O'Mara 2011), and they contribute to soil compaction, and the reduction of soil fertility (Buschbacher et al. 1988; Martínez and Zinck 2004). At global level, however, livestock provide many benefits to society because represent the 25 percent of dietary

protein and support the livelihoods and food security of almost a billion of rural inhabitants (FAO 2009). Additionally, at local level, cattle production is still an alternative for tropical farmers because their products have well integrated markets, usually better than crops (Walker et al. 2000; Keilbach et al. 2001; Gerritsen 2010).

Apparently, cattle production is confronted with conservation goals, however, silvopastoral systems (SPS) have been suggested as an alternative to approach them (Harvey, Komar, et al. 2008; Murgueitio et al. 2011). The SPS constitute forms of livestock production where woody perennials interact with the traditional components (pastures and animals) under an integral land management (Somarriba 1992; Pezo and Ibrahim 1998). In SPS, the woody species supply useful products such as firewood, wood, fruits, etc and services (i.e. shade for the cattle) to local farmers (Cajas-Giron and Sinclair 2001; Love and Spaner 2005; Harvey, Villanueva, et al. 2008). Woody species also provide other important ecosystem services such as increasing carbon sequestration (Soto-Pinto et al. 2010), and improving air, soil and water quality (Shibu 2009). Besides, tree cover increase the connectivity in the landscape (Chacón-Leon and Harvey 2006), and provide refuge and habitat for wildlife (Guevara and Laborde 1993; Estrada 2008; Pulido-Santacruz and Renjifo 2011).

Tropical cattle farms currently present different types of tree cover with different spatial arrangements and tree densities (Harvey et al. 2004; Harvey, Guindon, et al. 2008). Sometimes trees are present as fragments of old-growth, secondary and/or riparian forest (Guevara et al. 1997; Harvey, Guindon, et al. 2008); but more often, we found trees as conspicuous features in grazing areas. The most common types of tree cover are the isolated trees, with low densities in cattle farms (Guevara et al. 1992; Harvey et al. 2011)

and the live fences which are linear woody arrangement (Harvey et al. 2005; Maldonado et al. 2008). The ability to maintain biodiversity in an agricultural area increases with the abundance and richness of native tree species and the proximity of a mature forest (Harvey et al. 2004; Ranganathan and Daily 2008; Pulido-Santacruz and Renjifo 2011). Therefore, to enhance the environmental impacts of cattle ranching in tropical areas, it is required enrich them increasing density and diversity of native tree species.

The landowners have a critic role in the structure and species composition of tree cover within their farms. They make management decisions about agricultural and/or livestock production, but also about tree species growing in their lands (Gerritsen 2010). They usually select useful species trees to plant or to allow their natural establishment in grazing areas (Harvey and Haber 1998; Harvey, Villanueva, et al. 2008). And probably, landowners also are selecting the type of tree cover in their farms according to what they think that is useful. Despite the importance of these management decisions about tree cover for conservation in tropical landscapes, this has been a theme little explored.

The landowners make management decisions according to their personal goals, their access to resources, and the regional socio-economic and biophysical conditions (Barlett 1977; Fudemma and Brondízio 2003; Gerritsen 2010). These decisions usually search to increase farm profitability and to reduce the risk of losses (Barlett 1977; Velázquez-Hernández 1995), and all this is called “farming style” (Gerritsen 2010). Differences in individual conditions generate differences in the farming styles, and similar socio-physical limitations, for instance limited access to land, can create similar farming styles (Barlett 1977; Gerritsen 2010). Additionally, farming styles are dynamic over time, as result of changes in personal and regional conditions, so it is important include the regional history

(Edelman 1985; Gerritsen 2010). Therefore, to understand the differences among tree cover maintained in cattle farms it is fundamental to characterize the regional context, and the differences between ranchers and their access to resources.

To promote the enrichment of tree species in tropical cattle farms, first it is necessary to understand the role of landowners and their farming styles on the current farm tree cover. We used a study case from a Mexican tropical agricultural landscape with these particular aims: a) to identify and analyze the main farming styles between ranchers, b) to describe the types of tree cover, and their configuration in cattle farms, and c) to explore the influence of the farming styles and regional conditions on tree cover in the cattle farms. To reach these aims, first we will explain our results about regional conditions: the economic history of cattle, and regional socio-economic and biophysical characteristics. This will be the context in which all ranchers of our study have developed their activities. Then, we will focus in the core of this research. And finally, based on our results, we will discuss potential strategies to promote the diversification of native tree species used in cattle farms.

### **3. REGIONAL CONDITIONS**

#### Economic History of cattle production

Our study region, Hueytamalco, has a long tradition in cattle ranching and over the years its production has always been mainly extensive and focused in beef cattle. Thirty percent of the interviewed ranchers (all older than 50 years) mentioned that their grandparents were involved in cattle ranching, and by 1930 this region already had 2500 cows (INEGI 1930). As in many other regions in Mexico, cattle ranching were a legal way to accumulate lands. During the agrarian reform, and especially since 1947, lands devoted

to agricultural crops could have at most 100 hectares, while cattle systems could have all the area needed to maintain 500 heads (Anta Fonseca and Carabias 2008), which was at least 500 hectares for this region. From 1965 to 1981, due to an important governmental support, cattle production had a national boom (Chauvet 1999, Fig. 1a). As result, crop farmers had access to credits to buy cows and start cattle production in this region and in nearby areas (Velázquez-Hernández 1995). This support also increased in our study area, as others, the number of fattening systems dedicated to fatten young cattle to sell them when they weigh about 400 Kg.

During the early 1980s, when Mexico entered into an economic crisis, the government incentives to cattle production declined, meanwhile beef imports from United States started, and the price of supplies for cattle production (i.e. medicines, herbicides) increased (Chauvet 1999; Anta Fonseca and Carabias 2008). All these factors changed the conditions for cattle production and its potential profitability. In Hueytamalco, many ranchers left their cattle farms, or they changed fattening to cow-calf systems (which sell weaned calves). During 1990s, after that economic crisis, some fragments of old cattle farms were sold, and new ranchers emerged. New landowners and new generations have changed the way that land is used according to their own ideas of what could be more profitable, adopting different farming styles.

Although this area has not been well communicated overland with the main Mexican cities, the crop production in the region has been driven by national markets, at least since the 1940s. Sugarcane was very important during 1940s, until the refined sugar replaced the “piloncillo” (main product obtained from sugarcane) in the national market (Velázquez-Hernández 1995). Then, during 1970s and 1980s, the coffee had a boom (Fig.

1b) due to federal subsidies and credits, until the international prices fell, in 1989, affecting all national producers (Potvin et al. 2005). Currently, orange (Fig. 1b) is the most important cash crop (crop grown for sale to markets) and corn is the main self-consumption crop.

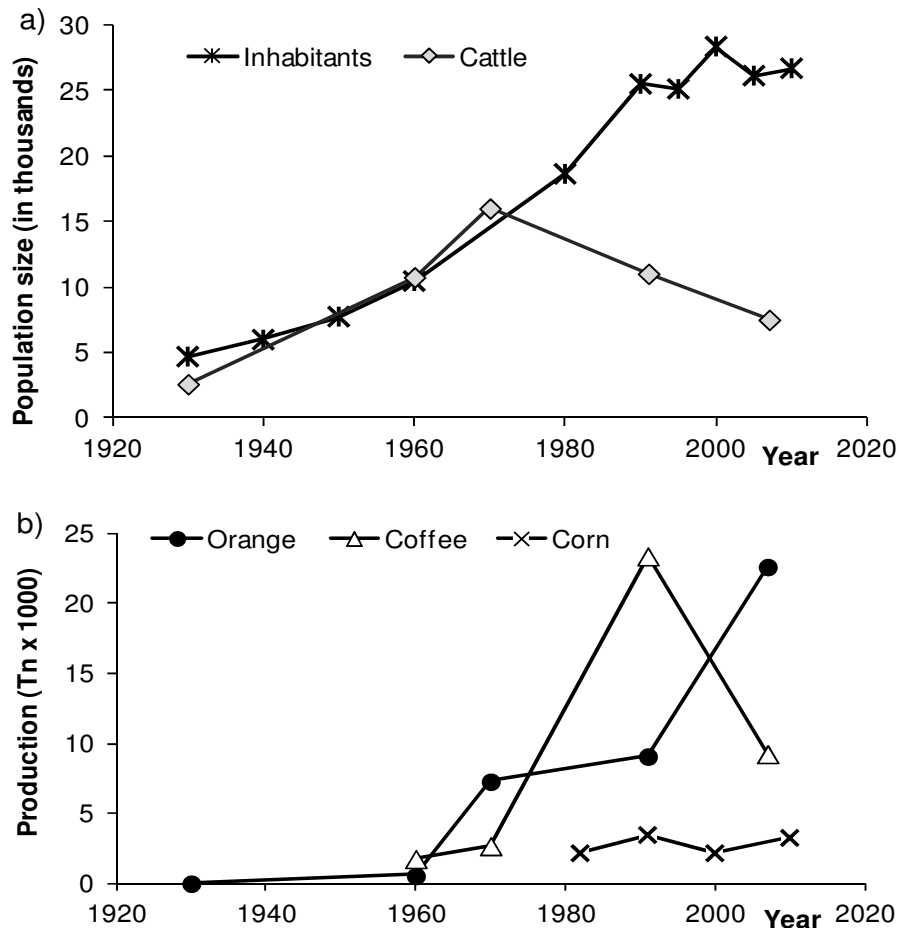


Figure 1 Population and agricultural production in the region of Hueytamalco in recent history (1930–2010). a) Number of inhabitants and head of cattle (in thousands) and b) Production (in thousands of tons) of the main crops in the region: orange, coffee and corn.

Own elaboration with INEGI data: agricultural censuses (1930, 1960, 1970, 1991 and 2007), and population censuses (1930, 1940, 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 1995, 2000, 2005 and 2010)

## Social conditions

Ethnic origin – According to INEGI (2004), less than 10% of inhabitants in Hueytamalco currently use an indigenous language, most of them “Totonaco”. However, in our study area we did not find any indigenous community, most people are mestizos.

Organization of the community – There is a weak local organization in this region, with some histories about failed past producer associations. The local livestock association is the main authority in the area, and the local government has made only few decisions about cattle production. However, this association did not include all local ranchers; only 53% of interviewed cattle owners were part of this association, and most of them having large lands (>50 hectares).

Unemployment and lack of workers in cattle farms – The general perception is that work in cattle farms is only for men and, especially for milking, it is a hard labor and bad paid. Therefore, the young people prefer a non-farm employ or to migrate and, in some cases, it is difficult to find reliable workers for cattle farms. At the same time, there is general perception about the lack of work in the region.

“Las Margaritas” Experimental Center – This is a federal center created in 1969, with more than 2000 ha, mainly dedicated to tropical livestock research. This center probably made that technical improvements were more accessible to ranchers in the region. Most of ranchers obtain easily veterinary services, have improved breeds, and frequently use exotic grass species (*Cynodon nlemfuensis* and, recently, *Brachiaria brizantha* cv. “insurgente”) to maintain higher stocking rates.



## Economical Conditions

Beef cattle market – The market best structured is the beef cattle market (Hernández Tejada 2004). Most ranchers have cow-calf systems and sell their weaned calves to local intermediaries with fattening systems, although some ranchers also sell weaned calves out of the region to get a better price. The fattening systems are specialized systems and sell fattening calves out of the region, usually to central Mexico. The local beef market is supplied by old cows. The incomes for sale beef cattle are received only once a year.

Dairy cattle market – This is a small local market. Some ranchers, to get a better price, handled all marketing chain from milking to sale fresh milk directly to the consumer, establishing deliver routes. Other ranchers sold their daily milk production to a bigger cattle farm, which paid a lower price. These bigger farms usually have their own milk production, but need more milk because they make and sell dairy products (usually milk, cheese, yogurt and butter). The incomes for sale fresh milk usually are received daily.

Crop markets – The main crop markets are orange, coffee and banana. Non-local intermediaries dominate these markets, who visit each farm to buy all their production. Intermediaries usually pay low prices and sell the products in other regions. Coffee is produced in highlands and is sold to Teziutlán, Puebla. Orange and banana grow in lower altitudes and they are sold in Martínez de la Torre, Veracruz (Hernández Tejada 2004).

Timber markets – There is not a formal market for forest products. Only a few tropical tree species have had a market value: *Cedrela odorata* “cedro” and *Swietenia macrophylla* “caoba”. They, apparently, were widely harvested during the 70s and 80s in natural forests to sell their timber in lowlands (L. Martínez *personal communication*),

which has reduced severely their abundance. Currently, *S. macrophylla* is a rare species, and the main timber trees in the region are *C. odorata* and *Quercus xalapensis*. Local population harvest firewood, timber and fruits, but they do not pay for these benefits. Where firewood is scarce, people have to buy wood from orange or coffee plantations. We have not found evidences of any federal or regional policies to encourage forestry production or forest conservation initiatives.

Cattle vs. crop production - The general perception is that crop prices are more unstable than prices of beef cattle or milk. In fact, beef prices have not increased over the last decade (Gallardo Nieto 2006). Some ranchers prefer the constancy in prices of cattle, but others, especially in lowlands, replaced their cattle systems by orange plantations. Instead, the cattle production has had less risk of losses than crop production. Cattle diseases have been controlled with the appropriate use of vaccines, while crop production has been affected by meteorological negative events. For instance, in 1989 a heavy frost reduced severely coffee production, and in 2007 the Dean Hurricane damaged most banana plantations. Cattle production also requires less labor and has better markets than crops.

#### **4. METHODS**

##### Study Area

Hueytamalco (19°58'N, 97°18'W) is a district located in the central-east of Mexico (Fig. 2) with a landscape highly transformed. Currently, crop systems cover 42% of the area while cattle pasture systems cover 39%. Tropical humid forest (old-growth and secondary) covers 11%, cloud forest 7%, and urban area about 1% (INEGI 2009). Our study includes only the area between 400 and 900 m.a.s.l. Here, the climate is humid

tropical with an annual mean temperature of 22°C and a mean annual precipitation of 2800 mm annual. Soils are mainly Andosols, with high fertility, low pH and volcanic origin (Sánchez Beltrán 1984). About 15 000 people inhabit the study area (INEGI 2010), most of them depend on farm activities and have private lands (INEGI 2007). People are distributed in 54 small towns, most with a high or very high marginalization index (CONAPO 2010).

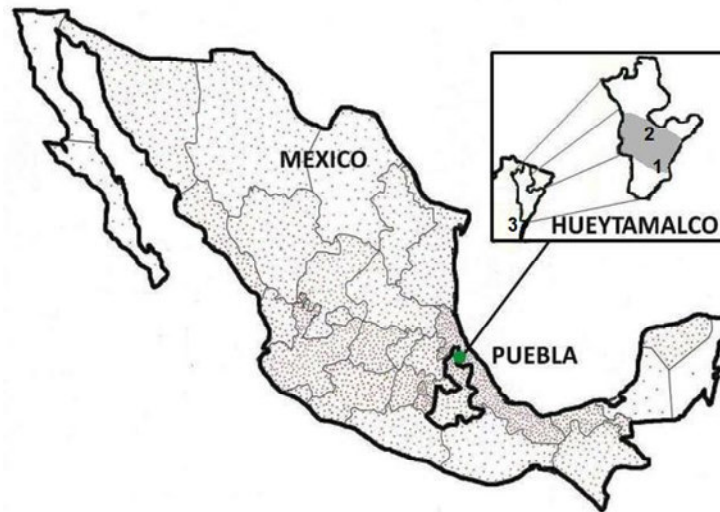


Figure 2 Location of Hueytamalco, in the State of Puebla, central-east Mexico. The number indicates the location of: 1) Hueytamalco town, the capital, 2) “Las Margaritas” Experimental Center, and 3) Teziutlán, the nearest city outside of Hueytamalco

### Data Collection

We applied 23 semi-structured interviews to local cattle managers between April 2011 and April 2012. We applied a non-probability quota sampling to incorporate the heterogeneity of cattle farms in the area, based on the information obtained in a pilot study and previous studies on the area (Pérez-Salicrup, de la Tejera and Martínez, *unpublished data*), and this were compared with data from Mexican National Institute of Statistics and Geography or INEGI (2007). We chose the following criteria to select the sample (Table

1): a) herd size, categorized as: small ( $\leq 20$  adult animals), medium (21-100) and big ( $>100$ ), and b) farm land uses, categorized in: only cattle production, or mixed cattle-crops production. Additionally, we evaluated if this sample included all type of cattle: dairy, beef and dual-purpose (both dairy and beef). We did not find cattle farms with less than 10 adult animals. According to INEGI (2007), cattle farms with 10 or less animals represent 49% of the total, but they only manage the 5% of the regional herd.

Cattle Farms Sampled	Small (10 - 20)	Medium (21 - 100)	Big (101 - 300)	TOTAL
Only cattle	3	5	3	11
Mixed cattle and crops	3	6	3	12
TOTAL	6	11	6	23
% of INEGI data	16.7	17.2	20.0	

Table 1 Number of cattle farms sampled according to their herd size (in number of adult animals) and production land uses. The total of each category was compared with the total amount reported to Hueytamalco region by INEGI (2007)

The interviews (SM1) included questions about three main topics: 1) cattle farm management, with emphasis in herd management; 2) types of farm cover tree (as forest fragments or within grazing areas), the management and most common tree species in each type of cover; and 3) the perceptions about regional conditions to raise and sell cattle during recent years. All interviews were applied for the same person during 15 to 50 minutes, according to the disposition of respondents. Additionally, eight in-depth open interviews were done to key informants with a regional vision of cattle production. Three of informants have been related to political positions in the region, and the other five have worked many years in cattle production. These open interviews took at least one hour. We also visited nine cattle farms and made personal observations during our stay in the study

area. Most of interviews (in-depth or not) were recorded with permission of interviewees, except for two who only allowed us to take notes.

### Data Analysis

The cattle owner, the cattle manager and the land owner were not always the same person. To homogenize the analysis, we have considered the cattle owner as our unit of analysis, called from now on “rancher”. All notes and interviews recorded were transcribed, then, using the software Atlas ti 5.0, we identified a set of variables (SM2) to describe the background of ranchers (i.e. experience, place where lived), and their farm management (i.e. land uses, herd size). Based on the regional history of cattle production, the experience of ranchers, and their access to resources (land, money, labor force), we characterized four types of ranchers. Then, the farm management was compared within each type of rancher, to identify the farming styles based on strategies of investment (in labor and money) and production in farms, and ranchers’ resources.

To characterize the farm tree cover, we distinguished four types of tree cover. In the grazing areas were present: isolated trees, live fences and riparian vegetation (trees growing in the area adjacent to watercourses); and outside the grazing areas were found secondary forest patches. We could characterize the quality and size of forest patches based on the information provided by the interviewees. Forest quality was differentiated in old and young secondary forest, according to their dominant tree species and management applied. Forest size was categorized based on the percentage of the total area covers with forest: none (0%), small (< 5%), medium (5 to 10%), and large (> 10%).

To explore the relationship between type of ranchers, farming styles, and farm tree cover, we applied a mix of quantitative and qualitative approaches. First, we performed a cluster analysis using the follow variables: tradition and rancher's origin (explain in SM2) as indicators of the type of rancher; dependency, diversification, intensity, extension, and type of production (explain in SM2) as indicators of ranchers' farming styles; and the categories of forest size. It was considered the average square euclidean distance (standardized between 0 and 1) among group links, and employed the software SPSS 15.0. Then, within each group identified with the cluster analysis, it was analyzed the perceptions of ranchers about benefits and limitations of maintaining trees in their farms. Finally, in the same groups, it was calculated the farm configuration as the average percentage of the farm used to cattle production, to crops, and to forest.

## 5. RESULTS

### Type of cattle owners and their farming styles

Most interviewed ranchers were 40-75 years old, except for one who was 25 years old and he had recently inherited his father's farm. The ranchers managed between 2.5 and 192 ha of land ( $64 \pm 12$  ha), and most of them (61%) with beef cattle. Five ranchers had dairy cattle and other four had double-purpose cattle in their farms. This variety of ranchers was characterized in four types, based on the regional history of cattle production, the ranchers' experience and their participation in daily tasks of cattle management.

1. **Traditional ranchers:** They were the first ranchers in the region, at least since the early 20<sup>th</sup> century. They have inherited their cattle farms through generations, and they have taught their sons about cattle management, maintaining the cattle tradition. In the past,

these ranchers were prestigious people with economical and political influence but they are not anymore. Most of these interviewed ranchers had at least 30 years of experience in the cattle management, and all were capitalist ranchers. It means that all their farm production was only destined towards market, and they employed regular or temporary workers to do the daily tasks. These ranchers had different levels of economic dependency on cattle production.

2. **Peasant ranchers:** This group emerged during 1970s, when local peasants could obtain credits to buy their own cattle. Most of them have learned cattle management working with their parents, and now their sons are involved in farm management. These ranchers were born and have always lived in Hueytamalco, and they had around 30 years of experience in cattle management. They have had access to lands in different areas, and now all manage at least two separate production areas. All were peasant ranchers because they worked daily in their cattle farms, employed family labor, and part of their production was destined to subsistence. These ranchers had a high economic dependency on overall farm incomes.
3. **New ranchers:** This group includes ranchers who started in cattle production in the 1990s, when they invested part of their savings in a cattle farm. A large proportion of their incomes came from non-agricultural activities, and their families were not involved in cattle production. All were capitalist ranchers with about 15 years of experience in cattle management. Most of them did not live in the study area and only visited their farms a few times during the year.

4. **Smallholders:** These cattle owners recently started cattle production managing small own or rented areas (< 10 ha). They have invested their few savings, and their families usually were not involved in farm activities. They are considered here as peasant, although all production was sold, because the cattle owners did most of daily tasks.

Each type of rancher has made decisions about how much invest in cattle management according to their own experience, access to resources, dependency on cattle production and the benefits expected. These differences have been distinguished as different farming styles (Fig. 3) as it is explained below.

**Farming Style A** (FS-A in Fig. 3): They were traditional ranchers having low dependency on cattle production. They have done a low investment to maintain a cow-calf system: their lands were inherited, with a small area with improved pastures. They paid temporal workers only when it was needed, and worked few hours each day to manage the farm. These ranchers lived in small towns within the study area.

**Farming Style B** (FS-B in Fig. 3): They were also traditional ranchers having low dependency on cattle production. They maintained a diversified production, which includes cash crops and fresh milk; this required more money invested to pay regular workers, and most of them had to buy their lands. Additionally, they invested in herbicides once a year and they had improved pastures. These ranchers live in the nearest city (Teziutlán) and only spent few hours each day to manage their farms.

**Farming Style C** (FS-C in Fig. 3): They were traditional ranchers having high dependency on cattle production. They have invested high amounts of money and time to improve their pastures, and to use herbicides once a year in their cattle farms. They had a



specialized production to sell fattening calves and/or dairy products and to obtain higher incomes. These ranchers live in small towns within study area, and they invest all their time in the management of their farm.

**Farming Style D:** They were peasant ranchers having a high dependency on all farm production. These ranchers invested much time as possible, including the family labor, to obtain a diversified production which includes cattle production, cash crops and sometimes corn. If the family labor was scarce, the landowner rented part of their grazing lands to other cattle owners without lands. Most of these ranchers had native pastures and use manual control of weeds. In this group, the peasant ranchers with inherited lands (FS-D in Fig. 3) maintained a cow-calf system; meanwhile, the peasant ranchers who had to buy their own lands (FS-D+ in Fig. 3) had a double-purpose system or sold fattening cattle to obtain higher incomes.

**Farming Style E (FS-E in Fig. 3):** They were new ranchers having low dependency on cattle production because their main incomes were from non-farm activities. These ranchers have invested money to buy their lands, and to improve their pastures. They paid a farm manager in addition to regular workers, such that it was not necessary their daily presence. In this group, each cattle system is different: one has dedicated all lands to maintain a fattening system (similar to FS A), other only had dairy cattle to produce milk, and the other maintained a diversified production including a fattening system, coffee plantation, and lambs. From these three ranchers, one lived in Hueytamalco, and the others two lived in cities out of the region.

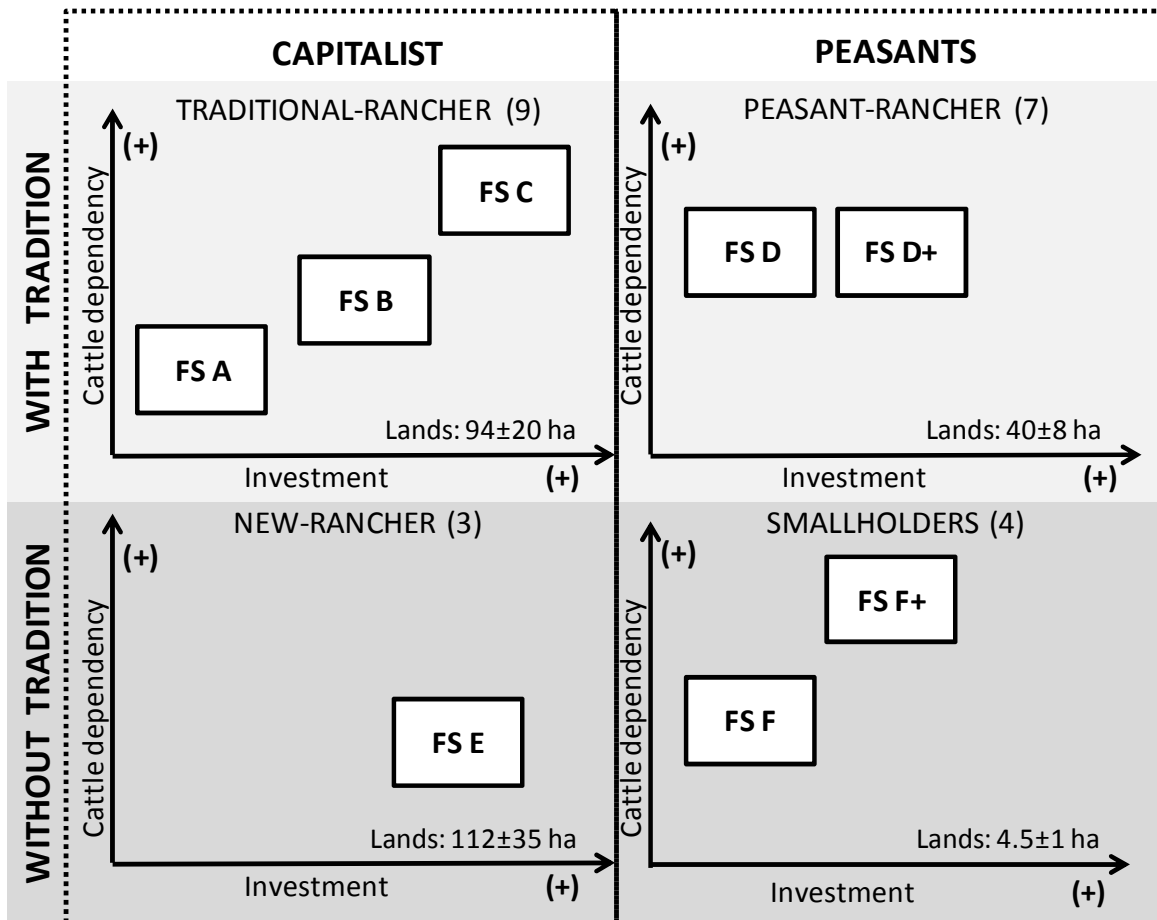


Figure 3 Type of ranchers and their farming styles (FS) in Hueytamalco, Mexico. The experience (with familiar tradition in cattle management or not) and their strategy (capitalist or peasant) distinguish type of ranchers. The level of dependency from cattle production and the level of investment, in time and money, distinguish the farming styles explained in the text. To each type of rancher is given the number of ranchers interviewed (between brackets) and the mean  $\pm$  s.e. of lands managed.

**Farming Style F:** They were smallholder ranchers who maintained a semi-extensive cattle system. This had a higher stocking rate (2.2 adult animals per hectare) than the average (1.5), improved pastures and supplement feed of all cattle to take advantage of their small lands. In this group, we found a difference in the time invested in farming activities according to the level of dependency on farm incomes. Smallholders having less

dependency on cattle production (FS F in Fig. 3) maintained a cow-calf system working few hours daily. Smallholders having high dependency of cattle production (FS F+ in Fig.2) maintained dairy cattle investing all their time delivering fresh milk to their customers. Also, they paid temporal workers to do the milking.

#### Forest and tree arrangement in the cattle farms

Nine of the 23 farms had forest fragments in their cattle farms, and most of farms (except one) had trees within the grazing areas. Six farms (26%) maintained fragments of old secondary forest which were under low management at least the last twenty years, only with an occasional harvest of firewood. The respondents mentioned that some wild animals lived in these forests and the tree species most named were *Matudaea trinervia* ('quebracho') and *Quercus xalapensis* ('encino blanco'). Eight farms (35%) had young secondary forest patches. Some patches were used to protect the spring waters and they were under low management. The other patches were frequently disturbed to harvest posts and timber. The species most named were tree species which naturally grow in grazing areas. Old secondary forests were maintained as one or two patches covering large areas (> 10 ha) compare to young secondary forests with several patches covering less than five hectares.

