

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA**

**USO Y MANEJO DE LA PALMA DE GUANO (*SABAL YAPA*, ARECACEAE) EN  
ZONAS DE VEGETACIÓN NATURAL DEL ÁREA MAYA DE LA PENÍNSULA  
DE YUCATÁN**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
DOCTORA EN CIENCIAS**

**PRESENTA**

**MARÍA TERESA PULIDO SILVA**

**DIRECTOR DE TESIS: DR. JAVIER CABALLERO NIETO**

**MÉXICO, D.F.**

**FEBRERO, 2006**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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.

## **RECONOCIMIENTOS**

Esta tesis fue realizada gracias al apoyo de Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT (proyecto 31846-B). Por medio del mismo proyecto la alumna contó con una beca (# 1759) durante el período febrero 2000-enero 2002.

Posteriormente, entre febrero 2002- enero de 2005, la alumna tuvo una beca otorgada por la Dirección General de Estudios de Posgrado. Se agradece por el apoyo recibido.

El comité tutorial que dirigió la presente tesis de doctorado estuvo conformado por los siguientes profesores:

Dr. Javier Caballero Nieto (Tutor Principal), Instituto de Biología, UNAM.

Dr. Rafael Lira Saade, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM.

Dr. Miguel Martínez Ramos, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

Dra. María Teresa Valverde Valdés, Facultad de Ciencias, UNAM.

A todos ellos quiero expresar mi mas sincero agradecimiento por su infinito apoyo.

*Dedicatoria*

*Para Carolina, Paula y Sofía*

## Agradecimientos

Mis estudios de doctorado acarrearón grandes cambios en mi vida. En ese tiempo cambié de país, de amigos y hasta de novio. Ahora, viéndolo en retrospectiva, agradezco lo vivido y añoro lo venidero. Gracias a mis dos países por el aire, la tierra y todo cuanto me han dado.

Quiero agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México por permitir a sus estudiantes ser lo que quieran ser. Doy gracias a mi comité tutorial, quienes dieron grandes aportes para el planteamiento y desarrollo de esta tesis. A Javier Caballero por la oportunidad que me dio de hacer el doctorado, el compartir sus ideas, así como sus siempre efectivas cartas de recomendación; a Tere Valverde por su amistad, sus ideas, su actitud e infinitas correcciones; a Rafael Lira le agradezco su voluntad, su practicidad y su apoyo; a Miguel Martínez por la claridad de sus ideas, su constante apoyo y sus muchos aportes. También quiero hacer especial mención a los sinodales quienes leyeron mi tesis. A Alejandro Casas por su actitud, sus correcciones y su diligencia; al Dr. Gerardo Bocco por sus certeros comentarios a la tesis y sus enseñanzas durante el curso de SIG; a Lalo Morales por sus ingentes esfuerzos por enseñarme ecología de poblaciones y por sus valiosas correcciones; a Diego Pérez por la revisión y comentarios a la tesis y la bibliografía aportada. Otras personas que ayudaron en el desarrollo de aspectos puntuales de esta tesis fueron Jan François Mas resolviendo dudas metódicas sobre el análisis de las imágenes, la Dra. María Emilia Caballero y Gerónimo Uribe por sus explicaciones sobre las cadenas de Markov y Sarah Dalle por su constancia y ejemplo durante el análisis de las “benditas” imágenes de satélite.

A mis amigos mexicanos les agradezco sus ingentes esfuerzos de enseñarme desde el caló mexicano hasta el humor negro. En especial agradezco al joven Norberto sus chistes, su alegría y su constante compañía; a Yaayecita por su amabilidad, dulzura y por hacerme tía; a RobertiCo las horas de baile, de discusión y su cariño; a Miky por mostrarme otra faceta de México; a Carolina (CBS) por darme su amistad desde el primer segundo de conocerme; a Marianita por su amistad y por estar siempre dispuesta a ayudar y enseñar; a Eli por las horas de pachanga y parranda vallenata (¡que lindo!); al Tuinky, el hidrocálido por compañía; a Doña Rosa por su fortaleza, su alegría y por darme dos grandes amigas; a los compañeros del cubículo por hacer más llevadero el diario vivir; a Reyna por compartir allí el “exilio”; a Luz Aliette por su ánimo; a Rosaura sus risas; a Gaby, Julieta, Claudia y Genaro por darme su amistad y por

supuesto al LeGonardo por sus apropiadas correcciones al manuscrito final, su constante apoyo y compañía.

Agradezco la amistad y ayuda de todo el equipo del laboratorio de etnobotánica. Entre todas pudimos compartir muchas dudas electrobotánicas y aunque no todas quedaron resultas, nos enriqueció profundamente la discusión común. A Martha le agradezco, el convivir conmigo, el recordarme siempre el nacionalismo y los chistes de la tierrita; a Maru por su compañía; a Abigaíl por ser tan descomplicada; a Reyna por su alegría y sinceridad; a Andrea por compartirme a Yucatán y al guano y por las largas discusiones estadísticas; a Belinda por su amabilidad y ejemplo; a “férica” por aguantar mis bromitas y por compartir su alegría, entusiasmo y sencillez; a Sarah por su amistad y actitud, además de sus explicaciones y paciencia durante los interminables días de análisis de las imágenes; a Laura por sus muchas ayudas; a Cristi Mapes por su constante preocupación de mamá de las etnobotánicas; a Saynes por llevar testosterona y encanto literario al grupo (esto si lo van a saber tus biógrafos); a Fabiño por iniciarme en los antros del DF; a Carlos (el de Andrea) por sus enseñanzas estadísticas; a mis amigos etnobotánicos del Jardín Botánico (Pancho, Vicky, Myrna, Lucero, Maestro Miguel Angel y Abigail) por abrirme las puertas y darme su cariño. También agradezco al “combo colombiano” (Juan, Natalia, Sergio, Sandra, Willington y los pingos Martha, Sandra y Juan Carlos) con quienes compartí muchos buñuelos, ajiacos, rumbas y tomatas en un país tan lejano y cercano a Colombia. A los “afocados” por los muchos momentos de alegría en Costa Rica, a ellos les dedico una bella inflorescencia de *Sabal yapa*.

También agradezco a “los administrativos”, en especial al personal de la Biblioteca del Instituto de Biología, donde Miguel Ángel y Andrés resaltan por su amistad y “servicios”. A Rocío, Lilia (Espinosa), Lolita, Gonzalo y Lupita Castellanos por la ayuda en muchos trámites engorrosos. A Fausto por su amistad y buen ánimo.

A todos mis amigos de la hermana república de Yucatán les doy gracias por sus múltiples enseñanzas y por entregarlo todo. A las familias Poot Pat (Alicia, Marleni, Gilda, Cástulo, Rigo, Luis, Henry, Don Valen), Ek Canté (Doña Mary, Don Demetrio, Irma, Myriam, Gamaliel, Diego, Natanael), Cituk Chi (Rita, Brígido, Calín, Lety, Ady, Lidia) por acogerme como un miembro de sus *chan* familias. A Luis Cahuich Pech, Brígido Cituk Peña, Valentina Tamay Xequieb, Anastacio Pat Chan, Venancio Poot

Dzidz, Wenceslao Pat Canché, Raúl, Don Ignacio y Catalino Kau Díaz por su ayuda en el campo, por compartir sus conocimientos y sobre todo les agradezco por brindarme su amistad y alegría. A todos los habitantes del ejido X-Maben y anexos por permitirme trabajar en su *nojoch* ejido y hacerme sentir que cuando voy a X-Maben voy a mi pueblo.

A mi familia le agradezco todo el apoyo y amor que me han dado. A Gonza por su entrega, su amor y su infinito apoyo; a Nana por su amor de hermana y por ser mi espejo; a mi mamá por su infinito amor y enseñarme todo cuanto supo; a mi papá por su ejemplo, su amor y dedicación; a mis tres sobrinitas por las enseñanzas, el cariño y la inmensa alegría que nos han dado, a ellas les dedico el esfuerzo de haber hecho esta tesis para que sigan con entusiasmo el camino que deseen; al Mauricio por su compañía en este camino y su empeño; a la Sangha del CZM por permitirme compartir una experiencia de vida; a la familia Rozo por infinitas atenciones y cariño para mi familia; a todos mis “titos” por su comprensión, oraciones y amor; a mis amigos en Colombia (Marce, Germán, Lizbeth, Omar, Dianucha) quienes a pesar de la distancia aún son mis amigos; a la familia Narvárez Fajardo por esmerarse en enseñarme los años de primaria. A todos los profesores que he tenido por su férreo intento en comunicarme conceptos y enseñarme a pensar.

Espero no haber olvidado a nadie, pero si es así, termino diciendo la famosa frase acuñada por los escarabajos colombianos en sus muchos triunfos en los Alpes “muchas gracias a todos mis patrocinadores y a todos los que de una u otra forma hicieron que este esfuerzo fuera todo un éxito”

## Tabla de contenido

RECONOCIMIENTOS	I
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	VII
ABSTRACT	VIII
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. EL SISTEMA DE ESTUDIO, OBJETIVOS E HIPÓTESIS	2
1.2. ESQUEMA GENERAL DE LA TESIS	4
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	7
2.1. SOSTENIBILIDAD	7
2.2. LA AGRICULTURA ITINERANTE	9
Efectos ambientales de la agricultura itinerante	11
2.3. LA PALMA DE GUANO	13
El género <i>Sabal</i> Adans.	13
<i>Sabal yapa</i> Wrigth ex Beccari	15
2.4. LA ZONA DE ESTUDIO Y SU CONTEXTO	17
Ambiente físico	17
División política de la Península de Yucatán	21
Los Mayas de Quintana Roo	21
El ejido X-Maben y Anexos	24
CAPÍTULO 3. IMPACTO DE LA AGRICULTURA ITINERANTE SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE PRODUCTOS NO MADERABLES: EL EJEMPLO DE <i>SABAL YAPA</i> EN LAS TIERRAS BAJAS DE MÉXICO. (ARTÍCULO)	33
CAPÍTULO 4. VARIACIONES EN LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LA PALMA <i>SABAL YAPA</i> EN UN PAISAJE MODELADO POR LA AGRICULTURA ITINERANTE EN LA PENÍNSULA DE YUCATÁN, MÉXICO (ARTÍCULO)	34
CAPÍTULO 5. CAMBIOS DE LA COBERTURA VEGETAL Y USO DEL SUELO EN UNA ZONA DOMINADA POR LA AGRICULTURA ITINERANTE EN LA PENÍNSULA DE YUCATÁN, MÉXICO (MANUSCRITO)	64
CAPÍTULO 6. DINÁMICA DEMOGRÁFICA DE LA POBLACIÓN GLOBAL DE <i>SABAL YAPA</i> EN EL CONTEXTO DE UN PAISAJE EN MOSAICO EN MÉXICO (MANUSCRITO)	95
CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	112
7.1 USO SOSTENIBLE DE LA PALMA DE GUANO EN PAISAJES AGRÍCOLAS	112
7.2 COMPARACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEMOGRÁFICO DE <i>SABAL YAPA</i> BAJO DIVERSAS FORMAS DE MANEJO	113
7.3. TENDENCIAS DE LA DEMANDA PARA USO DOMÉSTICO	117
7.4. TENDENCIAS DE LA DEMANDA PARA USO COMERCIAL	121
7.5. RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO DE LA PALMA DE GUANO	123
7.6. LIMITANTES A LA COMERCIALIZACIÓN DE LA PALMA DE GUANO	124
7.7. SOSTENIBILIDAD DE LAS FORMAS DE MANEJO DE LA PALMA DE GUANO EN LA PENÍNSULA DE YUCATÁN	125
7.8. APORTES DE LA TESIS Y PERSPECTIVAS	127
FOTOGRAFÍAS	130



## Resumen

El objetivo general fue evaluar las condiciones necesarias en la actualidad para lograr el uso sostenible de las hojas de la palma *Sabal yapa* Wright ex Beccari dentro del sistema tradicional de agricultura itinerante (milpa). Este producto forestal no maderable (PFNM) ha sido usado durante siglos por los mayas de tierras bajas en la Península de Yucatán, México. Se aplicó un modelo conceptual de “demografía específica del parche y dinámica de parches”. En la zona de estudio (X-Maben) se hizo un estudio demográfico de tres poblaciones, se analizó el cambio de uso y cobertura de la tierra y se proyectó la estructura de paisaje. Se encontró que a) la demanda doméstica es alta; b) las poblaciones están creciendo tanto a nivel global ( $\lambda_G=1.043$ ) como en algunas fases del ciclo agrícola (milpa  $\lambda=0.959$ , acahual  $\lambda=1.027$  y bosque  $\lambda=1.043$ ); c) la cosecha de *S. yapa* es sostenible al menos por nueve décadas más; d) en 24 años X-Maben mostró una tasa de deforestación de 0.4% anual, las milpas tienden a ser pequeñas y cercanas a pueblos y caminos. La agricultura de milpa afecta a las poblaciones de *S. yapa* porque: 1) disminuye de la disponibilidad y calidad de este PFNM; 2) modifica la estructura poblacional; 3) cambia sus características demográficas; 4) incrementa las tasas de mortalidad de plántulas, infantiles y adultos; 5) reduce el reclutamiento de nuevos individuos en milpas. Esto sugiere que *S. yapa* puede ser usado de forma ecológicamente sostenible si es que se mantienen las estrategias de cosecha, la longitud de los ciclos de descanso y el tipo de propiedad comunal. El abordaje teórico y los métodos generales del presente trabajo podrían ser útiles para estudiar la sostenibilidad de otros PFNM en regiones tropicales.

## Abstract

The general objective was to assess the current conditions required to assure the sustainable use of *Sabal yapa* Wright ex Beccari leaves in the context of a traditional system of shifting cultivation (*milpa*). This non-timber forest product (NTFP) has been used as thatch for centuries by Maya people in the lowlands of the Yucatan Peninsula, Mexico. A conceptual model of “patch-specific demography and patch dynamics” was used. In the study area (X-Maben) a demographic study of three populations was conducted, the land use/land cover was studied and the landscape structure was projected. I found: a) the domestic demand is high; b) the *S. yapa* populations are growing overall ( $\lambda_G=1.043$ ) as well as in some phases of the agricultural cycle (*milpa*  $\lambda=0.959$ , *acahual*  $\lambda=1.027$  and *forest*  $\lambda=1.043$ ); c) *S. yapa* extraction is sustainable for at least nine additional decades; d) in 24 years the X-Maben landscape showed a deforestation rate of 0.4% per year, the *milpas* are smaller and nearer to towns and roads. Shifting cultivation affects *S. yapa* populations by: 1) decreasing the availability and quality of this NTFP; 2) modifying the population structure; 3) changing their demographic features; 4) increasing the mortality rate of seedlings, saplings and adults; 5) reducing the recruitment of new individuals in *milpas*. This suggests that *S. yapa* can be used in a sustainable way if the harvest strategies, the fallow period and the mode of land tenure are kept unchanged. The theoretical framework and the general methods applied in this study could be useful to assess the sustainable use of NTFPs in other tropical regions.

# CAPÍTULO 1

## Introducción

Los productos forestales no maderables (PFNM) son el conjunto de materiales biológicos diferentes a la madera en rollo, tabla o pulpa, que pueden obtenerse de un ecosistema natural o manejado, con el objeto de ser utilizado o comercializado por el ser humano (Anónimo 1991/1992, O'Hara 1999); algunos ejemplos incluyen semillas, flores, frutos, cortezas, látex, resinas y otras partes no leñosas de las plantas. Durante siglos, estos productos han sido claves como parte de las estrategias de supervivencia y comercio de muchos grupos humanos (Ticktin 2004). Aún en la actualidad, millones de personas los utilizan para cubrir una importante fracción de sus necesidades de supervivencia (Walter 2001). Desde comienzos de los años 80s, se han realizado copiosos estudios sobre esta clase de productos, debido a que fueron identificados como una alternativa viable para contrarrestar las altas tasas de deforestación tropical y para lograr un desarrollo socialmente equitativo y ecológicamente sostenible (Plotkin & Famolare 1992, Nepstad & Schwartzman 1992).

Varios PFNM se distribuyen y son cosechados tanto en ecosistemas naturales como en bosques secundarios (que reciben el nombre común de acahuals, rastrojos o barbechos), parcelas agrícolas, huertos familiares, corredores frutícolas, etc. (Arnold & Ruiz-Pérez 2001, Schroth *et al.* 2004; Shanley *et al.* 2002). La literatura no ha documentado suficientemente la variación entre hábitats en aspectos como la densidad, la abundancia, la productividad y el comportamiento demográfico de estos recursos. Algunas excepciones a esto son los trabajos de Schrot *et al.* (2004), Shanley *et al.* (2002), Shanley & Gala (2004), Ticktin (2005).

Dado que es común que muchos grupos humanos combinen simultáneamente la cosecha de estos recursos con alguna forma de agricultura (Arnold & Ruiz-Pérez 2001), es relevante actualmente entender en qué medida las prácticas agrícolas tradicionales pueden competir económica y ecológicamente con la disponibilidad de este tipo de productos (Alexiades & Shanley 2004, Ruiz-Pérez *et al.* 2004, Shanley *et al.* 2002). Además, debido a que actualmente muchos paisajes están dominados por la presencia de campos agrícolas y bosques secundarios (Bawa *et al.* 2004), es necesario conocer las variaciones ecológicas de las especies proveedoras de recursos no maderables dentro de los mosaicos vegetales (Pulido & Caballero 2006).

En esta tesis se utilizó el concepto de paisaje propuesto por Forman (1995), es decir, entendido como el mosaico compuesto por ecosistemas naturales y antrópicos. Los paisajes tropicales están en un continuo cambio generado por los disturbios naturales y/o antropogénicos y por lo tanto, las especies que habitan en ellos también están potencialmente en constante cambio. Algunos de los disturbios más comunes son los huracanes, la dinámica de claros, los eventos de fuego, así como la apertura y abandono de los campos agrícolas. Estos eventos están constantemente creando y eliminando hábitats donde las especies pueden establecerse. Por lo tanto, es importante documentar cómo se modifican los PFNM como consecuencia de la ocurrencia de diversos disturbios, especialmente aquellos tan comunes como la práctica de la agricultura itinerante. Además, debido al alto valor tanto económico como de uso de este tipo de productos, es muy importante poder disponer de ellos en el futuro, es decir, asegurar su sostenibilidad. La evaluación completa de la sostenibilidad de cualquier PFNM debe incluir análisis en los diversos niveles de organización biológica (Ticktin 2004), así como incorporar la dinámica de los hábitats o parches donde estos productos pueden establecerse.

### ***1.1. El sistema de estudio, objetivos e hipótesis***

En el presente trabajo se aplicó un análisis integrado de la demografía y dinámica del paisaje para evaluar el uso sostenible de un producto no maderable que está disponible y es cosechado dentro del contexto de un paisaje agrícola. Como se explicó anteriormente, es relevante documentar más ampliamente si la práctica de la agricultura itinerante puede competir con la disponibilidad de estos productos. Además, se requieren datos sobre las variaciones demográficas en espacio y tiempo, así como datos sobre la oferta, la demanda y la comercialización de estos productos.