Live fences and isolated trees were the main types of tree cover in grazing areas. *Bursera simaruba* ('chaka') and *Gliricidia sepium* ('cocuite') were the most common species in live fences. According to the main use of isolated trees growing in grazing areas: *Quercus xalapensis* and *Cedrela odorata* were the most common timber species; *Inga* sp. and *Ficus* sp the main species used to shade cattle; and *Croton draco* and *Psidium guajava*

the most common species growing naturally. The presence of riparian vegetation varied among farms: 55% had this vegetation, 22% had not, and 13% had not access to a watercourse. Any species were named specifically as riparian vegetation, apparently ranchers only allow that trees naturally grown in riparian areas. Only in some cases, the ranchers have planted a commercial bamboo species (*Guadua* sp).

#### Farming styles and tree cover in cattle farms

We found similarities between type of ranchers, farming styles and the proportion of forest maintained in cattle farms, identifying five groups with the cluster analysis (Fig. 4). The perceptions of benefits provided by trees were similar among ranchers in each group, except for one rancher (Pe6 in Fig. 4). The reasons to maintain or not forest patches varied among groups, and the conservation of biodiversity was a reason related to personal histories more than other variables. Additionally, we found that the landowner was the responsible for tree management so, when lands were rented, the cattle owner could not make decision about tree cover.

**Group 1** was integrated by peasant ranchers with farming style FS-D (Fig. 4). They maintained all types of tree cover in grazing areas and, mostly, patches of young secondary forests. All tree cover were integrated in the farm management obtaining products such as firewood, wood, posts or fruits, in addition to services as shade. Therefore, peasant ranchers have always encouraged the establishment of new trees in their farms, as a reserve for future usages. Besides, when timber species were not naturally established in their lands, ranchers have planted native (as *Cedrela*) or exotic (as *Pinus*) tree species according to

their preferences. We also found one peasant rancher who has maintained a big old secondary forest (22 ha) because he wanted to conserve biodiversity.

**Group 2** was integrated by most of traditional ranchers having low dependency of farm incomes (farming style FS-A and FS-B, Fig 3). They have used isolated trees and live fences to facilitate cattle management in grazing areas, but only one rancher had riparian vegetation, and other had planted a commercial bamboo species. They have maintained different amount of forests (0 to 46% of total area) and for different reasons. The two biggest forest patches (about 30 ha each one) have been maintained mainly due to esthetical reasons as ranchers enjoyed seeing wildlife in their forests. Other rancher has maintained a small young secondary forest located in an inaccessible area to protect the spring water. The last rancher was a particular case. He has seeded exotic tree species very valuable to him (mainly *Pinus* and *Casuarina*) mainly to protect the soil. In general, forest areas were not involved with farm production, and the establishment of new trees was allowed when species were useful to workers of the farm.

**Group 3** was integrated mostly by traditional ranchers with high dependency of cattle production incomes (farming style FS-C, Fig.3). They have removed all forest patches of their lands to establish, mainly, pasture to feed the cattle. However, they kept all types of tree cover in grazing lands (isolated trees, live fences and riparian vegetation). These ranchers used only few tree species to protect watercourses, to shade cattle and, to establish live fences. The establishment of new trees was very limited. This description includes Nw1, and excludes Tr4 and Pe6 (Fig. 4).

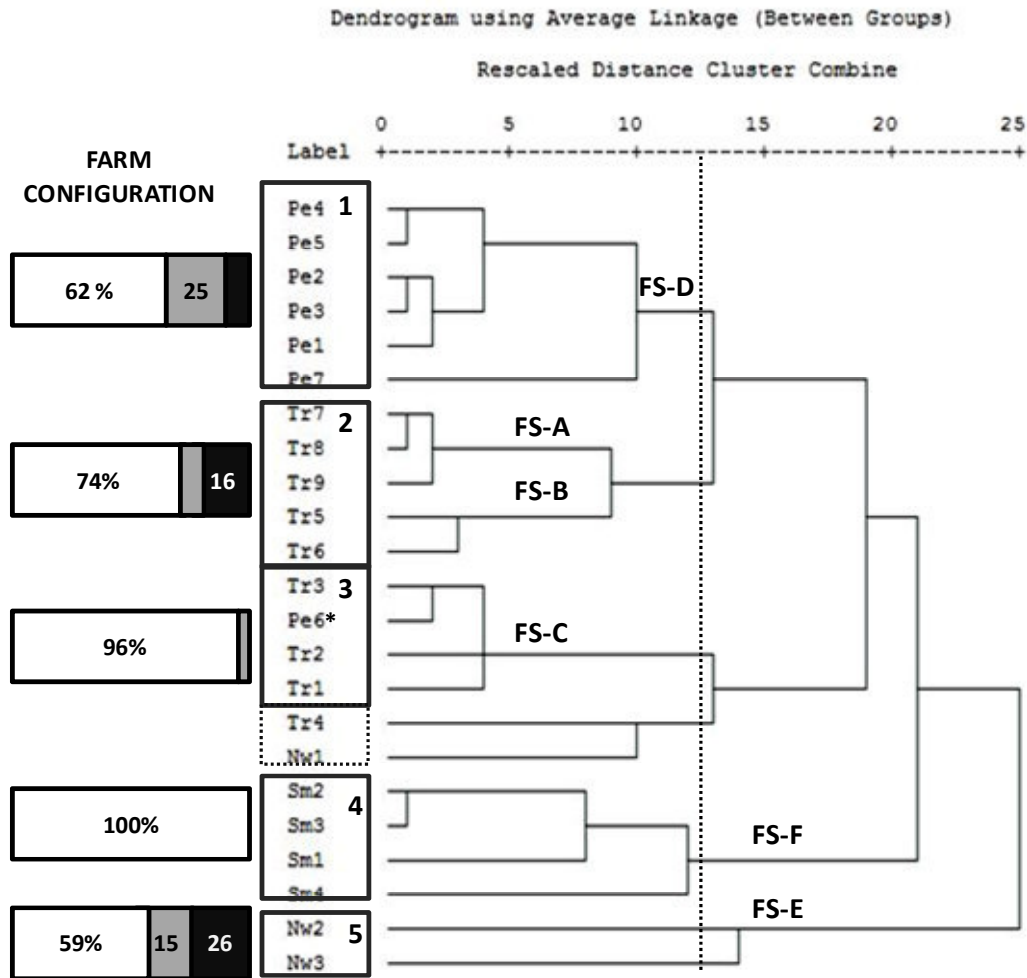


Figure 4 Ranchers grouped according to their type, farming style, and amount of forest maintained in their farms. Additionally, it is showed the main farm configuration per group as percentage to each land use in farms: cattle production (white color), crops production (grey color) and forest (black color)

**Group 4** was integrated by the smallholders with farming style FS-F (Fig. 4). They have removed all forest areas to establish cattle production. These ranchers used their lands intensively and trees were seen more as a production constraint than as a source of benefits. Therefore, they used only two or three tree species to establish live fences, and to shade cattle, with the minimum number necessary.

**Group 5** was integrated by the new ranchers who live outside the study area, with farming style FS-E (Fig. 4). They had differences in their farm management and farm configuration but both have maintained the patches of secondary forest since they bought their lands. In grazing areas all types of tree cover were present, and products from trees were frequently used by regular workers who lived in the farm area. The forest areas were not involved in the farm production, and they were not under any management. In one case, native tree species have been seeded to increase the richness of riparian vegetation area.

## 6. DISCUSSION

To our knowledge, this is the first time that the perception of benefits of trees has been analyzed including the heterogeneity of ranchers, and their farming styles. According to our results, we would like to focus the discussion in three relevant aspects: 1) the heterogeneity among ranchers was the most relevant factor to understand differences between cattle farms management and their tree cover; 2) the benefits from trees were perceived in a different way among different types of ranchers which could explain differences in tree cover in farms; and 3) the implications of these results on the enrichment of tropical cattle farms.

### Heterogeneity in tropical cattle ranching

In our study, the regional history influenced the types of ranchers currently found. Similar types of ranchers have been identified in other tropical Latin American areas with similar economical history. For instance, traditional ranchers, whose families have been involved in the cattle business from the beginning, are present in other tropical areas where cattle production was introduced before 1950 (Kaimowitz 1996). The peasant ranchers, and

their diversified production, are present in most Latin American areas where public policies encourage the expansion of extensive cattle ranching (Howard-Borjas 1992; Chauvet 1999; Keilbach et al. 2001; Fudemma and Brondízio 2003). In other areas new ranchers have been characterized, as in our study, as new investors without experience in cattle management looking for a low-risk activity (Edelman 1985; Kaimowitz 1996). And finally, smallholders or ranchers with limited access to land (Kaimowitz 1996) are common in rural areas where the division of properties between heirs has been created smaller properties (Edelman 1985; Lazos-Chavero 1996; Keilbach et al. 2001).

As other studies have showed, although focused only in peasant farmers, we found that the access to resources as land (Barlett 1977; Lazos-Chavero 1996), and the availability of capital and labor (Fudemma and Brondízio 2003) are the most important factors to make management decisions in farm. Additionally, the farm management usually wants to maximize profitability reducing the loss-risk (Barlett 1977; Velázquez-Hernández 1995).

The differences found in farming styles could be explained for the profitability obtained. The “traditional” extensive model, applied mainly by traditional ranchers (FS-A, Fig. 3), required a low investment in labor because livestock mainly feed native pastures but this model generates a low level of production per unit of area. So that, their profitability depends on the amount of lands managed (Edelman 1985; Lazos-Chavero 2001). However, bigger farms (FS-C or FS-E, Fig. 3) had the alternative to invest in improved pastures to establish fattening systems. This system is profitable because their operating costs are low if ranchers buy local calves at lower prices, and if ranchers are engaged with the merchandizing of products to obtain higher prices (Villegas Durán et al. 2001). The small farms (as FS-D, Fig.2) have not enough lands to support a fattening



system so they have reduced their costs using familiar labor (Howard-Borjas 1992). They usually obtain a low production easily sold but receiving lower prices (Villegas Durán et al. 2001). The smallholders, with the smallest lands (FD-F, Fig. 3), have had to change the extensive model by a semi-intensive, using more intensive management to increase the production per area (Howard-Borjas 1992).

The differences found in the patterns of land use in farms: lands dedicated exclusively to cattle ranching, or mixed crop and cattle production could be associated with the loss-risk that each type of rancher could accept. A diversified strategy combining productive activities is aimed to take advantage of market opportunities, and minimize loss-risk (Futemma and Brondízio 2003). Meanwhile, when ranchers decide establish only one land use in their farms usually is searching the increase of production, through the specialization (Velázquez-Hernández 1995; Chauvet 1999). In this case the ranchers take more risks, and sometimes the producers have small lands, so they cannot choose and they only can maintain one land use (Velázquez-Hernández 1995).

#### Farming styles and farm configuration

Gerritsen (2010) has indicated that different farming styles create a gradient of diversification in the configuration of farms, which could be supported with our results. Our results apparently showed that those ranchers focused only in cattle production, and their profitability, have not maintained forest areas. This is the case of capitalist ranchers of group 3 (Fig, 3) who have removed all forest area to support their specialized production, which is similar to the results of Velázquez-Hernández (1995). The smallholders (group 4, Fig.3) also have not cover tree in their farms, but this is to apply a high intensity

management as it has been reported by previous studies (Howard-Borjas 1992; Kaimowitz 1996; Lazos-Chavero 2001).

In the middle of this gradient of diversification would be those capitalist ranchers not only focused in the profitability of their farms. Thus happens probably because their main incomes were from non-farm activities. These ranchers could take more risks in farm activities, and they frequently kept forest patches in their farms. Additionally, Kaimowitz (1996) has indicated that traditional ranchers have maintained a “cattle culture” which valued more than the profits in their farms. This was found, for example, when ranchers said that old forest is appreciated by esthetical reasons.

Finally, the most heterogeneous spatial farms were those belonging to peasant ranchers, similar to results of Velázquez-Hernández (1995). This could be explained because the subsistence of peasant ranchers and their families is closely related to the products obtained in their lands, including all the obtained from trees (Velázquez-Hernández 1995; Martínez and Gerritsen 2007). This is probably the relationship usually reported in studies about tree species growing in cattle systems and their main uses (firewood, fruits, posts, wood, and shade to cattle) (Salam et al. 2000; Cajas-Giron and Sinclair 2001; Love and Spaner 2005; Harvey, Villanueva, et al. 2008). Our results also showed that these benefits and uses are not valued by all ranchers equally.

#### The implications to enrich tropical cattle farms

Our results suggest that in Hueytamalco, as other tropical regions, the low value of forest land and forest products could be explained for the lack of forest markets and public policies in this sector. As result, forestry is not a profitable activity, especially if it is

compared with cattle ranching and crop production (Kaimowitz 1996; Anta Fonseca and Carabias 2008). Based on this, we will discuss some implications of our results to promote the enrichment of tropical cattle farms, not only given an economic value of tree species.

The main characteristics of cattle production in Hueytamalco were: be extensive, mainly focus in beef cattle, and developed by non-indigenous people in private lands. These are similar to conditions found in other tropical areas in Mexico (Velázquez-Hernández 1995), most part of Central America (Edelman 1985; Kaimowitz 1996), and Brazil (Walker et al. 2000). Therefore, we expected that implications will be applicable beyond our study area.

To promote the enrichment of tree diversity in cattle farms, probably each type of rancher required a specific strategy because each type of rancher have responded differently to similar conditions (Kaimowitz 1996). Our results showed a strong link between peasant ranchers and their farms, including all tree cover. In this case, the enrichment strategy should include tree species that provide a direct benefit to peasant ranchers, as Fischer et al. (2012) has suggested. It frequently has been reported that, to peasant ranchers, the most valued species are multipurpose tree species (Salam et al. 2000; McDonald et al. 2003) and timber species (Beer et al. 2003). So that, we suggest that native species with these characteristics, chosen by ranchers, could be a good alternative to enrich grazing areas and secondary forests.

The capitalist ranchers with low dependency of farm production, and not only focused in the profitability, maintained most of the old secondary forest identified in our study. To conserve these forest patches, and increase tree cover, might be suitable promote

payments for ecosystem services, as carbon sequestration or water protection, similar to programs promoted in Nicaragua (Pagiola et al. 2007). Additionally, these ranchers could take more risks in the adoption of new tree species in grazing lands, but at the same time, they probably would prioritize the economic benefits of trees growing in productive lands, as Salam et al. (2000) have found. So that, the possibility to enrich their farms might be develop markets to tropical timber species to give them a market value, as it has been proposed to some areas in Central America (Camargo et al. 2000; Beer et al. 2003).

The adoption of new tree species could have more limitations in the case of ranchers with a homogeneous spatial use of their lands, especially if they have small lands (Salam et al. 2000). To smallholder ranchers it is necessary an alternative model to be profitable their lands. They would not take any risk to change their farm management if they believe that this will reduce their current production. To ranchers managing large farms ( $\geq 70$  ha), we believe that will be difficult to change their farm management, but probably the tree cover could be increased in non-productive or eroded lands, and maybe enriching diversity in riparian vegetation.

Our study shows that we cannot see ranchers as a single and uniform group, not even in the same region. To understand such heterogeneity it is necessary interdisciplinary vision exploring social, economic, historic and ecological factors. Only including this complexity we were able to understand the management decisions and farming styles of ranchers and farm configuration in Hueytamalco. This interdisciplinary approach is essential in order to develop successful farming strategies, which could enhance rural livelihood and improve the conservation value of tropical landscapes.

## 7. REFERENCES

- Anta-Fonseca S & J Carabias (2008) Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad. En: Capital Natural de México vol III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad CONABIO, México
- Barlett PF (1977) The structure of decision making in Paso. *American Ethnologist* 4(2): 285-307
- Beer J, Ibrahim M, Somarriba E, Barrance A & Leakey R (2003) Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. In: Cordero J, Boshier DH (eds) Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Cajas-Giron YS & FL Sinclair (2001) Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems* 53: 215-225
- Camargo C, Ibrahim M, Somarriba E, Finegan B & Current D (2000) Factores ecológicos y socioeconómicos que influyen en la regeneración natural de laurel (*Cordia alliodora*) en sistemas silvopastoriles del trópico húmedo y sub-húmedo de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 7 (26): 46-52
- Chacón-León M & CA Harvey (2006) Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26
- Chauvet M (1999) La ganadería bovina de carne en México: del auge a la crisis Ed. UAM – México
- CONAPO (2010) Índice de Marginación Por Localidad, 2010. Consejo Nacional de Población
- Edelman M (1985) Extensive land use and the logic of the latifundio: a case study in Guanacaste Province, Costa Rica. *Human Ecology* 13 (2): 153-185
- Estrada A (2008) Fragmentación de la selva y agrosistemas como reservorios de conservación de la fauna silvestre en Los Tuxtlas, México. In: Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Harvey CA y Sáenz JC (Eds) Ed. INBio. Costa Rica

- FAO (2009) The state of food and agriculture: Livestock in balance. Roma, FAO
- Fischer J, Hartel T and Kuemmerle T (2012) Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters* 5 (3): 167–75
- Futemma C & Brondizio ES (2003) Land reform and land-use changes in the lower Amazon: Implications for agricultural intensification. *Human Ecology* 31 (3): 369-402
- Gallardo Nieto JL (2006) Situación actual y perspectiva de la producción de carne de bovino en México 2006. SAGARPA - México
- Geist HJ & Lambin EF (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52 (2): 143-150
- Gerritsen PRW (2010) Perspectivas campesinas sobre el manejo de los recursos naturales. Mundi-Prensa, México
- Guevara S & Laborde J (1993) Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108:319-38
- Guevara S, Meave J, Moreno-Casasola P & Laborde J (1992) Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* 3 (5): 655-664
- Guevara S, Laborde J & Barrera O (1997) Potrerros y ganadería In *Historia Natural de Los Tuxtlas*, edited by E González-Soriano, R Dirzo & RC Vogt México - UNAM.
- Harvey CA & Haber WA (1998) Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68
- Harvey CA, Tucker N I, Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. In: Schroth G, da Fonseca GAB, Harvey CA, et al., (eds) *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC
- Harvey CA, Villanueva C, Villacís J, Chacón M, Muñoz D, Lopez M, Ibrahim M, Gomez R, Martínez J, Navas A, Saenz J, Sánchez D, Medina A, Vílchez S, Hernández B, Perez A, Ruiz F, Lopez F, Lang I & Sinclair FL (2005) Contribution of live fences to

the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystem and Environment* 111: 200-230

- Harvey CA, Guindon CF, Haber WA, Hamilton D & Murray G (2008) La importancia de los fragmentos de bosque, los árboles dispersos y las cortinas rompevientos para la biodiversidad local y regional: el caso de Monteverde, Costa Rica. In: *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* (Harvey CA y JC Sáenz Eds). INBio, Heredia, Costa Rica
- Harvey CA, Komar O, Chazdon R, Ferguson BG, Finegan B, Griffith DM, Martínez-Ramos M, et al. (2008) Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* 22 (1): 8–15
- Harvey CA, Villanueva C, Ibrahim M, Gómez R, López M, Kunth S & Sinclair FL (2008) Productores, árboles y producción ganadera en paisajes de América Central: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. En: *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* (Harvey CA y JC Sáenz Eds). INBio, Heredia, Costa Rica
- Harvey CA, Villanueva C, Esquivel H, Gómez R, Ibrahim M, López M, Martínez J, Muñoz D, Restrepo C, Saenz JC, Villacis J & Sinclair FL (2011) Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *Forest Ecology and Management* 261: 1664-1674
- Hernández-Tejada V (2004) Diagnóstico del Municipio de Hueytamalco, Puebla. Mun. Hueytamalco [reporte interno]
- Howard-Borjas P (1992) Cattle and crisis: the genesis of unsustainable development in Central America. *Land Reform Issue* 1995 FAO
- INEGI (1930) Primer Censo Agrícola-Ganadero
- INEGI (1930) V Censo General de Población
- INEGI (1940) VI Censo General de Población
- INEGI (1950) VII Censo General de Población
- INEGI (1960) IV Censo Agropecuario

- INEGI (1960) VIII Censo General de Población
- INEGI (1970) V Censo Agropecuario
- INEGI (1980) X Censo General de Población y Vivienda
- INEGI (1990) XI Censo General de Población y Vivienda
- INEGI (1991) VII Censo Agropecuario
- INEGI (1995) Conteo de Población y Vivienda
- INEGI (2000) XII Censo General de Población y Vivienda
- INEGI (2005) II Conteo de Población y Vivienda
- INEGI (2007) VIII Censo Agropecuario
- INEGI (2009) Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Hueytamalco, Puebla
- INEGI (2010) Censo de Población y Vivienda
- Kaimowitz D (1996) Livestock and deforestation in Central America in the 1980s and 1990s: a policy perspective (No. 9). CIFOR
- Keilbach BN, Chauvet SM & Castañeda ZY (2001) De maiceros a ganaderos. La Ganadería campesina como una alternativa ante la crisis de granos. En: Situación y perspectivas de la ganadería en México. UACH
- Laurance WF (1999) Reflections on the tropical deforestation crisis. Biological Conservation 91(2): 109-117
- Lazos-Chavero E (1996) La ganaderización de dos comunidades veracruzanas. Condiciones de la difusión de un modelo agrario. En: El ropaje de la tierra: Naturaleza y cultura en cinco zonas rurales (Paré L y Sánchez MJ coordinadoras) Ed. Plaza y Valdés, México
- Lazos-Chavero E (2001) Ciclos y rupturas: Dinámica ecológica de la ganadería en el Sur de Veracruz En: Historia ambiental de la Ganadería en México. Lucina Hernández (Compiladora). Instituto de Ecología A.C. Xalapa- México



- Love B & D. Spaner (2005) A survey of small-scale farmers using trees in pastures in Herrera Province, Panama. *Journal of Sustainable Forestry* 20 (3): 37-65
- Maldonado MN, Grande DJ, Fuentes EE, Hernández S, Pérez-Gil F & Gómez A (2008) Los sistemas silvopastoriles de la región tropical húmeda de México: el caso de Tabasco. *Zootecnia Tropical* 26: 305-308
- Martínez LJ & JA Zinck JA (2004) Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil Tillage Research* 75: 3-18
- McDonald MA, Hofny-Collins A, Healey JR & Goodland TCR (2003) Evaluation of trees indigenous to the montane forest of Blue Mountains, Jamaica for reforestation and agroforestry. *Forest Ecology and Management* 175: 379-401
- Murgueito E, Calle Z, Uribe F, Calle A & Solorio B (2011) Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forestry Ecology and Management* 261: 1654-1663
- O'Mara FP (2011) The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 7-15
- Pagiola S, Ramirez E, Gobbi J, de Haan C, Ibrahim M, Murgueitio E & Ruíz JP (2007) Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological Economics* 64: 374-385
- Pezo D & Ibrahim M (1998) *Sistemas Silvopastoriles*. 2da ed. Turrialba - Costa Rica IICA / CATIE
- Potvin C, Owen CT, Melzi S y Beaucage P (2005) Biodiversity and modernization in four coffee-producing villages of Mexico. *Ecology and Society* 10 (1): 18
- Pulido-Santacruz P & Renjifo LM (2011) Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agroforestry Systems* 81: 15-30
- Ranganathan J y GC Daily (2008) La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de mesoamérica manejados por humanos. In: *Evaluación y*

conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica (Harvey CA y JC Sáenz Eds) Ed. INBio. Costa Rica

- Salam MA, Noguchi T & Koike M (2000) Understanding why farmers plant trees in the homestead agroforestry in Bangladesh. *Agroforestry Systems* 50: 77–93
- Sánchez-Beltrán SMP (1984) Determinación de micronutrientos en suelos y muestras foliares de *Coffea arabica*, en Andosoles de la zona cafetalera de Hueytamalco, Estado de Puebla. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias Biológicas - Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Shibu J (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76 (1): 1-10
- Somarriba E (1992) Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agroforestry Systems* 19 (3): 233-240
- Soto-Pinto L, Anzueto M, Mendoza J, Jiménez-Ferrer G, & de Jong B (2010) Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 78 (1): 39-51
- Velásquez-Hernández E (1995) Cuando los arrieros perdieron sus caminos: la conformación regional del Totonacapan. Colegio de Michoacán. Zamora, Michoacán. México.
- Villegas Durán G, Bolaños Medina A & Olguín Prado L (2001) La Ganadería en México. *Temas Selectos de Geografía en México*. Mexico Ed. Plaza y Valdés - UNAM.
- Walker R, Moran E & Anselin L (2000) Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: external capital and household processes. *World Development* 28 (4): 683-699

## SUPPLEMENTARY MATERIAL 1

Interviews applied to cattle managers in Hueytamalco, Puebla, Mexico (in Spanish)



CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS (CIEco)  
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO (UNAM)



### ENCUESTA A GANADEROS EN EL MUNICIPIO DE HUEYTAMALCO – PUEBLA

Encuesta N° \_\_\_\_\_ Fecha: \_\_\_\_\_ Poblado: \_\_\_\_\_

#### I. Datos del encuestado:

Nombre: \_\_\_\_\_

Procedencia: \_\_\_\_\_ Tiempo viviendo en la zona: \_\_\_\_\_

Edad: \_\_\_\_\_ Cargo en la finca: \_\_\_\_\_

¿Cómo y cuándo aprendió a manejar el ganado?

¿Cuántos años lleva dedicado a esta actividad?

¿Algún familiar también se dedicó a la misma actividad?

## II. Datos de la finca y mano de obra:

Finca n°	Área (ha)	Ubicación	Carretera cercana	Tenencia	N° trabajadores fijos

- ¿Emplea mano de obra familiar en sus terrenos?,  
 ¿Sus hijos se interesan en la actividad de la(s) finca(s)?,  
 ¿Cuál es la época en que se emplean más jornaleros?

## III. Datos de usos de suelo en finca:

Finca n°	Área cultivos perennes (ha)				Área cultivos temporales (ha)			Área de selva (ha)	
	Café	Cítricos	Plátano	Otros	Maíz	Frijol	Otros	Madura	Achual

- ¿Por qué tiene cultivos además de ganado?, ¿qué beneficio recibe?,  
 ¿Por qué mantiene áreas de selva o de achual?, ¿qué beneficio recibe?

## IV. Datos sobre el manejo del ganado bovino en la finca:

Finca n°	Finalidad	N° animales secas	N° animales lluvias	Especie pastos	Área pastos mejorados	Uso y frec - malezas	Uso y frec fertilizante	Uso y frec fuego	N° corrales	Razas de bovinos

Tipo y manejo del pastoreo del ganado (continuo, rotacional, semi-estabulado, estabulado)  
 Diferencias entre la época seca y de lluvias.

**V. Presencia de árboles en la finca:**

Finca n°	Acceso a arroyos, ríos	Presencia árboles	Cercas vivas	Especies	Árboles sombra	Especies	Vegetación en arroyos	Especies

¿Hace uso de los árboles que crecen en los potreros?, ¿qué árboles y usos?

¿Le gustaría tener más árboles en sus potreros?, ¿porqué?

¿Qué árboles le gustaría tener en sus potreros?, ¿porqué esos árboles?

**VI. Para tomadores de decisiones sobre el manejo de las fincas**

Si tiene más de una finca, ¿hay alguna relación entre estas fincas?, ¿mueve animales de una finca a otra en alguna época del año?, ¿cosecha en una finca para alimentar al ganado en otra? O es que cada finca se maneja independientemente de las demás.

¿Qué dificultades tiene para aumentar la producción de su ganado, o para tener más animales?

¿Tiene dificultades para comercializar el producto que obtiene del ganado?

¿Reciben apoyo del gobierno, de Margaritas o de la Asociación Ganadera Local?

¿Cree que otras fincas hacen un manejo similar al que usted hace del ganado?,

¿Hay alguna diferencia en el manejo si el ganado se utiliza para la producción de pie de cría, o para la producción de leche?