El sistema de estudio que permitió evaluar lo anterior, es el del aprovechamiento de las hojas de la palma de guano (*Sabal yapa* Wrigth ex Beccari) dentro del sistema tradicional de agricultura empleado por los Mayas de tierras bajas en México. Estas hojas constituyen un producto útil para techar construcciones con fines domésticos y comerciales. La especie es manejada mediante la tolerancia de individuos en las milpas y potreros, la promoción en los huertos y la cosecha en la vegetación natural (Caballero 1994). Estudios realizados a nivel poblacional, han mostrado que el manejo de *S. yapa* en milpas, huertos familiares y potreros es biológicamente sostenible (Martínez *et al.* 2002, Martínez *et al.* 2005). Sin embargo, no se ha analizado la sostenibilidad del

manejo de esta especie en milpas en su contexto amplio, es decir, evaluando la dinámica espacial y temporal entre las parcelas agrícolas (milpas), los bosques secundarios (derivados de antiguas milpas) y bosques maduros. En este contexto surge el presente trabajo de tesis, que se enfoca en el análisis de poblaciones de *S. yapa* en un paisaje agrícola en México.

El objetivo general de esta tesis es evaluar si en la actualidad existen las condiciones necesarias para lograr un uso sostenible de *Sabal yapa* en el contexto del sistema tradicional de la agricultura de roza, tumba y quema en un ejido (X-Maben y Anexos) de la zona maya en Quintana Roo, México. Los objetivos específicos son: 1) cuantificar la demanda local de hojas de palma de guano en el ejido X-Maben; 2) evaluar la estructura y dinámica poblacional de *S. yapa* en tres fases del ciclo de agricultura de milpa (milpa, acahual y bosque); 3) estudiar la dinámica de la vegetación en un paisaje modelado por la agricultura de milpa; y 4) evaluar bajo qué condiciones demográficas y de dinámica del paisaje sería sostenible el manejo de esta palma. Se puso a prueba la hipótesis que el manejo maya de la palma de guano a nivel de paisaje es sostenible bajo las actuales condiciones de intensidad de uso del recurso, manejo de la milpa y técnicas de cosecha del recurso. Poner a prueba esta hipótesis es relevante para la Etnobotánica porque esta disciplina generalmente ha asumido que las diferentes estrategias de manejo tradicional de recursos (por parte de las comunidades indígenas o campesinas) son ecológicamente sostenibles debido a la antigüedad de esta práctica.

Los datos y conclusiones de este trabajo podrían tener aplicación directa en planes de manejo de esta especie con fines de consumo doméstico y comercial en X-Maben y otros ejidos milperos de la Península de Yucatán. Además, teniendo en cuenta que la situación real de disponibilidad y aprovechamiento de muchos PFNM son ambientes heterogéneos y dinámicos, el abordaje teórico y la metodología general del presente trabajo de tesis puede ser aplicable y útil para el estudio de la sostenibilidad de otros productos en Yucatán y otras áreas tropicales.

## ***1.2. Esquema general de la tesis***

Esta tesis se compone de siete capítulos: el primero es la introducción, el segundo son los antecedentes, del 3 al 6 son capítulos de resultados y el último es la discusión general. En el capítulo de antecedentes, se explican aspectos de la biología y el manejo de *Sabal yapa*, la historia de los mayas de Quintana Roo, así como el marco conceptual de temas tales como la sostenibilidad y la agricultura itinerante. Este

capítulo no pretende hacer una revisión exhaustiva de estas temáticas, sino procura dar los elementos necesarios para contextualizar esta tesis y entender los aportes que ésta hace a la literatura. El capítulo 3 y 4 son artículos que ya fueron sometidos a revistas de arbitraje internacional, mientras que el número 5 y 6 son manuscritos.

Los cuatro capítulos de resultados comienzan por evaluar en el **Capítulo 3** los efectos que genera la agricultura itinerante sobre la disponibilidad de hojas de *S. yapa* en tres fases del ciclo agrícola (milpa, acahual y bosque) y en el paisaje agrícola en su conjunto. Para cada fase se compara la estructura poblacional, las tasas de producción de hojas y la disponibilidad de hojas de *S. yapa*. Además, se presentan los datos de demanda doméstica de hojas de *S. yapa* en el ejido X-Maben. Con base en la comparación entre la oferta y la demanda de hojas, se hace una proyección de la disponibilidad de hojas que se esperaría en el futuro en X-Maben y otros ejidos y municipios de Quintana Roo. Dado que también puede haber un efecto de la agricultura sobre las poblaciones, entonces en el **Capítulo 4** se compara la dinámica poblacional de *S. yapa* en las mismas tres etapas del ciclo agrícola, buscando contextualizar los resultados para entender los mecanismos que permiten o dificultan el uso sostenible de este recurso. Para ello, se utilizaron modelos matriciales y se emplearon análisis prospectivos (elasticidad) y retrospectivos (experimentos de respuesta de tabla de vida). Debido a que los tipos de coberturas vegetales cambian en tiempo y espacio, en el **Capítulo 5** se analiza la dinámica temporal del paisaje de un período de 24 años. Se realizó un análisis del cambio de uso del suelo/cobertura vegetal mediante la comparación de cuatro mapas. Los cambios o transiciones entre coberturas vegetales se relacionaron con características socio-económicas de los pobladores del ejido. Por medio de Cadenas de Markov se modeló la dinámica observada en el paisaje y se proyectó la estructura estable que se esperaría en el equilibrio. Por último, en el **Capítulo 6** se articulan los resultados del comportamiento demográfico (Capítulo 4) con la dinámica del paisaje agrícola (Capítulo 5) lo que permitió modelar el comportamiento global de las poblaciones de *S. yapa* en el contexto de un paisaje agrícola. El modelo conceptual utilizado correspondió al de “demografía específica del parche y dinámica de parches”. De esta forma, se obtuvieron valores de la tasa de crecimiento poblacional de *S. yapa* a la escala del ejido y mediante simulaciones se proyectó el valor de la  $\lambda$  global resultante de modificar las tasas vitales y/o en la dinámica del paisaje. Este modelo permitió evaluar las condiciones requeridas para lograr un uso

ecológicamente sostenible de *S. yapa* en un sistema modelado por la perturbación antropogénica.

### Literatura Citada

- Alexiades, M. y Shanley, P., 2004. Productos Forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables. Centro para la Investigación Forestal Internacional, CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Anónimo, 1991/1992. Non-timber forest products defined. *Unasylva* 165, 3.
- Arnold, J.E.M. y Ruiz-Perez, M., 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological economics* 39, 437-447.
- Bawa, K.S., Kress, W.J. y Nadkarni, N.M., 2004. Beyond Paradise-meeting the challenges in tropical biology in the 21th century. *Biotropica* 36, 276-284.
- Caballero, J., 1994. Use and management of *Sabal* palms among the Maya of Yucatan. Ph. D. University of California, Berkeley, USA.
- Forman, R., 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes. Cambridge University Press.
- Martínez-Ballesté, A., Caballero, J., Gama, V., Flores, S. y Martorell, C., 2002. Sustainability of the traditional management of xa'an palms (*Sabal* spp., Arecaceae) by the lowland Maya of Yucatán, México.páginas. *En: Proceedings of the VII International Congress of Ethnobiology*. University of Georgia, Georgia, USA.
- Martínez-Ballesté, A., Martorell, C., Martínez-Ramos, M. y Caballero, J., 2005. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: the Maya management of xa'an palms. *Ecology and Society* 10(2): 17. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art17/>.
- Nepstad, D. y Schwartzman, S., 1992. Non-timber forest products from tropical forest: evaluation of a conservation and development strategy. *En: Advances in Economic Botany*. New York Botanical Garden, Bronx, New York, NY, pp. 23-31.
- O'Hara, J.L., 1999. An ecosystem approach to monitoring non-timber forest product harvest: the case of Bayleaf palm (*Sabal mauritiiformis*) in the Rio Bravo conservation and management area, Belize. Ph.D. thesis. Yale University, New Haven, CT.
- Plotkin, M. y Famolare, L., 1992. Sustainable harvest and marketing of rain forest products. Island Press, Washington, D.C.
- Pulido, M.T. y Caballero, J., 2006. The impact of shifting agriculture on the availability of non-timber forest products: the example of *Sabal yapa* in the Maya lowlands of Mexico. *Forest Ecology and Management* 222, 399-409.
- Ruiz-Pérez, M., Belcher, B., Achdiawan, R., Alexiades, M., Aubertin, C., Caballero, J., Campbell, B., Clement, C., Cunningham, T., Fantini, A., de Floresta, H., García, C., Gautam, K.H., Hersch, P., de Jong, W., Kusters, K., Govindan, M., López, C., Fu, M., Martinez Alfaro, M., Raghavan, T.K., Ndoeye, O., Ocampo, R., Rai, N., Ricker, M., Schreckenber, K., Schackleton, S., Shanley, P., Sunderland, T. y Youn, Y., 2004. Markets drive the specialization strategies of forest people. *Ecology and Society* 9, 4.

- Schroth, G., da Motta, M.S.S., Lopes, R. y Feitas, A.F., 2004. Extractive use, management and in situ domestication of a weedy palm, *Astrocaryum tucuma*, in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 202, 161-179.
- Shanley, P. y Gala, G., 2004. A 'fruta do pobre' se torna lucrativa: a *Endopleura uchi* Cuatrec. em áreas manejadas próximo a Belém, Brazil. *En: Productos Forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables. Centro para la Investigación Forestal Internacional, CIFOR, Bogor, Indonesia*, pp. 499.
- Shanley, P., Luz, L. y Swingland, R., 2002. The faint promise of a distant market: a survey of Belém's trade in non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation* 11, 615-636.
- Ticktin, T., 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41, 11-21.
- Ticktin, T., 2005. Applying a metapopulation framework to the management and conservation of a non-timber forest species. *Forest Ecology and Management* 206, 249-261.
- Walter, S. 2001. Non-wood forest products in Africa. A regional and national overview. Food and agricultural organization, Rome, Italy



# CAPÍTULO 2

## Antecedentes

### *2.1. Sostenibilidad*

La sostenibilidad es un concepto controversial. Aunque se han hecho muchos esfuerzos para definirla (Gale & Condray 1994, Noss 1991, Padoch & Sears 2005, Parris 2003, Paehlke 2005, Sitarz 1993, Willers 1994), no existe una única definición. La falta de uniformidad del concepto puede verse como una virtud, ya que permite acoplar el término a diversos contextos (Padoch & Sears 2005), o como una deficiencia (Newton & Freyfogle 2005, Parris 2003). Se ha discutido que uno de los problemas del término sostenibilidad es que no existe un consenso en “qué desarrollar, qué sostener y por cuánto tiempo” (National Research Council 1999, Parris 2003). Relacionado con sostenibilidad, existen términos asociados tales como desarrollo sostenible, sostenibilidad ambiental (Goodland 1995, Goodland & Daly 1996), uso sostenible, manejo sostenible, cosecha sostenible y recientemente “la ciencia de la sostenibilidad”. De estos, el más ampliamente empleado es desarrollo sostenible que normalmente se formula como la meta de “. . . .suplir las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para suplir sus propias necesidades...”. El desarrollo sostenible se aplica a una región, país, o grupo humano y sólo se logra si se alcanza la sostenibilidad simultánea de sus componente social, económico y biológico (Goodland 1995). Por su parte, el manejo sostenible normalmente se aplica a un conjunto de recursos relativamente uniformes, tales como los recursos maderables, los suelos o los recursos hídricos. En contraste, el término uso sostenible normalmente se aplica a una o unas pocas especies relacionadas entre sí. A pesar de esto, en la literatura muchas veces se usa indistintamente los términos manejo y uso sostenible.

La sostenibilidad biológica o componente biológico del desarrollo sostenible, comprende diferentes niveles de organización biológica, es decir individuos, poblaciones, comunidades, ecosistemas y/o paisajes. Los resultados obtenidos en un nivel de

organización no necesariamente coinciden con los de otro nivel (Ticktin 2004). A nivel poblacional, es ampliamente conocido el potencial de estos modelos matriciales para propósitos de conservación y manejo de recursos (Caswell 1989, Pinard & Putz 1992), aunque su aplicación e interpretación tiene límites (Pinard & Putz 1992, Bierzychudek 1999). Estos modelos permiten proyectar las tendencias en la tasa de crecimiento poblacional o lambda asintótica ( $\lambda$ ) y simular el efecto de manipulaciones (cosecha, manejo) sobre la  $\lambda$  (Freckleton *et al.* 2003, Olmsted & Álvarez-Buylla 1995). Además, los análisis prospectivos (sensibilidad y elasticidad) son útiles para predecir el cambio en lambda que puede resultar de un cambio en las tasas vitales (Caswell 2000, Silvertown *et al.* 1995), que representan distintas transiciones en el ciclo de vida (Silvertown *et al.* 1995). Los modelos matriciales de proyección poblacional son un indicador comúnmente empleado para evaluar el uso biológicamente sostenible. La lógica subyacente al empleo de estos modelos como indicadores es que si una población es cosechada y aún así la tasa de crecimiento es mayor o igual a la unidad, es decir que la población se mantiene creciendo o constante, entonces hay un uso sostenible a nivel poblacional. Esto se relaciona con lo expuesto por Daly (1990), quien afirma que una condición necesaria para el uso sostenible de recursos naturales renovables es que éstos “no deben ser explotados a una tasa mayor que su tasa de regeneración”.

Alcanzar la sostenibilidad de recursos naturales, especialmente de productos forestales no maderables (PFNM), es una meta importante para la conservación de ecosistemas y para miles de personas que dependen de éstos para su subsistencia y/o obtención de ingresos (Iqbal 1993, Ticktin 2004). Aunque actualmente existe el supuesto que el uso de PFNM es sostenible porque varios de ellos han sido utilizados durante siglos, esto no es necesariamente cierto (O’Hara 1999). Por esto, es de interés Etnobotánico poner a prueba la hipótesis que el manejo tradicional de recursos es sostenible. Debido a las diferencias entre las condiciones pasadas y actuales en densidad humana, cobertura y uso de la tierra y/o mayor alcance de los mercados, podríamos esperar que varios productos estén siendo utilizados de manera no sostenible, aun cuando tengan una larga historia de aprovechamiento humano. En la presente tesis se hizo una evaluación de las condiciones requeridas para lograr la sostenibilidad del uso de las hojas

de *Sabal yapa*, evaluada a nivel poblacional, en el contexto del manejo maya de esta palma dentro de un paisaje en mosaico. Se empleó a la tasa de crecimiento poblacional ( $\lambda$ ) como un indicador del uso sostenible de este recurso.

## **2.2. La agricultura itinerante**

Los sistemas de cultivo itinerante se definen como un sistema agrícola que implica la alternancia entre una fase corta de cultivo y una fase larga de descanso durante la cual se permite la recuperación de la cobertura forestal (Conklin 1961, Ruthenberg 1976). Este tipo de agricultura, conocida también como agricultura de roza, tumba y quema (RTQ), es el sistema dominante de producción de alimentos (Juo & Manu 1996) utilizado por unos 300 millones de personas anualmente (Giardina *et al.* 2000) y afectando a unos 400 millones de hectáreas en los trópicos y regiones templadas (Kleinman *et al.* 1995). Al parecer, históricamente la agricultura itinerante estuvo distribuida ampliamente en las regiones templadas (Hillel 1992, Kellman & Tackaberry 1997, Okigbo 1984), mientras que en la actualidad se utiliza con mayor frecuencia en los trópicos y sub-trópicos (Kleinman *et al.* 1995).

El ciclo de agricultura itinerante consta de tres fases básicas, entre las que están la conversión, el cultivo y el descanso del terreno (Kleinman *et al.* 1995). La conversión consiste en el corte (roza y tumba) y posterior quema de la vegetación. La fase de cultivo consiste en la siembra, deshierbe y cosecha de varios productos agrícolas. Y por último, el descanso comprende el abandono de la parcela; en esta fase ya no se realizan prácticas agrícolas, pretendiendo que se recuperen las condiciones de suelo y vegetación que existían antes de la fase de conversión. Una gran variedad de prácticas agrícolas comparten estas fases básicas y por lo tanto, se agrupan bajo el término común de agricultura itinerante. Sin embargo, muchas de las prácticas así denominadas varían en lo que se refiere al área de las parcelas, el tipo de vegetación que es tumbado, el tiempo que los acahuales se dejan en descanso, el sistema migratorio (Spencer 1966), la cobertura vegetal final, entre otros (para un trabajo de revisión véase Fujizaka *et al.* 1996).

El presente trabajo se realizó en un ejido de la Península de Yucatán (PY), por lo que se pondrá énfasis en la agricultura de RTQ o agricultura de milpa empleada en esa región. La milpa (*kool* en maya) es el nombre que recibe un campo agrícola de 1-5 ha

empleado por los mayas para realizar un policultivo basado principalmente en maíz (*Zea mays* L.), fríjol (*Phaseolus* spp. L.) y calabaza (*Cucurbita* spp. L.) (Arias 1980, Terán & Rasmussen 1995). La agricultura de milpa se considera un tipo de agricultura itinerante o RTQ (en inglés corresponde a los términos: “slash-and-burn agriculture”, “shifting cultivation”, o “swidden agriculture”). Las parcelas agrícolas se utilizan por uno o dos años y posteriormente se abandonan; al siguiente año se establecen otras nuevas parcelas en otros lugares, mientras que en las parcelas abandonadas empiezan a desarrollarse bosques secundarios; después de muchos años, lo que una vez fueron parcelas de milpa pueden eventualmente llegar a ser bosques maduros. La agricultura de milpa involucra varias actividades (14 actividades, de acuerdo con Terán & Rasmussen 1995), entre las que sobresalen el desmonte, la quema, el cultivo y el abandono de los campos agrícolas. En la PY, debido a la plataforma cárstica existente, los terrenos agrícolas no se aran para sembrarse, sino que con un palo se hacen orificios en el suelo (en los lugares donde hay tierra) y allí se siembran directamente las semillas.

El “sistema de milpa” (*sensu* Terán & Rasmussen 1995) es un sistema productivo que comprende no solamente a las milpas o parcelas de cultivo, sino también a las actividades productivas que se llevan a cabo en huertos familiares, tales como *k'anch'es* que son camas levantadas para producción de hortaliza, los *ko'op* que son el cultivo de especies particulares en orificios naturales de hasta 10 m de diámetro llenos de tierra (sin piedras), así como actividades no agrícolas (cacería, pesca, apicultura). Estas actividades en conjunto conforman la “estrategia de uso múltiple de los recursos” (*sensu* Barrera-Bassol & Toledo 2005) y es uno de los mecanismos que explican la alta capacidad de resiliencia que han mostrado los mayas yucatecos a lo largo de más de tres mil años (Barrera-Bassol & Toledo 2005).

Según Terán y Rasmussen (1995), el sistema de milpa prehispánico y el empleado por los mayas tradicionales actuales son estructuralmente muy similares porque ambos incluyen una alta diversidad de recursos genéticos y combinan actividades agrícolas y no agrícolas. No obstante, hay algunas diferencias notables entre los dos sistemas tales como el área dedicada al cultivo de milpa, el sistema económico, el sistema social imperante y los patrones de asentamiento humano. Otra probable diferencia, de la cual no hay datos históricos, tiene que ver con la duración del ciclo agrícola. Esta es una característica

importante, pues de esto depende la sostenibilidad del sistema de agricultura itinerante a largo plazo. Se ha afirmado que este sistema es sostenible a largo plazo si los ciclos agrícolas son lo suficientemente largos para permitir la restauración de la fertilidad del suelo durante el proceso de regeneración natural (Weisbach *et al.* 2002, Hernández-X *et al.* 1995). En PY, las milpas son cosechadas durante un máximo de dos años consecutivos, porque después de este período la productividad de la cosecha es muy baja. Weisbach *et al.* (2002) documentaron que esta baja productividad se relaciona con una limitación en el flujo de nutrientes, más no con un agotamiento de los mismos.