<b>Variable</b>	<b>Description</b>	<b>Values of variable</b>
<b>BACKGROUND OF RANCHER</b>		
<b>Dependency</b>	Level of dependency from cattle production or main source of incomes	Cattle production > Farm production > Non-farm activities
<b>Tradition</b>	If relatives (parents, grandparents) were involved in cattle production.	Yes > No
<b>Rancher's origin</b>	If rancher was born and currently lives in the study area	Local > live in nearest city > Foreign
<b>Money investment</b>	Money invested in fixed costs estimated by land tenure + main type of labor force	(Rent land > private land) + (regular worker > temporary worker > familiar workforce)
<b>Time invested</b>	Time invested in cattle production	Milking > not milking
<b>Experience</b>	Number of years dedicated to cattle production.	Between 2 and 35
<b>Cattle legacy</b>	Level of involvement of next generation in cattle production	Descendant work in cattle farm > visit cattle farm > not interested
<b>FARM MANAGEMENT</b>		
<b>Diversification</b>	Number of land uses in the farm + percentage of area intended to cattle production	Only cattle production < most of land intended to cattle < at least 2 land uses and <75% of land intended to cattle < more than 2 land uses.
<b>Intensity<sup>1</sup></b>	Cattle management intensity index (CMI) value between 0 and 1: stocking rate, non-native pasture species, weeding.	Low: 0.19 to 0.30 / Moderate: 0.35 to 0.55 / High: 0.71 to 0.81 / Very high: > 0.90
<b>Type of cattle production</b>	Based on cattle products sold, those that required more money investment (specialized) or not (simple).	Specialized production (fattened cattle or dairy products) > simple production (weaned calf or milk)
<b>Seasonality</b>	Ranchers reduce their cattle herd during the winter season ( lowest pasture availability)	Yes / No
<b>Supplementation</b>	Ranchers used supplement cattle feeding during the year	Yes / only in winter
<b>Extension</b>	Total farm land, in hectares	From 2.5 to 192 ha
<b>Number of land units</b>	Number of units of lands managed by the same rancher	From 1 to 5
<b>Purpose</b>	Cattle productive purpose	Beef / Dairy / Dual-purpose
<b>Altitude</b>	The altitude in which land unit is located	From 380 to 1080 masl

**SUPPLEMENTARY MATERIAL 2** - Name, description and values observed of all variables used to describe ranchers' background and characteristics of farm management in Hueytamalco, Mexico based on the information from 23 interviews to local ranchers

Fotos de los sistemas ganaderos en el área de estudio (Hueytamalco, Puebla)



*Vista del paisaje en Hueytamalco, Puebla. En el centro el Rancho “Bejuco” de A. Martínez*



*L. Martínez, ganadero entrevistado, con su ganado mientras reciben suplemento alimenticio*





*Rancho “La Garita” de Joaquín de la Rosa*



*Rancho de M. Ruiz. Se observa el pasto de corte, área de pastoreo y el bosque*



## **CAPITULO III**

# **Propagación y manejo de ocho especies leñosas nativas seleccionadas para enriquecer sistemas ganaderos tropicales**

Beatriz Fuentealba

## INTRODUCCIÓN

En las áreas tropicales de Latinoamérica, la expansión de la ganadería bovina ha generado importantes impactos ambientales como la deforestación y pérdida de biodiversidad (Laurance 1999; Geist & Lambin 2002). El ganado, además, ocasiona la compactación y pérdida de fertilidad del suelo (Buschbacher et al. 1988; Martínez & Zinck 2004), y es causante del 18% de los gases invernadero emitidos (O'Mara 2011). La presencia de pastos altera el banco de semillas del suelo, reduciendo la capacidad de regeneración de la vegetación nativa (Uhl et al. 1988; Nepstad et al. 1996; Martínez-Ramos & García-Orth 2007). La ganadería, a la vez, es una actividad de gran importancia socio-económica y el principal uso de suelo productivo en Latinoamérica (Ramankutty et al. 2008). La producción de ganado es el medio de subsistencia para un importante sector de la población rural (Castelán Ortega et al. 2008; Herrero et al. 2009), y provee más del 40% de la proteína consumida en la dieta humana en Latinoamérica (FAO 2009).

Ante esta situación, es necesario desarrollar sistemas ganaderos que, sin dejar de ser productivos, sean más amigables ambientalmente (Perfecto & Vandermeer 2008; Harvey, Komar, et al. 2008). El desarrollo de sistemas silvopastoriles, entendidos como sistemas ganaderos que integran intencionalmente elementos leñosos en su manejo productivo (Somarriba 1992; Moreno-Calles et al. 2013), se han planteado como una alternativa para acercar los objetivos de producción y conservación (Murgueitio et al. 2011). Muchos sistemas ganaderos tropicales ya integran el uso de árboles, principalmente como cercas vivas o árboles de sombra (Harvey et al. 2004; Guevara et al. 2005; Maldonado et al. 2008). En estos casos, se propone incrementar la abundancia y diversidad de los árboles nativos (Harvey et al. 2005), es decir, enriquecer los sistemas ganaderos.

Diversas investigaciones han mostrado que la presencia de árboles en los sistemas ganaderos tropicales pueden incrementar la biodiversidad que se mantiene a nivel local y de paisaje (Ranganathan & Daily 2008; Estrada 2008; Pulido-Santacruz & Renjifo 2011). Las especies leñosas ayudan a restablecer algunas funciones del ecosistema como el ciclaje de nutrientes en el suelo y la captura de carbono (Shibu 2009; Soto-Pinto et al. 2010). Los árboles, además, permiten diversificar los productos que se obtienen en los sistemas ganaderos proveyendo madera, leña, frutos, entre otros (Cajas-Giron & Sinclair 2001; Love & Spaner 2005; Harvey, Villanueva, et al. 2008); y en algunos casos mejorando la calidad de la leche del ganado (Betancourt et al. 2003; Obispo et al. 2008).

Estos beneficios, sin embargo, dependen de la identidad y las características de las especies leñosas presentes. Por ejemplo, los árboles en las zonas de pastoreo pueden ser un refugio y brindar alimento a las especies de flora y fauna silvestre. Pero este efecto es más claro si el árbol establecido tiene frutos carnosos y una copa más densa (Guevara & Laborde 1993; Slocum 2001). Asimismo, el follaje de los árboles puede ser utilizado para alimentar al ganado, especialmente en épocas secas, pero no todas son especies palatables, ni alimentan adecuadamente al ganado (Benavides 1998). Igualmente, no todas las especies son buenas para usarse como leña (McDonald et al. 2003; Ramos et al. 2008). Es decir que, hasta cierto punto, los beneficios generados en el enriquecimiento de los sistemas ganaderos dependerán de las características de las especies que sean seleccionadas.

Otro aspecto importante, es que incluir la perspectiva y necesidades de la población local al seleccionar las especies incrementa la aceptación de las estrategias que buscan aumentar la cobertura arbórea de los paisajes rurales (McDonald et al. 2003; Garen et al. 2009; Suárez et al. 2012). Por ello, se propone que para enriquecer los sistemas ganaderos, las

especies utilizadas deben generar tanto beneficios ambientales como para los ganaderos locales. Además, las especies deben ser capaces de establecerse en las condiciones ecológicas de los sistemas ganaderos para brindar dichos beneficios. Y estas especies además deben ser compatibles con las condiciones de producción de los sistemas ganaderos para que sean adoptadas (Pannell et al. 2006), y que permanezcan en el mediano plazo. En este sentido es importante reconocer que no siempre las especies más valiosas ecológicamente son valoradas por la población local (Rodrigues et al. 2009; Suárez et al. 2012).

Ya que no se cuenta con suficiente información para todas las especies leñosas tropicales, es necesario emplear algunos indicadores para seleccionar adecuadamente las especies. Por ejemplo, para identificar especies con un alto valor para la conservación se han utilizado especies que sean nativas, bajo alguna categoría de protección, o algún nivel de endemismo (Calle & Piedrahita 2007). Asimismo, se usan indicadores para reconocer especies con un alto potencial para la restauración o recuperación de funciones del ecosistema. Estos son, especies que proveen hábitat y/o alimento a la biodiversidad nativa (Elliott et al. 2003), y/o que mejoren el ciclaje de nutrientes y la fertilidad del suelo (especies fijadoras de nitrógeno, que produzcan hojarasca de alta calidad o de fácil degradación; Vázquez-Yanes et al. 2001; Suárez et al. 2012).

Para incluir especies importantes para la población local comúnmente se seleccionan especies que sean útiles localmente (Vázquez-Yanes et al. 2001; Meli et al. 2014), y si tiene más de un uso se considera mejor (Suárez et al. 2012). Turner (1988) propuso un índice para estimar el valor cultural de las especies vegetales. Este índice toma en cuenta además que el número de usos de las especies, la relevancia de estos usos, pero hasta donde he revisado, no se ha incluido en la selección de especies. Y para incluir especies que puedan establecerse en

las áreas ganaderas, se ha utilizado el número de hábitats en que crece como un indicador de que pueden adaptarse a los ambientes perturbados (Meli et al. 2014). Por último, se asume que las especies fáciles de propagar y establecer tendrán mayor probabilidad de ser adoptadas por la población local (Vázquez-Yañes et al. 2001, Meli et al. 2014).

En esta selección, las especies nativas tienen la ventaja de estar mejor adaptadas a las condiciones ecológicas locales, en comparación con las especies exóticas, y los pobladores locales están más familiarizados con ellas (Beer et al. 2003; Montagnini & Jordan 2005). Además, como se ha dicho, aportan los principales beneficios ecológicos. Sin embargo, las especies nativas también presentan limitaciones para su adaptación a los sistemas ganaderos. Hay especies con baja disponibilidad de propágulos (semillas y/o plántulas) viables (Knowles & Parrota 1995; Bonfil-Sanders et al. 2008). Su propagación, establecimiento y manejo puede ser muy costoso para los productores locales (Shibu 2009; Frey et al. 2012). Y hay poco conocimiento sobre su desempeño en condiciones diferentes a las naturales (Montagnini & Jordan 2005). La mayoría de estas limitaciones podrían ser superadas con un mayor conocimiento técnico para el manejo silvícola de las especies nativas, pero son aspectos poco disponibles en la literatura científica (Vázquez-Yanes et al. 2001; Bonfil & Trejo 2010).

En la búsqueda de producir conocimiento relevante para promover el enriquecimiento de los sistemas ganaderos tropicales, los objetivos de este estudio fueron: 1) seleccionar especies leñosas nativas con potencial para crecer en sistemas ganaderos tropicales, y generar beneficios ecológicos y sociales, 2) caracterizar el desempeño de las especies seleccionadas en las condiciones ecológicas perturbadas de un sistema ganadero, 3) caracterizar el potencial de adopción de las especies seleccionadas en la población local, y 4) evaluar los beneficios ecológicos y sociales que las especies seleccionadas generaron en el corto plazo. Finalmente,

con base en la información obtenida se harán algunas recomendaciones para la propagación y manejo de las especies seleccionadas.

## **MÉTODOS**

### Área de estudio

El área de trabajo se ubicó en el Municipio de Hueytamalco (19°58'N, 97°18'W), al Noreste del estado de Puebla en México, entre los 500 y 800 msnm. Esta región presenta un paisaje altamente fragmentado debido a la ganadería bovina, que cubre el 39% del municipio, y actividades agrícolas (42%), principalmente cultivos de café, naranja y plátano. La vegetación natural dominante se ha clasificado como bosque mesófilo de montaña y selva alta perennifolia que representan, respectivamente, el 8% y 7% del municipio (Hernández Tejada 2004; INEGI 2009).

El área de estudio presenta un clima cálido-húmedo con lluvias todo el año, la temperatura media anual es de 22°C y la precipitación media anual 2800 mm (INIFAP *datos sin publicar*). Los suelos dominantes son Andosoles, de origen volcánico y con un alto contenido de materia orgánica (Sánchez Beltrán 1984). En el área de estudio habitan alrededor de 15 mil personas distribuidas en 54 poblados (INEGI 2010). La mayoría de ellos son de origen mestizo y dependen de actividades agropecuarias para sobrevivir (INEGI 2007).

### Selección de las especies leñosas nativas

Las especies leñosas fueron consideradas nativas cuando se registraron dentro de los bosques maduros o secundarios de más de 15 años del área de estudio. De estas especies nativas fueron seleccionadas 12 con base en los siguientes criterios: a) Que generaran beneficios ecológicos: ya sea para la conservación (especies raras en el paisaje, con una

distribución restringida y/o considerada en alguna categoría de protección) y/o para la restauración (especies perennifolias, con síndromes de polinización y/o dispersión zoócora, y/o que mejoren la fertilidad del suelo); b) Que generen beneficios sociales: son útiles para los ganaderos locales, producen forraje, madera, leña y/o sombra para el ganado; c) Con potencial para adaptarse a las condiciones ambientales de un sistema ganadero: que crecen en ambientes perturbados; d) Con potencial de adopción local: con nombre y usos locales.

Estos criterios fueron evaluados usando la base de datos generada por G. Ibarra-Manríquez, H. Paz, L. Martínez y colaboradores (CIEco-UNAM) como parte del Macroproyecto “Productividad sostenible de los hatos de cría en pastoreo” (UNAM). La lista preliminar de 12 especies fue cotejada en campo, y de ellas fueron eliminadas las especies para las que no se encontraron árboles semilleros y sobre las que la población local tenía alguna percepción negativa. Esto último fue determinado mediante 6 entrevistas abiertas a informantes claves. Durante la entrevista se les preguntó su opinión sobre el uso, la importancia y los problemas de cada especie, utilizando los nombres locales recopilados por L. Martínez (*datos sin publicar*). Al final del proceso se seleccionaron 8 especies, incluyendo una liana (Tabla 1).

#### Propagación y fase en invernadero

La colecta de frutos se realizó durante la época de mayor dispersión de semillas, de acuerdo con la fenología de cada especie. Los frutos se colectaron en al menos cinco árboles adultos semilleros (árboles en apariencia saludables produciendo un alto volumen de frutos), separados 50 m o más. Posteriormente se seleccionaron los frutos maduros para la extracción de las semillas, y se registró el esfuerzo requerido para la colecta de frutos y la extracción manual de las semillas. Siguiendo la metodología propuesta por Knowles & Parrota (1995) se

categorizó la dificultad que cada especie presenta para la colecta de sus frutos, según la abundancia de frutos maduros por árbol y la accesibilidad para su colecta manual. Asimismo, se categorizó la dificultad para la extracción de las semillas, según el tamaño de la semilla y el tiempo invertido. En ambos casos se usaron las categorías de fácil, intermedio, difícil.

Durante la extracción de semillas se separaron aquellas con orificios, vacías (que floraban en el agua) o con deformaciones. Las semillas frescas y sin daño evidente fueron usadas para establecer los experimentos de germinación. Un grupo de las semillas seleccionadas de cada árbol fueron medidas y luego secadas en un horno a 80°C, durante al menos 48hrs (Cornelissen et al. 2003) para determinar su peso seco. Los experimentos de germinación fueron establecidos uno o dos días después de la cosecha de frutos, en julio y septiembre 2010, abril y julio 2011. Las semillas se colocaron en grupos de 30 a 50 (MS1), dependiendo del tamaño de la semilla, en cajas de plástico (15 cm de largo x 12 cm de ancho), usando como sustrato una mezcla de suelo de invernadero con 1/4 de arena y 1/3 de vermiculita.

Las cajas se mantuvieron en un invernadero local, cubierto con malla blanca antiáfidos, durante al menos 60 días (excepto *S. scabrida*, MS1) y fueron regadas manualmente cuando era necesario. Por limitaciones logísticas y diferencias en la disponibilidad de semillas, con las especies *F. turrialbana* y *D. arboreus* se realizaron experimentos de germinación en 2010 y 2011, y el número de plántulas emergidas se registró, sólo en las especies propagadas en el 2011, cada dos días. Cuando las plántulas extendían los cotiledones o el primer par de hojas, dependiendo del tipo de plántula, fueron trasplantadas a tubos de plástico negro (tubetes) de 380 cm<sup>3</sup> con sustrato (suelo de invernadero, con 1/3 de vermiculita y 1/5 de fertilizante Organodel Jardín®). A cada plántula se les asignó un código,



se registró la fecha de trasplante, y en cada visita se registró su supervivencia, altura y diámetro basal. Las plántulas fueron mantenidas en el invernadero, y fueron regadas cuando fue necesario. Las especies no pioneras se mantuvieron en condiciones de 50% de sombra hasta un mes antes del trasplante definitivo a campo.

Para analizar la información obtenida en el invernadero, primero se diferenciaron las plántulas emergidas de las establecidas. Las primeras son las que fueron obtenidas de los experimentos de germinación, y las segundas son las que fueron trasplantadas a los tubetes. Con esto se calcularon los siguientes parámetros, para cada especie. a) La emergencia total, como el porcentaje de semillas sembradas que emergieron como plántulas. b) Tiempo medio, como el tiempo que transcurrió hasta obtener la mitad del total de plántulas emergidas. c) Mortalidad inicial, porcentaje de plántulas emergidas que no se establecen. d) Mortalidad total, porcentaje de plántulas establecidas que mueren durante su estancia en el invernadero. e) Tasa de crecimiento en altura y en diámetro basal, como la pendiente generada a partir de la regresión lineal entre la edad de las plántulas (en días) y el tamaño respectivo (en cm).

Debido a la heterogeneidad en las condiciones de germinación y crecimiento de las especies, se calcularon los siguientes indicadores del desempeño de las especies en el invernadero: i) el número de semillas necesarias para obtener una plántula lista para el trasplante, de acuerdo a los parámetros de emergencia y mortalidad de cada especie, y ii) el tiempo (en meses) que cada especie necesitaría estar en el invernadero para generar plántulas de al menos 0.5 cm de diámetro basal, considerado el tamaño adecuado para su trasplante (Martínez-Garza et al. 2013; Fuentealba & Martínez-Ramos 2014). El tiempo fue estimado en meses a partir de la tasa de crecimiento calculada en la sección anterior.

Nº	Nombre científico	Nombre común <sup>1</sup>	Hábitat <sup>1</sup>	Distrib	SP-D <sup>1</sup>	Fertilidad <sup>1</sup>	Usos <sup>1</sup>	Peso semilla (mg)	Densidad madera (g/cm <sup>3</sup> ) <sup>1</sup>	ES	FC
1	<i>Heliocarpus appendiculatus</i> TILIACEAE	Jonote	Bs, Zr, Zv	Am	i, V	hj	Md, Le	1.4	0.19	Pio	arb
2	<i>Trema micrantha</i> ULMACEAE	Matacaballo	Bs, Zv	Am	i, A	mc, hj	Fo, Md, Le	1.6	0.31	Pio	arb
3	<i>Alchornea latifolia</i> EUPHORBIACEAE	Jicarillo, chicalillo	Bm, Bs, Zr, Zv	Am	i, A M	hj	So, Md	80	0.43	Pio <sup>3</sup>	arb
4	<i>Rhynchosia erythroides</i> LEGUMINOSAE	Tripa de vaca	Bs, Zr, Zv	Re	i, G	fn	Fo	94	0.33		li
5	<i>Saurauia scabrada</i> ACTINIDACEAE	Ixlauate	Bs, Zr, Zv	Re	i, A	--	Fo	<1.0	0.38	NP	arb
6	<i>Dendropanax arboreus</i> ARALIACEAE	Temalcuahui	Bs, Zr, Zv	Am	i, A	--	Md	10	0.46	NP	arb
7	<i>Ficus turrialbana</i> MORACEAE	Higuera de hoja ancha	Bs, Zv	Re	i, M	hj	So	<1.0	0.48	NP	arb
8	<i>Matudaea trinervia</i> HAMMAMELIDACEAE	Quebracho	Bm, Bs, Zv	Re <sup>2</sup>	¿?, G	hj	Md	50	0.63	NP	arb

Tabla 1 Características de las especies leñosas nativas seleccionadas. Hábitats en que se encuentra (Hb): Bm= bosque maduro, Bs= bosque secundario, Zr= zona riparia y Zv= cercas vivas. Distribución geográfica (Dg): Am= Amplia o Re= Restringida. Síndrome de Polinización y Dispersión (SP-D): i= polinización por insectos, ¿?= no se conoce síndrome de polinización, A= frutos consumidos por aves, M= frutos consumidos por murciélagos, V= frutos dispersados por viento, G= frutos explosivos o dispersados por gravedad. Aporte a la fertilidad del suelo (FS): hj= producción alta de hojarasca, mc= asociación con micorrizas, fn= asociación con bacterias fijadoras de nitrógeno. Usos: Md= madera, Fo= forraje, Le= leña, So= sombra para el ganado. Peso de semilla (PS) en mg y densidad de madera (Dm) en g/cm<sup>3</sup>. Estatus sucesional (ES): pionera (Pio) o no pionera (NP). Forma de crecimiento (FC): árbol (arb) o liana (li). <sup>1</sup> Datos proporcionados por G. Ibarra-Manríquez, H. Paz y L. Martínez (*sin publicar*) <sup>2</sup> Especie en categoría de protección vulnerable, <sup>3</sup> Especie considerada también como no pionera (Mc Donald et al. 2003).

## Trasplante y desempeño en campo

En julio de 2011 las plántulas de las ocho especies seleccionadas fueron trasplantadas a un rancho ganadero ubicado en la región de estudio. La zona de trasplante fue definida por el dueño del rancho, interesado en recuperar y mantener vegetación forestal en sus tierras. Esta área fue usada hasta hace unos 10 años para el pastoreo del ganado. Previo al trasplante se “limpió” el terreno, cortando las especies herbáceas y trepadoras que dominaban el suelo. Además en el lugar se encontraron algunos árboles de *Cedrela odorata* (“cedro”) sembrados en hileras hace 10 años, por lo que se ubicaron las plántulas trasplantadas entre estas hileras. Las plántulas fueron sembradas con un espaciamiento de 2.5 m, asignando la identidad de la especie al azar, y cubriendo en un área de 1200 m<sup>2</sup> aproximadamente. El número de plántulas por especie cambió de acuerdo a la disponibilidad que se tuvo en invernadero (Tabla 2).

En el momento del trasplante se registró el tamaño inicial (altura, diámetro basal y de copa) de cada plántula, y en cada censo posterior (3, 6, 9, 12 y 20 meses después del trasplante) se registró la supervivencia y tamaño de las plántulas. En el caso de *R. erythroides*, por ser una liana, no se pudo medir el tamaño de copa. La supervivencia fue calculada como la proporción de árboles vivos 20 meses después del trasplante en comparación con las plántulas trasplantadas, por especie. El crecimiento se calculó como una tasa relativa (RGR) con las mediciones de altura y diámetro basal inicial ( $x_i$ , medido el día del trasplante) y final ( $x_f$ , medido 20 meses después) de cada plántula viva.  $RGR = [\ln(x_f) - \ln(x_i)] / \text{tiempo}$ .

Durante el establecimiento inicial, 3 y 6 meses después del trasplante, se estimó la proporción de área foliar afectada por herbivoría y por patógenos. En estos censos se contó el número total de hojas de cada plántula, y se estimó visualmente el porcentaje del área foliar dañado de cada hoja. Con estos datos se calculó el índice de daño foliar (García-Guzmán &

Benítez-Malvido 2003). En todos los censos, además, se registró cuando los individuos presentaban algún daño o enfermedad evidente en su follaje y/o en los tallos. En *R. erythroides* no se pudo registrar el daño foliar. Posteriormente, se revisaron los daños más frecuentes y se calculó la proporción de individuos por especie que presentaron dichos daños.

Con la información obtenida se hicieron los siguientes análisis estadísticos. La supervivencia fue comparada entre especies, tomando en cuenta el diámetro basal inicial y usando un modelo lineal generalizado (GLM), con error binomial y función de enlace logístico (Crawley 1993). El promedio de la tasa relativa de crecimiento (RGR) entre especies fue comparada usando un Análisis de Varianza (ANOVA). El promedio del índice de daño foliar por especie y por tiempo (3 y 6 meses después del trasplante) fue comparado usando un ANOVA. Y finalmente, la frecuencia con que se presentaron los principales daños registrados en cada especie se compararon utilizando un GLM, con error binomial y función de enlace logístico. Todos los análisis fueron hechos usando el programa SPSS 15.0.

### Potencial de adopción local

Como indicadores del potencial que las especies seleccionadas tienen para ser adoptadas por los ganaderos locales se usaron: 1) los costos de propagación y establecimiento de las plántulas para cada especie, cuyos métodos y cálculos fueron hechos en un trabajo previo (Fuentealba & Martínez-Ramos 2014); 2) el índice de valor cultural (IVC) de cada especie, que fue estimado siguiendo la propuesta de Turner (1988), a partir de dos de los tres componentes que propone: la calidad y la exclusividad de cada uso; y 3) las ventajas y limitaciones reconocidas por algunos ganaderos locales en relación a cada una de las especies seleccionadas.

Se realizaron 16 entrevistas semi-estructuradas a ganaderos y trabajadores de ranchos locales sobre su experiencia de manejo y uso de las especies seleccionadas (MS2). A partir de esta información se identificaron las principales limitaciones y ventajas que los ganaderos perciben para el manejo y uso de las especies seleccionadas. Asimismo, para cada especie se diferenciaron los usos asignados, y para cada uso se caracterizó la calidad (q) y la exclusividad (e). La calidad se refiere a que tan vital para la población local es este uso asignado. Por ejemplo, el uso como alimento tiene mayor calidad que el uso como material de construcción. La exclusividad se refiere a que tan difícil es reemplazar a una especie en un uso determinado, un valor más alto significa una mayor dificultad en su reemplazo.

El índice de valor cultural (IVC) de cada especie se calculó como sigue: Siendo entre 1 y n los usos asignados por los ganaderos locales  $IVC = \sum (q * e)_1 + (q * e)_2 + \dots + (q * e)_n$

#### Beneficios ecológicos y para la población local

Por limitaciones logísticas, este estudio abarca únicamente los primeros 20 meses de crecimiento de las plántulas trasplantadas. En este corto plazo fueron evaluados algunos de los beneficios que potencialmente podrían generar las especies seleccionadas. Los beneficios ecológicos analizados fueron: 1) el valor de conservación intrínseco que cada especie aporta con su establecimiento; 2) la disponibilidad de alimento para la fauna silvestre, en el caso de especies precoces; y 3) la modificación del microclima bajo la copa. Mientras que los beneficios para la población local fueron caracterizados por el potencial uso de cada especie, como la provisión de sombra, forraje y leña. Por el corto tiempo de evaluación no se consideró la producción de madera.

El valor de conservación se evaluó a partir de la distribución geográfica de la especie, si se encuentra en alguna categoría de amenaza, y su abundancia en los bosques maduros y secundarios locales (G. Ibarra *datos sin publicar*). Para estimar el aporte a la fauna silvestre se tomó en cuenta los síndromes de polinización y dispersión, además de la fenología de los árboles trasplantados de las especies precoces. Para esto último, se calculó la proporción de individuos que produjeron flores y frutos, y la edad promedio en que la primera floración inició.

Para caracterizar el microclima, en el último censo se registró la temperatura y humedad relativa del aire en dos claros (áreas sin vegetación dentro del área de siembra) y bajo la copa de dos árboles trasplantados de cada especie (excepto *Matudaea trinervia*). Para ello se utilizaron sensores HOBO, siete modelo U12-011 y siete modelo Pro v2 (Onset, EUA). Los sensores se ubicaron a 1.5 m de altura y se programaron para tomar medidas cada 10 minutos, durante 51 horas (entre el 7 y 9 de Marzo del 2013). Para su análisis, los datos se dividieron según las horas del día (7:00 a 18:50 h) y de la noche (19:00 a 6:50 h). Para cada variable ambiental se usó un ANOVA de dos vías comparando las especies (incluyendo los claros como control), y el tiempo (día y noche).

La provisión de sombra fue estimada como la densidad de copa ( $D_c$ ) y el área promedio de la copa ( $A_c$ ) por especie. Para la densidad se utilizaron los datos de intensidad de luz (en  $\text{lum}/\text{ft}^2$ ) obtenidos con 6 sensores HOBO Pro v2, ubicados bajo la copa de un árbol de cada especie. Esta medición no se realizó bajo *F. turrialbana* ya que se copa era muy pequeña.  $D_c$  se calculó como el porcentaje promedio de sombra que generó la copa del árbol durante las horas del día, al compararlo con lo registrado con un sensor ubicado en un claro de la parcela. Para calcular el área de copa de cada árbol se utilizó la siguiente fórmula ( $A_c$ ), y

luego se obtuvo el promedio por especie.  $Ac = \pi \cdot 1/4 \cdot Di_1 \cdot Di_2$ , donde  $Di_1$  y  $Di_2$  son dos diámetros perpendiculares de la copa.

La calidad del forraje de algunas especies (sólo aquellas en que se reportó el uso forrajero) fue evaluado por Luviano (2011) y sus datos son discutidos más adelante. La producción potencial de leña se calculó como el volumen de madera (en  $cm^3$ ) promedio por especie. Para ello, sólo se tomó en cuenta a los árboles con más de 1.5 m de altura, a los que en el último censo se les registró el diámetro a la altura de pecho (DAP) además del diámetro basal (Db). El volumen de madera por individuo se calculó como (modificado de Wishnie et al. 2007):  $V_m = \pi \cdot (Db/2)^2 \cdot (DAP/2) \cdot h/2$ , donde h es la altura total.

## RESULTADOS

### Desempeño en el invernadero

En la colecta las semillas, *Saurauia scabrida* fue la especie que mostró más dificultades (Tabla 2). Fue difícil encontrar frutos maduros en los árboles de esta especie debido a los fuertes vientos que caracterizan su época de dispersión. Esto causó que en 2011 no hubiera frutos maduros para colectar y semillas para germinar. Esta especie, al igual de *F. turrialbana*, tiene semillas muy pequeñas, lo que dificulta su extracción. Se encontró, también que *M. trinervia* parece tener frutos maduros disponibles para su colecta sólo un par de semanas al año. Las semillas de *D. arboreus* y *H. appendiculatus* fueron las más fáciles de obtener, con abundantes frutos y semillas fáciles de extraer.

Las especies arbóreas propagadas durante la época seca tuvieron una baja emergencia, con porcentajes menores al 40% (Tabla 2), pero las plántulas emergidas mostraron una baja mortalidad comparada con la de las demás especies. La germinación en la mayoría de estas

especies se extendió más allá del tiempo de nuestros experimentos (al menos 60 días), lo que muestra una baja sincronía. Por el contrario, las especies propagadas durante la época de lluvias, tuvieron una mayor emergencia pero con una mayor mortalidad entre las plántulas emergidas. Estas especies mostraron una mayor sincronía, destacando *F. turrialbana* (Tabla 2). La única liana propagada (*R. erythroides*) tuvo una baja emergencia y alta mortalidad inicial. Además mostró una baja sincronía, incluso se encontraron semillas desechadas de los experimentos del 2011 germinando en el suelo del invernadero un año después.

La mortalidad de las plántulas establecidas (mortalidad total, Tabla 2) es mayor en las especies que pasan más tiempo en el invernadero. En esta tendencia destaca la baja mortalidad de las plántulas de *D. arboreus* (26% en 11 meses) y la alta mortalidad en *H. appendiculatus* (11% en 2.5 meses). El tiempo estimado que cada especie necesitaría permanecer en el invernadero previo a su trasplante reflejan claramente las diferencias en sus tasas de crecimiento (Tabla 2). Inesperadamente, *F. turrialbana* requirió un tiempo similar al de la especie pionera *T. micrantha* (cuatro meses). Como se esperaba, la especie de mayor densidad de madera, *M. trinervia*, es la que necesita más tiempo antes de su trasplante (casi un año).

Finalmente, la eficiencia al propagar las especies seleccionadas fue medida como el número de semillas que se requieren para obtener una plántula que se pueda trasplantar (Tabla 2). La eficiencia en general fue baja, siendo la mejor en el caso de *T. micrantha* con 3.3 semillas por plántula, mientras que hay especies que requieren más de 8 semillas por cada plántula trasplantada (Tabla 2). No se observaron diferencias en la eficiencia de propagación entre las especies propagadas en la época seca y la de lluvias.



ESPECIE	COLECTA		PROPAGACIÓN					CRECIMIENTO	
	Dispersión	Frutos / Semillas	Emergencia total (%)	T Medio (días)	Mortalidad inicial (%)	Mortalidad total (%)	Sem x Plant	Crec. Alt (mm/día)	Tiempo (meses)
<i>H. appendiculatus</i>	Mar-May	Fácil / Fácil	20.3	43 (34)	1.2	10.6 (69)	5.6	0.077	2.2
<i>T. micrantha</i>	Mar-Oct	Intermedio / Intermed	35.5	36 (54 <sup>2</sup> )	7.7	7.7 (61)	3.3	0.041	4.1
<i>A. latifolia</i>	Abr-May	Fácil / Fácil	20.1	38 (44 <sup>2</sup> )	18.0	3.2 (66)	6.4	0.030	5.6
<i>R. erythrinoides</i>	Mar-May	Intermedio / Fácil	26.8	26 (57 <sup>2</sup> )	55.7	2.0 (69)	8.7	0.021 <sup>3</sup>	7.9 <sup>3</sup>
<i>S. scabrida</i>	Sep-Oct	Difícil / Difícil	67.3	--	73.3	40.6 (276)	9.6	0.031 <sup>3</sup>	5.4 <sup>3</sup>
<i>D. arboreus</i> <sup>1</sup>	Jun-Jul	Fácil / Fácil	45.2 / 41.5	-- / 47 (33)	35.4 / 46.4	26.3 (320)	4.7	0.027	6.2
<i>F. turrialbana</i> <sup>1</sup>	May-Sep	Intermedio / Difícil	55.0 / 77.7	-- / 18 (29)	27.0 / 69.5	52.7 (320)	5.3	0.046	3.6
<i>M. trinervia</i>	Jun	Difícil / Intermedio	56.7	42 (39)	62.7	60.7 (149)	8.6	0.015	11.1

Tabla 2 Características de la colecta, propagación y desempeño en vivero de ocho especies leñosas nativas (Hueytamalco, Puebla). La dispersión son los meses en que los frutos están disponibles para su colecta. Frutos / Semillas es la facilidad para la colecta de frutos y la extracción de las semillas, respectivamente. Tiempo medio (T Medio) o días necesarios para que emerjan la mitad del total de plántulas obtenidas, y entre paréntesis los días que pasaron entre la primera y la última semilla emergida. Se da la mortalidad de plántulas emergidas (Mortalidad inicial) y la de plántulas establecidas (Mortalidad total) y entre paréntesis el tiempo (en días) que pasaron las plántulas en el vivero. Sem x Plant es el número de semillas necesarias para obtener una plántula lista para el trasplante. Crecimiento en Altura (Crec. Alt). Tiempo en meses aproximados requeridos para obtener plántulas de 0.5cm diámetro basal. <sup>1</sup>Especies con dos experimentos de germinación (2010 y 2011) <sup>2</sup> El último día del experimento seguían emergiendo plántulas, <sup>3</sup> regresión lineal no significativa pero se da la pendiente como referencia.

## Establecimiento y desempeño en campo

Todas las especies tuvieron una alta capacidad para establecerse, la mayoría tuvo más del 70% de plantas vivas 20 meses después del trasplante. El tamaño inicial de las plántulas influyó positivamente en la supervivencia de las plántulas trasplantados ( $\chi^2_1=90.9$ ,  $p<0.01$ ), mientras que la identidad de las especies no generó diferencias significativas ( $\chi^2_7=13.2$ ,  $p>0.05$ ). Las tasas de crecimiento de las especies pioneras (*H. appendiculatus*, *T. micrantha* y *A. latifolia*) fueron mayores a las demás, alcanzando tamaños más grandes al final de nuestro estudio (Tabla 3). *Ficus turrialbana*, después del rápido crecimiento registrado en el invernadero, muestra las menores tasas de crecimiento después del trasplante. La liana *R. erythroides*, como se esperaba crece mucho más rápido en altura que los árboles, pero su diámetro basal aumenta más lentamente (Tabla 3).

Especies	n	SOB (%)	Altura (cm)	RGR Alt (cm/mes)	Di basal (cm)	RGR Db (cm/mes)	Arrieras (%)	Daño tallo (%)
<i>H. appendiculatus</i>	36	94.4	532.5 ± 26	0.119 <sup>a</sup>	9.22 ± 0.5	0.142 <sup>a</sup>	41.7 <sup>a</sup>	65.7 <sup>a</sup>
<i>T. micrantha</i>	50	72.0	459.4 ± 29	0.133 <sup>a</sup>	5.62 ± 0.4	0.126 <sup>b</sup>	18.0 <sup>ab</sup>	32.6 <sup>b</sup>
<i>A. latifolia</i>	30	80.0	394.8 ± 26	0.130 <sup>a</sup>	5.46 ± 0.4	0.133 <sup>ab</sup>	10.0 <sup>b</sup>	17.9 <sup>bc</sup>
<i>R. erythroides</i>	23	78.3	408.7 ± 42*	0.251*	0.95 ± 0.1*	0.117*	8.7 <sup>b</sup>	---
<i>S. scabrida</i>	36	91.7	315.0 ± 16	0.087 <sup>b</sup>	4.54 ± 0.2	0.086 <sup>cd</sup>	2.3 <sup>b</sup>	5.9 <sup>c</sup>
<i>D. arboreus</i>	50	90.0	334.5 ± 13	0.093 <sup>b</sup>	4.75 ± 0.2	0.088 <sup>c</sup>	6.0 <sup>b</sup>	4.1 <sup>c</sup>
<i>F. turrialbana</i>	40	85.0	190.1 ± 12	0.047 <sup>c</sup>	3.42 ± 0.2	0.046 <sup>e</sup>	2.5 <sup>b</sup>	7.7 <sup>bc</sup>
<i>M. trinervia</i>	8	62.5	248.6 ± 26	0.077 <sup>bc</sup>	2.66 ± 0.4	0.083 <sup>d</sup>	0.0	12.5 <sup>bc</sup>

Tabla 3 Desempeño de las plántulas de ocho especies leñosas nativas trasplantadas a un rancho ganadero en Hueytamalco, Puebla. Se muestra: el número (n) de plántulas trasplantadas por especie y el porcentaje de supervivencia (SOB), la altura y diámetro basal (Di basal) promedio (± error estándar) 20 meses después del trasplante. La tasa de crecimiento relativo promedio en altura (RGR Alt) y en diámetro basal (RGR Db). También se señala el porcentaje de individuos por especie que sufrieron daño por hormigas arrieras y daño visible en sus tallos. Las diferencias significativas entre especies ( $p<0.05$ ) se señalan con letras diferentes. \* Datos 12 meses después del trasplante

La especie en que se registró el mayor daño fue *H. appendiculatus*, especie en que se presentó con más frecuencia el daño por hormigas arrieras y con daño en sus tallos (Tabla 3). La siguiente especie más afectada fue *T. micrantha* en cuanto a la frecuencia de daño por hormigas arrieras y en sus tallos. El índice de daño foliar (Fig. 1) estimó la proporción del área foliar promedio que fue afectada por herbivoría o patógenos, y sólo *H. appendiculatus* muestra un valor significativamente mayor 3 y 6 meses después del trasplante. Este daño fue generado principalmente por insectos que consumieron sus hojas su área foliar, lo mismo que ocurrió con *A. latifolia* y *D. arboreus*. Mientras que para *F. turrialbana*, *S. scabrida* y *T. micrantha* el ataque de patógenos (reconocidos como manchas foliares de diversos colores) parece ser más importante. En ningún individuo de *M. trinervia* se registró daño foliar.

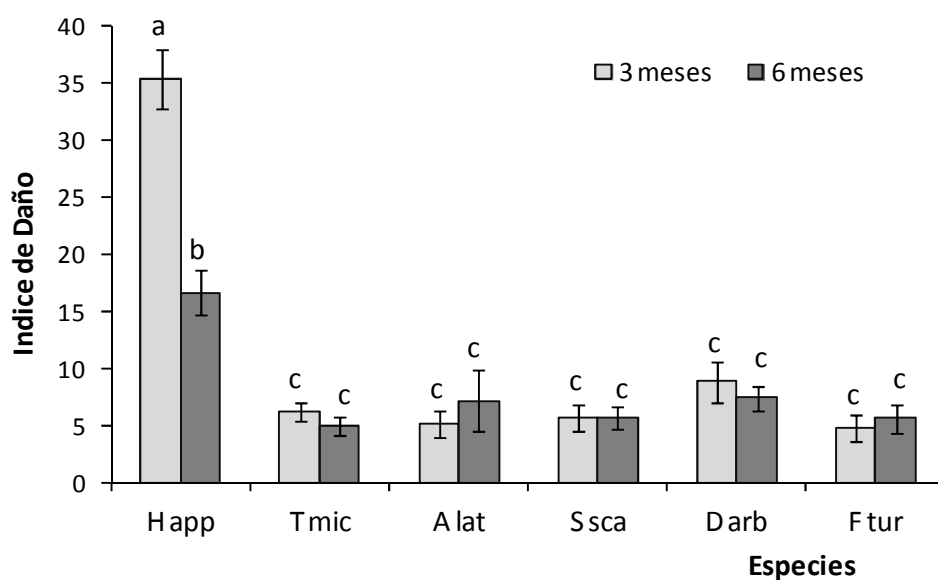


Figura 1. Índice de daño foliar por especie, calculado en plántulas 3 y 6 meses después del trasplante a un rancho ganadero (Hueytamalco, Puebla). Las especies comparadas fueron seis: Happ= *Heliocarpus appendiculatus*, Tmic= *Trema micrantha*, Alat= *Alchornea latifolia*, Ssca= *Saurauia scabrida*, Darb= *Dendropanax arboreus* y Ftur= *Ficus turrialbana*. Las letras señalan diferencias significativas entre especies y tiempo ( $p < 0.05$ ).

## Potencial de adopción local

Las especies seleccionadas mostraron diferente potencial de adopción. De acuerdo con los costos de propagación y valor cultural (Tabla 4) de cada especie se pudieron diferenciar tres grupos. El primer grupo estuvo formado por especies multipropósito (con al menos 4 usos), con un costo de propagación relativamente bajo, y de fácil manejo de acuerdo a las entrevistas. Aquí se incluyen las especies *H. appendiculatus*, *T. micrantha* y *D. arboreus*. El segundo grupo estuvo formado por especies con costos de propagación más altos y pocos usos, pero con un alto valor cultural (*F. turrialbana*, *M. trinervia*). Estas fueron especies difíciles de reemplazar en sus respectivos usos. El tercer grupo fueron especies con un bajo valor cultural, pocos usos identificados y costos relativamente altos de propagación (*A. latifolia*, *S. scabrida* y *R. erythroides*).

ESPECIES	Costos <sup>1</sup>	Nº usos	USOS	IVC
<i>H. appendiculatus</i>	Bajo	5	Leña, vigas, sombra agua, forraje y otros	14
<i>T. micrantha</i>	Bajo	5	Postes, leña, vigas, sombra, forraje	13
<i>A. latifolia</i>	Bajo	2	Postes, sombra	7
<i>R. erythroides</i>	Medio	1	Otros	2
<i>S. scabrida</i>	Alto	1	Forraje*	4
<i>D. arboreus</i>	Medio	4	Postes, leña, sombra, otros	12
<i>F. turrialbana</i>	Medio	3	Sombra*, sombra agua*, otros	13
<i>M. trinervia</i>	Alto	2	Postes*, leña*	16

Tabla 4. Costos de propagación, usos y el índice de valor cultural (IVC) de las ocho especies leñosas seleccionadas. Sombra se refiere a sombra para el ganado, y sombra agua, a sombra para los cuerpos de agua. \* Señala usos en que la especie es difícil de reemplazar. <sup>1</sup> Valores publicados en Fuentealba & Martínez-Ramos (2014)

De acuerdo con la experiencia de los ganaderos, se encontraron algunas limitaciones específicas para el manejo de las especies, y algunas alternativas para la propagación de las especies. Por ejemplo, aunque la sombra de *F. turrialbana* es muy apreciada, se mantiene en bajas densidades en los ranchos y se elige con cuidado el lugar en que se permite su establecimiento porque es un árbol muy grande y longevo. Esta especie, además, se puede establecer usando estacas grandes (2 – 2.5 m de altura). Caso opuesto es el de *M. trinervia*, una especie apreciada pero difícil de establecer, es muy delicada y con alta mortalidad, aunque fácilmente forma bancos de plántulas en el bosque.

El uso forrajero de los árboles parece estarse perdiendo en la zona porque cada vez se utiliza más el pasto de corte como suplemento para la dieta del ganado. En este sentido *S. scabrida* es poco valorada, algunos entrevistados señalaron que a veces se establece naturalmente en los potreros pero que se le ve como maleza. Otros ganaderos creen que el follaje de *T. micrantha* le hace daño al ganado si lo consume, por lo que toman cuidados extra al podar estos árboles. Por último, los entrevistados nos informaron que *A. latifolia*, *H. appendiculatus* y *T. micrantha* pueden establecer naturalmente en los potreros, y esto fue corroborado durante nuestras visitas a la zona, y parece ocurrir sólo cuando hay árboles adultos cercanos.

#### Beneficios ecológicos y para la población local

Se pueden diferenciar dos grupos asociados con su valor intrínseco para la conservación. Las especies de distribución restringida y presentes en diversas densidades en el bosque natural: *M. trinervia*, *F. turrialbana*, *S. scabrida* y *R. erythroides*. Las otras especies, aunque presentes en el bosque natural, tienen una amplia distribución.

En cuanto a la disponibilidad de alimento para la fauna local, se encontró que *T. micrantha* fue la especie más precoz, iniciando su floración 9 meses después de su trasplante, y con la mayor proporción de plantas produciendo flores y frutos (Fig. 2). En un tiempo similar *S. scabrída*, que no es una especie pionera, también inició la producción de flores, aunque en una menor proporción (<10% de individuos). Estas dos especies, además, tienen síndromes de polinización y dispersión asociados con animales. Otras dos especies (*H. appendiculatus* y *R. erythroides*) iniciaron su reproducción precozmente, 20 meses después del trasplante, ambas con cerca del 40% de los individuos produciendo flores y frutos (Fig. 2). En ambos casos es el síndrome de polinización el que se asocia con animales (Tabla 1).

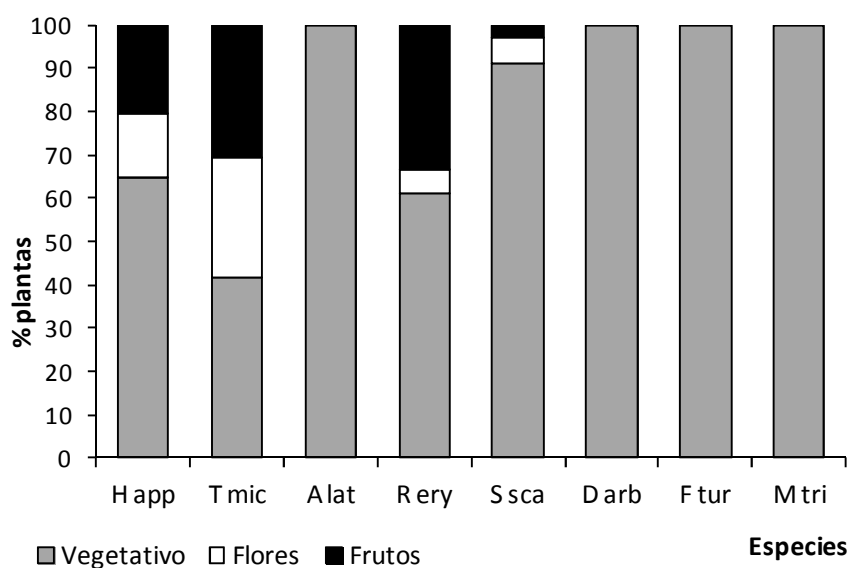


Figura 2. Proporción de plantas por especie que presentaron diferentes estados fenológicos durante los primeros 20 meses después del trasplante. Las especies son Happ= *H. appendiculatus*, Tmic= *T. micrantha*, Alat= *A. latifolia*, Rery= *R. erythroides*, Ssca= *S. scabrída*, Darb= *D. arboreus*, Ftur= *F. turrialbana*, Mtri= *M. trinervia*

En cuanto a la modificación del clima, el dosel de los árboles generó modificaciones durante el día, registrándose una menor temperatura promedio y menor humedad relativa en comparación con las condiciones dominantes en los claros (Tabla 5). Este efecto no fue significativo durante la noche. Al comparar el efecto entre especies, se encontró que bajo la copa de *S. scabrida* se registró la menor temperatura y la mayor humedad relativa. Bajo la copa de *A. latifolia* y *D. arboreus* se registraron las mayores temperaturas promedio, y valores bajos de humedad. Las modificaciones en el microclima no se relacionaron directamente con la densidad ni con el área de la copa. La copa más densa fue la de *S. scabrida* pero la más extensa fue la de *H. appendiculatus*, y la copa que permitió el mayor paso de luz fue la de *T. micrantha*.

ESPECIES	MICROCLIMA		SOMBRA		LEÑA	FORRAJE	
	T día (°C)	HR día (%)	Dc (%)	Ac (m <sup>2</sup> )	PL (cm <sup>3</sup> )	Prot cruda (%) <sup>1</sup>	Digest (%) <sup>1</sup>
Claros	24.4 <sup>a</sup>	75.6 <sup>a</sup>	0.0				
<i>H. appendiculatus</i>	22.2 <sup>bc</sup>	70.5 <sup>bc</sup>	81.0	10.7 <sup>a</sup>	15737 <sup>a</sup>	16.8	53.1
<i>T. micrantha</i>	21.9 <sup>bc</sup>	72.3 <sup>b</sup>	65.0	9.6 <sup>a</sup>	6752 <sup>b</sup>	15.9	71.6
<i>A. latifolia</i>	22.8 <sup>b</sup>	68.9 <sup>c</sup>	82.5	5.1 <sup>b</sup>	4449 <sup>bc</sup>	---	---
<i>R. erythroides</i>	---	---	---	---	---	18.2	32.8
<i>S. scabrida</i>	21.2 <sup>c</sup>	73.1 <sup>ab</sup>	91.9	3.8 <sup>b</sup>	2161 <sup>c</sup>	14.7	62.7
<i>D. arboreus</i>	22.8 <sup>b</sup>	70.9 <sup>bc</sup>	75.1	1.4 <sup>c</sup>	2094 <sup>c</sup>	---	---
<i>F. turrialbana</i>	22.3 <sup>bc</sup>	72.5 <sup>b</sup>	---	0.4 <sup>c</sup>	821 <sup>d</sup>	---	---
<i>M. trinervia</i>	---	---	---	2.8 <sup>bc</sup>	478 <sup>d</sup>	9.9 <sup>2</sup>	42.7

Tabla 5. Beneficios generados por las ocho especies seleccionadas creciendo en un rancho ganadero, 20 meses después de su trasplante. Se muestran los valores promedio por especie de variables relacionadas con a) microclima: temperatura (T día) y humedad relativa (HR día) durante las horas del día (07:00 – 18:50hrs) bajo la copa de los árboles y en áreas sin vegetación (claros); b) provisión de sombra: Densidad de la copa (Dc) y Área de la copa (Ac); c) producción potencial de leña (PL); y c) calidad del forraje: Proteína cruda y Digestibilidad. Las letras señalan diferencias significativas entre especies (p<0.05). <sup>1</sup> Datos de Luviano (2011), <sup>2</sup> alto contenido de taninos

En cuanto a la producción potencial de leña, se encontró que las especies de rápido crecimiento son las que generan un mayor volumen de madera (Tabla 5), destacando *H. appendiculatus*. Cabe indicar que esta evaluación es muy temprana ya que 20 meses después del trasplante, la especie más valorada por su sombra, *F. turrialbana*, aún no provee este servicio ya que su copa es muy pequeña. Lo mismo ocurre con la especie más valorada como fuente de leña, *M. trinervia*, con una baja producción de madera. Por último, la especie más valorada por su forraje, *S. scabrida*, no es la que tiene los mejores parámetros de calidad (contenido de proteína cruda y digestibilidad), sino que lo es *T. micrantha*.

## DISCUSIÓN

Nuestros resultados apoyan la idea que los beneficios que potencialmente aportan las especies leñosas a los sistemas ganaderos dependerán de la identidad de las especies elegidas. Y esto es algo que se necesita discutir más, especialmente porque encontramos que puede haber disyuntivas entre los beneficios obtenidos. A partir de esta idea, la discusión se centra en la valoración diferencial que puede hacerse de las especies seleccionadas, en términos de los beneficios ecológicos que generan y los beneficios que aportarían a la población local. Asimismo, se discute la capacidad que tuvieron estas especies para adaptarse a las condiciones ecológicas y culturales de un sistema ganadero local y las disyuntivas encontradas. Finalmente se dan algunas recomendaciones para aumentar la adopción que estas especies podrían tener entre los ganaderos locales. Cabe resaltar que este trabajo incluyó especies poco estudiadas (*Matudaea trinervia*, *Rynchosia erythroides*, *Saurauia scabrida* y *Ficus turrialbana*), además de una especie poco trabajada fuera de su ambiente natural (*Heliocarpus appendiculatus*).



## Valor ecológico y cultural

De las especies seleccionadas, algunas especies con un alto valor ecológico también tuvieron un alto valor cultural. *Matudaea trinervia* y *F. turrialbana* no sólo son importantes por su distribución restringida. *Matudaea trinervia* es la única especie con alguna categoría de protección (NOM-059-SEMARNAT 2001) de las seleccionadas, y *F. turrialbana* podría jugar un rol fundamental en la alimentación de una amplia gama de animales, como se ha reportado para otras especies de este género (Guevara & Laborde 1993). Ambas especies, además, están brindando un servicio muy apreciado y difícil de remplazar para los pobladores locales. Pero encontramos también el caso opuesto, *S. scabrida* y *R. erythroides* de alto valor ecológico pero bajo valor cultural.

El principal aporte de las especies *H. appendiculatus*, *T. micrantha* y *D. arboreus* en términos ecológicos es su “efecto restaurador” (*sensu* Elliott et al. 2003). Estas especies pueden aportar alimento y refugio a fauna silvestre, incluyendo a los insectos que consumen sus hojas (Juan Baeza 2013), y mejorar las condiciones del suelo al aportar hojarasca de fácil degradación (Valencia Esquivel 2012). Investigaciones previas también han reconocido el alto potencial que tiene *T. micrantha* (Vázquez-Yanes 1998) y *D. arboreus* (McDonald et al. 2003) para la restauración. Este grupo de especies, a la vez, son valoradas por la población local porque pueden ser utilizadas con diferentes propósitos, aunque no sean las especies preferidas para ninguno de estos usos. *Alchornea latifolia* es una especie de amplia distribución, reconocida por su efecto restaurador (Vázquez-Yanes et al. 2001), y aunque es una especie útil en otras zonas (Francis 1993), es poco valorada por los ganaderos locales.

## Adaptación a las condiciones ecológicas

Siguiendo los criterios de Elliott et al. (2003) y Román-Dañobeytia et al. (2012), la mayoría de las especies seleccionadas tuvieron un muy buen desempeño en el área de trasplante. Esto que puede interpretarse como que la mayoría de especies tuvo una buena adaptación a las condiciones ecológicas del lugar. Sólo *T. micrantha* y *M. trinervia* tuvieron una supervivencia menor al 75%, esta última probablemente influenciada por el bajo número de plántulas sembradas (ocho). La única especie que mostró un bajo crecimiento fue *F. turrialbana*, con tasas menores a un metro de altura y 1.5 cm de diámetro basal por año. Los tallos de *Matudea trinervia* crecieron menos de 1.5 cm al año, pero esto se relaciona con su alta densidad de madera, no con un bajo desempeño.

Las especies pioneras típicas, *T. micrantha* y *H. appendiculatus* (Popma et al. 1988) tuvieron un crecimiento excepcional, con algunos individuos creciendo en altura más de 3.8 m/ año, tasa máxima reportada en condiciones naturales (Núñez-Farfán & Dirzo 1991). *Alchornea latifolia* es una especie difícil de caracterizar, en algunos casos se le clasifica como una especie no pionera por tener una vida promedio más larga que las pioneras (Ibarra-Manríquez & Oyama 1992), sin embargo aquí tuvo un desempeño más cercano a las especies pioneras, igual que lo ha señalado McDonald et al. (2003). Las tasas de crecimiento de esta última especie fueron el doble de lo reportado previamente (alrededor de un metro de altura al año; Francis 1993; Dalling & Tanner 1995). *Dendropanax arboreus* creció dos terceras partes de los valores máximos (2.8 m/año) reportados (Vázquez-Yanes et al. 2001). Hasta donde sabemos, este es el primer trabajo que reporta tasas de crecimiento para las demás especies.

## Adaptación a las condiciones culturales

En este estudio evaluamos la adaptación de las especies a las condiciones culturales del sitio discutiendo el potencial de adopción que tienen las especies seleccionadas, aunque este ha sido un tema poco explorado. Algunos autores (Nair 1998; Beer et al. 2003) sugieren que la potencial de adopción de una especie dependerá del balance entre la inversión que el productor debe hacer y los beneficios que pueda obtener. Se ha visto que los costos de propagación y establecimiento cambian dependiendo de las características de la especie (Fuentealba & Martínez-Ramos 2014) y forma de propagación (Zahawi & Holl 2009). Además, nuestros resultados apoyan la idea que los beneficios obtenidos se valoran de diferente forma dependiendo del uso que se le dé a cada especie (McDonald et al. 2003; Suárez et al. 2012). Por ello podemos sugerir que este balance entre costos y beneficios puede cambiar dependiendo de la especie y el beneficio esperado.

De acuerdo a nuestros resultados pudimos caracterizar a las especies de acuerdo a su tasa de crecimiento. Las especies de rápido crecimiento tienen como ventajas para su adopción que requieren un menor tiempo en el invernadero, lo que reduce los costos de producción (Fuentealba & Martínez-Ramos 2014), y que generan beneficios ecológicos y para la población en el corto plazo (Elliott et al. 2003; Wishnie et al. 2007; Román-Dañobeytia et al. 2012). La principal desventaja no fue reflejada en nuestro estudio, pero las especies pioneras pueden tener una alta mortalidad bajo ciertas condiciones limitantes como la competencia con pastos (Hooper et al. 2002) o la baja disponibilidad de nutrientes (Román-Dañobeytia et al. 2012).