### **Efectos ambientales de la agricultura itinerante**

El disturbio, entendido como una causa que ocasiona cambios sobre las comunidades, puede ser de origen natural o antropogénico. Posiblemente, la principal causa de disturbio antropogénico sobre las comunidades y paisajes tropicales es la agricultura itinerante, en términos de su alta frecuencia. Por esta razón, se ha asociado a la RTQ como una de las principales causas de deforestación tropical (Vance & Geoghegan 2002, Turner II *et al.* 2001, FAO 1999, Brandy *et al.* 1993). Sin embargo, esta visión ha cambiando porque autores como Sunderlin (1997) han mostrado que esto depende de la definición exacta de ésta. De esta forma, si se define a la deforestación como la remoción *permanente y temporal* de la cobertura vegetal, como lo hace implícitamente el Banco Mundial y la FAO, entonces el efecto de la agricultura itinerante sobre la deforestación es alto; mientras que si se define a la deforestación como la remoción *permanente* de la cobertura forestal, entonces su efecto es marginal.

Además de lo anterior, recientemente se han documentado las ventajas que ofrece la agricultura itinerante frente a otros sistemas productivos tales como la agricultura intensiva, los potreros y los sistemas agroforestales. Las principales ventajas son la alta velocidad de regeneración de las antiguas parcelas agrícolas (Ferguson *et al.* 2001), el alto valor de conservación tanto del paisaje en mosaico como del sistema agroforestal en si mismo (Chazdon 1998, Finegan & Nasi 2004, Griffith 2000, Kass & Somarriba 1999), así como los servicios ecosistémicos (v.g. secuestro de carbono) que brindan las zonas en descanso agrícola (“fallow period”) (Kass & Somarriba 1999, Skole *et al.* 1998). En

costraste, la agricultura intensiva tiene un efecto a largo plazo fuertemente negativo sobre el ecosistema (Soulé *et al.* 1990, Tilman *et al.* 2001).

El menor impacto ambiental de la RTQ frente a otros sistemas productivos se explica por la conjunción de varios factores. Por un lado, el área perturbada es pequeña comparada con la afectada por potreros o plantaciones. Por otro lado, las zonas afectadas por la agricultura itinerante generalmente están rodeadas de un mosaico de vegetación, por lo que las fuentes de semillas y los animales dispersores de éstas están cercanos, lo que acelera la velocidad de regeneración (Uhl *et al.* 1990). Además, en las parcelas agrícolas el ser humano frecuentemente maneja (de forma directa o indirecta) los recursos mediante prácticas como la tolerancia de individuos (Casas *et al.* 1996, Casas *et al.* 1999, Kass & Somarriba 1999, Tinoco *et al.* 2005) y la tala parcial de individuos (tocones), lo que permite el rebrote vegetativo de algunas especies (Dalle 2006, Kammeshiedt 1998); de esta forma, se mitiga parcialmente el impacto ambiental de la RTQ sobre los recursos particulares y sobre las comunidades donde estos crecen.

A pesar de lo anterior, la práctica de la agricultura tradicional afecta a las poblaciones, las especies, las comunidades (Hughes *et al.* 2000, Uhl & Jordan 1984) y a los paisajes tropicales (Brown & Lugo 1990, Lawrence *et al.* 1998, Metzger 2002, Metzger 2003); por ejemplo se requieren estudios sobre el efecto que causa la agricultura tradicional sobre los productos no maderables. También se carece de trabajos que proyecten las tendencias que pueden tener en el futuro los paisajes modelados por esta práctica agrícola. Esta proyección puede tener implicaciones importantes para la planificación del uso de la tierra y para plantear estrategias de conservación y uso de los recursos maderables y no maderables. En el presente trabajo de tesis se estudia el efecto de la práctica de RTQ sobre las poblaciones de *S. yapa* y además se analiza los cambios de un paisaje modelado por la agricultura de milpa y se proyecta la estructura futura del paisaje agrícola del ejido X-Maben.

### **2.3. La palma de guano**

#### **El género *Sabal* Adans.**

*Sabal* se caracteriza por poseer troncos normalmente lisos y grises, solitarios e inermes; hojas flabeladas de tipo costapalmada, con prolongación del pecíolo hacia la lámina foliar formando una costa arqueada hacia abajo, lo que le da a la lámina foliar una forma tridimensional; segmentos fusionados en la base, libres arriba y con ápices bífidos, en ocasiones con fibras marginales; hástula adaxial triangular fuertemente prominente; pecíolos largos y lisos; inflorescencias interfoliare, con ramificaciones hasta de cuarto orden y frecuentemente son tan largas o mas largas que las hojas; las flores son pequeñas, solitarias, sésiles, glabras, bisexuales, con seis estambres; tres pétalos ovados a oblongos; ovario tricarpelar, trilocular, placentación basal; frutos tipo drupa, globosos, pequeños, café o negros, de una sola semilla; la lámina foliar de las plántulas es simple y lineal-lanceolado (Henderson *et al.* 1995, Quero 1992, Zona 1990).

El presente trabajo sigue la propuesta taxonómica de Zona (1990) para el género *Sabal*. Este género se distribuye en el neotrópico (Figura 1), consta de 16 especies propias de zonas secas y ocho están en la Península de Yucatán (PY) (Henderson *et al.* 1995, Zona 1990. De acuerdo con Quero (1992), se sabe que en la PY están presentes *S. gretheriae* Quero, *S. mauritiiformis* (H. Karst.) Griseb. & H. Wendl., *S. yapa* Wrigth ex Beccari y *S. mexicana* Mart. Entre estas cuatro especies *S. yapa* es la de mayor distribución (Figura 2).

Son muy escasos los estudios sobre la biología reproductiva de especies del género *Sabal*, aunque, en general, las flores son visitadas y aparentemente polinizadas por Hymenoptera, especialmente abejas solitarias de Megachilidae y Halictidae (Zona, 1990) y sus frutos son dispersados por agua, aves y mamíferos (Henderson *et al.* 1995, Zona 1990).

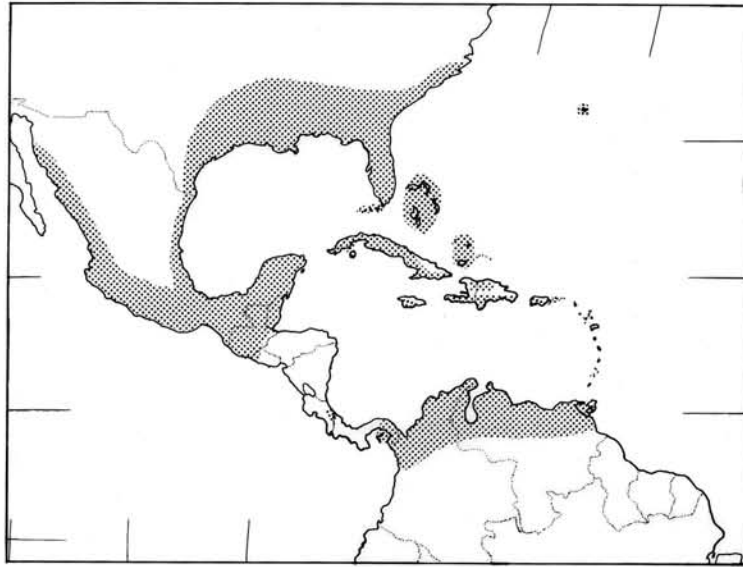


Figura 1. Distribución del género *Sabal* (áreas sombreadas). Fuente: Zona (1990).

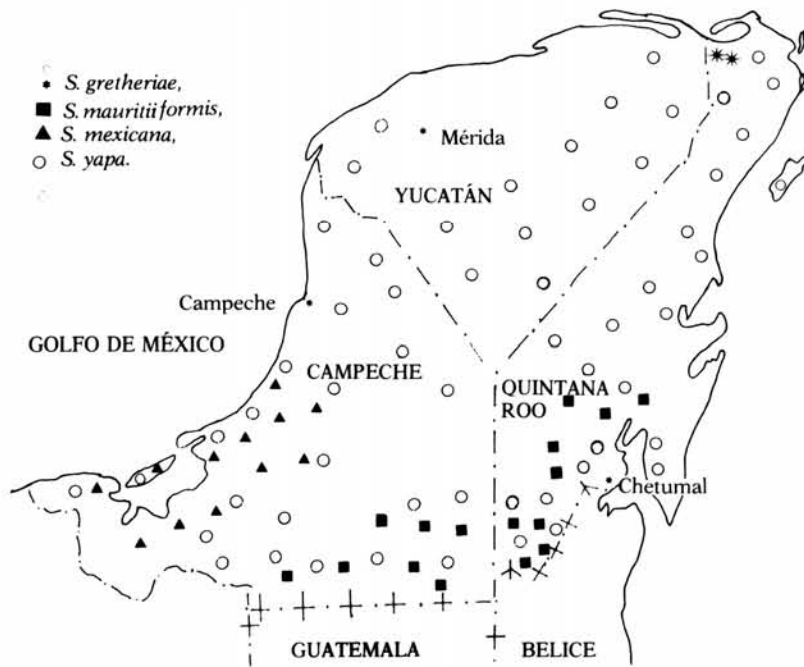


Figura 2. Distribución de las cuatro especies del género *Sabal* presentes en la Península de Yucatán, México. Fuente: Quero (1992).



## ***Sabal yapa* Wrigth ex Beccari**

*Sabal yapa* Wrigth ex Beccari es una palma monóica de hasta 20 m de altura y de 15-26 cm de diámetro a la altura del pecho; hojas siempre verdes, moderadamente costapalmadas, no filíferas; pecíolos de 2.3-3.5 cm de ancho y cerca de 0.5-2.0 m de largo; hástula acuminada de 4.8-6.7 cm de longitud; costa en algunos casos fuertemente recurvada; 90-115 segmentos por hoja, connados en pares por aproximadamente la mitad de su longitud y grupos connados en un 15% de su longitud, los segmentos medios son de 90-125 cm de longitud, 2.0-3.2 cm de ancho y 0.1-0.2 mm de grueso; inflorescencias ascendentes, con ramificaciones de tercer orden, de mayor longitud que las hojas, 6-28 raquilas por ramificación; flores de 4.0-5.7 mm de longitud; cáliz fuertemente campanulado; pétalos triangular-ovados, carnosos, connados basalmente; frutos esferoidales a piriformes, negros en la madurez, 9.9-12.8 mm de diámetro, 8.9-12.2 mm de alto; semilla de 6.1-8.9 mm de diámetro y 4.7-5.5 mm de alto (Quero 1992, Zona 1990).

Esta especie es la más especializada del género. Varias de sus características florales son únicas, incluyendo su cáliz campanulado, pétalos ovados sin márgenes hialinos y pétalos connados basalmente. *S. yapa* y *S. mauritiiformis* comparten algunos caracteres derivados, tales como la venación y textura de la hoja y el agrupamiento de segmentos foliares. Las características anatómicas sugieren que *S. yapa* está más adaptado a la sequía que *S. mauritiiformis* (Zona 1990).

*S. yapa* crece sobre suelos calcáreos en bosques tropicales secos y estacionalmente secos de Cuba, Belice y México, en este último está restringida a PY (Henderson *et al.* 1995) (Figura 3). Allí es conocida como “*palma de guano*”, o “*xa’an*” (en maya). Es una especie del dosel de bosques maduros, aunque puede sobrevivir en hábitats abiertos bajo condiciones de alta intensidad lumínica (Zona 1990). Su ciclo de vida es de cerca de 100 años.

Las hojas de *S. yapa* y *S. mexicana* Mart. se han empleado en la PY desde hace mas de 3000 años techar construcciones domésticas (Caballero 1994) y desde los 70s

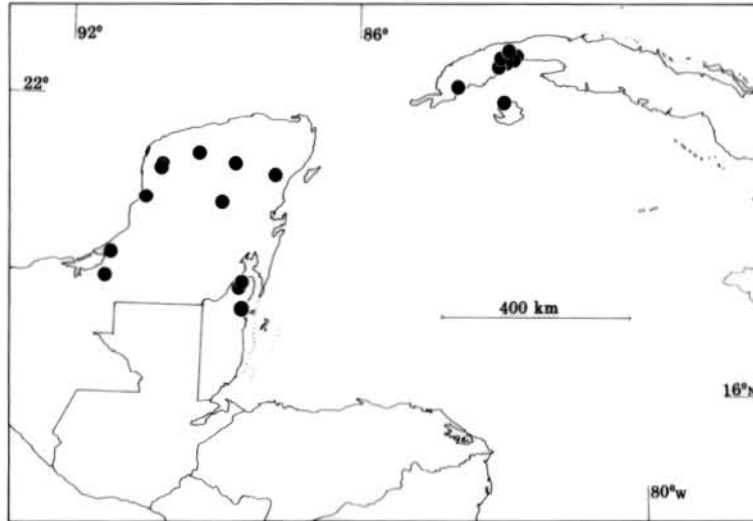


Figura 3. Distribución geográfica de *Sabal yapa* Wrighth ex Beccari. Tomado de: Zona (1990).

para construcciones turísticas de la Riviera Maya (Caballero *et al.* 2004). Además, *S. yapa* ha provisto de otros productos tales como alimento, medicina y materia prima para artesanías (Caballero 1994). Los mayas han manejado este recurso a través de diversas estrategias las cuales se han diversificado y preservado. Así, actualmente es tolerada en las milpas y potreros, es promovida en huertos familiares y es cosechada directamente a partir de la vegetación natural (Caballero 1994).

Caballero (1994) estudió los cambios históricos en las formas de manejo de esta especie. El planteó que inicialmente la palma de guano fue manejada y explotada directamente de la vegetación natural. Después de la conquista española, el patrón de asentamiento maya se alteró, lo cual probablemente llevó a que la palma de guano se incorporara a los huertos familiares que aparentemente eran entonces de reciente creación. Posteriormente, a principios del siglo XX, en la PY ocurrieron cambios en el uso de la tierra tales como la producción de ganado y henequén (Mizrahi 1997). Esto causó que la disponibilidad de palma de guano disminuyera, aunque simultáneamente los individuos se toleraron en los nuevos potreros. *Sabal* spp. se ha manejado en plantaciones, posiblemente desde la segunda mitad del siglo XIX. Además, en los campos de cultivo de la PY, los individuos de *S. yapa* son tolerados durante la fase de establecimiento de la milpa; aunque no hay evidencia histórica de la antigüedad de esta práctica, su origen posiblemente es prehispánico (Caballero 1994).

Estudiar el aprovechamiento de hojas de *S. yapa* en la vegetación natural y áreas agrícolas tiene relevancia en el contexto de la historia de los mayas antiguos. El hallazgo de objetos de obsidiana, que es un mineral propio de las zonas altas, en varios lugares de las tierras bajas, permitió a Voorhies (1982) proponer un modelo de intercambio comercial, ocurrido durante el período preclásico, entre los mayas de tierras bajas y altas. Un total de 25 especies animales y 150 especies vegetales, que incluye a *Sabal* spp., se han propuesto como bienes de intercambio. Sin embargo, con excepción de la obsidiana, no hay evidencia arqueológica que apoye esto. Tomando a *Sabal* como ejemplo, podrían realizarse simulaciones para evaluar en cuales escenarios la oferta pudo ser mayor a la demanda de hojas en tiempos prehispánicos y por lo tanto, el comercio de hojas de guano pudiese haber sido viable. En las simulaciones se sugiere modificar al menos el tamaño poblacional maya, la demanda de hojas *per cápita* y la estructura del paisaje.

## ***2.4. La zona de estudio y su contexto***

### **Ambiente físico**

En el sureste de México se encuentra ubicada la PY, la cual está conformada por una plataforma caliza de origen marino, de topografía plana, con pequeñas colinas de no más de 400 m de altitud (Figura 4). Por el tipo de material parental que la compone, no existen ríos sobre su superficie y la principal fuente de abastecimiento de agua es el manto freático (Hernández-X *et al.* 1995). En la península existe un gradiente de precipitación, siendo de cerca de 500 mm anuales en el noroccidente hasta de 1500 mm en la porción sureste. La temperatura media anual es de 26°C, con pequeñas variaciones a lo largo del año. El clima es tropical, del tipo Aw<sub>0</sub> y Aw<sub>1</sub>.

La PY es una provincia biogeográfica conformada por dos distritos principales (nor-occidente y la porción restante de la península) que corresponden a la variación climática y a la zonificación de la vegetación (Ibarra-Manríquez *et al.* 2002). Analizando la flora arbórea, esta provincia biogeográfica muestra alta afinidad florística con la porción mesoamericana (Guatemala, Belice, Chiapas) y una menor afinidad con las Antillas (Ibarra-Manríquez *et al.* 2002).

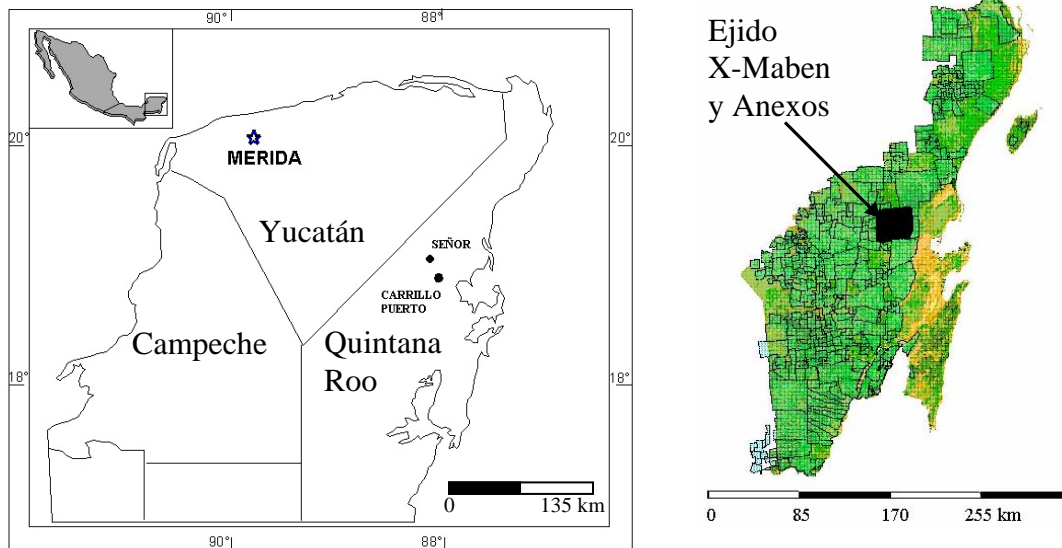


Figura 4. División política de la Península de Yucatán y la división ejidal en Quintana Roo, mostrando la ubicación del ejido X-Maben y Anexos, así como de los poblados de *Señor* y Carrillo Puerto.

Empleando el esquema de clasificación de la vegetación propuesto por Miranda y Hernández-X (1963), en la PY existen selvas bajas en el noroccidente y las selvas medianas a altas subperenifolias en la porción sureste. Las selvas altas o medianas subperennifolias se desarrollan sobre suelos de caliza pulverulenta (*Sahcab*) y se caracterizan porque el 25-50% de los árboles pierden sus hojas durante la época de sequía. Los árboles dominantes en este tipo de vegetación son el chicozapote (*Manilkara zapota* (L) Van Royen, Sapotaceae), el ramón (*Brosimum alicastrum* Sw., Moraceae) y la caoba (*Swietenia macrophylla* King, Meliaceae), entre otros (Miranda y Hernández-X. 1963). Las razones que explican la presencia de selvas perennifolias en regiones con clima Aw incluyen las siguientes: a) entre el 16 y el 27% de la precipitación total anual cae durante la época más seca del año; b) la alta humedad relativa puede compensar la ausencia de precipitación durante varios meses del año (Rzedowski 1978); c) la roca caliza puede suministrar humedad durante la época de sequía (Cuanalo 1964, citado por Rzedowski 1978).