Con las especies de tasas de crecimiento más lento ocurre lo opuesto. Su propagación es más costosa y requieren más tiempo para generar beneficios (Román-Dañobeytia et al.

2012), lo que limita su potencial adopción. Por ello, en especies de lento crecimiento, el beneficio que generan debería compensar los costos de su establecimiento. Por ejemplo, McDonald et al. (2003) encuentran que los productores estarían dispuestos a invertir un poco más para tener árboles maderables, escasos en los bosques de la zona, y que consideran valiosos. Otros estudios han encontrado, igualmente, que el uso maderable de los árboles es más apreciado que otros usos (Wishnie et al. 2007; Ndayambaje et al. 2013), y las especies de maderas duras tienen generalmente lentas tasas de crecimiento (Poorter et al. 2008).

Para mejorar el potencial de adopción en las especies seleccionadas en este estudio, en general se deben reducir los costos de producción mejorando la eficiencia de propagación. Pero esto puede ser particularmente importante en las especies de rápido crecimiento, cuyo potencial de adopción parece basarse en la condición de ser especies multipropósito (Vázquez-Yanes et al. 2001; McDonald et al. 2003; Garen et al. 2011). Los beneficios esperados de las especies multipropósito de nuestro estudio pueden ser aportados por otras especies, que si tienen un menor costo de establecimiento serán preferidos por los ganaderos locales. Mientras que, en las especies de crecimiento lento, cuando tienen un alto valor cultural es porque generan algún beneficio en el que no es tan fácil reemplazarlas por otras especies (i.e. leña de *M. trinervia* o sombra de *F. turrialbana*). Incrementar el valor cultural dado a especies como *S. scabrida* y *A. latifolia* probablemente sea una labor mucho más compleja de lo que se aborda en este trabajo.

Para mejorar la eficiencia de propagación hay que incrementar la germinación, especialmente en aquellas especies con menos del 40% de emergencia. Por ejemplo, el 20% de emergencia que mostró *H. appendiculatus* y *A. latifolia* es muy bajo comparado con los valores de germinación obtenidos previamente: 60% (Núñez-Farfán y Dirzo 1997) y 79%

(Francis 1993) respectivamente. Y hay que mejorar la calidad de las semillas colectadas en especies como *T. micrantha* y *D. arboreus*, en las que se ha reportado un alto grado de variación en la germinación: entre 38 y 70% (Sautu et al. 1999; Vázquez-Yanes et al. 2001) y entre 13 y 70% (Sautu et al. 1999, Niembro-Rocas 2003), respectivamente. Aunque, como nuestros resultados muestran, el porcentaje de plántulas emergidas puede ser mucho mayor al porcentaje final de plántulas listas para el trasplante, por lo que además se necesitaría reducir la mortalidad de las plántulas mientras se encuentran en el invernadero.

Otra alternativa, para reducir los costos de producción, es probar otras formas de propagación. Las especies *H. appendiculaus*, *A. latifolia* y *T. micrantha* pueden crecer naturalmente en los sistemas ganaderos locales, por lo que se podría favorecer su establecimiento en áreas donde no se tienen árboles semilleros, a través de la siembra directa. Por las características de sus semillas, tal vez sólo *A. latifolia* sea capaz de establecerse si crecen en un ambiente con condiciones limitantes (Hooper et al. 2002). En el caso de *M. trinervia* podría aprovecharse el banco de plántulas que forma naturalmente. Cosechar las plántulas y acondicionarlas en el invernadero reduciría en gran medida sus elevados costos de propagación. Por último, en el caso de *F. turrialbana* es importante probar la propagación como estacas, menos costosa que la obtención de plántulas (Zahawi y Holl 2008, Castellanos Castro y Bonfil 2013), y tal vez con mejores resultados en su desempeño. Esto tomando en cuenta los efectos que puede tener en la diversidad genética de la especie.

Nuestros resultados refuerzan la idea que seleccionar adecuadamente las especies que se utilizarán para enriquecer sistemas ganaderos es un paso crítico. En esta selección se debe incluir tanto el valor ecológico de las especies para la conservación como el valor cultural para la población local, más allá de reconocer los usos dados a las especies en la región. La

integración de la población local, sus preferencias y experiencias de manejo, es fundamental, así como generar formas de establecimiento más eficientes para alcanzar el objetivo de integrar especies nativas a estos sistemas ganaderos tropicales.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Beer J, et al., (2003) Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. En: Cordero J, Boshier DH (eds) *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Benavides JE (1998) Árboles y arbustos forrajeros: una alternativa agroforestal para la ganadería. En M. Rosales et al., eds. *Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica*.
- Betancourt K, et al., (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
- Bonfil C y Trejo I (2010) Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration*, 28(3): 369–376
- Bonfil-Sanders C, Cajero-Lázaro I y Evans R (2008) Germinación de semillas de seis especies de *Bursera* del centro de México. *Agrociencia*, 42: 827–834
- Buschbacher R, Uhl C y Serrao EAS (1988) Abandoned pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. *Journal of Ecology*, 76: 682-699
- Cajas-Giron YS y FL Sinclair (2001) Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems*, 53: 215-225
- Calle Z y L Piedrahita (2007) ¿Cómo diseñar estrategias para el manejo de plantas de interés para la conservación en paisajes ganaderos? *Agroforestería en las Américas*, 45: 117-122
- Castelán Ortega OA, et al., (2008) *Oportunidades y retos para los sistemas campesinos de rumiantes en Latinoamérica*, Mexico: CEDIMSA.

- Castellanos Castro C y Bonfil C (2013) Propagation of three *Bursera* species from cuttings. *Botanical Sciences*, 91(2): 217-224
- Chacón-León M y Harvey CA (2006) Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems*, 68: 15-26
- Cornelissen JHC, et al., (2003) A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51: 335–380
- Crawley MJ (1993) *GLIM for Ecologists*. Blackwell, Oxford
- Dalling JW y EVJ Tanner (1995) An experimental study of regeneration on landslides in montane rain forest in Jamaica. *Journal of Ecology*, 83(1): 55-64
- Elliott S, et al., (2003) Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management*, 184: 177–191
- Estrada A (2008) Fragmentación de la selva y agrosistemas como reservorios de conservación de la fauna silvestre en Los Tuxtlas, México. En: Harvey CA y Sáenz JC (Eds) *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Ed. INBio. Costa Rica
- FAO (2009) *The state of food and agriculture: Livestock in balance*. Roma, FAO
- Francis JK (1993) *Alchornea latifolia* Sw. Achiotillo, New Orleans, U.S Department of Agriculture
- Frey G, et al., (2012) Perceptions of silvopasture systems among adopters in northeast Argentina. *Agricultural Systems*, 105(1): 21–32
- Fuentealba BD y Martínez-Ramos M (2014) Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis. *Agroforestry Systems*, 88(2): 221–236
- García-Guzmán G y Benítez-Malvido J (2003) Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedlings of the tropical tree *Nectandra ambigens*. *Journal of Tropical Ecology*, 19: 171–177

- Garen E, et al., (2009) An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. *Agroforestry Systems*, 76: 219-236
- Garen E, et al., (2011) The tree planting and protecting culture of cattle ranchers and small-scale agriculturalists in rural Panama: opportunities for reforestation and land restoration. *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1684–1695
- Geist HJ y EF Lambin (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2): 143-150
- Guevara S y Laborde J (1993) Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107/108: 319-338
- Guevara S, Laborde J y Sánchez-Ríos G (2005) Los árboles que la selva dejó atrás. *Interciencia*, 30: 595–601
- Harvey CA, Tucker NI y Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. En: G. Schroth, G. da Fonseca, & C. Harvey, eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, Island Press.
- Harvey CA, et al., (2005) Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 111: 200-230
- Harvey CA, Komar O, et al., (2008) Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22(1): 8–15
- Harvey CA, Villanueva C, et al., (2008) Productores, árboles y producción ganadera en paisajes de América Central: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. In C. A. Harvey & J. C. Sáenz, eds. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, Costa Rica: INBio.
- Hernández-Tejada V (2004) *Diagnóstico del Municipio de Hueytamalco, Puebla*. Mun. Hueytamalco [reporte interno]
- Herrero M, et al., (2009) Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1(2): 111-120



- Hooper E, Condit R y Legendre P (2002) Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12(6): 1626-1641
- Ibarra-Manríquez G y Oyama K (1992) Ecological correlates of reproductive traits of Mexican rain forest trees. *American Journal of Botany*, 79: 383-394
- INEGI (2007) *VIII Censo Agropecuario*
- INEGI (2009) *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Hueytamalco, Puebla.*
- INEGI (2010) *Censo de Población y Vivienda.*
- Juan Baeza I (2013) *Efecto de tratamientos de restauración ecológica sobre la herbivoría y la comunidad de lepidópteros en dos árboles pioneros de una selva estacional de México.* Tesis para optar título de Biólogo - Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México.
- Knowles O y Parrota J (1995) Amazonian forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. *Commonwealth Forestry Review*, 74(3): 230–244
- Laurance WF (1999) Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91(2): 109-117
- Love B y Spaner D (2005) A survey of small-scale farmers using trees in pastures in Herrera Province, Panama. *Journal of Sustainable Forestry*, 20(3): 37-65
- Luviano V (2011) *Evaluación bromatológica y presencia de compuestos secundarios en especies nativas con potencial forrajero en la región de Hueytamalco, Puebla, México.* Tesis para optar título de Biólogo - Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México
- Maldonado MN, et al., (2008) Los sistemas silvopastoriles de la región tropical húmeda de México: El caso de Tabasco. *Zootecnia Tropical*, 26(3): 305–308
- Martínez LJ y Zinck JA (2004) Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil Tillage Research*, 75: 3-18

- Martínez-Garza C, et al., (2013) Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degradation & Development*, 24:287–295
- Martínez-Ramos M y García-Orth X (2007) Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80: 69–84
- McDonald MA, et al., (2003) Evaluation of trees indigenous to the montane forest of Blue Mountains, Jamaica for reforestation and agroforestry. *Forest Ecology and Management*, 175: 379-401
- Meli P, et al., (2014) Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science*, [en prensa] doi: 10.1111/avsc.12096
- Montagnini F y Jordan C (2005) *Tropical Forest Ecology: The basis for conservation and management*, Berlin, Alemania Ed. Springer.
- Moreno-Calles AI, Toledo VM y Casas A (2013) Los sistemas agroforestales tradicionales de México: una aproximación biocultural. *Botanical Sciences*, 91(4): 375–398
- Murgueitio E, et al., (2011) Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forestry Ecology and Management*, 261: 1654-1663
- Nair PKR (1998) Directions in tropical agroforestry research: past, present, and future. En: *Directions in tropical agroforestry research* Springer Netherlands.
- Ndayambaje JD, Mugiraneza T y Mohren GMJ (2013) Woody biomass on farms and in the landscapes of Rwanda. *Agroforestry Systems*, 88(1): 101–124
- Nepstad DC, et al., (1996) A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, 1: 25–39
- Niembro-Rocas A (2003) *Dendropanax arboreus* En: *Tropical Tree Seed Manual* USDA Forest Service, USA pp: 438 [online: <http://www.rngr.net/publications/ttsm>, último acceso 15 Abril 2014]
- Núñez-Farfán J y R Dirzo (1991) Effects of defoliation on the saplings of a gap-colonizing neotropical tree. *Journal of Vegetation Science*, 2: 459-464

- Núñez-Farfán J y R Dirzo (1997) *Heliocarpus appendiculatus* (jonote) En: *Historia Natural de Los Tuxtlas* (González-Soriano E, Dirzo R, Vogt RC Eds), UNAM, México
- O'Mara FP (2011) The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology*, 166-167: 7-15
- Obispo NE, et al., (2008) Efecto del sombreado sobre la producción y calidad del pasto guinea (*Panicum maximum*) en un sistema silvopastoril. *Zootecnia Tropical*, 26(3): 285-288
- Pannell DJ, et al., (2006) Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 46(11): 1407
- Perfecto I y J Vandermeer (2008) Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1): 173-200
- Poorter L, et al., (2008) Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. *Ecology*, 89: 1908-1920
- Popma J, et al., (1988) Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain forest; a gap definition and its consequences. *Journal of Tropical Ecology*, 4: 77-88
- Pulido-Santacruz P y Renjifo LM (2011) Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agroforestry System*, 81: 15-30
- Ramankutty N, et al., (2008) Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1): GB1003
- Ramos M, et al., (2008) Can wood quality justify local preferences for firewood in an area of caatinga (dryland) vegetation? *Biomass and Bioenergy*, 32: 503–509
- Ranganathan J y Daily G (2008) La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de mesoamérica manejados por humano. En C. Harvey & J. Sáenz, eds. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, Costa Rica: INBio.
- Rodrigues RR, et al., (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6): 1242–1251

- Román-Dañobeytia FJ, et al., (2012) Testing the performance of fourteen native tropical tree species in two abandoned pastures of the Lacandon rainforest region of Chiapas, Mexico. *Restoration Ecology*, 20: 378-386
- Sánchez Beltrán S (1984) *Determinación de micronutrientos en suelos y muestras foliares de Coffea arabica, en Andosoles de la zona cafetalera de Hueytamalco, Estado de Puebla*. Tesis para optar título Biólogo - Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Sautu A, Deago J y Condit R (1999) Recolección y germinación de semillas de 50 especies arbóreas nativas de Panamá. En: *Segundo Simposio sobre avances en la producción de semillas forestales en América Latina*. Santo Domingo, República Dominicana.
- Shibu J (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76(1): 1-10
- Slocum M (2001) How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology*, 82(9): 2547–2559
- Somarriba E (1992) Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agroforestry Systems*, 19: 223–240
- Soto-Pinto L, et al., (2010) Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 78(1): 39-51
- Suárez A, et al., (2012) Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 85(1): 35-55
- Turner NJ (1988) “The importance of a rose”: evaluating the cultural significance of plants in Thompson and Lillooet Interior Salish. *American Anthropologist*, 90: 272-290
- Uhl C, Buschbacher R y Serrao E (1988) Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, 76(3): 663–681
- Valencia Esquivel J (2012) *Efecto de plantaciones de restauración ecológica experimental en la caída de hojarasca en un pastizal tropical lluvioso en Los Tuxtlas, Veracruz*. Tesis para optar título Biólogo - Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México

- Vázquez-Yanes C, et al., (2001) *Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación*. Proyecto J084-CONABIO, Mexico
- Vázquez-Yanes C (1998) *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): A promising neotropical tree for site amelioration of deforested land. *Agroforestry Systems*, 40: 97–104
- Wishnie MH, et al., (2007) Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management*, 243: 39-49
- Zahawi RA y KD Holl (2009) Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology*, 17: 854-864

## MATERIAL SUPLEMENTARIO (MS1)

Especie	Siembra	n° cajas	n° semillas x caja	Duración experimento (días)	n° semillas sembradas	n° plántulas emergidas	% Emergencia	Seguimiento germinación
<i>D arboreus</i> I	Julio 2010	15	40	60	600	271	45.2	no
<i>F turrialbana</i> I	Julio 2010	14	50	60	700	385	55.0	no
<i>S scabrida</i>	Sept 2010	23	50	40	1150	774	67.3	no
<i>A latifolia</i>	Abril 2011	20	40	65	800	161	20.1	si
<i>H appendiculatus</i>	Abril 2011	20	40	80	800	162	20.3	si
<i>T micrantha</i>	Abril 2011	22	50	70	1100	390	35.5	si
<i>R erythroides</i>	Abril 2011	25	30	70	750	201	26.8	si
<i>D arboreus</i> II	Julio 2011	10	40	68	400	166	41.5	si
<i>F turrialbana</i> II	Julio 2011	6	50	68	300	233	77.7	si
<i>M trinervia</i>	Julio 2011	6	30	61	180	102	56.7	si

Características de los experimentos de germinación

## **MATERIAL SUPLEMENTARIO 2**

Formato de entrevistas semi estructuradas sobre el manejo de las especies

### **USOS DE LOS ÁRBOLES**

- ¿Hay árboles que use como madera?
- ¿Cuáles son las principales especies y las características de la madera extraída?
- ¿Uso doméstico o comercial?
- ¿Hay árboles que use como leña?
- Principales especies y características de una buena leña.
- ¿Cómo realiza la cosecha de leña?
- ¿Hay árboles que use como forraje para sus animales?
- Manejo que le da: consumo libre del ganado o cosecha (frecuencia).
- ¿Ha visto a sus animales comer algunas hojas, frutas o partes de plantas en los potreros, que no sean pastos?
- ¿Conoce especies de plantas, que crezcan en los potreros, que sean tóxicas para su ganado?
- ¿Hay árboles que use como sombra?
- Principales especies y características de una buena sombra.

### **ESPECIES SELECCIONADAS**

- Para cada especie seleccionada:
- ¿Qué conoce de esta especie?
- ¿Dónde la ha visto creciendo? ¿Es abundante?
- ¿Tiene algún uso en la zona? (Detalles de su manejo, si se tienen).

Fotos de las especies leñosas seleccionadas

*Alchornea latifolia* Sw.



Infrutescencia madurando



Semilla madura cubierta de arilo rojo



Plántula en el invernadero

*Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch.



Infrutescencia recién cosechada



Semillas frescas



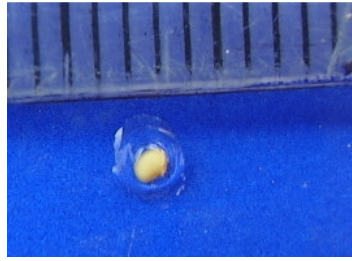
Plántula en el invernadero



*Ficus turrialbana* Burger



Fruto (sicono) maduro



Semilla



Plántula en el invernadero

*Heliocarpus appendiculatus* Turcz



Frutos inmaduros



Fruto alado



Plántula en el invernadero

*Matudaea trinervia* Lundell



Frutos y semillas



Plántulas en el invernadero



*Rynchosia erythroides*



Frutos



Semillas



Plántula en el invernadero

*Saurauia scabrida* (Hemsl.)

Flores



Frutos frescos



Plántula en el invernadero

*Trema micrantha* (L.) Blume



Flores



Semilla fresca



Plántula en el invernadero

## **CAPITULO IV**

### **Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis**

Beatriz Fuentealba & Miguel Martínez Ramos

(Artículo publicado en Revista Agroforestry Systems)

# Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis

Beatriz D. Fuentealba · Miguel Martínez-Ramos

Received: 8 May 2013 / Accepted: 23 December 2013 / Published online: 31 December 2013  
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2013

**Abstract** The enrichment of live fences with native tree species has been proposed as a conservation strategy in agricultural landscapes; however, little research has explored ways to do this in tropical areas. This study examines selection of native tree species, effects of damage caused by mammals (mainly cattle) in performance (survival and growth) of transplanted seedlings, and cost-benefit balances as critical steps to enrich tropical live fences. Seven native tree species, with ecological and socio-economic importance, were selected in a Mexican agricultural landscape to grow as seedlings, and six of them were transplanted into live fences of cattle ranches with different levels of cattle activity (none/moderate/high). Costs associated with propagation and seedling protection in the field were calculated, and performance and damage in seedlings were measured over 2 years. We developed an index to identify species with the best performance and lowest costs in sites with cattle activity. Our results showed that damage, caused mainly by cattle, reduced the performance of transplanted seedlings. The effect of this damage varied depending on its severity (level and frequency) and the identity and life history of species. All selected species performed well

in the site without cattle access. *Dendropanax arboreus* was the best species at site with moderate cattle activity, and *Trema micrantha* and *Saurauia scabrida* at site with high cattle activity. These species are recommended for enriching live fences because of good cost-benefit balance. This approach could be an important quantitative method to select species useful not only in agroforestry but also in restoration projects, which normally remain under the pressure of domestic and wild animals.

**Keywords** Seedling demography · Mexico · Tropical pastures · Herbivory · Cattle damage

## Introduction

Livestock is considered one of the most ecologically degrading land uses in tropical landscapes because it converts large areas of highly biodiverse rainforest into pastures dominated by a few grass species used for extensive grazing of cattle (Ospina et al. 2012). High cattle stocking rates cause compaction, erosion, and impoverishment of tropical soils (Buschbacher et al. 1988; Martínez and Zinck 2004). In addition, livestock contributes about 20 % of global greenhouse gas emissions (O'Mara 2011), with methane being the main contributor (Lasey 2007). All these environmental impacts are likely to increase because global demand for meat and dairy products is growing

---

B. D. Fuentealba (✉) · M. Martínez-Ramos  
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. San José de La Huerta, C. P. 58190, Morelia, Michoacán, Mexico  
e-mail: beatrizfud@cieco.unam.mx

(Speedy 2003; Walker et al. 2009). Therefore, there is an urgent need to find strategies to increase native biodiversity and mitigate environmental problems inside tropical production systems, especially cattle ones, without affecting productivity and incomes for farmers (Harvey et al. 2008a; Chazdon et al. 2009; Murgueito et al. 2011).

Live fences (also called living fences or live fences posts), defined as “fences established by planting large cuttings, that easily produce roots and on which several strings of wire are attached with the obvious purpose of keeping livestock in or out” (sensu Budowski 1987), are widely employed in tropical areas (Harvey et al. 2005; Maldonado et al. 2008). It has been recognized that live fences may play an important ecological role as providers of resources and habitat for native plants and animals, especially generalist species (Estrada et al. 2000; Harvey et al. 2005; Pulido-Santacruz and Renjifo 2011), and as features that enhance landscape connectivity (Chacón-León and Harvey 2006). However, such features usually are established with a limited number of tree species that are easy to propagate (Zahawi 2005; Harvey et al. 2004, 2008b; Maldonado et al. 2008). In this context, enriching live fences with native tree species has been proposed as an important strategy to improve their ecological value and their contribution to conserve biodiversity in agricultural landscapes (Harvey et al. 2005, 2008a; Murgueito et al. 2011).

Enriching tropical live fences already established with valuable native woody species could increase their conservation importance at both local and landscape scales (Chacón-León and Harvey 2006), and at the same time, provide benefits to people (Harvey et al. 2005). Several woody species supply timber (e.g. for construction and fence-posts) or non-timber forest products (e.g. firewood, fodder, fruits, fiber, etc.) to local farmers (Harvey et al. 2005, 2011; Suárez et al. 2011). Additionally, tree species established in grazing areas provide diverse ecosystem services; for instance, litter-fall and deep roots of trees improve the fertility of soils (Dagang and Nair 2003; Sánchez-Cárdenas et al. 2008), and shade provided during the dry season (Harvey et al. 2005) reduce heat stress in cattle, enhancing dairy production (Betancourt et al. 2003; Hernández-Rodríguez and Ponce-Ceballos 2004). Therefore, it is important to identify criteria to select suitable native species to enrich live fences, which not only consider their conservation

value but also their socio-economic value; the last is critical to promote the acceptance of species among local farmers (Beer et al. 2003; Suárez et al. 2011).

The conservation value of plant species is associated with its native origin and rarity in the landscape, and it is better if have a role in maintaining wildlife (e.g. pollinated and/or dispersed by animals; Rodrigues et al. 2009; Suárez et al. 2011). The socio-economic value of species usually is reflected by one or several local names, and it is associated with local uses of species (Turner 1988; de Lucena et al. 2007). Additionally, it is important to include species with local farmer preference (Beer et al. 2003; Wishnie et al. 2007), and the monetary costs associated with the production and establishment of seedlings. To our knowledge, few native tree species have been tested for the enrichment of live fences in tropical areas (Love et al. 2009). Therefore, it is important to confirm that species with conservation and socio-economic value can also grow and survive as seedlings in conditions prevailing in live fences.

From an ecological perspective, live fences can be considered as disturbed areas, but with better environmental conditions than open pastures for the establishment of transplanted tree seedlings (Love et al. 2009). Shade provided by trees creates a favorable microclimate at ground level with more humidity, less temperature and light radiation than open pastures (Belsky et al. 1993). The shade also could reduce competition with grasses for tree seedlings (Holl 2002). Additionally, in active pastures, herbivorous mammals (especially cattle, as well as rabbits and moles) damage tree seedlings and saplings, affecting their survival and growth (Holl and Quiros-Nietzen 1999; Griscom et al. 2005, 2009). However, the barbed wire used in live fences could provide protection to trees from cattle damage (Love et al. 2009). Consequently, to enrich live fences, it is necessary to identify tree species that tolerate disturbed conditions (compared to those prevailing in conserved forest environments), but not as extreme as those found in open pastures.

From a socio-economic perspective, enrichment has to include perspectives of farmers and land owners because they make all the decisions about live fence management (Harvey et al. 2008b). For instance, live fences are compatible with cattle production because their establishment is cheap, requires low maintenance inputs, and their lineal



design not reduce effective grazing areas (Harvey et al. 2005). In agroforestry projects, farmers usually prefer multipurpose tree species because they provide more benefits at similar establishment cost (McDonald et al. 2003; Mekoya et al. 2008). However, some timber species are more appreciated despite their slow growth and high costs because they give greater profits when the timber is sold (Beer et al. 2003; Wishnie et al. 2007). Therefore, the cost-benefit balance is a key question in selecting valuable native tree species for enriching live fences, especially when seedlings of some species may need special and expensive protection to provide expected benefits.

In this paper, the selection of species and effects of cattle damage, and calculate cost-benefit balances as critical steps in enriching tropical live fences with native tree species have been examined. We used a case study conducted in a tropical region (in western of Mexico) to assess the suitability of six tree native species for the enrichment of live fences in cattle pastures. These species differ in their ecological attributes and socio-economic properties. The economic costs (to propagate and transplant seedlings) and the first year performance (survival and growth) of transplanted seedlings under three levels of cattle activity have been included. In particular, following questions have been answered in this study: Does cattle and other mammal damage (MD) affect the initial performance of native tree species transplanted into live fences? If so, are these effects dependent on ecological attributes of the species? Do costs of seedling production vary among species? If so, what cause such variation? Which species has the best performance in live fences with the lower costs? To answer the last question, we used an index that integrated ecological and economic metrics to discuss the convenience of using selected species in the enrichment of live fences.

## Materials and methods

This study was conducted in Hueytamalco (19°58'N, 97°18'W), in west-central Mexico, between 500 and 900 m.a.s.l. The climate is warm and humid, with rainfall all year, a mean monthly temperature of 21.7 °C and mean annual precipitation of 2,700 mm (INIFAP unpublished data). In the area, soils are mainly Andosols of volcanic origin and high fertility (Sánchez-Beltrán 1984). The landscape has been highly transformed by

agricultural activities. Cattle pastures have covered almost 40 % (around 140 km<sup>2</sup>) of the region since at least 40 years ago; old-growth forest has been reduced to <10 % of its historical cover, secondary forest covers 8 %, and the remaining land is under diverse agricultural use (Hernández-Tejada 2004; INEGI 2007).

In this region, cattle ranches are mainly characterized by extensive grazing, moderate stocking rates (1.6 U animals ha<sup>-1</sup>) and crosses of Cebu and European breeds, which are sold as calves in the meat market. Ranch areas measure on average 70 (±9) ha and, depending on the incomes of the owner, pastures are dominated by native (*Axonopus* sp.) or exotic (*Cynodon nlemfuensis*, *Brachiaria brizantha* cv. *insurgente*) grasses. Live fences are set in almost all ranches to divide grazing areas. Stakes of *Bursera simaruba* and *Gliricidia sepium* are the most commonly used for the establishment of live fences (*personal observation*).

## Criteria used to select native tree species

Tree species were considered native when they were found in old-growth or secondary forest within the study area and no information existed about possible exotic origin. We used the following criteria to select potential native tree species for enriching live fences: (a) conservation value: if species was rare in the landscape, or it is included in red lists of endangered species or have restricted geographical distribution, (b) functional value: if species provided food to wildlife (i.e. fleshy fruits), shade and habitat to wildlife (evergreen habit), and/or improved soil fertility (e.g. high production of litter-fall), (c) cultural value: if species had a common local name, and it was useful to local farmers (provide shade to cattle, fodder, timber and/or firewood), and (d) availability: if species was found in disturbed environments but with adult trees in secondary or old-growth forests. To assess these criteria, we use the database generated for woody species in our study area by a team of researchers from the National Autonomous University of Mexico (Ibarra-Manríquez and Paz unpublished data).