Buena parte de la cobertura vegetal natural de la Península de Yucatán ha sido alterada por procesos de cambio de uso del suelo. Así, de acuerdo con los resultados del Inventario Nacional Forestal del año 2000, el estado de Quintana Roo conserva cerca del 86% de su cobertura vegetal original, mientras que Campeche mantiene el 81% y el

estado de Yucatán sólo el 53% (Tabla 1) (Mas *et al.* 2003, Palacio-Prieto *et al.* 2000). Sin embargo, los ecosistemas remanentes han sido modificados por disturbios naturales y antropogénicos. El principal tipo de disturbio natural que modela la vegetación de la Península de Yucatán son los huracanes, los cuales son más frecuentes en la parte norte de la península y en la costa caribe que en la parte sur. Entre 1871 y 1999 se registraron en la península un total de 52 huracanes (Whigham *et al.* 2003). A corto plazo, los huracanes causan un incremento en la caída de hojarasca, la cantidad de ramas gruesas depositadas sobre la superficie del suelo, así como en la mortalidad de los árboles (Whigham *et al.* 1991). Sin embargo, las consecuencias a largo plazo no son muy notables, excepto en la disminución del área basal, lo cual puede persistir por décadas (Whigham *et al.* 2003).

Los principales factores antropogénicos que han modificado la estructura y composición de las selvas de la PY han sido las prácticas agrícolas y la extracción maderera. Los mayas han realizado prácticas de agricultura itinerante durante centurias y por ello autores como Lawrence *et al.* 2004, Lundell (1937), Gómez-Pompa y Kaus (1990), Gómez-Pompa (1991) y Pérez-Salicrup (2004) sostienen que la vegetación actual es resultado de la larga historia de intervención del ser humano en la región. Lo que ocurre con la vegetación remanente en la actualidad en la PY, refleja la tendencia general

Tabla 1. Distribución y tipo de cobertura vegetal (%) existentes en el año 2000 en los tres estados que conforman la Península de Yucatán. (Modificado de Palacio-Prieto *et al.* 2000).

Tipo de cobertura	Campeche (%)	Quintana Roo (%)	Yucatán (%)
Selva alta y mediana perennifolia	0.1	0.0	0.0
Selva alta y mediana subperennifolia	38.4	62.8	3.5
Selva baja subperennifolia	10.9	7.7	0.5
Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	16.7	4.1	30.1
Selva baja caducifolia y subcaducifolia	5.0	0.7	13.6
Selva baja espinosa	0.0	0.0	1.6
Otra vegetación natural	10.3	10.5	4.3
Agricultura de riego	1.6	1.7	0.9
Pastizal cultivado	12.2	7.7	21.6
Agricultura de temporal	4.2	3.6	22.5
Asentamientos humanos	0.2	0.5	1.1
Cuerpos de agua	0.3	0.7	0.3
Area total (km <sup>2</sup> )	55561	42388	39640

de la vegetación de Latinoamérica, la cual ha sido alterada casi en su totalidad por disturbios antropogénicos ocurridos en el pasado (Roosevelt *et al.* 1996).

Para la PY, se ha estimado que se requieren de 55 a 95 años para que una parcela de agricultura tradicional recupere la biomasa propia del bosque maduro y de 65 a 120 años para recuperar la biomasa propia de un bosque maduro no explotado para la obtención de madera (Read & Lawrence 2003). Aunque en la Península de Yucatán existen variantes importantes en los tipos de suelo, que primordialmente son rendzinas (*K'ankab* en maya) y leptosoles (*box lu'um* en maya), Mirzrahi *et al.* (1997) han sugerido que en ambos tipos de suelo la tasa de regeneración (evaluada como densidad de la vegetación y biomasa) de la vegetación es similar. Lo anterior sugiere que buena parte de la cobertura vegetal actual de la PY aún refleja la influencia del uso humano de la tierra de al menos un siglo atrás.

El otro factor antropogénico que ha alterado los bosques de la Península de Yucatán ha sido la explotación comercial de maderas, que se remonta a la época de la *Guerra de Castas* (1847-1901), cuando los mayas y los británicos intercambiaron madera de palo tinte (*Haematoxylon campechianum*) por armas (Villa Rojas 1992). A partir de entonces se han otorgado varias concesiones para la explotación de maderas finas, principalmente de caoba (*Swietenia macrophylla*, Meliaceae) y cedro (*Cedrela odorata* L., Meliaceae) (Primack *et al.* 1999, Snook 1999). En la década de los 50s el gobierno mexicano otorgó una concesión para explotación de caoba a “Maderas Industrializadas de Quintana Roo” – MICRO- con lo que se explotaron cerca de 400,000 m<sup>3</sup> de maderas duras en un área de unas 500,000 ha (Galletti 1993, Kiernan *s.f.*). A mediados de la década de los 1970s comenzó en la Península la explotación de madera para hacer durmientes para ferrocarril (Hostettler 1996a) obtenidos de varias especies, especialmente de *chechem* (*Metopium brownei* (Jacq.) Urb., Anacardiaceae) (Murphy 1990). En 1984 y hasta 1998 se realizó en la Península un programa federal y estatal denominado Plan Piloto Forestal, el cual, por medio de asistencia técnica alemana, pretendió realizar la explotación comercial de maderas por medio de forestería comunal (Bray *et al.* 2004, Flashsenberg y Galletti 1998, Galletti 1998, Merino-Pérez 1997). El PPF ha mostrado ser una estrategia exitosa para el manejo y conservación de la selva maya y ha sido propuesto

como un ejemplo de “modelo global de paisaje sustentable” porque éste ha permitido la explotación de maderas finas y simultáneamente ha mostrado tener tasas de deforestación menores comparadas con el promedio nacional (Bray *et al.* 2004)

## **División política de la Península de Yucatán**

La porción mexicana de la Península de Yucatán está dividida políticamente en tres estados: Yucatán, Campeche y Quintana Roo (QR) (Figura 4). Este trabajo se realizó en el ejido X-Mabén, perteneciente al municipio de Felipe Carrillo Puerto ubicado en QR, por lo que se pondrá mayor énfasis a la descripción de este estado. QR fue reconocido como estado en 1974 y actualmente tiene una superficie de 42,388 km<sup>2</sup>, divididos en ocho municipios, con una población total de 874,963 habitantes (INEGI 2003) y una tasa anual de crecimiento poblacional del 5.94 %, mucho mayor que la registrada globalmente en la República Mexicana (1.8%). La principal explicación de la alta tasa de crecimiento poblacional es la alta tasa de inmigración, que ha llevado a que para el año 2000, más de la mitad de la población de QR fuese originaria de otro estado de la República (INEGI 2003). En QR, el 94.2% de los hablantes de alguna lengua indígena hablan maya, aunque existen otras lenguas tales como el kanjobal, kekchi y mame, de origen guatemalteco (INEGI 2005). A pesar que en QR el 73.1% de la población practica la religión católica, en los últimos 10 años se ha observado una disminución del número de practicantes de esta religión y un incremento en el número de practicantes de religiones protestantes, evangélicas y bíblicas no evangélicas (INEGI 2003).

## **Los Mayas de Quintana Roo**

La gente maya ha habitado la PY y otras áreas de Mesoamérica durante los últimos 3000 años, desarrollando una de las grandes civilizaciones del mundo (Hammond 1982). Aparentemente, el desarrollo de la civilización maya se debió en parte al alto grado de conocimiento de su ambiente y su alta capacidad de adaptación al mismo, lo que les permitió permanecer durante centurias en un ambiente tropical relativamente

inhóspito (Barrera-Bassols & Toledo 2005). La alta capacidad de resiliencia mostrada por los mayas yucatecos ha sido adjudicada a dos aspectos particulares de su cultura: la estrategia de uso múltiple de los recursos y su concepto multiescalar de salud (Barrera-Bassols & Toledo 2005). Lo primero se refiere al amplio conocimiento que poseen los mayas sobre los elementos físicos y biológicos y sobre los procesos ecológicos de su ambiente, lo que les ha permitido aprovechar los distintos tipos de vegetación de la PY. Un ejemplo de este conocimiento es el hecho que los mayas emplean cerca de 80 términos para describir distintos tipos y variantes de los suelos (Barrera-Bassols & Toledo 2005) y tienen un término específico para casi todos los tipos de vegetación existentes en la Península (Flores & Espejel 1994), incluyendo los estados sucesionales o *hubche*'. El segundo aspecto que explica la alta resiliencia de los mayas es el hecho que para ellos, la tierra es una entidad viva y la "salud del suelo" está interconectada con la salud y bienestar de las plantas, los animales y los seres humanos que viven en ese medio (Barrera-Bassols & Toledo 2005).

Un aspecto que aún genera polémica es el de las causas que llevaron al colapso de la civilización maya. Las causas propuestas incluyen: a) la alta variabilidad climática registrada en la PY y en Centroamérica durante los últimos 3,500 años (Curtis *et al.* 1996); y b) el agotamiento de los suelos a causa del sistema agrícola itinerante, lo que se ha llamado la "hipótesis del swidden". Esta última hipótesis fue desechada a mediados de los 70s debido a que nueva evidencia mostró que la supervivencia de los mayas antiguos no sólo se basó en la agricultura itinerante, sino que incluyó un conjunto de estrategias tales como la siembra en terrazas, la horticultura, los huertos familiares y los campos frutícolas (Barrera-Bassols & Toledo 2005).

Se ha documentado que el final de la civilización maya ocurrió aproximadamente en el año 1400. Después de ello, algunos grupos mayas permanecieron en Mesoamérica, de los cuales los mayas actuales son sus descendientes. Con la conquista española, pocos fueron los esfuerzos de los europeos por conquistar las tierras de la PY y los escasos intentos fueron fallidos (Villa Rojas 1992). Por esto, los mayas yucatecos permanecieron bastante aislados hasta el siglo XIX, cuando comenzó el interés por explotar algunos recursos de sus territorios (Villa Rojas 1992). A fines del siglo XIX, en la parte norte de la Península se fomentó la explotación industrial de fibra de henequén (*Agave*



*fourcroydes* Lem., Amaryllidaceae) (Baños 1989, Mizrahi *et al.* 1997) y en el centro-sur de la Península el interés giró en torno a la explotación de *chicle* (látex de *Manilkara zapota*), producto muy apetecido para la fabricación de goma de mascar y neumáticos para automóviles.

Uno de los eventos históricos más relevantes en la historia del pueblo maya en el siglo XIX fue la *Guerra de Castas* (1847-1901), causada fundamentalmente por un cambio agrario (Patch 1991). Durante la Conquista y parte de la Colonia, las Leyes de Indias favorecieron la propiedad comunal de la tierra, mientras que en el siglo XIX los criollos aprobaron leyes que permitían vender la propiedad comunal, colonizar terrenos baldíos y alienar propiedades. Así, en 1840 ocurrieron cambios en la política agraria con el objetivo de permitir que las tierras comunales, que en ese tiempo ya empezaban a llamarse *ejidos*, fueran limitadas en extensión (no mayores a cuatro leguas), y con ello pretendieron lograr que muchas áreas fueran declaradas terrenos baldíos, sujetos a colonización. Estas leyes, junto con un nuevo impuesto a la milpa (en 1844) y las hambrunas de 1834/35 y 1842/43, causaron la dispersión y huida de muchos indígenas mayas hacia la zonas selváticas y condujo a la *Guerra de Castas* (1847- 1901). Como producto de la guerra, la población maya disminuyó de 85,091 personas en 1850, hasta 40,000 en 1860 (Konrad 1991). Chan Santa Cruz (actualmente Felipe Carrillo Puerto) fue el más importante asentamiento de los mayas rebeldes (Konrad 1991). La guerra acabó cuando el general Ignacio Bravo impuso la “presencia nacional” en este y otros territorios rebeldes (Konrad 1991).

En el siglo XX, los descendientes de los mayas rebeldes vivieron aislados y muy renuentes al contacto con otros grupos humanos. Sólo a partir de 1930 tuvieron contacto ocasional con vendedores de mercancías. Haciéndose pasar por un vendedor, el antropólogo mexicano Alfonso Villa Rojas logró establecer contacto permanente con los mayas de la región central de QR, específicamente en el Cacicazgo de X-Cacal (Quintana Roo). Durante las primeras décadas del siglo XX, en México se llevó a cabo la Reforma Agraria que otorgó títulos de propiedad comunal de la tierra – *ejidos*- a muchos grupos, incluyendo a los mayas. Las tierras *ejidales* fueron entregadas durante la presidencia de Lázaro Cárdenas, quien formalizó la Reforma Agraria que había sido aprobada por la Revolución Mexicana de 1910 e incorporada a la ley en la Constitución de 1917

(Challenger 1998). En la Península, Villa Rojas sirvió como mediador entre los mayas y el gobierno, lo que finalmente permitió la entrega de varios títulos *ejidales* (Villa Rojas 1992). En la Península, el área de cada ejido fue establecida con base en criterios forestales, puesto que se calculó el área necesaria para lograr la explotación exitosa del *chicle* (látex de *Manilkara zapota*), asignándose ejidos de 35,000 ha en promedio (Bray *et al.* 2004). Hacia los años 60s y 70s otros ejidos fueron adjudicados, esta vez con criterios agrícolas (a cada ejidatario se le asignaron áreas de 20 ha), lo que causó la formación de ejidos pequeños (menores a 10,000 ha) (Galletti 1998). Durante la primera mitad del siglo XX, el territorio de la PY fue poco atendido por el gobierno central, hasta que en la década de los 60s comenzaron a construir carreteras en la región y en los 70s comenzó el desarrollo del complejo turístico de Cancún. Estos hechos, en conjunto, han modificado el sistema productivo y por ende, la cultura de los mayas actuales. Aunque muchos de los mayas actuales aún conservan su idioma y costumbres, el proceso de cambio cultural está operando muy rápidamente en la región (Hostetter 1996b, Juárez 2002), facilitado además por la influencia de los medios masivos de comunicación (Miller 1998).

## **El ejido X-Maben y Anexos**

Este trabajo se realizó en el ejido *X-Maben y Anexos*, perteneciente al municipio de Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo. El territorio de X-Maben forma parte de la zona de amortiguamiento del Corredor Biológico Mesoamericano, que es una red de parches de vegetación que se espera que permita la unión entre el sureste de México y el Istmo de Panamá (PNUMA *s.f.*). La vegetación del área corresponde a selva mediana subperennifolia de acuerdo con Miranda y Hernández-X. (1963). La precipitación media anual es de 1,294 mm, con un régimen unimodal (Figura 5). El suelo es derivado de roca caliza, en ambientes cársticos, que forma un mosaico de leptosoles (*Box lu'um* en maya) y rendzinas (*K'ankab* en maya).

El ejido X-Maben fue adjudicado en 1930 y fue legalmente entregado en 1955 (Dalle *et al.* 2006). El territorio de X-Maben incluye cerca de 730 km<sup>2</sup> que en su mayoría están cubiertos por bosques y acahuales. La principal actividad productiva en el ejido es

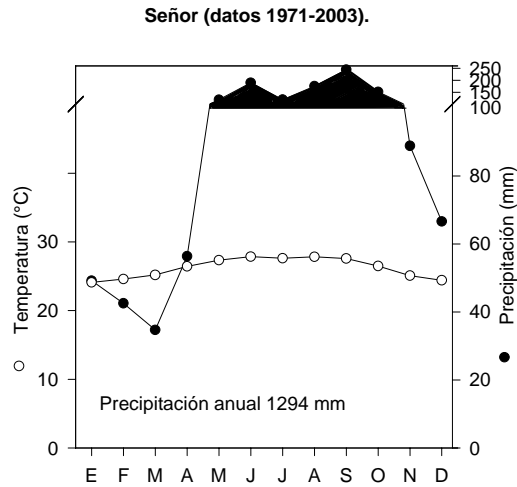


Figura 5. Climograma de la Estación Meteorológica *Señor*, ubicada dentro del ejido X-Maben. Promedio de los años 1971-2003. Fuente: Comisión Nacional del Agua.

la agricultura itinerante para la producción de maíz, aunque también ha habido extracción de látex de *Manilkara zapota* y de madera para la fabricación de durmientes, al punto que en los 80's X-Maben fue el principal ejido productor en la zona maya (Murphy 1990).

El ejido está habitado por mayas yucatecos tradicionales que crecen a una tasa promedio anual de 5,06 % (Tabla 2). En el año 2000 el ejido X-Maben tuvo una población aproximada de 2980 personas. Los principales poblados en el ejido son *Señor*, *Chan-Chen Comandante*, *José María Pino Suárez*, *San Antonio* y algunos ranchos, de los cuales el de mayor población actualmente es *X-Nu-KanKab*.

Tabla 2. Población humana y tasa anual de crecimiento poblacional (lambda) en el Ejido X-Maben. Período 1935 a 2000. Fuente de datos: <sup>a</sup>Villa Rojas (1992); <sup>b</sup> INEGI (1995); <sup>c</sup> INEGI (1963); <sup>d</sup>Datos de la Delegación Municipal disponibles en el pueblo de *Señor*.

<b>AÑO</b>	<b>HABITANTES</b> (#)	<b>Período</b>	<b>Período</b> (# años)	<b>Lambda</b> <b>anualizada</b>
1935 <sup>a</sup>	136			
1945 <sup>d</sup>	77	1935 a 1945	10	0.944703
1960 <sup>c</sup>	585	1945 a 1960	15	1.144751
1972 <sup>d</sup>	946	1960 a 1972	12	1.040865
1990 <sup>b</sup>	2377	1972 a 1990	18	1.052519
1998 <sup>d</sup>	2459	1990 a 1998	8	1.004248
2000 <sup>d</sup>	2980	1998 a 2000	2	1.100852
Lambda promedio (1935- 2000)				1.050611

## Literatura Citada

- Arias, L.M., 1980. La producción milpera en Yaxcabá, Yucatán. *En: Seminario sobre producción agrícola en Yucatán*. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Colegio de posgraduados de Chapingo, Mérida, Yucatán, Mexico.
- Baños, R., 1989. Yucatán: ejidos sin campesinos. UADY, Mérida, Yucatán.
- Barrera-Bassols, N. y Toledo, V.M., 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography* 4, 9-41.
- Bierzychudek, P., 1999. Looking backwards: assessing the projectin of a transition matrix model. *Ecological applications* 9, 1278-1287.
- Brandy, D.E., Garrity, D.P. y Sánchez, P.A., 1993. The worldwide problem of slash and burn agriculture. *Agroforestry Today* 5, 2-6.
- Bray, D.B., Ellis, E.A., Armijo-Canto, N. y Beck, C.T., 2004. The institutional drivers of sustainable landscapes: a case study of the "Mayan Zone" in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy* 21, 333-346.
- Brown, S. y Lugo, A.E., 1990. Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* 6, 1-32.
- Caballero, J., 1994. Use and management of *Sabal* palms among the Maya of Yucatan. Ph. D. University of California, Berkeley, USA.
- Caballero, J., Pulido, M.T. y Martinez, A., 2004. El uso de la palma de guano (*Sabal yapa*) en la industria turística de Quintana Roo, Mexico. *En: Alexiades, M. and Shanley, P., (Eds.), Productos forestales, medios de subsistencia y conservacion. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables, Indonesia*, pp. 365-385.
- Casas, A., Caballero, J. y Valiente-Banuet, A., 1999. Use management and domestication of columnar cacto south- central Mexico: A historical perspective. *Journal of Ethnobotany* 19, 71-95.
- Casas, A., Vasquez, M.C., Viveros, J.L. y Caballero, J., 1996. Plant management among the Nahua and the Mixtec in the Balsas River Basin, Mexico: An ethnobotanical approach to the study of plant domestication. *Human Ecology* 24, 455-476.
- Caswell, H., 1989. Matrix population models. Sonauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Caswell, H., 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: Their roles in conservation biology. *Ecology* 81, 619-627.
- Challenger, A., 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Conabio-UNAM, México.
- Chazdon, R., 1998. Tropical forest (log'em or leave'em). *Science* 281, 1295-1296.
- Conklin, H.C., 1961. The study of shifting cultivation. *Current Anthropology* 2, 27-61.
- Cuanalo, C.H.E. 1964. Suelos del campo esterimental "el tormento", Campeche. Instituto Nacional de investigación forestal. Boletín técnico No. 15, México, D.F. 235 pp.
- Curtis, J.H., Hodell, D.A. y Brenner, M., 1996. Climate variability on the Yucatan peninsula (Mexico) during the last 3500 years, and implications for Maya cultural evolution. *Quaternary research* 46, 37-47.

- Dalle, S.P., 2006. Landscape dynamics and management of wild plant resources in shifting cultivation systems: a case study from a forest ejido in the maya zone of Quintana Roo, Mexico. Ph.D. Thesis. Mc Gill University, Montreal, Que.
- Dalle, S.P., de Blois, S., Caballero, J. y Johns, T., 2006. Integrating analyses of local land-use regulations, cultural perceptions and land-use/land cover data for assessing the success of community-based conservation. *Forest Ecology and Management* 222, 370-383.
- Daly, H.E., 1990. Toward Some Operational Principles of Sustainable Development. *Ecological Economics* 2. 2, 1-6.
- FAO, 1999. State of the World's forest. FAO, Rome.
- Ferguson, B.G., Vandermeer, J., Morales, H. y Griffith, D.M., 2001. Post-agricultural succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology* 17, 818-828.
- Finegan, B. y Nasi, R., 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. *En: Shroth, G., da Fonseca, A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., and Izac, A.M.N., (Eds.), Agroforestry and Biodiversity conservation in tropical landscapes.* Island Press, Washington, D.C, pp. 153-197.
- Flaschenberg, H. y Galletti, H.A., 1998. El manejo forestal de la selva en Quintana Roo, México. *En: Primack, R.B., Bray, D., Galletti, H., and Ponciano, I., (Eds.), La selva Maya, conservación y desarrollo. Siglo XXI, México, D.F., pp. 475.*
- Flores, J.S. y Espejel Carvajal, I., 1994. Tipos de Vegetación de la Península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, México.
- Freckleton, R.P., Silva Matos, D.M., Bovi, M.L.A. y Watkinson, A.R., 2003. Prediction the impact of harvesting using structured populations models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology* 40, 846-858.
- Fujisaka, S., Escobar, G. y Veneklaas, E.J., 1996. Weedy fields and forest: interactions between land use and the composition of plant communities in the Peruvian Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 175-186.
- Gale, R.P. y Cordray, S.M., 1994. Making sense of sustainability: nine answers to "what should be sustained"? *Rural Sociology* 59, 311-332.
- Galletti, H., 1993. Actividades Forestales y su Desarrollo Histórico. *En: Dachary, A.C., Navarro, D., and Arnaiz-Burne, S.M., (Eds.), Estudio Integral de la Frontera Mexico-Belize: Análisis Socioeconómico.* Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, Mexico, pp. 109-170.
- Galletti, H., 1998. La selva maya en Quintana Roo (1983-1996) trece años de conservación y desarrollo social. *En: Primack, R.B., Bray, D., Galletti, H., and Ponciano, I., (Eds.), La selva Maya, conservación y desarrollo. Siglo XXI, México, D.F., pp. 53-73.*
- Giardina, C.P., Sanford Jr, R.L., Døckersmith, I.C. y Jaramillo, V.J., 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant and Soil* 220, 247-260.
- Gómez-Pompa, A., 1991. Learning from Traditional Ecological Knowledge: Insights from Mayan Silviculture. *En: Gómez-Pompa, A., Whitmore, T.C., and Hadley, M., (Eds.), Rainforest Regeneration and Management.* UNESCO and Canforth, Paris, pp. 335-341.

- Gómez-Pompa, A. y Kaus, A., 1990. Traditional Management of Tropical Forests in Mexico. *En*: Anderson, A.B., (Ed.) Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rainforest. Colombia University Press, New York, pp. 45-63.
- Goodland, R., 1995. The concept of environmental sustainability. *Annual Review of Ecology and Systematic* 26, 1-24.
- Goodland, R. y Daly, H., 1996. Environmental sustainability: universal and non-negotiable. *Ecological applications* 6, 1002-1017.
- Griffith, D.M., 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14, 325-326.
- Hammond, N., 1982. Ancient maya civilization. Rutgers University.
- Henderson, A., G.Galeano Bernal, R., 1995. Field guide to the palms of the Americas. Princeton University Press, Princeton.
- Hernández-X, E., Levy, S.L. y Bello, E., 1995. La roza-tumba-quema en Yucatán. *En*: Hernández-X, E., Bello, E., and Levy, S., (Eds.), La milpa en Yucatán, un sistema de producción agrícola tradicional. Colegio de Posgraduados, México, D.F., pp. 35-86.
- Hillel, D., 1992. Out of the Earth: civilization and the life of the soil. University of California Press, Berkeley, California.
- Hostettler, U., 1996a. Milpa agriculture and economic diversification: socioeconomic change in a Maya peasant society of Central Quintana Roo, 1900-1990's. Ph. D. University of Berne.
- Hostettler, U., 1996b. "Hablando del cambio": testimonios de la tradición oral maya del centro de Quintana Roo. *En*: Hostettler, U., (Ed.) Los mayas de Quintana Roo: Investigaciones antropológicas recientes. Institut für Ethnologie, Universität Bern, Bern, pp. 93.
- Hughes, R.F., Kauffman, J.B. y Jaramillo, V.J., 2000. Ecosystem-scale impacts on deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological applications* 10, 515-527.
- Ibarra-Manriquez, G., Villaseñor, J.L., Durán, R. y Meave, J., 2002. Biogeographical analysis of the tree flora of the Yucatan Peninsula. *Journal of Biogeography* 29, 17-29.
- INEGI, 1963. VIII censo general de población 1960. Quintana Roo, Territorio. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, Mexico.
- INEGI, 1995. Quintana Roo, datos por ejido y comunidad agraria: XI censo general de población y vivienda, 1990 y VII censo agropecuario, 1991. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, Mexico.
- INEGI, 2003. Anuario Estadístico. Quintana Roo. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2005. La población hablante de lengua indígena de Quintana Roo. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- Iqbal, M., 1993. International trade in non-wood forest products. An overview. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Juo, A.S.R. y Manu, A., 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 58, 49-60.

- Juárez, A.M., 2002. Ecological degradation, global tourism, and inequality: Maya interpretations of the changing environment in Quintana Roo, Mexico. *Human Organization* 61, 113-124.
- Kammesheidt, L., 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in eastern Paraguay. *Plant Ecology* 139, 155-165.
- Kass, D.C.L. y Somarriba, E., 1999. Traditional fallows in Latin America. *Agroforestry systems* 47, 13-36.
- Kellman, M. y Tackaberry, R., 1997. *Tropical Environments: the functioning and management of tropical Ecosystems*, Routledge, London.
- Kiernan, M.K. *s.f.* The Forest Ejidos of Quintana Roo, Mexico. A Case Study for Shifting the Power: Decentralization and Biodiversity Conservation. Washington, D.C.
- Kleinman, P.J.A., Pimentel, D. y Bryant, R.B., 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agroforestry, Ecosystems and Environment* 52, 235-249.
- Konrad, H.W., 1991. Capitalism on the tropical-forest frontier: Quintana Roo, 1880's to 1930. *En: Brannon, J.T. and Joseph, G.M., (Eds.), Land, labor and Capital in modern Yucatán*. University of Alabama Press, Tuscaloosa,
- Lawrence, D., Peart, D.R. y Leighton, M., 1998. The impact of shifting cultivation on a rainforest landscape in West Kilimantan: spatial and temporal dynamics. *Landscape Ecology* 13, 135-148.
- Lawrence, D., Vester, H.F.M., Pérez-Salicrup, D., Eastman, J.R., Turner II, B.L. y Geoghegan, J., 2004. Integrated analysis of Ecosystem interactions with land-use change: the southern Yucatán peninsular region. *Ecosystems and Land use change, Geophysical Monograph series* 153, 277-292.
- Lundell, C.L. 1937. The vegetation of Peten. *Carn. Inst. Wash. Publ.* 478: 1-244.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Palacio-Prieto, J.L. y Bocco, G., 2003. Carthographie et inventaire forestier au Mexique. *Bois et forêts des tropiques* 275, 6-14.
- Merino-Pérez, L., 1997. Revaloración de la selva y manejo forestal: la experiencia de la organización de ejidos productores forestales de la zona maya de Quintana Roo. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Metzger, J.P., 2002. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). *Landscape Ecology* 17, 419-431.
- Metzger, J.P., 2003. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation* 30, 325-333.
- Miller, C., J., 1998. The social impacts of televised media among the Yucatec Maya. *Human Organization* 57, 307-314.
- Miranda, F. y Hernández-X, 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28, 29-179.
- Mizrahi, A., Ramos Prado, J.M. y Jiménez-Osornio, J.J., 1997. Composition, structure and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 94, 79-88.
- Murphy, J., 1990. *Indigenous Forest Use and Development in the Maya Zone of Quintana Roo, Mexico*. Major Paper. York University, Ontario.

- National Research Council, 1999. Board on sustainable development, our common journey: a transition toward sustainability. National Academic Press, Washington, D.C.
- Newton, J.L. y Freyfogle, E.T., 2005. Sustainability: a dissent. *Conservation Biology* 19, 23-32.
- Noss, R.F., 1991. Sustainability and wilderness. *Conservation Biology* 5, 120-122.
- O'Hara, J.L., 1999. An ecosystem approach to monitoring non-timber forest product harvest: the case of Bayleaf palm (*Sabal mauritiiformis*) in the Rio Bravo conservation and management area, Belize. Ph.D. thesis. Yale University, New Haven, CT.
- Okigbo, B.N., 1984. Shifting cultivation in tropical Africa: definitions and descriptions. *En: Bunting, A.H. and Bunting, E., editors. The future of shifting cultivation in Africa and the task of universities. Proc. Int. Workshop on shifting cultivation: teaching and research at the university level, Ibadan, Nigeria.*
- Olmsted, I. y Alvarez-Buylla, E., 1995. Sustainable harvesting of tropical forest trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological applications* 5, 484-500.
- Padoch, C. y Sears, R., 2005. Conserving concepts: in praise of sustainability. *Conservation Biology* 19, 39-41.
- Paehlke, R., 2005. Sustainability as a bridging concept. *Conservation Biology* 19, 36-38.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma-Muñoz, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta Higuera, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R. y González-Medrano, F., 2000. La condición actual del los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 43, 183-203.
- Parris, T.M., 2003. Toward a sustainability transition. The international consensus. *Environment* 45, 12-22.
- Patch, R.W., 1991. Decolonization, the agrarian problem, and the origins of the Caste War, 1812-1847. *En: Brannon, J.T. and Joseph, G.M., (Eds.), Land, labor, & capital in modern Yucatán. The University of Alabama Press, Tuscaloosa, pp. 51-82.*
- Pérez-Salicrup, D., 2004. Forest types and their implications. *En: Turner II, B.L., Geoghegan, J., and Foster, D.R., (Eds.), Integrated land-change science and tropical deforestation in the southern Yucatán: final frontiers. Oxford University Press, pp. 63-80.*
- Pinard, M.A. y Putz, F.E., 1992. Population matrix models and palm resource management. *Bull. Inst. fr. études andines* 21, 637-649.
- PNUMA. s.f. Corredor Biológico Mesoamericano.  
<http://www.rolac.unep.mx/recnat/esp/CBM/cbm.htm>
- Primack, R.B., Bray, D., Galletti, H.A. y Ponciano, I., 1999. La selva maya, conservación y desarrollo. Siglo XXI editores, México, D.F.
- Quero, H.J., 1992. Las palmas silvestres de la península de Yucatán. Instituto de Biología, UNAM.
- Read, L. y Lawrence, D., 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical fores of the Yucatan. *Ecological applications* 13, 85-97.



- Roosvelt, A.C., Lima da Costa, M., López Machado, C., Michab, C., Mercier, N., Villadas, H., Feathers, J., Barnet, W., Imazio da Silveira, M., Henderson, A., Silva, J., Chernoff, B., Reese, D.S., Holman, J.A., Toth, N. y Schick, J., 1996. Paleosol cave dweller in the Amazon: the peopling of the Americas. *Science* 272, 371-383.
- Ruthenberg, H., 1976. *Farming systems in the tropics*. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Rzedowski, J., 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.
- Silvertown, J., Franco, M. y Menges, E., 1995. Interpretation of Elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology* 10, 591-197.
- Sitiarz, D., 1993. *Agenda 21. The earth summit strategy to save our planet*. Earth Press, Boulder, Colorado.
- Skole, D., Salas, W. y Silapathong, C., 1998. Interannual variation in the terrestrial carbon cycle: significance of Asian tropical forest conversion to imbalance in the global carbon budget. *En: Galoway, J. and Melillo, J., (Eds.), Asian change in the context of global change*. Cambridge University Press, New York, pp. 162-186.
- Snook, L.K., 1999. Aprovechamiento sostenido de caoba (*Swietenia macrophylla* King) de las selvas de la península de Yucatán, México. Pasado, presente y futuro. *En: Primack, R.B., Bray, D., Galletti, H.A., and Ponciano, I., (Eds.), La selva maya, conservación y desarrollo. Siglo XXI editores, México, D.F., pp. 98-119.*
- Soulé, J., Carré, D. y Jackson, W., 1990. Ecological impact of modern agriculture. *En: Carroll, C.R., Vandermeer, J.H., and Rosset, P.M., (Eds.), Agroecology*. McGraw-Hill, New York,
- Spencer, J.E., 1966. *Shifting Cultivation in Southeast Asia*. University of California.
- Sunderlin, W.D., 1997. Shifting cultivation and deforestation in Indonesia: steps toward overcoming confusion in the debate. *Rural development Forestry Network*. London, UK, Overseas Development Institute: 18.
- Terán, S. y Rasmussen, C.H., 1995. Genetic diversity and agricultural strategy in 16th century and present-day Yucatecan Milpa Agriculture. *Biodiversity and Conservation* 4, 363-381.
- Ticktin, T., 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41, 11-21.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. y Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281-284.
- Tinoco, A., Casas, A., Luna, R. y Oyama, K., 2005. Population genetics of *Escontria chiotilla* in wild and silvicultural managed populations in the Tehuacán valley, Central México. *Genetic resources and Crop Evolution* 52, 525-538.
- Turner II, B.L., Cortina Villar, S., Foster, D., Geoghegan, J., Keys, E., Klepeis, P., Lawrence, D., Macario Mendoza, P., Manson, S., Ogneva-Himmelberger, Y., Plotkin, A.B., Pérez Salicrup, D., Roy Chowdhurri, R., Satisfsky, B., Schneider, L., Schmook, B. y Vance, C., 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsula region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154, 353-370.
- Uhl, C. y Jordan, C.F., 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65, 1476-1490.

- Uhl, C., Nepstad, D., Buschbacher, R., Clark, K., Kauffman, J.B. y Subler, S., 1990. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provides guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. *En: Anderson, A., (Ed.) Alternatives to deforestation: steps to sustainable use of the Amazon reainforest.* Columbia University Press, New York.
- Vance, C. y Geoghegan, J., 2002. Temporal and spatial modelling of tropical deforestation: a survival analysis linking satellite and household survey data. *Agricultural Economics* 27, 317-332.
- Villa Rojas, A., 1992. Los elegidos de Dios: etnografía de los Mayas de Quintana Roo. Instituto Nacional Indigenista y Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, Mexico.
- Voorhies, B., 1982. An ecological model of the early Maya of the central lowlands. *En: Flannery, K.V., (Ed.) Maya subsistence. Studies in memory of Dennis E. Puleston.* Academic press, NY, pp. 65-95.
- Weisbach, C., Tiessen, H. y Jiménez-Osornio, J.J., 2002. Soil fertility during shifting cultivation in the tropical Karst soils of Yucatan. *Agronomie* 22, 253-263.
- Whigham, D.F., Olmsted, I., Cabrera-Cano, E. y Curtis, A.B., 2003. Impacts of Hurricanes on the Forests of Quintana Roo, Yucatan Peninsula, Mexico. *En: Gomez-Pompa, A., Allen, M.F., Fedick, S.L., and Jiménez-Osornio, J.J., (Eds.), The Lowland Maya area : three millennia at the human-wildland interface.* Binghamton, NY, pp. 659.
- Whigham, D.F., Olmsted, I., Cabrera-Cano, E. y Harmon, M.E., 1991. The impact of hurricane Gilbert on trees, litterfall, and wood debris in a dry tropical forest in the northeastern Yucatán Peninsula. *Biotropica* 23, 434-441.
- Willers, B., 1994. Sustainable development: a new world deception. *Conservation Biology* 8, 1146-1148.
- Zona, S., 1990. A Monograph of *Sabal* (Arecaceae: Coryphoideae). *Aliso* 12, 583-666.

## **CAPÍTULO 3**

**Impacto de la agricultura itinerante sobre la disponibilidad de productos no maderables: el ejemplo de *Sabal yapa* en las tierras bajas de México.**

# The impact of shifting agriculture on the availability of non-timber forest products: the example of *Sabal yapa* in the Maya lowlands of Mexico

María T. Pulido\*, Javier Caballero

*Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México,  
Apartado Postal 70-614, México DF 04510, México*

Received 6 August 2005; received in revised form 12 October 2005; accepted 13 October 2005

## Abstract

Understanding the effect of agriculture on the availability of non-timber forest products (NTFP) is currently relevant. Many landscapes are dominated by agricultural fields and fallow lands, so we should understand the status of NTFP in these landscapes. We studied the availability of leaves of *xa'an* palm trees (*Sabal yapa* Wright ex Beccari) in the shifting cultivation systems among the Yucatec Maya in Mexico. The mature leaves of this species of palm have been widely used for roofing since prehispanic times until present days; in the year 2000, approximately 90,000 people used *S. yapa* in Quintana Roo, and 360,000 used *Sabal* spp. in the Yucatán peninsula. This palm is managed by Maya farmers who spare palm trees when clearing a forest patch to turn it into maize fields (*milpa*). We compared the population structure and leaf production rate in different stages of the shifting cultivation cycle (*milpa*, fallow lands and forest), and quantified the domestic leaf demand in the village of X-Maben, state of Quintana Roo. In addition, we projected future availability of *xa'an* leaves, and estimated the period after which this might not be sufficient enough to cover the local demand of some villages and municipalities of Quintana Roo. Our results suggest that one of the consequences of shifting cultivation is the decrease in the availability and quality of this NTFP. Decreasing availability is a result of variations in population structure and leaf production rates between agriculture and forest patches. These negative effects may increase as agriculture becomes more intensive. Currently, the complete mosaic landscape created by this practice still offers sufficient resources for the local inhabitants in many communities. Besides, this NTFP has a high commercial potential in the tourist area. Our study suggests that the harvest of *S. yapa* in natural systems is sustainable for nine more decades and will be compatible with shifting cultivation as long as land tenure remains communal, there are long fallow periods and other factors remain unchanged.