## Attributes of selected species

Seven native tree species were selected based on the above criteria (Table 1). All species were evergreen and found in disturbed environments. Only one species

**Table 1** Attributes of seven native tree species in the area of Hueytamalco, Mexico, selected for their cultivation under nursery conditions

Species (Family)	Local name	Abundance (Habitat)	GD	EF	LU	RS	WD	SW	Fruit type (fruiting season)
<i>Saurauia scabrida</i> (Hemsl.) (Actinidaceae)	Ixlahuate	Medium (OGF, SF)	RE	F, E	f	NP	0.38 <sup>b</sup>	0.9	F (Sep–Oct)
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Deene. & Planch. (Araliaceae)	Temaicuahui	Medium (SF)	WD	F, E	sh	NP	0.45 <sup>b</sup>	9.0 <sup>d</sup>	F (June–July)
<i>Alchornea latifolia</i> Sw. (Euphorbiaceae)	Jicarillo o Guajillo	High (OGF, SF)	WD	F, L, E	sh, t	NP	0.42 <sup>b</sup>	3.4 <sup>d</sup>	AS (April–May)
<i>Matudaea trinervia</i> Lundell (Hamamelidaceae) <sup>a</sup>	Quebracho	High (OGF)	RE	L, E	t, w	NP	0.61 <sup>b</sup>	61	F (June)
<i>Ficus turtialbana</i> Burger (Moraceae)	Higuera de hoja ancha	Low (OGF)	RE	F, E	sh	NP	0.48 <sup>b</sup>	1.2	F (May–July)
<i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz (Tiliaceae)	Jonote	Medium (SF)	WD	L, E	t, w	P	0.19 <sup>c</sup>	1.5 <sup>d</sup>	D (March–May)
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume (Ulmaceae)	Matacaballo	Low (SF)	WD	F, L, E	t, f	P	0.31 <sup>c</sup>	3.0 <sup>d</sup>	F (March–Nov)

Growing habitat (obtained from Ibarra-Manríquez unpublished data): *OGF* old-growth forest, *SF* secondary forest, *GD* geographic distribution (*RE* restricted, *WS* widespread); *EF* ecological function (*L* litter, *F* food for wildlife, *E* evergreen); *LU* local uses (*f* fodder, *sh* shade for cattle, *t* timber, *w* firewood). Attributes: *LH* life history (*P* pioneer, *NP* non-pioneer); *WD* wood density ( $\text{g cm}^{-3}$ ), *SW* dry seed weight (mg). Fruit type: *F* fleshy, *AS* seeds with aril, *D* dry fruits; fruiting period indicated in parenthesis

<sup>a</sup> Species vulnerable (NOM-059-SEMARNAT 2001)

<sup>b</sup> Paz unpublished data

<sup>c</sup> Williamson and Wiemann (2010)

<sup>d</sup> Ibarra-Manríquez and Oyama (1992)

(*Heliocarpus appendiculatus*) has dry seeds, and one is protected under Mexican law (*Matudaea trinervia* in NOM-059-SEMARNAT 2001) due to its geographic rarity. We included two species typically categorized as pioneers (strongly light-demanding, short-lived species) along with a fast-growing but long-lived species (*Alchornea latifolia*) considered “almost pioneer” (McDonald et al. 2003). Also, we included four species categorized as non-pioneer (shade-tolerant, slow-growing, and long-lived species).

#### Production of seedlings in nursery and associated costs

Seedlings of selected species were raised in a local greenhouse. According to the fruiting season of each species (Table 1), mature fruits were collected from at least five healthy adult trees growing in the study area. Seeds were cleaned up by hand and germinated in groups of 30–50 per species (depending on seed size), in plastic boxes (15 cm length  $\times$  12 cm wide  $\times$  2 cm deep) filled with a mixed substrate (nursery soil with 1/4 sand and 1/3 vermiculite). Boxes were monitored every 2 days to record the emergence of seedlings and watered as necessary. Once the cotyledons expanded, seedlings were transplanted to individual black plastic tubes of 380 cm<sup>3</sup> with a mixed substrate (nursery soil with 1/3 vermiculite and 1/5 fertilizer Organodel Jardín®). Seedlings were watered as necessary. Non-pioneer species were grown in 50 % shade conditions until 1 month before transplant.

We considered a seedling ready for transplanting when it reached at least 25 cm height and it looked healthy. The number of seedlings ready for transplantation varied per species according to their total emergence and survivorship in the greenhouse. Total emergence was the proportion of sowed seeds which emerged as seedlings, and survivorship was the proportion of emerged seedlings which were ready for transplanting in July 2011. The time (days) in the greenhouse for each species depended on the date of seed collection and the growth rate of seedlings. Seedlings of non-pioneer species remained in the greenhouse for 286–328 days, and it was necessary to transfer them from tubes to individual black plastic bags (1.5 L), while the pioneer species remained in the greenhouse for only 60–65 days. Therefore, initial seedling size at the transplantation date differed among species (Table 2).

**Table 2** Mean size values of experimental seedlings at the initial (time 0), twelve (12 months) and twenty (20 months) months after their transplantation at Hueytamalco, Mexico

Species	CAL	Height (cm)			Root collar diameter (cm)		
		Initial	12 months	20 months	Initial	12 months	20 months
Al	None	27 <sup>a</sup>	218	395	0.3 <sup>a</sup>	3.1	5.5
	Moderate		44	50		0.7	0.9
	High		24	30		0.6	0.8
Tm	None	28 <sup>a</sup>	260	459	0.4 <sup>a</sup>	3.0	5.6
	Moderate		65	73		0.7	0.7
	High		65	90		1.0	1.6
Ha	None	45 <sup>b</sup>	300	532	0.5 <sup>b</sup>	5.1	9.2
	Moderate		74	83		0.9	1.2
	High		22	31		0.7	0.8
Ss	None	58 <sup>c</sup>	190	315	0.8 <sup>c</sup>	2.9	4.5
	Moderate		96	101		1.2	1.5
	High		66	91		1.4	1.8
Da	None	51 <sup>c</sup>	187	334	0.8 <sup>c</sup>	3.0	4.8
	Moderate		100	135		1.8	2.2
	High		48	43		1.1	1.2
Ft	None	71 <sup>d</sup>	162	190	1.4 <sup>d</sup>	2.8	3.4
	Moderate		85	87		1.9	2.1
	High		42	46		1.4	1.6

Seedlings correspond to six native tree species transplanted into pasture fields with none, moderate and high cattle activity (CAL). Size was measured as seedlings height and root collar diameter. Mean initial size was the same for all sites. Letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ) among mean initial size among species. Species acronyms: Al *Alchornea latifolia*, Tm *Trema micrantha*, Ha *Heliocarpus appendiculatus*, Ss *Saurauia scabrida*, Da *Dendropanax arboreus*, Ft *Ficus turrialbana*

### Transplantation of seedlings into live fences

By July 2011, not enough seedlings of *Matudaea trinervia* were ready for transplanting; so, only seedlings of six of our studied species were used for their transplantation inside three active cattle ranches. The ranches were representative of cattle management in the study area (Table 3), and also they reflected a gradient of accessibility and levels of cattle activity: none (site 1), moderate (site 2) and high (site 3). Although these levels had no replicates, we were able to compare seedling performance of the six native tree species under different live fence scenarios, which we believe represent typical conditions for tree seedling growing in cattle ranches.

The transplanting area changed in each site. At site 1, seedlings were transplanted to an abandoned pasture area without cattle access. Here, about 10 years before our experiment, *Cedrela odorata* trees were planted in rows (with 5 m between trees) and we used these rows

to mimic live fences. The density of climber plants was higher, and the pasture coverage was lower than in other two sites. At site 2, seedlings were transplanted parallel to six live fences, which were used mainly to separate pasture field from the nearby fallow vegetation (around 10–12 years old), where seedlings were transplanted. This site was considered as moderate level of cattle activity because the stocking rate was low ( $\sim 0.5$  animal  $\text{ha}^{-1}$ ), and transplanted seedlings were protected partially from cattle damage by live fences with barbed wires (previously laid by the field owner). At site 3, seedlings were transplanted parallel to five live fences used mainly to delimit pairs of adjacent pasture fields. This site was considered to have high levels of cattle activity because the stocking rate was 1.25 animal  $\text{ha}^{-1}$  and cattle had access to the transplanting areas.

At all sites, the transplanting areas were cleared to reduce competition from grasses and climber plants. Then seedlings were planted randomly with respect to species and spaced at 2.5 m intervals. At site 1, the



**Table 3** Characteristics of the three cattle ranches used in the seedling transplanting experiments at Hueytamalco, Mexico

Ranch	Altitude (masl)	Land relief	Pastures	Grazing area (ha)	Cattle heads (ha)	Productive purpose	Access to cattle	Planting area
Site 1 (Llagostera)	590	Hilly	Exotic grass	80	2.3	Meat	No	1,200 m <sup>2</sup>
Site 2 (Margaritas)	570	Hilly	Native grass	>1,000	0.5	Meat	Moderate	700 m (living fences)
Site 3 (Xalteno)	800	Hilly	Native grass	40	1.2	Meat	High	700 m (living fences)

transplanting area covered  $\sim 1,200$  m<sup>2</sup>. At sites 2 and 3, the transplanting areas were established parallel to live fences, in strips 1.5 m wide and covering a total area of 930 m<sup>2</sup>. Extra care provided to transplanted seedlings included a manual weeding (every 3 months) around the seedlings stem and provision of mechanical support (using a wood stick) when trees grow inclined.

At the transplanting period (July 2011), we measured crown width diameter (maximum and minimum) and root collar diameter (RGD) of each seedling (initial size). Then after, we recorded survival, crown diameter, RGD, and damage of each surviving seedling during October 2011, January, April, and July 2012, and March 2013. The damage caused by cattle was recorded as trampling when stem of the seedlings was broken and as browsing (feed upon crown of plants by nibbling) when the tip of the stem was ripped or dry (Love et al. 2009). When the tip of stem had a clean cut, it was recorded as MD (Holl and Quiros-Nietzen 1999). All visible injuries on the stem and foliage of the seedlings were recorded as other damage (OD).

#### Data and statistical analysis

Survival and growth rates were calculated 12 and 20 months after transplantation. For each species, site and time, survivorship probability was calculated dividing the number of living seedlings by the initial number of transplanted seedlings. Growth was measured as a relative growth rate (RGR) to include differences in initial seedling size among species (Table 2). RGR was calculated as  $[\ln(\text{FS}) - \ln(\text{IS})]/t$ , where FS is the final size, IS is the initial size and  $t$  is the time in days from the transplanting date to the last census date. RGR was calculated using both crown diameters (RGC,  $\text{cm cm}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ) and RGDs ( $\text{mm mm}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ).

Damage was quantified using two metrics: (1) level of damage was calculated by site as the proportion of

living plants 20 months after transplanting which had: only MD (which include cattle damage), only OD, mammal and other damage (M&O) or without damage (WD). (2) The frequency of damage (FD) was calculated per seedling as  $\text{FD}_i = \text{nf}_i/\text{tf}_i$ , where  $\text{nf}_i$  is the number of times that  $i$  damage was registered,  $\text{tf}_i$  is the number of censuses conducted (five in our study) and  $i$  is the type of damage (mammal damage, including cattle damage—MD—or other damage—OD). Additionally, the proportion of seedlings browsed and trampled by cattle from all records identified as MD was calculated.

Between sites, we compared the level of MD, OD and seedlings WD using general linear models (GLM), with a binomial error and a logistic link function (Crawley 1993). The frequencies of MD (FMD) were normalized using angular transformation and they were compared among species, and among and within sites using ANOVA. Bonferroni post hoc tests were used to identify significant differences among sites and species ( $p < 0.05$ ). As well, seedling survival and growth rates were compared among sites (joining all species) using GLM logistic analysis for survival and ANOVA for growth.

Within sites, we tested the effects of initial size, FMD, and species identity on survival using GLM logistic analysis. Differences in growth were tested using analysis of covariance (ANCOVA). In these analyses, species was a categorical factor with six levels and initial size and FMD were co-variables. Initial seedling size (root collar area and crown area at transplanting date) was normalized with log-transformation. Bonferroni post hoc tests were used to identify significant differences among species ( $p < 0.05$ ).

To test the relationship between survival and growth rates with attributes of species: wood density and seed weight, within each site, single linear regression analyses were used. We tested differences in survival (GLM logistic analysis) and growth (ANOVA) between

life histories (pioneer vs. non-pioneer species). Finally, we used all data to evaluate the effects of life history (pioneer vs. non-pioneer species), FMD, and their interaction on survival and growth of each seedling species using ANCOVA. In these analyses, survival was normalized using angular transformation. All statistical analyses were conducted using SPSS 15.0.

To integrate the survival and growth rates of seedlings into a single performance index per species and site, we modified the integral response index (IRI) used by Román-Dañobeytia et al. (2012) as follows:  $IRI = [\text{survival } (\%) \times RGD \text{ (mm mm}^{-1} \text{ day}^{-1})] / IRI_{\text{max}}$ . We included  $IRI_{\text{max}}$  as the maximum value of IRI recorded among all species in all sites to obtain an index value between 0 (worst performance) and 1 (best). The species performance was calculated 12 and 20 months after transplantation.

#### Cost calculations

The economic costs of seedling production included those related to propagation in the greenhouse, seedling transplantation to the field, and the protection of seedlings from cattle damage. Propagation costs were calculated per seedling as money invested in labor and materials to harvest seeds and to nurture seedlings in the greenhouse. These costs varied according to species and fruit availability, ease of seed extraction, and total emergence and seedling survivorship in the greenhouse. To estimate propagation costs under optimal nursery conditions, we used the highest percentage of germination reported in the literature for our study species to recalculate this cost. Transplantation costs were calculated as money invested in seedling transportation from the greenhouse to the field, and labor required for land preparation and planting.

Finally, for each study site we calculated the money invested in labor and materials used for weeding and to provide protection to transplanted seedlings. At site 1, protection costs included the building of a fence with four lines of barbed wire around the planting area to exclude cattle. Costs of fence maintenance (replace wood posts and adjusted barbed wire) were included only for those species that, on average, were smaller than 2.5 m height 1 year after transplantation, assuming that trees higher than this size were resistant to herbivory caused by cattle. At site 2, protection costs included only the maintenance of the barbed wire (laid along the live fences), because in this case it was not required

replacement of wood posts. At site 3, no protection was provided. All labor invested in greenhouse and field was converted to work days (8 h) and paid for at 11 US dollars per day/person. Construction costs for the greenhouse were not included because they were the same for all species.

#### Species selection index

To integrate species performance, which we used as an indicator of potential species benefits, and economic costs in a single metric we developed a species selection index (SSI). The SSI was based on cost index proposed by Martínez-Ramos and García-Orth (2007), and it was calculated per species and included: (a) propagation and transplanting costs (PC) per seedling, (b) costs of care (CC) per transplanted seedlings with ( $CC_p$ ) and without protection ( $CC_{np}$ ) from cattle damage, and (c) performance (growth and survival) of transplanted seedlings per unit of time quantified by IRI, described above. The SSI compares performance ( $IRI_p$ ) and costs ( $PC + CC_p$ ) of seedlings protected from cattle damage with performance ( $IRI_{np}$ ) and costs ( $PC + CC_{np}$ ) of seedlings non-protected, as follows:

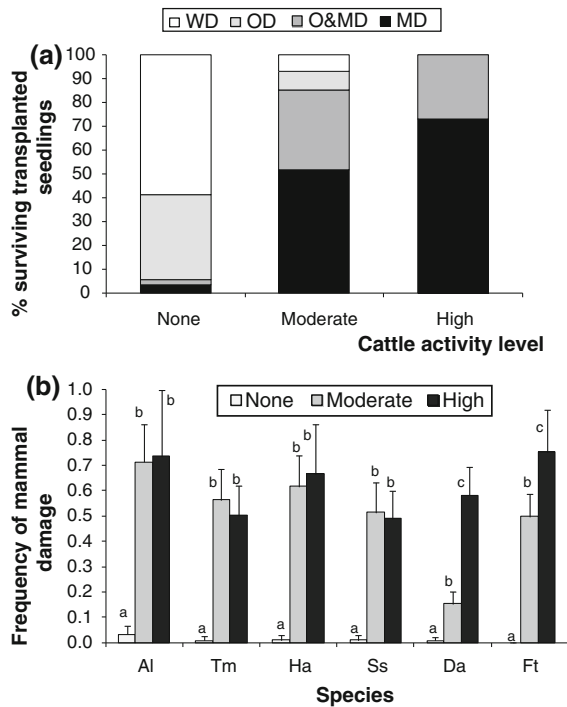
$$SSI = (IRI_p / IRI_{np}) \times [PC + CC_{np} / (PC + CC_p)] \quad (1)$$

If the value of SSI is higher than 1, it means that protection costs ( $CC_p$ ) were compensated by a better species performance due to protection ( $IRI_p / IRI_{np} > 1$ ). However, if the value of SSI is lower than 1, it means that seedling performance with and without protection was similar ( $IRI_{np} \approx IRI_p$ ) and that investment in seedling protection is not required. In this study, SSI was calculated under moderate cattle activity (site 2), and under high cattle activity (site 3). Seedlings free of cattle activity (site 1) were used to calculate  $IRI_p$  and  $CC_p$ . All costs, IRI and SSI were calculated for 12 and 20 months after transplantation.

## Results

### Damage from cattle and other mammals

Total MD suffered by transplanted seedlings over 20 months increased with level of cattle activity (Fig. 1a). The percentage of living seedlings with MD was lower in the absence of cattle (5 % in site 1)



**Fig. 1** Damage patterns in seedlings of six native tree species transplanted into live fences under three levels of cattle activity in Hueytamalco, Mexico. **a** Percentage of surviving seedlings in categories of damage type and cattle activity level, 20 months after transplanting, **b** frequency of mammal damage per species and cattle activity level; 0 indicates that none seedling was damaged over time and 1 that all seedlings endured damage all around the study. The total number of surviving transplanted seedlings by cattle activity level was: none = 206, moderate = 176, high = 99. Damage types: *MD* seedlings with damage caused by mammals (including cattle damage), *OD* with damage not caused by mammals, *O&MD* with damage caused by mammal or cattle, and by other cause, *WD* without damage. In **b** bars sharing different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ) among cattle activity levels for same species. Species acronyms: Al *Alchornea latifolia*, Tm *Trema micrantha*, Ha *Heliocarpus appendiculatus*, Ss *Saurauia scabrida*, Da *Dendropanax arboreus*, Ft *Ficus turrialbana*; species are ordered from smaller (left) to higher size (right) at the time of transplantation

than under moderate cattle activity (85 % in site 2), and this was lower than under high cattle activity (100 % in site-3;  $\chi^2_{(2)} = 99.0$ ,  $p < 0.01$ ); whereas, the level of damage due other causes was the same in all sites ( $\chi^2_{(2)} = 5.7$ , n.s). The FMD showed the same pattern ( $F_{(2,477)} = 428.6$ ,  $p < 0.01$ ). Browsing was the main damage caused by cattle affecting more than 90 % of all damaged seedling per site.

Cattle (and other mammals) had no preference for browsing on specific species. At each site, species with the highest and lowest FMD were different. However,

our results enabled us to group the species (Fig. 1b) into those showing high and similar FMD under moderate and high cattle activity (sites 2 and 3; *A. latifolia*, *H. appendiculatus*, *Saurauia scabrida* and *Trema micrantha*), and those with significantly highest FMD only at the site with higher cattle activity (site 3; *Dendropanax arboreus* and *Ficus turrialbana*).

#### Mammal damage and seedling performance

Survival and growth of transplanted seedlings decreased with cattle activity. Overall, 20 months after transplantation, mean ( $\pm$ s.e) survival probability in absence of cattle was higher ( $0.85 \pm 0.02$ ) than under moderate cattle activity ( $0.72 \pm 0.03$ ), and this higher than under high cattle activity ( $0.40 \pm 0.05$ ;  $\chi^2_{(2)} = 105.4$ ,  $p < 0.01$ ). Mean RGC showed same trend with higher growth in absence of cattle ( $0.0031 \pm 0.0001$  cm cm<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>) than under moderate ( $0.0001 \pm 0.0001$ ) and high cattle activity ( $-0.0005 \pm 0.0002$ ;  $F_{2,476} = 229$ ,  $p < 0.01$ ). Regarding RGD, it was similar at moderate ( $0.0011 \pm 0.0001$  mm mm<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>) and high ( $0.0010 \pm 0.0001$ ) cattle activity levels, but lower than in absence of cattle ( $0.0034 \pm 0.0001$ ;  $F_{2,477} = 278$ ,  $p < 0.01$ ).

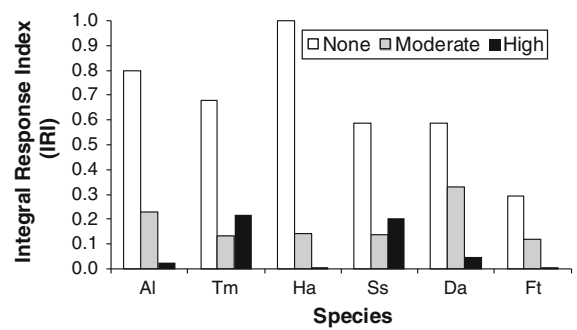
Mammal damage, initial seedling size and species identity had significant effects on survival and growth of transplanted seedlings within sites 20 months after transplantation (Table 4). Overall, MD did neither affect species survival nor RGC in absence of cattle, but it had a strong negative effect at the sites with moderate and high cattle activity. In contrast, growth in RGD showed the opposite trend and was independent of MD under high cattle activity. At all sites, survival of seedlings increased and growth (RGD) decreased with initial size (Table 4). Species identity influenced survival at sites with cattle activity and growth at all sites. Overall, considering effects of initial size and MD, *T. micrantha* was the fastest and *F. turrialbana* the slowest growing species considering RGC, while *H. appendiculatus* showed the higher reduction in survival and growth (RGD) at sites with middle and high cattle activity (site 2 and 3).

Differences in survival and growth among species were reflected for the IRI (Fig. 2). Twelve and twenty months after transplantation, all species showed highest IRI in the absence of cattle, while most species showed the lowest IRI at the site with high cattle activity. *H. appendiculatus* performed best in the

**Table 4** Effects of FMD frequency of mammal damage, ISS initial seedling size, SI species identity, WD wood density, and LH life history of species on survival and growth of transplanted seedling in live fences of sites with none, moderate and high CAL cattle activity levels at Hueytamalco, Mexico

Response variable	CAL	FMD	ISS	SI	Contrast among species	WD	LH
Survival	None	n.s.	87.7 (1.2)**	n.s.	—	n.s.	n.s.
	Moderate	15.8 (−1.4)**	44.0 (1.5)**	34.8**	6 <sup>a</sup> , 5 <sup>ab</sup> , 4 <sup>b</sup> , 1 <sup>b</sup> , 3 <sup>bc</sup> , 2 <sup>c</sup>	30.2 (8.71)**	32.1 (NP > P)**
	High	27.9 (−7.3)**	21.1 (1.8)**	38.2**	4 <sup>a</sup> , 6 <sup>b</sup> , 5 <sup>b</sup> , 2 <sup>b</sup> , 1 <sup>c</sup> , 3 <sup>c</sup>	n.s.	23.6 (NP > P)**
RGC	None	n.s.	26.9 (−0.002)**	13.0**	2 <sup>a</sup> , 3 <sup>a</sup> , 1 <sup>ab</sup> , 4 <sup>bc</sup> , 5 <sup>c</sup> , 6 <sup>d</sup>	n.s.	7.9 (P > NP)*
	Moderate	21.1 (−0.001)**	n.s.	7.3*	1 <sup>a</sup> , 3 <sup>a</sup> , 4 <sup>a</sup> , 5 <sup>a</sup> , 2 <sup>ab</sup> , 6 <sup>b</sup>	n.s.	n.s.
RGD	High	13.2 (−0.002)**	n.s.	20.8**	2 <sup>a</sup> , 4 <sup>ab</sup> , 1 <sup>abc</sup> , 3 <sup>bc</sup> , 5 <sup>c</sup> , 6 <sup>c</sup>	n.s.	n.s.
	None	7.9 (−0.001)**	59.2 (−0.002)**	17.6**	3 <sup>a</sup> , 5 <sup>b</sup> , 1 <sup>bc</sup> , 2 <sup>bc</sup> , 4 <sup>bc</sup> , 6 <sup>c</sup>	n.s.	16.7 (P > NP)*
	Moderate	31.4 (−0.001)**	27.5 (−0.001)**	2.8**	5 <sup>a</sup> , 1 <sup>ab</sup> , 6 <sup>ab</sup> , 4 <sup>ab</sup> , 3 <sup>ab</sup> , 2 <sup>b</sup>	n.s.	n.s.
	High	n.s.	13.7 (−0.002)**	6.1**	4 <sup>a</sup> , 2 <sup>ab</sup> , 1 <sup>ab</sup> , 6 <sup>ab</sup> , 5 <sup>b</sup> , 3 <sup>b</sup>	n.s.	n.s.

Growth was evaluated as relative growth rate in crown diameter (RGC) and root collar diameter (RGD). Species life history was characterized as pioneer (P) or non-pioneer (NP). Figures correspond to  $\chi^2$ -value for survival and F-values for RGC and RGD; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; n.s. non-significant. For significant cases, the slope regression for continuous factor (FMD, ISS and WD), or the direction of the difference between pioneer and non-pioneer species is shown in parentheses. Species: 1 *A. latifolia*, 2 *T. micrantha*, 3 *H. appendiculatus*, 4 *S. scabrida*, 5 *D. arboreus*, 6 *F. turrialbana*. In the “contrast among species” column, species are ordered (from left to right) in decreasing order of the corresponding rate; different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ )



**Fig. 2** Integral response index (IRI) per species and cattle activity level for seedlings of native tree species, 20 months after transplantation, into three levels of cattle activity at Hueytamalco, Mexico. IRI integrates survival and growth measures and varies between 0 (lowest performance) and 1 (highest performance). Pioneer species (P): Ha *H. appendiculatus*, Tm *T. micrantha*, Al *A. latifolia*; non-pioneer species (NP): Ss *S. scabrida*, Da *D. arboreus*, Ft *F. turrialbana*, species ordered from smaller (left) to higher mean height (right) at the time of transplantation

absence of cattle, *D. arboreus* in moderate cattle activity and *T. micrantha* and *S. scabrida* at the site with high cattle activity. *F. turrialbana* had a poor performance at all sites, even in absence of cattle.

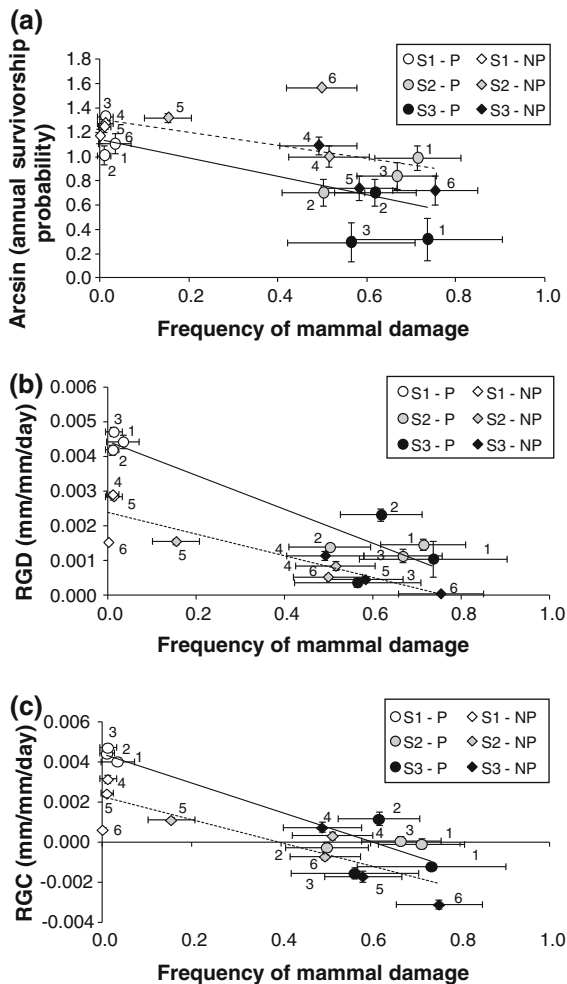
Seedling performance and attributes of species

Survival or growth of seedling species did not show any relation with seed weight. In the absence of cattle, pioneer species exhibited higher growth than non-pioneer species; meanwhile, under cattle activity non-pioneer species had better survival than pioneer species (Table 4). Wood density only had a positive effect on survival when cattle activity was moderate (Table 4).

The MD had a general negative effect on seedling survival and growth, independently of species life history (Fig. 3). Overall, non-pioneer species had a better survival probability than pioneer species ( $F_{1,15} = 4.6$ ,  $p < 0.05$ ; Fig. 3a), while pioneer species showed higher growth than non-pioneer ones ( $RGD:F_{1,14} = 20.4$ ,  $p < 0.01$ ;  $RGC:F_{1,15} = 10.3$   $p < 0.01$ ). In most species, at high frequencies of damage there were negative values in RGC, but not in RGD.

Costs of propagation and transplantation of seedlings

Total seedling emergence in the greenhouse varied widely among species (Table 5), ranging from 19 %



**Fig. 3** Overall effects of frequency of mammal damage and life-history (pioneer vs. no-pioneer species) on seedlings performance of six native tree species transplanted into three ranches of Hueytamalco, Mexico. **a** Survival probability (angular transformed), **b** relative growth rate of root collar diameter (RGD), and **c** relative growth rate of crown diameter (RGC). *S1* absence of cattle, *S2* moderate cattle activity, and *S3* high cattle activity. *P* Pioneer species (1, 2, 3), *NP* Non-pioneer species (4, 5, 6); 1 *A. latifolia*, 2 *T. micrantha*, 3 *H. appendiculatus*, 4 *S. scabrida*, 5 *D. arboreus*, 6 *F. turrialbana*. Solid line indicates adjusted linear regression for pioneer species and dotted line that for non-pioneer ones. Equations of adjusted regression were, for pioneer species: Survival =  $-0.763 \times \text{FMD} + 1.14$  ( $R^2: 0.48$ ), RGD =  $0.0048 \times \text{FMD} + 0.004$  ( $R^2: 0.85$ ), and RGC =  $-0.0073 \times \text{FMD} + 0.004$  ( $R^2: 0.86$ ); and for non-pioneer species: Survival =  $-0.534 \times \text{FMD} + 1.31$  ( $R^2: 0.32$ ), RGD =  $-0.0031 \times \text{FMD} + 0.002$  ( $R^2: 0.81$ ), and RGC =  $-0.0058 \times \text{FMD} + 0.002$  ( $R^2: 0.74$ )

for *H. appendiculatus* to 78 % for *F. turrialbana*, being the lowest emergence for species sown in April 2011. Low seedling emergence values increased the

propagation costs; when these costs were recalculated assuming the highest seed germination reported in the literature, the propagation costs decreased between 5 and 30 %.

Pioneer species were cheaper to propagate than non-pioneer ones. Pioneer species required less time in greenhouse to reach a desirable size for transplantation, although mortality rate of most non-pioneer species tended to be lower than that of pioneer ones (Table 5a). Among pioneer species, *A. latifolia* was the most expensive and had the highest mortality. Similarly, *S. scabrida* and *M. trinervia* showed the highest mortality among non-pioneer species and were the most expensive within this group. Finally, propagation costs of seedlings were higher than transplantation and protection costs (Table 5b), although this varied among sites and species. For pioneer species, propagation represented 41 % of total costs in absence of cattle, and 64 % for sites with cattle activity; for non-pioneer species these percentages were 56 and 78 %, respectively.

#### Index of species selection

Similar results in SSI values after 12 and 20 months of transplantation were found. *D. arboreus* was the only species with an optimum SSI value (near to 1). This value was recorded under moderate cattle activity (Table 6). Under high cattle activity, SSI was very high for most species and it increased over time; this was particularly noticeable for the case of *H. appendiculatus*. Only *T. micrantha* and *S. scabrida* showed similar and relatively low SSI values (around 2). *F. turrialbana* showed the biggest difference in SSI between moderate and high cattle activity.

#### Discussion

As expected, cattle and other MD reduced survival and growth of seedlings. However, the effect varied depending on the severity (level and frequency) of this damage, and with the identity and life history of the studied native tree species. The life history of the species was also important determinant of the costs of seedling propagation. Additionally, our results suggested that increasing seedling size before transplantation improves the probability of seedling survival in the field.



**Table 5** Components of costs associated with propagation of seedlings of seven native tree species in (a) greenhouse conditions, and (b) transplantation and protection (first and second year) of seedlings into live fences at cattle ranches of Hueytamalco, Mexico

(a) Propagation in greenhouse							
Components	Al <sup>(P)</sup>	Tm <sup>(P)</sup>	Ha <sup>(P)</sup>	Ss <sup>(NP)</sup>	Da <sup>(NP)</sup>	Ft <sup>(NP)</sup>	Mt <sup>(NP)</sup>
Number of seeds collected <sup>a</sup>	713	345	626	568	419	264	702
Total seedling emergence (%)	20 (82) <sup>b</sup>	36 (70) <sup>c</sup>	19 (50) <sup>d</sup>	66	44 (70) <sup>e</sup>	78	57
Mortality rate per month (%)	19.9	13.0	10.6	11.3	5.7	6.4	9.4
Months in greenhouse	3 <sup>f</sup>	3 <sup>f</sup>	3 <sup>f</sup>	9 <sup>g</sup>	12 <sup>h</sup>	12 <sup>h</sup>	12 <sup>h</sup>
Cost of materials (collect, germination, maintenance) <sup>a</sup>	95	86	83	212	118	129	223
Labor (\$11.2/day/person) <sup>a</sup>	11.5	7.5	10.5	28	17.5	19	32
Propagation costs per seedling in dollars	2.22–1.6 <sup>i</sup>	1.68–1.5 <sup>i</sup>	2.02–1.6 <sup>i</sup>	5.3	3.17–3.1 <sup>i</sup>	3.4	5.9
(b) Transplantation and protection costs							
			None		Moderate		High
Transplantation costs per seedling (transportation, land preparing and planting)			1.38		0.73		0.63
Materials first year <sup>j</sup>			100.7		9.7		0.0
Materials second year <sup>j</sup>			3.0		3.0		0.0
Workdays (weeding and set protection)—first year <sup>j</sup>			12		4		3
Workdays (weeding and maintenance of protection)—second year <sup>j</sup>			6 (2) <sup>l</sup>		2.5		1.5
Protection costs per seedling <sup>k</sup>			1.7 (1.3) <sup>l</sup>		0.53		0.33

Pioneer species (P): Ha *H. appendiculatus*, Tm *T. micrantha*, Al *A. latifolia*; non-pioneer species (NP): Ss *S. scabrida*, Da *D. arboreus*, Ft *F. turrialbana*, Mt *M. trinervia*. All costs are expressed in US dollars. Total seedling emergence in the greenhouse, and maximum germination percentage reported in literature (in parentheses) are provided: <sup>a</sup>Vázquez-Yanes and Orozco-Segovia (1982), <sup>c</sup>Silvera et al. (2003), <sup>b</sup>Francis and Rodríguez (1993), <sup>e</sup>Niembro-Rocas (2003). <sup>i</sup>Propagation costs recalculated with maximum germination reported in literature. Starting germination month: April 2011 (<sup>f</sup>), October 2010 (<sup>g</sup>) and July 2010 (<sup>h</sup>). <sup>a</sup>Labor costs needed to produce 100 seedlings ready to transplant. <sup>j</sup>Calculates for 120 seedlings seeded. <sup>k</sup>Does not include transplantation costs. <sup>l</sup>Protection costs for Ha and Tm, species with a mean height bigger than 2.5 m 1 year after transplantation, is indicated in parenthesis

Our SSI and the criteria used to select species were useful to target species with the potential to enrich the biodiversity of live fences in active cattle pastures. In particular, we suggest *D. arboreus* as a good candidate under moderate cattle activity, since it had the lowest SSI. The pioneer *T. micrantha* and the non-pioneer *S. scabrida*, which showed better resprouting ability than other species and withstood cattle damage better, can be good candidates too.

#### Mammal damage, species attributes and seedling performance

In the absence of cattle, seedlings of all selected species performed well during 20 months after transplantation. All species had the highest survival and growth rates and the lowest levels of MD (5 %). Under this scenario, seedlings growth rates were related to life history of species. Pioneer species usually had

softer wood and showed higher growth than the non-pioneer ones, previous studies have also observed the same (McDonald et al. 2003; Román-Dañobeytia et al. 2012).

In contrast, under conditions of cattle activity, browsing suffered by seedlings severely limited their growth, and pioneer species endured higher mortality than non-pioneer ones. This result could be associated with the general pattern that tropical non-pioneer tree species have denser wood which give them more mechanical resistance to damage than pioneer ones with softer wood (Lugo and Zimmerman 2003; Poorter et al. 2008). Also, seedlings of non-pioneer species may survive to defoliation because they have carbohydrate reserves stored in stems and roots that enable them to cope with leaf area losses (Green and Juniper 2004; Myers and Kitajima 2007). Under the prevailing conditions in study area, initially bigger transplanted seedlings had better survival probabilities

**Table 6** Species selection index (SSI) values of six native tree species transplanted to live fences in cattle ranches of Hueytamalco, Mexico

Species selection index (SSI)	Al	Tm	Ha	Ss	Da	Ft
SSI <sub>2-1</sub>	2.3 (2.4)	3.5 (2.5)	4.9 (4.2)	3.4 (3.6)	1.3 (1.3)	1.8 (2.3)
SSI <sub>3-1</sub>	20.1 (9.2)	1.9 (1.8)	86.8 (15.8)	2.1 (2.3)	8.2 (7.1)	34.2 (21.4)

SSI values are shown for twelve (in parenthesis) and 20 months after transplantation. SSI<sub>2-1</sub> values were obtained comparing performance and costs under moderate and no cattle activity (site 2 and site 1), and SSI<sub>3-1</sub> comparing high and no cattle activity (site 3 and site 1). Pioneer species: Al *A. latifolia*, Tm *T. micrantha*, Ha *H. appendiculatus*; and non-pioneer species: Ss *S. scabrida*, Da *D. arboreus*, Ft *F. turrialbana*, Mt *M. trinervia*. Species ordered from smaller (left) to higher size (right) at the time of transplantation

but slower growth than smaller ones, as observed in previous studies with tropical tree species (Poorter 1999; Martínez-Garza et al. 2011). These results indicate that transplanting big seedlings (at least 50 cm height) is a basic procedure in the process of enriching live fences. Additionally, we found that transplanted seedlings received some protection from the available live fences because, overall, only 7 % or less of them experienced trampling, which was much lower than the 35 % reported by Love et al. (2009) in open pastures.

#### Species tolerance to mammal damage and resprouting ability

Our results showed that seedling response and tolerance to MD depended on level and frequency of this damage. At low frequencies (absence of cattle), growth but not survivorship was affected, suggesting some general tolerance of seedlings for losing photosynthetic tissues. This result agrees with studies that simulated small levels of herbivory on seedlings of tree species (Hughes 1976; Valio 2001). In contrast, at high damage frequencies (particularly under high cattle activity) growth was severely reduced and seedlings did not recover their photosynthetic tissues (they showed negative growth values) and endured high mortality rates. Holl and Quiros-Nietzen (1999) found similar effects of MD on seedlings transplanted into abandoned pastures. A review by Bellingham (2000) indicated that resprouting ability of the plants (i.e. recovery of plant tissues) depends on the severity and frequency of disturbance. After low levels of defoliation, plants can usually recover, but when disturbance are frequent and/or severe, it is energetically impossible to maintain the reserves necessary to recover (Lopez-Toledo et al. 2012).

Under high level of cattle activity, *T. micrantha* and *S. scabrida* showed high resprouting ability (indicated by positive crown growth), and they performed better than the others species as indicated by the IRI (Fig. 2). From six species, the resprouting ability has been only reported for *T. micrantha*. This species is more tolerant to the loss of tissues than other pioneer species (Dalling and Hubbell 2002), and their seedlings have shown high growth plasticity when their apex is removed (Valio 2001). In general, differences in resprouting strategies of tree species are not yet well understood (Vesk 2006), and it is associated with the species identity. Resprouting ability is an important trait for tree species growing into live fences, especially if the species are palatable and can be used as fodder to cattle (Beer et al. 2003). From six species, three (*H. appendiculatus*, *T. micrantha* and *S. scabrida*) have fodder potential and could be palatable for favorable chemical-nutritional status (Luviano Elías 2012; Jiménez-Ferrer et al. 2008).

#### Costs of seedling propagation and protection

The most important difference in production costs among species was associated with their RGR, which determined the time required (and labor invested) in the greenhouse to be ready for transplantation. RGR is an intrinsic attribute of plant species (Poorter 1999; Poorter et al. 2008) that is necessary to consider in the selection of potential tree species for enriching live fences. The propagation cost may be more expensive if slow-growing species are chosen against fast-growing ones; therefore, these selected slow-growing species must be those with highly valuable properties to local farmers (e.g. timber or fodder species). Furthermore, to make propagation costs of native tree species affordable, more knowledge is needed to

increase the percentage of seedling emergence (especially in pioneer species) and survivorship under greenhouse conditions. This implies also the training of specialized personnel to reduce costs.

Under the technical protocol followed in the present study, the propagation costs were much higher (1.5–5.9 USD) than those reported by Zahawi and Holl (2009) for seedlings of native tree species produced in a local commercial greenhouse (0.15–0.25 USD). In contrast, our costs for transplanting and seedling care in the field, except in site 1, were cheaper than the 0.8–1.2 USD per seedling calculated by Zahawi and Holl (2009), and <36 % of total costs indicated by Vieira et al. (2009). Probably, seedlings growing in live fence conditions (i.e. more shade and humidity, and with low pasture competition) require less labor for maintenance, even though they needed protection from cattle damage.

#### Target species for enriching live fences

Our SSI was useful for integrating performance of transplanting seedlings (which can be taken as an indicator of the potential benefits of the species) and the associated propagation, transplanting and protection costs. Also, SSI may provide some general management suggestions.

*Trema micrantha* could be a good option for enriching live fences. It showed the highest resprouting ability and a good growth even under high levels of cattle activity, and the survival could increase using bigger seedlings. This species also has been identified as potential fodder tree and good element for restoration (Vázquez-Yanes 1998; Luviano Elías 2012). *D. arboreus* and *S. scabrida* can also be considered for enriching live fences. *D. arboreus* had the best performance at the site with moderate cattle activity but with poor resprouting ability so required some protection, and it has been identified as an important multipurpose tree and it do not seem a palatable species (McDonald et al. 2003). *S. scabrida* is a less well-known tropical tree species but it has been identified as a potential fodder tree (Jiménez-Ferrer et al. 2008; Luviano Elías 2012). This species had a good resprouting ability and high survival in field, but their seedlings endured high mortality in the greenhouse and were the most expensive to propagate.

*Alchornea latifolia* could be transplanted into live fences but not under high cattle activity because it

endured more MD than we expected (similar to those identified as fodder species) and low resprouting ability. This species has been recognized as a good element for restoration (Vázquez-Yanes et al. 2001) but with few local uses (McDonald et al. 2003), which could reduce its potential acceptance for local farmers. Finally, *F. turrialbana* is a valuable species to local farmers and could be transplanted into live fences under moderate cattle activity, but expecting a low performance. Based on the experiences of local farmers, it is important to explore and refine the vegetative propagation (by stakes) of this species. For some species, stakes could be a better option than seedlings to enrich live fences in active pastures (Zahawi and Holl 2009) but is necessary to carry out cost-benefit analyses as illustrated here with the SSI index.

We do not recommend the transplantation of *H. appendiculatus* into live fences. It showed very poor performance, limited resprouting ability and high mortality at the sites with cattle activity in response to the high MD endured. This species has been identified as a potential fodder tree (Luviano Elías 2012) but with low tolerance to defoliation as have been observed in seedlings under natural conditions (Núñez-Farfán and Dirzo 1991). However, this species had an exceptional survival and growth in absence of cattle, and we recommend establishing in areas without access for cattle.

Enrich live fences would be a valuable strategy to increase biodiversity in highly transformed tropical landscapes dominated by cattle systems, but this required new efforts and tools. Our study shows that selecting and establishing native tree species into live fences is possible, at least in the first 2 years, especially in sites with low and moderate cattle activity. However, more knowledge is necessary about the acceptance from local farmers, and benefits producing by these native trees to farmers and local biodiversity. Additionally, cost-benefit evaluation is a mandatory procedure to include the social-economic perspective when native species are selected to agroforestry and restoration projects.

**Acknowledgments** This paper constitutes a partial fulfillment of the Graduate Program in Biological Sciences of the National Autonomous University of Mexico (UNAM) for BDF. Fieldwork was funded by UNAM through the macro-project “Producción sostenible de hatos de cria en pastoreo” and PAPITT-DGAPA (Grant IN227210) to MMR. BDF



acknowledges the scholarship and financial support provided by the National Council of Science and Technology (CONACyT) and UNAM. We thank the valuable comments of E. Ceccon, H. Paz and two anonymous reviewers to a previous version of the paper, and the fruitful discussions we received from several students. We thank to Sarah Anderson for her corrections about English writing. To Moisés and Noé García for the assistance during fieldwork, and to the owners of cattle ranches in Hueytamalco: Antonio Martínez, Javier Jiménez, and especially to Experimental Center “Las Margaritas” (INIFAP) for sharing their lands to set the greenhouse and the experiments.

## References

- Beer J, Ibrahim M, Somarriba E, Barrance A, Leakey R (2003) Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. In: Cordero J, Boshier DH (eds) Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. CATIE, Turrialba, pp 197–242
- Bellingham PJ (2000) Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89:409–416
- Belsky AJ, Mwoga SM, Amudson RG, Duxbury JM, Ali AR (1993) Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high- and low- rainfall savannas. *J Appl Ecol* 30:145–155
- 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. *Agrofor de las Am* 10:47–51
- Budowski G (1987) Living fences in tropical America, a widespread agroforestry practice. In: Gholz HL (ed) *Agroforestry: realities, possibilities and potentials*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, pp 169–178
- Buschbacher R, Uhl C, Serrao EAS (1988) Abandoned pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. *J Ecol* 76:682–699
- Chacón-León M, Harvey CA (2006) Live fences and landscape connectivity in a neo-tropical agricultural landscape. *Agrofor Syst* 68:15–26
- Chazdon RL, Harvey CA, Komar O, Griffith DM, Ferguson BG, Martínez-Ramos M, Morales H, Nigh R, Soto-Pinto L, van Breugel M, Philpott SM (2009) Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41:142–153
- Crawley MJ (1993) *GLIM for Ecologists*. Blackwell, Oxford
- Dagang ABK, Nair PKR (2003) Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agrofor Syst* 59:149–155
- Dalling JW, Hubbell SP (2002) Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *J Ecol* 90:557–568
- De Lucena RFP, de Lima-Araújo E, de Albuquerque UP (2007) Does the local availability of woody *Caatinga* plants (Northeastern Brazil) explain their use value? *Econ Bot* 61:347–361
- Estrada A, Cammarano P, Coates-Estrada R (2000) Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodivers Conserv* 9:1399–1416
- Francis JK, Rodríguez A (1993) Seeds of Puerto Rican trees and shrubs: second installment. Research Note SO-374. US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, pp 27–32
- Green PT, Juniper PA (2004) Seed mass, seedling herbivory and the reserve effect in tropical rainforest seedlings. *Funct Ecol* 18:539–547
- Griscom HP, Ashton PMS, Berlyn GP (2005) Seedling survival and growth of native tree species in pastures: implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *For Ecol Manage* 218:306–318
- Griscom HP, Griscom BW, Ashton MS (2009) Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass, and forested riparia. *Restor Ecol* 17:117–126
- Harvey CA, Tucker NI, Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. In: Schroth G, da Fonseca GAB, Harvey CA et al (eds) *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC, pp 261–289
- Harvey CA, Villanueva C, Villacís J, Chacón M, Muñoz D, Lopez M, Ibrahim M, Gomez R, Martínez J, Navas A, Saenz J, Sánchez D, Medina A, Vílchez S, Hernández B, Perez A, Ruiz F, Lopez F, Lang I, Sinclair FL (2005) Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agric Ecosyst Environ* 111:200–230
- Harvey CA, Komar O, Chazdon R, Ferguson BG, Finegan B, Griffith DM, Martínez-Ramos M, Morales H, Nigh R, Soto-Pinto L, van Breugel M, Wishnie M (2008a) Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conserv Biol* 22:8–15
- Harvey CA, Villanueva C, Ibrahim M, Gómez R, López M, Kunth S, Sinclair FL (2008b) Productores, árboles y producción ganadera en paisajes de América Central: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. In: Harvey CA, Sáenz JC (eds) *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. INBio, Heredia, pp 197–224
- Harvey CA, Villanueva C, Esquivel H, Gómez R, Ibrahim M, López M, Martínez J, Muñoz D, Restrepo C, Saenz JC, Villacís J, Sinclair FL (2011) Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *For Ecol Manage* 261:1664–1674
- Hernández-Rodríguez R, Ponce-Ceballos P (2004) Efecto del silvopastoreo como sistema sostenible de explotación bovina sobre la composición de la leche. *Livest Res Rural Dev* 16:6
- Hernández-Tejada V (2004) Diagnóstico del Municipio de Hueytamalco, Puebla. Mun. Hueytamalco [internal report]
- Holl KD (2002) Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *J Ecol* 90:179–187
- Holl KD, Quiros-Nietzen E (1999) The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica. *Biol Conserv* 87:391–395
- Hughes RH (1976) Response of planted South Florida slash pine to simulated cattle damage. *J Range Manage* 29:198–201
- Ibarra-Manríquez G, Oyama K (1992) Ecological correlates of reproductive traits of Mexican rain forest trees. *Am J Bot* 79:383–394

- INEGI (2007) Censo Agropecuario y Forestal. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI. [http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/Agro/ca2007/Resultados\\_Agricola/default.aspx](http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/Agro/ca2007/Resultados_Agricola/default.aspx). Accessed 28 Dec 2013
- INIFAP. Meteorological Station “Las Margaritas” Unpublished raw data (between 1997 to 2012)
- Jiménez-Ferrer G, López-Carmona M, Nahed-Toral J, Ochoa-Ganoa S, de Jong B (2008) Árboles y arbustos forrajeros de la región norte-tzotzil de Chiapas, México. *Vet Mex* 39:199–213
- Lassey KR (2007) Livestock methane emission: from the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agric For Meteorol* 142:120–132
- Lopez-Toledo L, Anten NP, Endress BA, Ackerly DD, Martínez-Ramos M (2012) Resilience to chronic defoliation in a dioecious understorey tropical rain forest palm. *J Ecol* 100:1245–1256
- Love BE, Bork EW, Spaner D (2009) Tree seedling establishment in live fences: a low-cost agroforestry management practice for the tropics. *Agrofor Syst* 77:1–8
- Lugo AE, Zimmerman JK (2003) Ecological life histories. In: *Tropical Tree Seed Manual* USDA Forest Service, USA 191–213. <http://www.mgr.net/publications/tsm>. Accessed 28 Dec 2013
- Luviano Elías V (2012) Evaluación bromatológica y presencia de compuestos secundarios en especies nativas con potencial forrajero en la región de Hueytamalco, Puebla, México. Dissertation, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), México
- Maldonado MN, Grande DJ, Fuentes EE, Hernández S, Pérez-Gil F, Gómez A (2008) Los sistemas silvopastoriles de la región tropical húmeda de México: el caso de Tabasco. *Zootec Trop* 26:305–308
- Martínez LJ, Zinck JA (2004) Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil Tillage Res* 75:3–18
- Martínez-Garza C, Tobon W, Campo J, Howe HF (2011) Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degrad Dev*. doi:10.1002/ldr.1127
- Martínez-Ramos M, García-Orth X (2007) Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Bol Soc Bot Méx* 80:69–84 [Special Issue: Restauración Ecológica en México]
- McDonald MA, Hofny-Collins A, Healey JR, Goodland TCR (2003) Evaluation of trees indigenous to the montane forest of Blue Mountains, Jamaica for reforestation and agroforestry. *For Ecol Manage* 175:379–401
- Mekoya A, Oosting SJ, Fernandez-Rivera S, Van der Zijpp AJ (2008) Farmers’ perceptions about exotic multipurpose fodder trees and constraints to their adoption. *Agrofor Syst* 73:141–153
- Murgueito E, Calle Z, Uribe F, Calle A, Solorio B (2011) Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *For Ecol Manage* 261:1654–1663
- Myers JA, Kitajima K (2007) Carbohydrate storage enhances seedling shade and stress tolerance in a neotropical forest. *J Ecol* 95:383–395
- Niembro-Rocas A (2003) *Dendropanax arboreus* In: *Tropical Tree Seed Manual* USDA Forest Service, USA pp: 438. <http://www.mgr.net/publications/tsm>
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT 2001 (6 marzo 2002) Diario Oficial
- Núñez-Farfán J, Dirzo R (1991) Effects of defoliation on the saplings of a gap-colonizing neotropical tree. *J Veg Sci* 2: 459–464
- O’Mara FP (2011) The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Anim Feed Sci Technol* 166–167:7–15
- Ospina S, Rusch GM, Pezo D, Casanoves F, Sinclair FL (2012) More stable productivity of semi natural grassland than sown pastures in a seasonally dry climate. *PLoS One* 7:1–7
- Poorter L (1999) Growth responses of 15 rain-forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Funct Ecol* 13:396–410
- Poorter L, Wright SJ, Paz H, Ackerly DD, Condit R, Ibarra-Manríquez G, Harms KE, Licona JC, Martínez-Ramos M, Mazer SJ, Muller-Landau HC, Peña-Claros M, Webb CO, Wright IJ (2008) Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. *Ecology* 89:1908–1920
- Pulido-Santacruz P, Renjifo LM (2011) Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agrofor Syst* 81:15–30
- Rodrigues RR, Lima RA, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol Conserv* 142:1242–1251
- Román-Dañobeytia FJ, Levy-Tacher SI, Aronson J, Rodrigues RR, Castellanos-Albores J (2012) Testing the performance of fourteen native tropical tree species in two abandoned pastures of the Lacandon rainforest region of Chiapas, Mexico. *Restor Ecol* 20:378–386
- Sánchez-Beltrán SMP (1984) Determinación de micronutrientos en suelos y muestras foliares de *Coffea arabica*, en Andosoles de la zona cafetalera de Hueytamalco, Estado de Puebla. Dissertation, Universidad Nacional Autónoma de México
- Sánchez-Cárdenas S, Crespo-López G, Hernández-Chávez M, García-Ortega Y (2008) Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* y un sistema silvopastoril asociado con *Leucaena leucocephala*. *Zootec Trop* 26:269–273
- Silvera K, Skillman JB, Dalling JW (2003) Seed germination, seedling growth and habitat partitioning in two morphotypes of the tropical pioneer tree *Trema micrantha* in a seasonal forest in Panama. *J Trop Ecol* 19:27–34
- Speedy AW (2003) Global production and consumption of animal source foods. *J Nutr* 133:4048S–4053S
- Suárez A, Williams-Linera G, Trejo C, Valdez-Hernández JI, Cetina-Alcalá VM, Vibrans H (2011) Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agrofor Syst* 85:35–55
- Turner NJ (1988) “The importance of a rose”: evaluating the cultural significance of plants in Thompson and Lilloet Interior Salish. *Am Anthropol* 90:272–290
- Valio IFM (2001) Effects of shading and removal of plant parts on growth of *Trema micrantha* seedlings. *Tree Physiol* 21:65–70
- Vázquez-Yanes C (1998) *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): a promising neotropical tree for site amelioration of deforested land. *Agrofor Syst* 40:97–104

- Vázquez-Yanes C, Orozco-Segovia A (1982) Seed germination of a tropical forest pioneer tree (*Heliocarpus donnell-smithii*) in response to diurnal fluctuation of temperature. *Physiol Plant* 56:295–298
- Vázquez-Yanes C, Batis-Muñoz AI, Alcocer-Silva MI, Gual-Díaz M, Sánchez-Dirzo C (2001) Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Proyecto J084-CONABIO, Mexico
- Vesk PA (2006) Plant size and resprouting ability: trading tolerance and avoidance of damage? *J Ecol* 94:1027–1034
- Vieira DLM, Holl KD, Peneireiro FM (2009) Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restor Ecol* 17:451–459
- Walker R, Browder J, Arima E, Simmons C, Pereira R, Caldas M, Shirota R, Zen SD (2009) Ranching and the new global range: Amazonia in the 21st century. *Geoforum* 40:732–745
- Williamson GB, Wiemann MC (2010) Age-dependent radial increases in wood specific gravity of tropical pioneers in Costa Rica. *Biotropica* 42:590–597
- Wishnie MH, Dent DH, Mariscal E, Deago J, Cedeño N, Ibarra D, Condit R, Ashton PMS (2007) Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. *For Ecol Manage* 243:39–49
- Zahawi RA (2005) Establishment and growth of live fence species: an overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restor Ecol* 13:92–102
- Zahawi RA, Holl KD (2009) Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restor Ecol* 17:854–864

## **DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES**

De acuerdo con nuestros resultados, para promover el enriquecimiento de los sistemas ganaderos tropicales se deberían desarrollar estrategias dirigidas a cada tipo de ganadero, y a los beneficios que éste espera obtener de las especies leñosas que crecen en sus tierras. Asimismo, las especies leñosas que se utilizarán en dicho enriquecimiento deben ser seleccionadas de forma cuidadosa y de acuerdo a los costos y los beneficios, tanto ecológicos como para la población local, que se esperan obtener. Aunque esto parezca un proceso complejo y sitio-específico, en este trabajo se dan algunos lineamientos generales que ayudarán a dirigir el proceso de selección de las especies, de acuerdo a los beneficios esperados. Tal vez con más información disponible se podrían encontrar patrones que hagan este trabajo más sencillo.