© 2005 Elsevier B.V. All rights reserved.

**Keywords:** Non-timber forest products; Sustainability; *Sabal yapa*; Population structure; Quintana Roo; *xa'an* palm; *Milpa*

## 1. Introduction

The use and management of non-timber forest products (NTFP) has generated great interest because of their potential role in both ecosystem conservation and rural development. However, this fact has not yet been confirmed (O'Hara, 1999; Belcher and Ruiz-Pérez, 2001) by basic biological and economic research. Additional efforts to document the ecological implications of harvesting on multiple ecological levels are required (Ticktin, 2004). Also, comparative studies of the processes and tendencies associated with the use and management of NTFP are necessary (Ruiz-Pérez et al., 2004). One of the aspects in need of further analysis is the impact of land-use

change, mainly for agriculture, on the availability of NTFP's (Shanley et al., 2002; Alexiades and Shanley, 2004). Today, it is a priority to improve our knowledge about the anthropogenic effects on tropical ecosystems (Bawa et al., 2004).

Shifting cultivation, which consists of the alternation between a short phase of cultivation and a long period of fallow, is one of the main inducers of land-use change (Ruthenberg, 1976; Van der Wal, 1998). Agricultural plots are cultivated during a short period of time after which they are abandoned, and through processes of secondary succession, become fallows. Simultaneously, new plots are established. In this way, shifting cultivation transforms homogeneous landscapes into mosaic landscapes with farm land, fallow lands of different ages, and mature vegetation. This kind of anthropogenic disturbance is very common in tropical regions; with at least 240 million people practicing it (Attiwill, 1994) it is the dominant food production system (Juo and Manu, 1996).

\* Corresponding author. Tel.: +52 55 56 22 90 57; fax: +52 55 56 22 90 46.  
E-mail address: [mpulido@ibiologia.unam.mx](mailto:mpulido@ibiologia.unam.mx) (M.T. Pulido).

The impact on useful plant populations of forest conversion into mosaic landscape may depend on a variety of factors such as biological features, the plant species' capacity to tolerate disturbances, as well as of human management practices that affect the plant populations involved. These factors may either limit the availability of NTFPs to restricted ecosystems, or allow them to exist not only in both mature and secondary forests, but also in a variety of agroforestry systems (Arnold and Ruiz-Pérez, 2001). Both positive and negative effects on the availability of NTFP's in relation to land use change have been documented for a number of species. For instance, with the conversion from forest to other land uses, *Endopleura uchi* becomes scarcer (Shanley et al., 2002). In contrast, the transformation from forest to other land uses is advantageous to palm trees such as *Orbygnia phalerata* (May et al., 1985; Pinheiro, 2004) and *Astrocaryum tucuma* (Schroth et al., 2004).

Transforming tropical forests into shifting cultivation landscapes has an impact on availability of NTFP's, which is shown in the use of *xa'an* palm trees (*Sabal yapa* Wright ex Beccari) in the shifting cultivation system among the Yucatec Maya (Caballero, 1994). Shifting cultivation was one of the foundations for the development of the antique Maya civilization, and today it is still the predominant farming system of the Maya living in the lowlands of Mexico and Guatemala (Barrera-Bassols and Toledo, 2005). Prehispanic and present production systems are structurally very similar (Teran and Rasmussen, 1995).

Over at least 3000 years, *xa'an* palms (called *palma de guano* in Spanish and *xa'an* in Maya) have provided a number of products for the household economy, mainly mature leaves for thatching houses and other domestic constructions (Voorhies, 1982; Caballero, 1994). For the last four decades, *xa'an* leaves have also been used to thatch tourist constructions in the Mexican Caribbean (Caballero et al., 2004). This species grows best in the closed canopy forest, even though it can also successfully grow in environments with high light intensity (Zona, 1990). *Sabal yapa* individuals are not cut down when clearing a forest patch to turn it into maize fields (*milpa*). So, the Maya management allows the presence of individuals of the same species in the *milpa*, fallow lands (of different ages) and mature forest. Additionally, in the Yucatán Peninsula as a whole, *Sabal yapa* is managed through plantations and homegardens (Caballero, 1994).

The main objective of this study was to evaluate the impact of shifting cultivation on the availability of *Sabal yapa* leaves used for roofing purposes. For this, we compared the population structure and leaf production rate among different stages of shifting cultivation (in *milpa*, fallow lands and forest), with the leaf demand in the X-Maben region, Quintana Roo, Mexico. By comparing leaf production with leaf demand, we evaluated if the landscape modified by shifting agriculture offers the local inhabitants sufficient amounts of useful resources like the *xa'an* palm tree. Based on estimates of local demand, the surface area and leaf productivity we projected the future availability of *xa'an* leaves and estimated after how many years this might not

be sufficient enough to cover the local demand in the studied village and other municipalities of Quintana Roo. Based on the example of *Sabal*, this paper discusses the exploitation of NTFP in a place where shifting cultivation is the predominant land-use.

## 2. Methods

### 2.1. Study area

The study area is conformed by the X-Maben *ejido* (a form of collective land tenure in Mexico), a community belonging to the Municipality of Felipe Carrillo Puerto, in Quintana Roo, Mexico (the community's full name is "X-Maben and anexos", here referred to as X-Maben). X-Maben is covered by semi-ever green seasonal forest ('selva mediana subperenifolia' *sensu* Miranda and Hernández-X, 1963; Breedlove, 1973), with a maximum stature of 15 m, shedding approximately 25% of its foliage in dry season. The mean annual precipitation is 1294 mm, with a 4-month dry season (January to April). Limestone land and karst topography result in a mosaic of lithosol and rendzina.

In 2000, the 73,400 ha of X-Maben were inhabited by 2980 people of Maya origin. As in many other communities in Quintana Roo, the X-Maben inhabitants are culturally still conservative, but in the last decades, a marked shift in their cultural and economic system has been taking place (Villa Rojas, 1992; Hostettler, 1996a,b; Juárez, 2002). They still speak their native language, practice some traditional rituals (for example, "*Ch'a-cháak*" when petitioning for rain) and thatch their traditional houses with *xa'an* leaves. The X-Maben people are direct descendants of the Maya rebels who were the protagonists in the Caste War in 1847–1901. There is also a small component of Chinese migrants who fled Belize in 1860 and who, after dwelling some years in Chan Santa Cruz (now called Felipe Carrillo Puerto), moved to X-Maben (Villa Rojas, 1992, pp. 152). In X-Maben, the economic activities involve subsistence agriculture, honey production, extracting timber and *chicle* (latex of *Manilkara zapota*-Sapotaceae). Additionally, some people are temporarily employed in the tourist zone of Cancún, Playa del Carmen and Tulúm, now called the Riviera Maya. Others run small corner shops.

In X-Maben the agricultural cycle includes the following practices. To grow the *milpa*, all the vegetation is slashed in December or January, but individuals from useful species such as *Sabal yapa* (Arecaceae), *Swietenia macrophylla* (Meliaceae), *Manilkara zapota* (Sapotaceae), *Cedrela odorata* (Meliaceae) are not cut down. The vegetation debris is left to dry in the sun and then burned in April or May. After this, maize (*Zea mays*-Poaceae), beans (*Phaseolus* spp.-Fabaceae) and squash (*Cucurbita* spp.-Cucurbitaceae) are planted. Each *milpa* plot is occupied for only 1 or 2 years (obtaining 1 or 2 harvests), after which it is abandoned. Then, succession begins and the secondary vegetation is established. This practice of "slash and burn" agriculture results in a fragmented landscape with patches of *milpa*, fallow lands of different ages and forest.

## 2.2. Population structure, leaf production and harvest rates

In order to evaluate the leaf availability of *S. yapa* within the mosaic landscape, we selected three phases: “*milpa*”, *fallow lands* and *forest*. The *milpa* plots were cleared for agriculture in 2001, a few months before this research began, and after that they were burned. The *fallow* plots are old *milpa* plots abandoned 9–17 years ago, therefore they are young forests formed by natural regeneration. The *forest* plots have been managed by peasants for many years (see below), but the land has not used as *milpa* at least for the last 40 years. In the region’s context, our *forest* plots represent the oldest vegetation cover, although for decades they have been managed with the purpose of extracting timber, firewood and NTFP (mainly *chicle* and *xa’an*). The environmental characteristics of the selected plots varied in relation to the regeneration cycle in which they were found, and did not vary in any evident way in other environmental conditions. The size of each plot varied between 2.7 and 8.0 ha due to the differential density of *S. yapa* individuals. The forest plots (rectangular in shape) measured 3.7 ha + 4.4 ha + 2.7 ha; the fallow plots (rectangular) measured 8.0 ha + 6.3 ha; while the *milpa* plots (rectangular or square) measured 5.0 ha + 6.8 ha (strictly, each studied *milpa* plot is constituted by two and four *milpas* which belong to different farmers; the distance between *milpas* in one plot is less than one kilometer, while the distance between *milpa* plots is 9 km). Therefore, the total area sampled per phase was 10.8 ha of forest, 14.3 ha of fallow lands and 11.8 ha of *milpa*. The size of each plot was calculated based on the UTM coordinates (measured with a GPS) on the limits of each plot. In these plots, the juvenile and mature adult trees were registered, while seedlings and saplings were counted in sub-plots of 2 m × 10 m ( $n = 10–12$ ). The population structure between plots was compared using chi-square statistics, and the *a posteriori* adjusted residual analysis described by Haberman (1973). Individual counts were used for the statistical tests; to produce graphics of population structure we standardized the data to one hectare.

The leaf production rate from juvenile and adult trees was quantified in the same plots except for one of the forest plots. In the beginning, all individuals in the plots were labeled and assigned to a category according to the height of their trunk (Table 1). Presence/absence of signs of leaf harvest was recorded. Every 6 months for 2 years, the youngest leaf was marked and the number of produced and/or harvested leaves was counted. The former (expressed annually) was used to calculate the *annual leaf supply*, while the latter was considered

as the *observed harvest*. The *annual leaf supply* represents the number of leaves potentially *available* to be harvested (expressed as leaves/ha/year). The leaves were harvested by local people according to their traditional techniques and needs. Not all juvenile and mature adult tree individuals were adequate for harvesting. The smaller and some of the taller individuals had leaves, which were not appropriate for thatching. Although some taller individuals produce appropriate leaves for thatching, they are rarely harvested because their slender stems are highly difficult to climb. We calculated the *density of useful individuals* by including only those with previous signs of harvest. Due to harvest, natural senescence and the appearance of new leaves, the number of live leaves varied in each census. In order to find the *cumulative supply* (leaves/ha), we multiplied the average number of live leaves observed in each census by the density of useful individuals. This number represents the number of leaves that can be found in one hectare. We used generalized linear models to evaluate and to compare the leaf production rate per plot. A linear model is an equation with mathematical variables, parameters and random variables, in which the parameters and the random variables are necessarily linear (Crawley, 1993). Some models are non-linear, but can be transformed into linear models using a transformation function, in which the equation becomes  $f(y) = \beta_0 + \sum \beta_i x_i$ . We found a function that models the rate of leaf production ( $y$ ) as a function of plant height ( $h$ ), applying a function of the type  $\ln(y) = \beta_0 + \beta_1 h + \beta_2 h^2$ , (where  $\beta$  are the parameters and  $h$  the variables). Because our data are leaf counts, the error structure follows a Poisson distribution. We therefore used a chi-square function to evaluate the significance of the variables. We applied a link function log, with a Poisson error structure using the package GLIM 4 (Numerical Algorithms Group, UK).

## 2.3. Leaf demand

In July 2000, we made a map of the houses in X-Maben’s biggest town (*Señor*). Using the method called ‘probability proportional to size’ (on the map, the town was subdivided into several clusters, then some clusters were randomly chosen and, in these, family units were randomly selected) 58 households were randomly chosen to apply semistructured interviews (a written list of questions and topics that need to be covered in a particular order; Bernard, 1994). The interviews were conducted annually (in August) to the same 58 households

Table 1  
Size categories used to describe the availability of *Sabal yapa*

Category	Aerial stem	Height of aerial stem (cm)	Leaf form	Harvest event
S	Seedlings	×	Lanceolate	×
I1	Saplings I	×	Bifid	×
I2	Saplings II	×	Semi-palmate	×
J1	Juvenile 1	✓	Costapalmate	✓
J2	Juvenile 2	✓	Costapalmate	✓
J3	Juvenile 3	✓	Costapalmate	✓
A1	Adult 1	✓	Costapalmate	✓
A2	Adult 2	✓	Costapalmate	✓



during a 4 year period (2000–2003). In each household we asked about *xa'an* management and *milpa* practices, and gathered social and economic information. Additionally, we recorded information on roof material, approximate construction date, total *xa'an* leaves used in each roof (August 2000) and the annual number of leaves added (2001–2003) in each sampled family dwelling. This information allowed us to estimate the domestic *xa'an* leaf demand.

The domestic *xa'an* leaf demand was divided into two components: *cumulative* and *annual demand*. The *cumulative demand* is the sum of *xa'an* leaves used in all kinds of dwellings as recorded in the initial census (August 2000). Those leaves were found on the construction as added by the household during the indeterminate period of time before August 2000. In contrast, the *annual leaf demand* is the number of *xa'an* leaves added in 1 year. It was calculated by averaging the annual demand in the years 2001, 2002 and 2003. The *annual leaf demand* is the sum of (a) partial roof renewal of existing constructions, (b) total roof renewal of existing constructions and (c) leaves used for the roof of a new construction. To compare supply and demand, we used *annual supply* and *annual leaf demand* for the whole set of households.

#### 2.4. The future tendencies of *xa'an* leaf availability

Future leaf demand and supply was projected for other *ejidos* of the Municipality of Felipe Carrillo Puerto to which X-Maben belongs to, as well as for other municipalities in the state of Quintana Roo. For this, we calculated the *potential annual supply* in each territory (according to their surface area and leaf production rates for each vegetation cover), and the *prediction of annual demand*, which represents the future demand that the (present and future) inhabitants could require (calculations made based on the rate of human population growth and on data of *cumulative* and *annual demand* per household; Table 4). It was considered that the system is sustainable for  $t$  years while the *potential annual supply* was higher than the *prediction of annual demand*. In each case, we evaluated that value of  $t$ . Details of the calculation and data sources are shown on Appendix A.

### 3. Results

#### 3.1. Population structure

The population structure of *Sabal yapa* was statistically different in the three studied phases of shifting cultivation ( $\chi^2 = 167.04$ ,  $P < 0.05$ , d.f. = 14, Fig. 1). The A2 adults were proportionally more abundant in the forest and remarkably scarce in the *milpa*. The J1 and J3 juveniles and A1 adults were proportionally more abundant in the *milpa*, while seedlings were scarce in the *milpa* and abundant in fallow lands (Fig. 1). Although our results are limited to a few replicas per each studied phase, our observations in many other areas of the *ejido* and the perception of Mayan peasants consistently suggest that the pattern found in our sample adequately reflects the pattern of population structure in the X-Maben landscape.

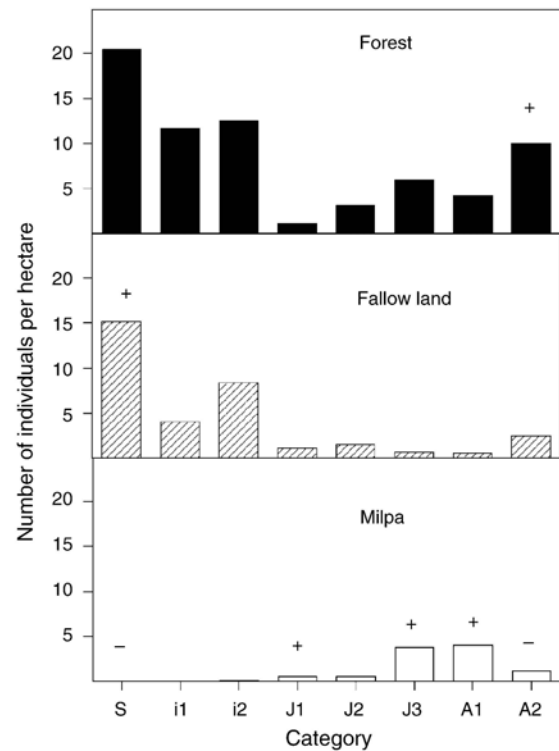


Fig. 1. Comparison of *Sabal yapa* population structure in patches of forest, fallow lands and *milpa*. Statistical differences between structures were significant ( $\chi^2 = 167.04$ ,  $P < 0.05$ , d.f. = 14). The symbols (+) and (–) show excess or lack of individuals obtained by the adjusted residual analysis of Haberman. The number of S, I1, I2, J1 were expressed as 1/100.

Small intra-habitat variations could be expected to occur as a result of variations on the soil conditions, dampness of the terrain and history of land use.

#### 3.2. Leaf availability

The greatest availability of leaves per unit area was found in forest plots, followed by *milpa* and, finally, fallow lands (Table 2). The forest showed the highest density of useful individuals to harvest (Table 2), even though it had the lowest leaf production rate per individual (Fig. 2). *Milpa* plots had a low density of individuals but the highest leaf production rates of individual palm trees measuring less than eight meters in height (Table 2, Fig. 2). Fallow plots had less availability per unit area because they had low densities of individuals and intermediate production rates. In conclusion, the stage in the shifting cultivation cycle offering the highest availability of the product is the forest (Table 2, Fig. 2). Although we think that the pattern of leaf availability by habitat shown in our results reflects the general pattern, we expect there is a relatively high variation within habitats. However, we could not quantify this due to our low number of replicas.

Leaf production rates ( $y$ ) showed variation according to plant height ( $h$ ) (43% of the variation) and site (10% of the variation, Table 3). The log-linear model used [ $\ln(y) = \beta_0 + \beta_1 h + \beta_2 h^2$ ], explained 71% of the leaf production rate (Table 3). Optimum leaf production was found in individuals measuring seven to nine meters in height in all plots (Fig. 2).

Table 2

Density of individuals, *annual leaf supply* (the number of leaves potentially available to be harvested) and observed harvest of *xa'an* leaves by size category as recorded in six plots with *milpa* (M), *fallow lands* (FA) and forest (FO)

Category	Phase of shifting cultivation					
	M 1	M 2	FA 1	FA 2	FO 1	FO 2
Density of total individuals (ind/ha)						
J1	23.1	30.3	100.0	108.3	130	100
J2	0.8	0.2	1.6	1.3	2.4	3.7
J3	5.7	1.8	0.1	1.3	4.2	7.8
A1	4.0	4.0	0.0	1.1	4.2	4.1
A2	0.7	1.6	2.6	2.2	8.8	11.1
Sum	34.4	37.9	104.3	114.2	149.6	126.7
Density of useful individuals (ind/ha)						
J1	12.8	19.3	20.0	22.7	27.3	43.5
J2	0.8	0.2	1.6	1.3	2.4	3.7
J3	5.7	1.8	0.1	1.3	4.2	7.8
A1	3.0	3.5	0.0	0.8	4.2	3.3
A2	0.4	1.1	0.1	0.0	6.5	9.4
Sum	22.7	25.9	21.8	26.1	44.6	67.7
Observed harvest (leaves/ha)						
J1	19.9	54.2	58.3	80.0	17.5	91.7
J2	0.3	0.4	2.4	2.7	1.3	8.5
J3	7.7	6.9	0.4	3.6	4.4	22.0
A1	2.9	11.4	0.0	5.5	14.0	15.4
A2	0.3	4.9	0.1	0.0	20.6	82.8
Sum	31.1	77.8	61.2	91.8	57.8	220.4
Annual leaf supply (leaves/ha/year)						
	80.7	82.2	45.7	45.2	98.7	171.3
Cumulative supply (leaves/ha)						
	68.9	84.0	52.0	54.8	131.8	183.3

Size categories as in Table 1.