A pesar de los importantes impactos que causa, caracterizar la heterogeneidad de los sistemas ganaderos es un tema que ha recibido muy poca atención en las áreas tropicales. Nuestros resultados, como algunos trabajos previos, muestran que hay grandes diferencias entre los ganaderos y el su nivel de acceso a la tierra, a fuerza laboral, y al dinero (Barlett 1977; Edelman 1985; Lazos-Chavero 1996; Kaimowitz 1996). Esto se refleja en las diferentes formas de manejo utilizadas (Martínez & Gerritsen 2007), pero también en la distribución espacial de sus usos de suelo y la cobertura arbórea que mantienen. Este último aspecto es quizás el más importante para la conservación biológica a nivel de paisaje y el tema menos explorado en la literatura revisada.

Como han destacado McShane et al. (2011), es muy difícil encontrar alternativas en las que se pueda mejorar la conservación sin afectar la producción, y viceversa. El reto,

como dicen estos autores, es ser explícito sobre los costos y disyuntivas a las que nos enfrentamos, porque cada decisión de manejo implicaría perder de alguna forma. Creo que esto es aplicable también al buscar el enriquecimiento de los sistemas ganaderos, por ello, a continuación se destacan los principales resultados del presente trabajo, pero discutiendo incluyendo las potenciales disyuntivas halladas a lo largo de la investigación. Asimismo quisiera destacar la importancia de incluir a las políticas públicas, los incentivos que estas generan, y la influencia de los mercados en las estrategias de conservación de los paisajes rurales. Diversos autores (Howard-Borjas 1992; Laurance 1999; Fischer et al. 2008; Hazell & Wood 2008) han señalado que estos factores cumplen un rol fundamental en cualquier cambio que se quiera generar en el manejo de los sistemas productivos rurales.

El área de nuestro estudio mostró tener una historia asociada a la ganadería desde, al menos, inicios del s. XX. En ella han dominado los sistemas extensivos, de producción cárnica, que han sido manejados por una población mayoritariamente mestiza y con acceso a tierras privadas. La historia regional y modelo de producción es similar al reportado para otras áreas tropicales de Latinoamérica (Edelman 1985; Kaimowitz 1996; Walker et al. 2000). Por ello, espero que los resultados de este trabajo sean aplicables en otras regiones.

### **1. El balance costo – beneficio y su importancia para incrementar la cobertura arbórea en los sistemas ganaderos**

Las estrategias que en este trabajo se han propuesto para el incremento de la abundancia y diversidad de la cobertura arbórea en los sistemas ganaderos no son nuevas. Estrategias para la expansión de modelos de producción silvopastoril (Beer et al. 2003; Murgueitio et al. 2011), la restauración de la vegetación riparia (Rodrigues et al. 2011;

Giraldo et al. 2013), la rehabilitación de áreas degradadas o poco productivas (Aronson et al. 2007), y el enriquecimiento de cercos vivos (Harvey et al. 2005; Love et al. 2009) ya han sido propuestas y desarrolladas, con diferentes niveles de alcance y aceptación entre la población local. A pesar de esta amplia experiencia, un aspecto poco discutido es la importancia del balance que hacen los productores rurales entre el costo y beneficio obtenido para la toma de decisiones de manejo.

Los resultados de este trabajo sugieren que el potencial de adopción de las especies leñosas podría basarse en este balance entre costos y beneficios. Es decir que la decisión de los ganaderos sobre si adoptar o no cierta especie arbórea en sus tierras se basará en la inversión en tiempo y dinero que este tenga que hacer, y el beneficio que él espera obtener. Un factor que puede cambiar este balance parece ser el qué tan valorado sea el beneficio que se espera obtener. Por ejemplo, en nuestro estudio encontramos que algunos ganaderos invertían más en la siembra y protección de especies de árboles maderables, cuando éstas no se establecían naturalmente en sus tierras. Esto nos sugiere que mientras mayor sea el valor cultural que tenga una especie, y cumpla un uso más exclusivo, podría invertirse más en asegurar su establecimiento en los sistemas ganaderos.

Es importante explorar más a fondo esta relación entre los costos y beneficios, y las decisiones que toman los ganaderos y productores rurales en general. Si se tuviera más información, este podría ser un criterio para la selección de las especies con las que se espera enriquecer los sistemas ganaderos. Entender la influencia de este balance será particularmente importante en cualquier proyecto en el que la decisión final sobre el establecimiento de las especies leñosas dependa del dueño de la tierra.

## **2. La valoración de los beneficios generados por los árboles entre los ganaderos locales**

En la literatura revisada, cuando se describen los beneficios que aportan las especies leñosas a los ganaderos locales, sugieren que todos los ganaderos perciben los beneficios de la misma manera (Beer et al. 2003; Love & Spaner 2005; Harvey, Villanueva, et al. 2008), aunque con algunas diferencias entre localidades (Garen et al. 2011). Sin embargo, nuestros resultados muestran que estos beneficios pueden ser percibidos de forma diferente entre los ganaderos de una misma región. Estas diferencias en la percepción pueden ser muy importantes porque parecen influir en las decisiones que toman en relación al manejo de la cobertura de árboles de sus tierras, y por lo tanto, influirían en el tipo de especies leñosas que estarán dispuestos a adoptar.

En nuestro estudio, los servicios que brindan los árboles para el manejo del ganado (como la provisión de sombra y el establecimiento de cercas vivas) fueron valorados por todos los ganaderos. Esto explicaría que la frecuencia del uso de árboles dispersos y cercas vivas en los sistemas ganaderos sea mayor que en otras áreas tropicales (Harvey, Villanueva, et al. 2008; Maldonado et al. 2008). Servicios como la protección a los nacimientos de agua y arroyos, o los beneficios para la conservación sólo son apreciados por algunos ganaderos. Estas diferencias se asociaron con las experiencias de cada ganadero, por lo que no se identificaron estrategias que permitan promover estos servicios en el enriquecimiento de los sistemas ganaderos.

Nuestros resultados mostraron que los ganaderos que dependen exclusivamente de las ganancias obtenidas por esta actividad y/o interesados únicamente en elevar la

rentabilidad de sus tierras, son los que menos valoran los beneficios que generan los árboles. Mientras que los ganaderos cuyo ingreso principal proviene de actividades no agrícolas, y que valoran sus tierras por algo más que la rentabilidad, perciben otro tipo de beneficios generados por los árboles (protección de nacimientos de agua o la belleza escénica). Este grupo de ganaderos podría tomar más riesgos en relación a la adopción de especies leñosas nativas, aunque el beneficio que en el que muestra más interés parece ser el que le genere ingresos económicos.

Por último, están los ganaderos que tienen una producción diversificada, y dependen de los ingresos económicos y productos que puedan obtener en sus tierras. Este sería un modelo de producción campesina, de acuerdo con Castelán Ortega et al. (2008). Y estos ganaderos son los únicos que valoraron productos como la leña, frutos y madera, que comúnmente son reportados como beneficios para la población local (McDonald et al. 2003; Love & Spaner 2005). Los beneficios aparentemente más valorados entre estos ganaderos, como lo han reportado otros autores, fueron los generados por especies multipropósito (McDonald et al. 2003), y las especies maderables (Wishnie et al. 2007).

### **3. Las características de cada especie determinan el tipo de beneficios (ecológicos y para la población local) que pueden generar**

Los beneficios que potencialmente generan las especies leñosas dependerán, en primer lugar, de su capacidad para adaptarse a las condiciones ecológicas, y establecerse en los sistemas ganaderos. La supervivencia y crecimiento son las variables que nos permiten medir el desempeño y capacidad de adaptación de las especies a las condiciones ecológicas. Y a la vez, son un indicador de la capacidad potencial de generar beneficios. Para este



trabajo se seleccionaron ocho especies leñosas nativas, con un gradiente en su tamaño de semillas, densidad de madera, síndrome de dispersión y estrategia sucesional. A continuación se discuten las tendencias y disyuntivas encontradas, reconociendo que este es un número muy reducido de especies como para hacer generalizaciones.

Las diferencias en el desempeño de las especies estuvieron asociadas principalmente a sus tasas de crecimiento. Las especies de crecimiento rápido generalmente tienen maderas ligeras y se comportan como especies pioneras o colonizadoras (Swaine & Whitmore 1988; Popma et al. 1988). En este estudio, las especies de rápido crecimiento generaron algunos beneficios potenciales para la población local y para la restauración en el corto plazo. Sin embargo, cuando se establecieron en áreas con actividad ganadera, estas especies presentaron las mayores tasas de mortalidad y la menor tolerancia al daño generado por el ganado. Esto se explica por su patrón de asignación de recursos, destinados más al crecimiento que a la defensa (Poorter et al. 2008). A la vez, estas especies presentaron menores costos de propagación, y fueron valoradas principalmente como especies multipropósito.

Las especies de crecimiento lento, asociadas a maderas más duras (Rüger et al. 2012) tuvieron el comportamiento opuesto. Estas especies generaron pocos beneficios importantes en el corto plazo, sin embargo en las áreas con actividad ganadera mostraron mejores tasas de supervivencia y tolerancia al daño generado por el ganado. Estas especies tuvieron mayores costos de propagación, y fueron valoradas principalmente como especies de uso “exclusivo”, es decir, que son funciones que pocas especies pueden desempeñar. Es importante destacar que muchas de las especies maderables generalmente tienen densidades de madera alta, y por lo tanto tasas de crecimiento lento.

Durante la fase de invernadero, las tasas de crecimiento no se relacionaron con la mortalidad de las plántulas o la eficiencia en la propagación. Las tasas de crecimiento se relacionaron con el tiempo que las plántulas deben permanecer en el invernadero, previo a su trasplante; y permanecer más tiempo en el invernadero implica un mayor costo de propagación, por los constantes cuidados que requieren las plántulas.

Como vemos, las tasas de crecimiento de las especies influyeron en diferentes aspectos asociados al desempeño de las especies y por lo tanto de los beneficios que las especies pueden brindar. Estos son aspectos importantes a tomar en cuenta al seleccionar especies leñosas, no sólo para el enriquecimiento de sistemas ganaderos, sino para proyectos de reforestación y restauración en general.

#### **4. Ventajas y limitaciones de las especies leñosas nativas seleccionadas**

*Heliocarpus appendiculatus*, es una especie poco explorada fuera de sus condiciones naturales de crecimiento (Nuñez-Farfán y Dirzo 1991, Harms y Dalling 1997). Aunque tuvo un desempeño excepcional en el sitio sin actividad de ganado y mostró pocas limitaciones para su adopción, mostró muy poca tolerancia al daño generado por el ganado, por lo que no se recomienda su uso en áreas cercanas a la actividad ganadera. Esta especie mostró daños importantes en sus tallos, y se le vio creciendo espontáneamente en algunos sitios ganaderos, se recomienda que estos aspectos sean mejor estudiados.

*Trema micrantha* es una especie pionera, recomendada para proyectos de restauración ecológica por el importante aporte de sus frutos a la fauna nativa (Vázquez-Yanes 1998). En nuestro estudio, se encontraron pocas limitaciones para su adopción y en el sitio sin actividad ganadera, esta especie mostró un buen desempeño e inició su

fructificación precozmente (antes del primer año). Además esta especie ha mostrado una mayor tolerancia que otras especies pioneras al daño foliar (Valio 2001, Dalling y Hubbell 2002), lo que fue confirmado en este trabajo. Por su alta tolerancia al daño generado por el ganado se recomienda su uso en el enriquecimiento de cercos vivos. Para reducir su mortalidad en campo se sugiere usar plántulas de al menos 0.5cm de diámetro basal para su trasplante, y explorar su capacidad de establecimiento natural.

*Alchornea latifolia* es una especie difícil de caracterizar, por ser de larga vida (Ibarra-Manríquez y Oyama 1992) pero con altas tasas de crecimiento (McDonald et al. 2003). Ha sido recomendada para proyectos de restauración por su capacidad de crecer bajo diversas condiciones (Vázquez-Yanes et al. 2001). En el sitio sin actividad ganadera tuvo un desempeño superior a lo reportado (Francis 1993, Dalling y Tanner 1995), y toleró niveles intermedios de daño por ganado, aunque con una baja capacidad de rebrotar. Su principal limitación es el bajo valor cultural en el sitio de trabajo. Ante esto, se propone explorar la siembra directa de sus semillas que por sus características podría generar buenos resultados (Hooper et al. 2002), para reducir el costo de producción e incrementar su potencial adopción.

*Dendropanax arboreus* se reconoce como una importante especie multipropósito (McDonald et al. 2003), también en nuestro sitio de trabajo. Es la especie no pionera con mejor desempeño en el sitio sin actividad de ganado, aunque creció menos de lo reportado previamente (Vázquez-Yañes 2001). Parece ser una especie poco palatable para el ganado, y tuvo un buen desempeño bajo actividad moderada del ganado, por lo que se recomienda para el enriquecimiento de cercos vivos. Su principal limitación fueron los costos de propagación, que pueden ser reducidos mejorando su rendimiento en invernadero.

*Saurauia scabrida* es una especie de distribución restringida y muy poco estudiada. En nuestro estudio mostró tasas de crecimiento intermedias y gran potencial para la restauración, ya que inició rápidamente la floración y generó una copa amplia y densa. Esta especie no pionera tuvo una gran capacidad de rebrotar y tolerar el daño generado por el ganado, por lo que se recomienda para el enriquecimiento de los cercos vivos. Sin embargo, tiene importantes limitaciones para su adopción, a pesar de su potencial forrajero, tiene poco valor para la población local, además de altos costos de propagación y baja disponibilidad de semillas. Es una especie interesante y se recomienda estudiarla mejor.

*Ficus turrialbana* es una especie de distribución restringida poco estudiada. Es una hemiepífita muy valorada en la zona, y de fácil control cuando empieza a crecer en un lugar inadecuado. Aunque creció rápidamente en el invernadero, en campo mostró bajas tasas de crecimiento, incluso sin la presencia del ganado. Es importante destacar que los ganaderos locales la usan en bajas densidades debido al gran tamaño que puede alcanzar. Se recomienda probar su propagación a través de estacas, que es como se maneja en la zona, y su siembra como árboles aislados.

*Matudaea trinervia* es una especie de distribución restringida, muy poco estudiada a pesar de estar en la categoría de protección “vulnerable”. Es ampliamente valorada en la zona, pero presenta importantes limitaciones para su propagación, por lo que se recomienda aprovechar el banco de plántulas que forma, para reducir sus elevados costos de propagación y favorecer su adopción. Basados en sólo ocho individuos estudiados, encontramos que tiene bajas tasas de crecimiento y de supervivencia, pero se requieren estudios más detallados para evaluar correctamente su capacidad de establecimiento.

*Rynchosia erythroides* es una especie de distribución restringida, y la única liana seleccionada, y ha sido muy poco estudiada. Inicialmente fue seleccionada por considerarla una especie con potencial forrajero, pero esto no fue confirmado en campo ni por los análisis de calidad del forraje. Debido a su bajo valor cultural no se recomienda su uso para enriquecer los sistemas ganaderos en las áreas de pastoreo. Su desempeño fue bueno en el sitio sin ganado, inició precozmente su fructificación y se confirmó la formación de nódulos en sus raíces, en los que probablemente podría fijar nitrógeno. Por ello, se recomienda su uso en proyectos de restauración.

## LITERATURA CITADA

- Altieri MA (1999) *Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable*. Ed. Nordan-Comunidad, Montevideo – Uruguay
- Andrade HJ, Brook R e Ibrahim M (2008) Growth, production and carbon sequestration of silvopastoral systems with native timber species in the dry lowlands of Costa Rica. *Plant and Soil*, 308: 11–22
- Andrade HJ, Esquivel H e Ibrahim M (2008) Disponibilidad de forrajes en sistemas silvopastoriles con especies arbóreas nativas en el trópico seco de Costa Rica. *Zootecnia Tropical*, 26 (3): 289–292
- Aronson J, Milton SJ y Blignaut JN (2007) *Restoring natural capital: science, business, and practice*, Washington, DC: Island Press.
- Avendaño Reyes S e Acosta Rosado I (2000) Plantas utilizadas como cercas vivas en el estado de Veracruz. *Madera y Bosques*, 6: 55–71
- Barlett PF (1977) The structure of decision making in Paso. *American Ethnologist*, 4 (2): 285-307
- Beer J, et al., (2003) Establecimiento y manejo de árboles en sistemas agroforestales. En: Cordero J, Boshier DH (eds) *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Betancourt K, et al., (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
- Bonfil C y Trejo I (2010) Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration*, 28 (3): 369–376
- Camargo J, et al., (2005) Silvopastoral systems with isolated timber trees within pastures in the coffee region of Colombia. *Livestock Research for Rural Development*, 17:5

- Castelán Ortega OA, et al., (2008) *Oportunidades y retos para los sistemas campesinos de rumiantes en Latinoamérica*, Mexico: CEDIMSA.
- Chacón-León M y Harvey CA (2006) Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems*, 68:15-26
- Chauvet M (1999) *La ganadería bovina de carne en México: del auge a la crisis* UAM, México
- Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6 (1-2): 51-71
- Chazdon R, et al., (2009) Beyond Reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41: 142-153
- CONAPO (2010) *Índice de Marginación por localidad, 2010* Consejo Nacional de Población
- Dagang A y Nair PKR (2003) Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems*, 59: 149-155
- Dalling JW y Hubbell SP (2002) Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species *Journal of Ecology*, 90 (3): 557-568
- Dalling JW y Tanner EVJ (1995) An experimental study of regeneration on landslides in montane rain forest in Jamaica. *Journal of Ecology*, 83 (1): 55-64
- DeFries RS, et al., (2010) Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3 (3): 178–181
- Edelman M (1985) Extensive land use and the logic of the latifundio: a case study in Guanacaste Province, Costa Rica. *Human Ecology*, 13 (2): 153–185
- Egan JF y Mortensen D (2012) A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 22 (2): 459–471

- Estrada A (2008) Fragmentación de la selva y agrosistemas como reservorios de conservación de la fauna silvestre en Los Tuztlas, México. En: CA Harvey & JC Sáenz, eds. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Turrialba, Costa Rica: INBio.
- FAO (2009) *The state of food and agriculture* FAO
- Francis JK (1993) *Alchornea latifolia* Sw. Achiotillo, New Orleans, U.S Department of Agriculture
- Ferraz SFB, et al., (2014) How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29 (2): 187–200
- Fischer J, et al., (2008) Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (7): 380–385
- Frey G, et al., (2012) Perceptions of silvopasture systems among adopters in northeast Argentina. *Agricultural Systems*, 105(1): 21–32
- Gallardo Nieto JL (2006) *Situación actual y perspectiva de la producción de carne de bovino en México 2006*, SAGARPA Mexico.
- Garen EJ, et al., (2009) An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. *Agroforestry Systems*, 76 (1): 219-236
- Garen EJ, et al., (2011) The tree planting and protecting culture of cattle ranchers and small-scale agriculturalists in rural Panama: Opportunities for reforestation and land restoration. *Forest Ecology and Management*, 261 (10): 1684–1695
- Gasque R y Blanco MA (1998) *Sistemas de producción animal: Bovinos vol. I*, UNAM - México
- Gea-Izquierdo G, Montero G y Cañellas I (2009) Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree–grass interactions. *Agroforestry Systems*, 76: 375–387
- Geist HJ y EF Lambin (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation *BioScience*, 52 (2): 143-150



- Grau R, Kuemmerle T y Macchi L (2013) Beyond ‘land sparing versus land sharing’: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (5): 477-483
- Green RE, et al., (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555
- Guevara S, et al., (2002) Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, 3 (5): 655-664
- Guevara S y Laborde J (1993) Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107/108: 319–338
- Guevara S, Purata S y van der Maarel E (1986) The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66: 77–84
- Harms KE y Dalling JW (1997) Damage and herbivory tolerance through resprouting as an advantage of large seed size in tropical trees and lianas. *Journal of Tropical Ecology*, 13 (4): 617-621
- Harvey CA y Haber WA (1998) Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*, 44: 37–68
- Harvey CA, Tucker N I, Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. En: G. Schroth, G. da Fonseca, & C. Harvey, eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, CD: Island Press.
- Harvey CA, et al., (2005) Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 111: 200-230
- Harvey CA, Komar O, et al., (2008) Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22 (1): 8–15

- Harvey CA, Guindon C, et al., (2008) La importancia de los fragmentos de bosque, los árboles dispersos y las cortinas rompevientos para la biodiversidad local y regional: el caso de Monteverde, Costa Rica. En: C. A. Harvey & J. C. Sáenz, eds. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, Costa Rica: INBio.
- Harvey CA, Villanueva C, et al., (2008) Productores, árboles y producción ganadera en paisajes de América Central: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. En: C. A. Harvey & J. C. Sáenz, eds. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, Costa Rica: INBio.
- Harvey CA, Villanueva C, et al., (2011) Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *Forest Ecology and Management*, 261: 1664-1674
- Hazell P y Wood S (2008) Drivers of change in global agriculture. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B*, 363 (1491): 495–515
- Hecht S (2010) The new rurality: Globalization, peasants and the paradoxes of landscapes. *Land Use Policy*, 27 (2): 161–169
- Hernández Tejada V (2004) *Diagnóstico del Municipio de Hueytamalco, Puebla* Mun. Hueytamalco [reporte interno]
- Herrero M, et al., (2009) Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1 (2): 111-120
- Herrero M, et al., (2013) Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *PNAS*, 110 (52): 20888–93
- Hooper E, Condit R y Legendre P (2002) Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12 (6): 1626-1641
- Howard-Borjas P (1992) Cattle and crisis: the genesis of unsustainable development in Central América. *Land Reform Issue 1995* FAO
- Ibarra-Manríquez G y K Oyama (1992) Ecological correlates of reproductive traits of Mexican rain forest trees. *American Journal of Botany*, 79: 383-394

- INEGI (2007) *VIII Censo Agropecuario*
- INEGI (2009) *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Hueytamalco, Puebla* - INEGI
- INEGI (2010) *Censo de Población y Vivienda*
- Kaimowitz D (1996) *Livestock and deforestation in Central America in the 1980s and 1990s: a policy perspective* CIFOR - Jakarta, Indonesia.
- Kaimowitz D y Angelsen A (2008) Will livestock intensification help save Latin America's tropical forest? *Journal of Sustainable Forestry*, 27 (1-2): 6-24
- Kastner T, et al., (2012) Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *PNAS*, 109 (18): 6868-6872
- Krishnamurthy L y Ávila M (1999) *Agroforestería Básica. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental N° 3*, FAO - PNUMA.
- Laurance W (1999) Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91(2): 109-117
- Lazos-Chavero E (1996) La ganaderización de dos comunidades veracruzanas. Condiciones de la difusión de un modelo agrario. En: L. Paré & M. Sánchez, eds. *El ropaje de la tierra: Naturaleza y cultura en cinco zonas rurales*. Mexico: Ed. Plaza y Valdés.
- Lazos-Chavero E (2001) Ciclos y rupturas: Dinámica ecológica de la ganadería en el Sur de Veracruz. En: L. Hernández, ed. *Historia ambiental de la ganadería en México*. Xalapa, México: Instituto de Ecología A.C.
- Love B y Spaner D (2005) A survey of small-scale farmers using trees in pastures in Herrera Province, Panama. *Journal of Sustainable Forestry*, 20 (3): 37-65
- Love B, Bork E y Spaner D (2009) Tree seedling establishment in living fences: a low-cost agroforestry management practice for the tropics. *Agroforestry Systems*, 77: 1-8
- Maldonado MN, et al., (2008) Los sistemas silvopastoriles de la región tropical húmeda de México: el caso de Tabasco. *Zootecnia Tropical* 26: 305-308

- Martínez L y Gerritsen P (2007) *Estado actual y perspectivas de la ganadería extensiva en la Sierra de Manantlán, en el Occidente de México*, Guadalajara, Mexico: Universidad de Guadalajara.
- Mathew T, et al., (1992) Comparative performance of four multi-purpose trees associated with four grass species in the humid regions of Southern India. *Agroforestry Systems*, 17: 205–218
- Matson P y Vitousek PM (2006) Agricultural intensification: will land spared from farming be land spared for nature? *Conservation Biology*, 20 (3): 709-710
- Mc Donald MA, et al., (2003) Evaluation of trees indigenous to the montane forest of the Blue Mountains , Jamaica for reforestation and agroforestry. *Forest Ecology and Management*, 175: 379-401
- McNeely JA y Schroth G (2006) Agroforestry and biodiversity conservation—traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity and Conservation*, 15: 549-554
- Mc Shane TO, et al., (2011) Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation*, 144 (3): 966–972
- Melo F, et al., (2013) On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28 (8): 462-468
- Murgueitio E, et al., (2011) Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forestry Ecology and Management*, 261: 1654-1663
- Núñez-Farfán J y R Dirzo (1991) Effects of defoliation on the saplings of a gap-colonizing neotropical tree. *Journal of Vegetation Science*, 2: 459-464
- Obispo NE, et al., (2008) Efecto del sombreado sobre la producción y calidad del pasto guinea (*Panicum maximum*) en un sistema silvopastoril. *Zootecnia Tropical*, 26 (3): 285–288
- Perfecto I y Vandermeer J (2008) Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134 (1): 173-200

- Perfecto I y Vandermeer J (2010) The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. PNAS, 107 (13): 5786–5791
- Pezo D e Ibrahim M (1998) *Sistemas silvopastoriles* 2da ed., Turrialba, Costa Rica: IICA / CATIE.
- Phalan B, et al., (2011) Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. Food Policy, 36: S62–S71
- Poorter L, et al., (2008) Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. Ecology, 89: 1908-1920
- Popma J, et al., (1988) Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain forest; a gap definition and its consequences. Journal of Tropical Ecology, 4: 77-88
- Pulido-Santacruz P y Renjifo LM (2011) Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. Agroforestry Systems, 81: 15-30
- Ramankutty N, et al., (2008) Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. Global Biogeochemical Cycles, 22(1) GB1003
- Ranganathan J y Daily GC (2008) La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de mesoamérica manejados por humano. En: C. Harvey & J. Sáenz, eds. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Heredia, Costa Rica: INBio.
- Rodrigues RR, et al., (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation, 142: 1242 -1251
- Rodrigues R.R, et al., (2011) Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, 261 (10): 1605–1613
- Rüger N, et al., (2012) Functional traits explain light and size response of growth rates in tropical tree species. Ecology, 93 (12): 2626–2636
- SAGARPA (1998) *Situación actual y perspectiva de la producción de carne de bovino en México 1990-1998*, Mexico.
- Sánchez Beltrán S (1984) *Determinación de micronutrientos en suelos y muestras foliares de Coffea arabica, en Andosoles de la zona cafetalera de Hueytamalco, Estado*

de Puebla. Tesis para obtener grado Biólogo - Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Sarukhán J, Soberón J y Larson-Guerra J (1996) Biological conservation in a high beta-diversity country. En: F. di Castri & T. Younes, eds. *Biodiversity, Science and Development: towards a new partnership*. CAB International
- Schlawin JR y Zahawi RA (2008) 'Nucleating' succession in recovering neotropical wet forests: the legacy of remnant trees. *Journal of Vegetation Science*, 19: 485-492
- SER (2004) *The SER International primer on ecological restoration*, Tucson, Estados Unidos.
- Shibu J (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76 (1): 1-10
- Sinclair FL (1999) A general classification of agroforestry practice. *Agroforestry Systems*, 46 (2): 161-180
- Slocum MG (2001) How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology*, 82 (9): 2547-2559
- Somarriba E (1992) Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agroforestry Systems*, 19: 223-240
- Soto-Pinto L, et al., (2010) Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 78 (1): 39-51
- Souza de Abreu M, et al., (2000) Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de La Fortuna de San Carlos, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 7 (26): 53-56
- Suárez A, et al., (2012) Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 85 (1): 35-55
- Swaine M y Whitmore T (1988) On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75: 81-86
- Valio IFM (2001) Effects of shading and removal of plant parts on growth of *Trema micrantha* seedlings. *Tree Physiology*, 21: 65-70

- Vázquez-Yanes C (1998) *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): A promising neotropical tree for site amelioration of deforested land. *Agroforestry Systems*, 40: 97–104
- Vázquez-Yanes C, et al., (2001) *Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación* Proyecto J084-CONABIO, México
- Villanueva C, et al., (2008) Disponibilidad de *Brachiaria brizantha* en potreros con diferentes niveles de cobertura arbórea en el trópico subhúmedo de Costa Rica. *Zootecnia Tropical*, 26 (3): 293–296
- Villegas Durán G., Bolaños Medina A y Olguín Prado L (2001) *La ganadería en México. Temas selectos de Geografía en México*, Mexico: Plaza y Valdés, UNAM.
- Walker R, Moran E y Anselin L (2000) Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: external capital and household processes. *World Development*, 28 (4): 683–699
- Wishnie MH, et al., (2007) Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management*, 243: 39-49
- Wood D (1995) Conserved to death: are tropical forests being over-protected from people? *Land Use Policy*, 12 (2): 115-135
- Zahawi RA (2005) Establishment and growth of living fence species: An overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology*, 13 (1): 92–102