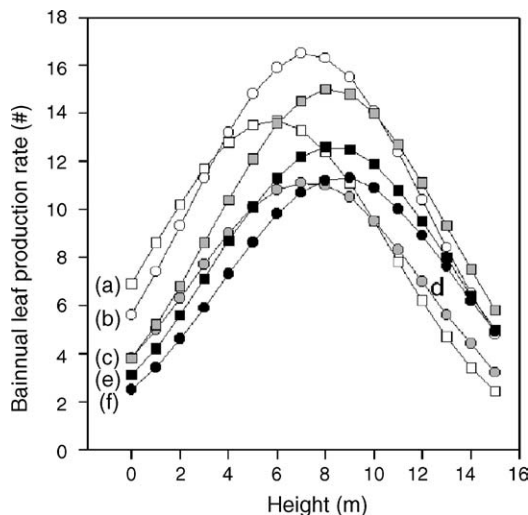


Fig. 2. Biannual *Sabal yapa* leaf production rate in six plots. White symbols are *milpa*, grey symbols are fallow lands and black symbols are forest. The mathematical functions that estimate biannual leaf production rate ( $y$ ) in function of plant height ( $h$ ) to every plot (letters a to f) are:

$$\begin{aligned}
 f(y)_a &= \exp^{1.9301+(0.2378 \times h)+(-0.02055 \times h^2)}; \\
 f(y)_b &= \exp^{1.718+(0.2985 \times h)+(-0.02055 \times h^2)}; \\
 f(y)_c &= \exp^{1.3282+(0.3365 \times h)+(-0.02055 \times h^2)}; \\
 f(y)_d &= \exp^{1.3335+(0.2976 \times h)+(-0.02055 \times h^2)}; \\
 f(y)_e &= \exp^{1.1257+(0.3404 \times h)+(-0.02055 \times h^2)}; \\
 f(y)_f &= \exp^{0.8988+(0.3541 \times h)+(-0.02055 \times h^2)}
 \end{aligned}$$

Table 3

Contribution of different variables to the explanatory model of biannual leaf production

Source	$\chi^2$	Explained	d.f.	P
Height	426.9	0.43	1	<0.0001*
Height <sup>2</sup>	161.7	0.16	1	<0.0001*
Site	103.2	0.10	5	<0.0001*
Height $\times$ site	23.48	0.02	5	<0.0005*
Total	1003	0.71		

\* Statistically significant.

Individuals measuring eight meters or less had a higher leaf production rate in the *milpa*, followed by individuals in fallow lands and forest (Fig. 2). The most important individuals for leaf harvest were the J1 juveniles because of their high density, and A2 adults measuring 6–9 m in height, owing to the fact that they presented the best leaf production rate (Table 2, Fig. 2). The total supply of *xa'an* leaves in the mosaic landscape generated by shifting cultivation was approximately six million and a half leaves per year (Table 4). The forest provides 89% of the total supply, as it covers 79% of the X-Maben territory (Table 4).

### 3.3. Leaf demand

For X-Maben households, *xa'an* leaves were the most common material to thatch all kinds of domestic constructions (Table 5). Public buildings such as churches and bars also had *xa'an* roofs. In average, each one required between 5000 and 8000 leaves. In the year 2000, the village Señor had three catholic churches thatched with *xa'an* leaves and two temples thatched with other material. In 2005 there were a total of four bars in Señor also thatched with *xa'an* leaves.

In X-Maben, the average *cumulative demand* of *xa'an* leaves was 3612 leaves per household (Table 5). A large proportion (85%) of the *cumulative demand* was used to thatch the house and the kitchen (Table 5). This percentage includes some dwellings that combine house and kitchen in the same structure. The average *annual demand* was 366.9 leaves per household

Table 4

Supply/demand comparison of *xa'an* leaves for domestic use in the X-Maben *ejido*

Demand	Per household	Households (#)	X-Maben
Annual (leaves/year)	366.9	426	156299
Total (leaves)	3612.0	426	1538712
Supply (leaves/ha/year)	Leaves/ha/year	Cover (ha)	X-Maben
<i>Milpa</i>	80.7	841	67869
Fallow land	45.2	14230	643196
Forest	98.7	57936	5718283
Others	0	393	0
Sum			6429348
Supply/demand			41

Data for the years 2000–2003.



Table 5  
Total demand of *xa'an* leaves for different kinds of constructions in the X-Maben ejido

Dwellings	Leaves						
	Type	Total # ( <i>xa'an</i> #)	Sum (#)	Distribution (%)	X	S.D.	CV
House		85 (64)	114545	55	1789.8	850.2	0.48
House and kitchen <sup>a</sup>		18 (18)	24091	12	1338.4	410.9	0.31
Kitchen		45 (37)	37881	18	1023.8	595.3	0.58
Store		7 (2)	2169	1	1084.5	355.7	0.33
Storage		23 (21)	10262	5	488.7	439.2	0.90
Wash house		47 (19)	5036	2	265.1	326.8	1.23
Other		48 (37)	6216	3	168.0	241.6	1.44
Animal dwellings		93 (70)	9348	4	133.5	122.3	0.92
Total demand per household ( <i>n</i> = 58)			209548	100	3612		

Year 2000, *n* = 58 households. X = mean; S.D. = standard deviation; CV = coefficient of variation.

<sup>a</sup> House and kitchen: those dwellings that combine the house and the kitchen in the same structure.

(Table 6), including 37% to renew old roofs and 63% to thatch new constructions (Table 6). A comparison of the two types of leaf demand showed that the annual demand was 10% of the cumulative one.

### 3.4. Availability versus demand

Considering the lowest observed value of leaf production per plot (98.7 for forest, 45.2 for fallow lands and 80.7 for *milpa*, see Table 2), one hectare of forest offers the same amount of leaves as 1.22 ha of *milpa* or 2.18 ha of fallow lands. As such, the harvest area needed to construct a house varies between 18.1 and 39.6 ha according to the plot type (Table 7). Other constructions require less harvest area (Table 7). The mosaic landscape caused by shifting agriculture in X-Maben offered an annual leaf supply 41 times greater than annual demand (6'429.348/156.299; Table 4). In conclusion, the mosaic landscape offers sufficient resources to meet the current domestic needs.

Table 6  
Mean annual demand of *xa'an* leaves (leaves/ha/year) per household of the X-Maben ejido

Type of dwelling	Type of renewal			Total
	Partial	Total	New	
House	53.6		130.5	
House and kitchen	12.6		10.7	
Kitchen	11.1	47.2	47.7	
Store	0.1		0.0	
Storage	4.2		17.2	
Wash house	0.6		0.4	
Other	1.3	0.2	6.5	
Animal dwellings	1.1	4.0	17.9	
Annual demand (# leaves)	84.6	51.4	230.9	366.9
Annual demand (%)	23	14	63	100
Total number of renewals	115	12	45	172

Type of renewal in composed by: *partial* roof renewal of existing constructions, *total* roof renewal of existing constructions and leaves used for the roof of a new construction; *n* = 58 family households, years 2001–2003.

### 3.5. Future demand

The *potential annual supply* and the *prediction of annual demand* shows that if the human population keeps on growing at the actual rate in the territory of Quintana Roo (5.94% annual, while the national average is 1.8% annual for the period 1990–2000; INEGI, 2003), *xa'an* leaf availability will be sufficient to keep up with local demands for approximately nine decades starting today (Table 8). Therefore, the commercial potential of this NTFP is high in Quintana Roo. Our results indicate that the *potential annual supply* is already insufficient in the Municipality of Benito Juarez, that is reflected by the low frequency (2%) of *xa'an* roofs in 1990 (INEGI, 1990).

## 4. Discussion

### 4.1. Resource availability

Our results show that shifting agriculture diminishes the availability of resources in patches of *milpa* and fallow, even though the complete mosaic landscape created by this practice still offers sufficient resources for the local inhabitants. We can see that *xa'an* leaf supply is low in fallow lands, intermediate in the *milpa* and high in the forest. In X-Maben, the total leaf supply in the mosaic landscape is 41 times greater than the

Table 7  
Area needed to satisfy the *xa'an* leaf demand according to each plot type and kind of construction

Construction	Needed leaves	<i>Milpa</i> (ha)	Fallow lands (ha)	Forest (ha)
House	1789.8	22.2	39.6	18.1
House and kitchen	1338.4	16.6	29.6	13.6
Kitchen	1023.8	12.7	22.6	10.4
Store	1084.5	13.4	24.0	11.0
Storage	488.7	6.1	10.8	5.0
Wash house	265.1	3.3	5.9	2.7
Others	168	2.1	3.7	1.7
Animal dwellings	133.5	1.7	3.0	1.4

Table 8

Projection of the time  $t_n$  ( $t_0 = 1995$ ) when *Sabal* leaves would become scarce in the municipalities of Quintana Roo and all *ejidos* of the Municipality of Felipe Carrillo Puerto

Municipality or ejido name	Surface area (ha)	Potential annual supply (leaves per year)	Human population 1990	Human population 1995	Annual human population growth rate	Annual demand will exceed annual supply at	
						$t_n >$	Year >
Municipalities of Quintana Roo							
Cozumel	145068	13379891	44903	48385	1.0150	103	2098
Felipe Carrillo Puerto	829221	96128428	47234	56001	1.0346	94	2089
Isla Mujeres	57960	7781760	10666	8750	0.9612	Indefinite	Indefinite
Othón P. Blanco	1029293	99045467	172563	202046	1.0320	62	2057
Benito Juárez	113053	7473445	176765	311696	1.1201	0	Exhausted
José María Morelos	353371	37341494	25179	29604	1.0329	90	2085
Lázaro Cárdenas	265011	22231485	15967	18307	1.0277	105	2100
Ejidos of the municipality of Felipe Carrillo Puerto							
X-Maben y anexos	73400	8521740	2377	2189	1.0506 <sup>a</sup>	82	2077
F. Carrillo Puerto	47040	5458190	12704	16427	1.0527	31	2026
Dzula y anexos	29400	3411369	1006	1210	1.0376	100	2095
Tepich	33220	3854615	1659	1957	1.0336	101	2096
Noh-bec	23100	2680361	1315	1534	1.0313	105	2100
Chunhuhub	14330	1662752	3453	4028	1.0313	58	2053
Tihosuco	34452	3997567	3354	3889	1.0300	91	2086
X-Hasil (sur) y anexos	80021	9285073	972	1105	1.0260	187	2182
Polyuc	19385	2249299	1078	1112	1.0062	542	2537
X-Pichil	27300	3167700	1430	1322	0.9844	Indefinite	Indefinite
Ejidos with < 1000 inhabitants	447573	51933216	15773	21228	1.0612	60	2055

Potential annual supply in each territory was calculated according to the surface area and average leaf production rates per vegetation type (Table 4). Prediction of annual demand is the sum of annual demand by new residents and annual demand by old residents. More details of the calculations are shown on Appendix A. Data sources: vegetation cover (INEGI, 1991a; INEGI, 1993); population 1995 (INEGI, 1999); population 1990 (INEGI, 1991b, 1995).

<sup>a</sup> Calculated with data available in INEGI, 1963, 1995 and the municipality office (Delegación).

demand (Table 4). Differences between plots of land are due to the variation in population structure and density, as well as in leaf production rates. The greatest density of individuals was found in the forest and the lowest in the *milpa* and fallow lands. The variation in population density and structure is mainly caused by mortality in all size classes through the act of burning, specifically the seedlings, saplings and A2. The mortality rate,  $q_x$ , observed in a demographic study (Pulido, unpublished data), for *milpa*, fallow lands and forest individuals, respectively were: 0.870, 0.140, 0.125 for seedlings; 0.286, 0.0, 0.0 for I1; 0.065, 0.0, 0.0 for A1; 0.146, 0.013 and 0.005 for A2; in all the plots, individuals I2, J1, J2, J3 showed low mortality values. Fields are only burned prior to cultivation and as such, the effects of fire are clearer in *milpa* plots (as was mentioned before, individuals of *Sabal* are spared the axe during the establishment of the *milpa*). Concerning leaf production, individuals in the *milpa* are the most productive, potentially due to increased light availability, less competition and/or more availability of nutrients in the soil which are liberated by the fire. Forest individuals showed the lowest leaf production rate which might be due to the shadier conditions under which they grow. Individuals in fallow land showed intermediate leaf production rates. Increased post-fire leaf production has been documented to *Sabal etonia* (Abrahamson, 1999).

#### 4.2. Resource quality

In relation to *xa'an* palm leaves, X-Maben farmers indicated the leaves of *Sabal* that grow in *milpa*, fallow land and forests are different in quality. In general, most farmers prefer to thatch their houses with leaves from the forest or fallow lands instead of using leaves from the *milpa*. Leaves from forest individuals are preferred because they are considered longer-lasting (around 15 years), have larger lamina, which are softer to manipulate and have a very thin costa which is esthetically valued specifically in the tourist zone. Moreover, the farmers recognize a special type of individual belonging specifically to the forest, known as “*baya!*”. Its leaves are much appreciated because they have very long (up to 1.6 m) and thin blades, permitting the construction of “thick” and long-lasting roofs. *Baya!* individuals are J1 juveniles which can have approximately ten leaves with a very large and thin petiole. They were infrequent in the observed plots. Leaves from individuals in fallow lands are considered of good quality because of their long duration (almost the same as forest leaves) and a wide costa which provides high resistance. In contrast, leaves from *milpa* individuals are not very highly appreciated as they are short, not durable, and hard to manipulate, even though they present the advantage of being very wide so that less leaves are needed to thatch. Despite these preferences, leaves of all plots are used to thatch. Farmers pointed out that when great numbers

of leaves are needed, for example, to thatch a house or a kitchen, leaves were always harvested from the forest and fallow lands. In contrast, when only a few leaves are needed (for example to thatch a hen house, bathroom or for repairs), farmers harvest the leaves in their orchards, homegardens, *milpa* or fallow lands, but never in the forest. The latter is probably due to the more difficult access. The apparent differences between the quality of the *Sabal* leaves from *milpa*, fallow lands and forest could be explained by the perception of the peasants and/or by the morpho-physiological variations that could occur due to the contrasting light conditions present in the places where they grow.

#### 4.3. Agricultural intensification

In the long term, shifting cultivation may cause the extinction of *S. yapa* populations. In particular, agricultural intensification involving decreasing fallow periods possibly modifies processes like the recruitment of new individuals, seed production and dispersal. In the case of the *xa'an* palm tree, we estimated that the future survival of the population is at risk due to fallow periods which are shorter than 7 years. A seedling needs approximately 7 years to become a J1 juvenile. J1 juveniles are less vulnerable to fire ( $q_x = 0.03$ ) compared to seedlings ( $q_x = 0.87$ ) and saplings ( $q_x = 0.28$ ) (Pulido, unpublished data). The apparent low resistance of *Sabal yapa* to fire contrasts with the marked resiliency of *Sabal etonia* (Abrahamson, 1999) and *S. palmetto* (McPherson and Williams, 1998). Traditionally, the fallow periods in the Yucatán Peninsula vary from 20 to 30 years (Teran and Ramussen, 1994 cited in Weisbach et al., 2002) even though they have been shortened (Humphries, 1993) to only 12 (Weisbach et al., 2002) or 6–8 years (Barke, 1987; Remmers and de Koeijen, 1992). Fallow period in X-Maben vary according to each farmer, but 72% of the area fallows are 7 years or older (Table 9). As such, we would expect less individuals of *xa'an* palm trees in the most intensively used plots.

Potentially, changes in fallow period in the study region (and possibly in other regions) can be explained not only by changes in the peasants habits, but also by factors such as the decrease in the crop productivity, changes in land tenure, changes in patterns of human settlement and by an increase in human population. For example, since 1992, in Mexico it is legally possible to sell/buy ejidos lands, which, although for the most part continue to be communal property, could become private property, and we expect this would have repercussions on the

spatial patterns of shifting cultivation and on the availability of NTFP's.

#### 4.4. Maya management and sustainability of leaf harvest

The negative impact of shifting cultivation upon the availability of resources is partially counteracted by the specific management practices and non-destructive harvest methods of Maya people. The fact the *xa'an* palm individuals are left standing in agricultural plots permits the maintenance of these populations in *milpa* and fallow lands, and allows their resilience in the agricultural cycle. Leaves are always harvested by climbing the palm tree; harvests are always partial, and one to three leaves are left on the stem to ensure the plants' survival. Maya management contrasts with other forms of indigenous management as is the case of the Emberá-Wounaan from Panamá with leaves of *Sabal mauritiiformis*; these people cut the entire plant (tall trees) with the purpose of harvesting the leaves to build roofs (Potvin et al., 2003). According to our data, the harvest of leaves of *Sabal yapa* was sustainable in all stage of shifting cultivation; on the short term, we did not observe a positive relation between harvest and mortality. Another demonstration of sustainability in the leaf harvest (on an individual scale) was shown by a defoliation experiment that lasted 2 years with 108 individuals of *S. yapa* (measuring between 1 and 500 cm in height), that grow in six homegardens from the Maya town of Maxcanú (Yucatán) (Andrea Martínez, –personal communication–). By means of a block design randomly used in each homegarden, it was seen that the most intensively harvested individuals (twice a year, leaving on the plant two or three leaves and the meristem) produced 5.1 leaves per year, while the control individuals (not harvested for 2 years) showed production rates of only 4.4 leaves per year. Sustainability of the leaf harvest of *S. yapa* on an ecosystemic scale has not been evaluated and it could affect key processes such as nutrient recycling. For example, O'Hara (1999) showed that, for *S. mauritiiformis* although on the short term the extraction of leaves apparently does not cause the depletion of limiting nutrients, during some seasons the leaves of this species do play an important role in accelerating the return of P and Zn, and control the liberation of K into the soil in “transition forests” (but not in “upland mesic forests”) (O'Hara, 1999). A similar situation could be taking place with *S. yapa*.

#### 4.5. The future of *xa'an* leaf availability

Our results show that, today, there are sufficient available resources in the X-Maben *ejido*; this *ejido* is characterized by its large surface area (73,400 ha), small human population (2980) and wide forested areas (79% forest, 19% fallow lands, 1% *milpa* and 1% other). However, we wanted to explore the availability of resources in other *ejidos* of Municipality of Felipe Carrillo Puerto (M-FCP) which are different in territorial and human population sizes. We found that, in the *ejidos* with less area per inhabitant, there is more fallow area (Fig. 3). As such, the availability of resources in the *ejidos* is directly related

Table 9  
Age of vegetation when cut for agricultural purposes in X-Maben

Fallow period (years)	Frequency (%)	Average area per <i>milpa</i> (ha)	Total area of <i>milpa</i> (%)
0–6	32	2.5	28
7–20	33	2.8	32
≥21	35	3.4	40

For the *milpa* of the years 2000–2003, which belongs to farmers of 58 households, we calculated the frequency, average area per *milpa* and total area of *milpa* (the sum) as a function of the fallow period.

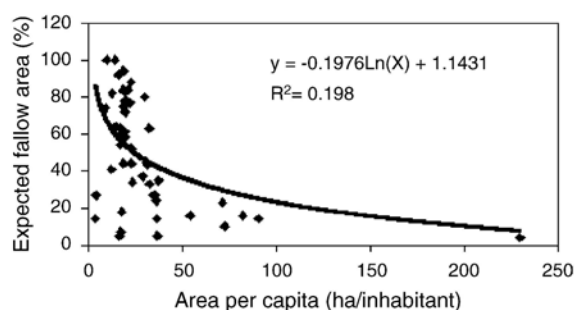


Fig. 3. Expected fallow area in the *ejidos* of the Municipality of Felipe Carrillo Puerto in relation to the area per capita. The surface of the *ejido* was obtained from Hostettler, 1996a. The fallow area was calculated by multiplying the *milpa* area of each *ejido* (data PROCAMPO 2003-PV provided by “Apoyos y servicios a la comercialización agropecuaria”) by 16.9 as this represents the relation between *milpa* and fallow lands in X-Maben in 2000 (for each hectare of *milpa* there is 16.9 ha of fallow lands, Table 4).

to the available area and size of the human population. A relationship between periods of fallow and human density has been suggested by Eastmond and Faust (2006).

Regarding future tendencies on the availability of the resource, our estimation shows that, at least for nine more decades, the resource could be sufficient in several *ejidos* of M-FCP and other municipalities of Quintana Roo. The system is sustainable even though, as time passes, the domestic demand (in absolute numbers) of this resource in Quintana Roo tends to increase as a result of the high growth rate of human population in this state (Table 8). Based on official statistics (INEGI, 2000), we calculate that, in the year 2000, approximately 90,000 people in Quintana Roo depended on *S. yapa* and about 360,000 depended on *S. yapa*, *S. mexicana* and *S. mauritii-formis* in the entire Yucatán peninsula.

Nevertheless, the duration of the system’s sustainability could shorten due to a: (1) high incidence of hurricanes in the region (Boose et al., 2003), which entail a total reposition of most of the roofs in the community; (2) the progressive increase of the fallow area with the consequent decrease of the forest area; (3) changes in land tenure (see Section 4.3); (4) an excessive and inadequate exploitation of the resource for commercial purpose; (5) a change in Maya management strategies. Note that the projection made assumes that the results obtained in X-Maben can be extrapolated to other parts of Quintana Roo, in spite of having a limited number of replicas in the X-Maben results. Therefore, more research efforts should be made in order to reach the target of sustainable use and commercial exploitation of *Sabal yapa*.

#### 4.6. Responses to scarcity

These results show that in the state of Quintana Roo (which represents the most traditional region in the Yucatán Peninsula), we might be observing the last phase in a long history of use of this NTFP on natural vegetation, which dates back to Prehispanic times (in use more than 3000 years ago; Caballero, 1994). Common responses to scarcity of NTFP include increased harvesting area, substitution of the resource, and

intensification of the production systems (Alexiades and Shanley, 2004). Therefore, in the near future, it will be possible for local people to counteract any scarcity of the resource in the natural vegetation through intensive production with other management forms like homegardens, orchards and plantations. The implementation of other management forms is a reaction to economic and land use changes in the region (Caballero, 1994). There are indications suggesting that *Sabal* was introduced in Maya homegardens during the colonial period, and apparently this gave origin to management in plantations which date back to the beginning of the 20th century (Caballero, 1994). In fact, during our field work in X-Maben and other nearby *ejidos*, we have observed the existence of small *Sabal* plantations and the harvest of *Sabal* within orchards practiced by some farmers as a way of facing the forest being progressively further away. As has been observed in other parts of the Yucatán Maya region, especially in more urban areas, the progressive scarcity of the resource could lead to a substitution of *Sabal* for industrialized material in roof building. This is favored by the processes of cultural change (Caballero, 1994). Nevertheless, as this region is the most conservative of the peninsula (although this fact is also changing), we could expect that the use of the *xa’an* palm in roofing will continue for several decades.

#### 4.7. Land use: agriculture versus NTFP

*Sabal yapa*’s example shows that domestic leaf needs can be covered in a sustainable way in the mosaic landscape generated by shifting cultivation for approximately nine more decades. This shows that the use of this NTFP is compatible with shifting cultivation practices as long as they remain traditional and non-intensive. As suggested by a comparative study of 61 world case studies (Ruiz-Pérez et al., 2004) (including *S. yapa*), the exploitation of NTFP within diversified domestic economies has a tendency to have little viability in the long term, especially if this competes with agricultural land use. A detailed analysis of *S. yapa*’s case shows that this resource can be exploited in a sustainable way with purposes of domestic use and possibly for commercial use within the shifting cultivation system.

### 5. Conclusions

Our results show that the use of *xa’an* leaves is currently sustainable in the *ejido* X-Maben. This is due to the continued predominance in the area of forests, since the data indicate that leaf availability is highest in these settings, although the optimum leaf production takes place in individuals between 7 and 9 m high in all plots. Our ethnographic data suggest that cultural preferences continue to focus on the use of *Sabal* leaves—mainly those from the forest palms—for thatching. Future projections indicate that the use of the leaf harvest could be sustainable in Quintana Roo for nine more decades, but the sustainability must be tested on a population and ecosystemic scale. Nevertheless, the sustainability of the natural system could become shorter because of a shortening of the fallow



period (resulting from human population growth, changes in land tenure and/or farmer's customs), the incidence of catastrophic events such as hurricanes that involve the utilization of large numbers of leaves to replace most of the roofs, as well as an excessive and inadequate exploitation of the resource for commercial purposes. Apparently, this suggests that, at least for some decades, harvesting this plant resource may be compatible with shifting agriculture. It is expected that, as time passes, this resource becomes relatively scarce and will be found further away, and other systems of intensive production could be implemented in the Maya region. Ruiz-Pérez et al. (2004), who compared the success of 61 NTFP (including *S. yapa*), concluded that, in general, the most economically successful NTFP's are the domesticated NTFP's and those that come from crops. Results shown in this article suggest that, at least the domestic demand of leaves of *S. yapa* can be sustainable for some decades in natural systems, while their present economic contribution is very limited, although its potential is high.

### Acknowledgments

This work is part of the first author's Ph.D. research at the Instituto de Biología of the Universidad Nacional Autónoma de México. The study was supported by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-México (project 31846-B); the first author received a grant from the last Institution (grant #1759) and Dirección General de Estudios de Posgrado. We sincerely thank María Teresa Valverde, Miguel Martínez-Ramos and Rafael Lira for their contribution to the theoretical outline of this research; Renee Bonzani and Miguel Alexiades for their useful comments to the manuscript; Carlos Martorell and Andrea Martínez for their explanations on the use of the GLIM package; Jennie Bain for the English revision; the Poot Pat family, the Ek Canté family, the inhabitants of X-Maben for their friendship and help; Luis Cahuich Pech, Brígido Cituk Peña, Valentina Tamay Xequieb, Catalino Kau Diaz and Anastacio Pat Chan for their invaluable aid in obtaining field data.

### Appendix A

Calculation methodology applied to project the future leaf demand and supply shown on Table 8. The example corresponds to Municipality of Felipe Carrillo Puerto (M-FCP).

*Potential annual supply* = (*milpa* surface × *milpa* leaf production rate) + (fallow surface × fallow leaf production rate) + (forest surface × forest leaf production rate) = (35311 [ha] × (80.7 + 82.2)/2 [leaves/ha/year] + (139037 [ha] × (45.7 + 45.2)/2 [leaves/ha/year] + (643949 [ha] × (98.7 + 171.3)/2 [leaves/ha/year]) = 96128428 [leaves/year].

*Annual population growth rate* = (Population 1995/population 1990)<sup>1/(1995–1990)</sup> = (56001 [inhabitants]/47234 [inhabitants])<sup>1/5</sup> = 1.034637.

*Households in 1995* = Population in 1995/average number of inhabitants per household = 56001 [inhabitants]/7 [inhabitants per household] = 8000 households.

*Prediction of annual demand* [leaves/year in all M-FCP] = *annual demand by new residents* + *annual demand by old residents*.

*Annual demand by new residents at t years from 1995* = # leaves need for new construction × # new construction (# population increased in the focal year/average number of inhabitants per household) = 3612 [leaves per household] × (Population in 1995 [inhabitants] 1.03463<sup>(t–1)</sup> × 0.0346)/7 [inhabitant per household].

*Annual demand by old residents at t years from 1995* = # leaves need for maintenance of existing construction × # existing construction (# population at t–1 year/average number of inhabitants per household) = 366.9 [leaves per year per household] × (Population in 1995 [inhabitants] × 1.03463<sup>(t–1)</sup>)/7 [inhabitant per household].

*Prediction of annual demand* [leaves/year in all M-FCP] = (3612 × (Population in 1995 × 1.03463<sup>(t–1)</sup> × 0.0346)/7) + (366.9 × (Population in 1995 × 1.0346<sup>(t–1)</sup>)/7) = Population in 1995 × 1.03463<sup>(t–1)</sup> × (((3612 × 0.0346) + (366.9))/7).

Thus,

Annual demand will exceed annual supply at  $t > 94$  or 2089. In this example the *annual demand* in 2089 is 93167484, in 2090 is 96393874, the latter is greater than the *potential annual supply* of 96128428.

Data sources: vegetation cover (INEGI, 1991a; INEGI, 1993) [for example for M-FCP the *milpa* surface area = 35311 ha; fallow surface area = 139037 ha; forest surface = 643949 ha; surface area reported for other uses was not included]. Leaf production rates per patch (Table 2). Domestic demand = 3612 leaves per household (Table 4). Population in 1990 (INEGI, 1991b). Population in 1995 (INEGI, 1999). For each FCP-*ejido* we used the same methodology and data sources, except that the data for *milpa*, fallow and forest surface was calculated multiplying their surface (Hostettler, 1996a) by the proportion of vegetation cover of M-FCP (INEGI, 1991a; INEGI, 1993).

### References

- Abrahamson, W.G., 1999. Episodic reproduction in two fire-prone palms, *Serenoa repens* and *Sabal etonia* (Palmae). *Ecology* 80, 100–115.
- Alexiades, M., Shanley, P., 2004. Productos Forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables. Centro para la Investigación Forestal Internacional, Bogor, Indonesia.
- Arnold, J.E.M., Ruiz-Pérez, M., 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecol. Econ.* 39, 437–447.
- Attwill, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecol. Manag.* 63, 247–300.
- Barke, M., 1970–1980. Yucatán, Mexico: dimensions of development. *Geography* 72, 64–67.
- Barrera-Bassols, N., Toledo, V.M., 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *J. Latin Am. Geography* 4, 9–41.
- Bawa, K.S., Kress, W.J., Nadkarni, N.M., 2004. Beyond Paradise-meeting the challenges in tropical biology in the 21st century. *Biotropica* 36, 276–284.
- Belcher, B., Ruiz-Pérez, M., 2001. An international comparison of cases of forest product development: overview, description and data requirements.

- In: Center for International Forestry Research—CIFOR. Working paper No 23, Bogor, Indonesia.
- Bernard, H.R., 1994. *Research Methods in Cultural Anthropology*. SAGE publications.
- Boose, E.R., Foster, D.R., Plotkin, A.B., Hall, B., 2003. Geographical and historical variation in hurricanes across the Yucatán peninsula. In: Gomez-Pompa, A., Allen, M.F., Fedick, S.L., Jiménez-Osornio, J.J. (Eds.), *The Lowland Maya area, Three Millennia at the Human-wildland Interfase*. The Haworth Press, NY, pp. 495–516.
- Breedlove, D.E., 1973. Phytogeography and vegetation of Chiapas. In: Graham, A. (Ed.), *Vegetation and Vegetational History of Northern Latin America*. Elsevier Scientific Publ., pp. 149–165.
- Caballero, J., 1994. Use and management of *Sabal* palms among the Maya of Yucatán. Ph. D. University of California, Berkeley, USA.
- Caballero, J., Pulido, M.T., Martínez, A., 2004. El uso de la palma de guano (*Sabal yapa*) en la industria turística de Quintana Roo, Mexico. In: Alexiades, M., Shanley, P. (Eds.), *Productos forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables, Indonesia*, 365–385.
- Crawley, M.J., 1993. *GLIM for Ecologist*. Blackwell Science, London.
- Eastmond, A., Faust, B., 2006. Farmers, fires, and forest: a green alternative to shifting cultivation for conservation of the Maya forest? *Landscape Urban Plann.* 74, 267–284.
- Haberman, S.J., 1973. The analysis of residuals in cross-classified tables. *Biometrics* 29, 205–220.
- Hostettler, U., 1996a. Milpa agriculture and economic diversification: socio-economic change in a Maya peasant society of Central Quintana Roo, 1900–1990's. Ph. D. University of Berne.
- Hostettler, U., 1996b. "Hablando del cambio": testimonios de la tradición oral maya del centro de Quintana Roo. In: Hostettler, U. (Ed.) *Los mayas de Quintana Roo: Investigaciones antropológicas recientes*. Institut für Ethnologie, Universität Bern, Bern, pp. 93. [http://www.ethno.unibe.ch/arbeitsblaetter/AB14\\_Hos.pdf](http://www.ethno.unibe.ch/arbeitsblaetter/AB14_Hos.pdf).
- Humphries, S., 1993. The intensification of Traditional agriculture among Yucatec Maya farmers: facing up to the dilemma of livelihood sustainability. *Hum. Ecol.* 21, 87–102.
- INEGI, 1963. VIII censo general de población 1960. Quintana Roo, Territorio. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1990. XI Censo General de Población y vivienda 1990. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1991a. Atlas agropecuario Quintana Roo. VII censo agropecuario. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1991b. Quintana Roo resultados definitivos, datos por localidad. XI censo general de población y vivienda, 1990. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1993. Quintana Roo: resultados definitivos VII censo ejidal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1995. Quintana Roo, datos por ejido y comunidad agraria: XI censo general de población y vivienda, 1990 y VII censo agropecuario, 1991. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1999. Felipe Carrillo Puerto, Estado de Quintana Roo: cuaderno estadístico municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2000. XII Censo General de Población y vivienda, 2000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2003. Quintana Roo. Perfil sociodemográfico. XII Censo general de población y vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- Juárez, A.M., 2002. Ecological degradation, global tourism, and inequality: Maya interpretations of the changing environment in Quintana Roo. *Mexico. Hum. Organ.* 61, 113–124.
- Juo, A.S.R., Manu, A., 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49–60.
- May, P.H., Anderson, A.B., Frazão, J.M.F., Balick, J.M., 1985. Babassu palm in the agroforestry systems in Brazil's Mid-North region. *Agroforest. Syst.* 3, 275–295.
- McPherson, K., Williams, K., 1998. Fire resistance of cabbage palm (*Sabal palmetto*) in the southeastern USA. *Forest Ecol. Manag.* 109, 197–207.
- Miranda, F., Hernández-X, 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28, 29–179.
- O'Hara, J.L., 1999. An ecosystem approach to monitoring non-timber forest product harvest: the case of Bayleaf palm (*Sabal mauritiformis*) in the Rio Bravo conservation and management area, Belize. Ph.D. Thesis. Yale University, New Haven, CT.
- Pinheiro, C.U.B., 2004. A palmeira babaçu (*Orbignya phalerata* Martius) e sua exploração na região dos cocais, Maranhão, nordeste do Brasil. In: Alexiades, M., Shanley, P. (Eds.), *Productos Forestales, Medios de Subsistencia y Conservación. Centro para la investigación forestal internacional, Indonesia*, pp. 163–180.
- Potvin, C., Cansari, R., Hutton, J., Caisamo, I., Pacheco, B., 2003. Preparation for propagation: understanding germination of giwa (*Astrocaryum standleyanum*), wagara (*Sabal mauritiformis*), and eba (*Socratea exorrhiza*) for future cultivation. *Biodivers. Conserv.* 12, 2161–2171.
- Remmers, G.G.A., de Koeijen, H., 1992. The t'olche', a Maya system of communally managed forest belts: the causes and consequences of its disappearance. *Agroforest. Syst.* 18, 149–177.
- Ruiz-Pérez, M., Belcher, B., Achdiawan, R., Alexiades, M., Aubertin, C., Caballero, J., Campbell, B., Clement, C., Cunningham, T., Fantini, A., de Floresta, H., García Fernández, C., Gautam, K.H., Hersch Martínez, P., de Jong, W., Kusters, K., Govindan Kutty, M., López, C., Fu, M., Martínez Alfaro, M., Raghavan Nair, T.K., Ndoye, O., Ocampo, R., Rai, N., Ricker, M., Schreckenberg, K., Schackleton, S., Shanley, P., Sunderland, T., Youn, Y., 2004. Markets drive the specialization strategies of forest people. *Ecol. Soc.* 9, 4., <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art4/>.
- Ruthenberg, H., 1976. *Farming Systems in the Tropics*. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Schroth, G., da Mota, M.S.S., Lopes, R., de Freitas, A.F., 2004. Extractive use, management and in situ domestication of a weedy palm, *Astrocaryum tucuma*, in the central Amazon. *Forest Ecol. Manag.* 202, 161–179.
- Shanley, P., Luz, L., Swingland, R., 2002. The faint promise of a distant market: a survey of Belém's trade in non-timber forest products. *Biodivers. Conserv.* 11, 615–636.
- Teran, S., Ramussen, C.H., 1994. *La milpa de los Mayas*. Danish International Development Agency, Mérida, México.
- Teran, S., Rasmussen, C.H., 1995. Genetic diversity and agricultural strategy in 16th century and present-day Yucatecan Milpa Agriculture. *Biodivers. Conserv.* 4, 363–381.
- Ticktin, T., 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *J. Appl. Ecol.* 41, 11–21.
- Van der Wal, H., 1998. *Chinantec Shifting Cultivation and Secondary Vegetation*. BOS Foundation, Organization for International Forestry Cooperation, Netherlands.
- Villa Rojas, A., 1992. *Los elegidos de Dios: Etnografía de los Mayas de Quintana Roo*, second ed. Instituto Nacional Indigenista y Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, México.
- Voorhies, B., 1982. An ecological model of the early Maya of the central lowlands. In: Flannery, K.V. (Ed.), *Maya Subsistence. Studies in memory of Dennis E. Puleston*. Academic press, NY, pp. 65–95.
- Weisbach, C., Tiessen, H., Jiménez-Osornio, J.J., 2002. Soil fertility during shifting cultivation in the tropical karst soils of Yucatán. *Agronomie* 22, 253–263.
- Zona, S., 1990. *A Monograph of Sabal (Arecaceae: Coryphoideae)*. Aliso 12, 583–666.

## **CAPÍTULO 4**

**Variaciones en la dinámica poblacional de la palma *Sabal yapa*  
en un paisaje modelado por la agricultura itinerante en la  
península de Yucatán, México**

# Variation in the population dynamics of the palm *Sabal yapa* in a landscape modeled by slash-and-burn agriculture in the Yucatan Peninsula, Mexico

**Authors:** María T. Pulido<sup>1\*</sup>, Teresa Valverde<sup>2</sup> and Javier Caballero<sup>1</sup>. Sometido al “**Journal of Tropical Ecology**”. 1 – Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad Universitaria, México D.F. 04510, México. 2- Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad Universitaria, México D.F. 04510, México.

**Key words:** Demography, Forest regeneration cycle, Matrix population models, Mayan people, Milpa agriculture, Non-timber forest products, Palms, *Sabal yapa*, shifting cultivation.

## ABSTRACT

Knowledge on the demographic spatio-temporal variation of a species is necessary to arrive at an understanding of its population dynamics. Anthropogenic disturbance, such as shifting cultivation, is one of the most common factors causing demographic variation in many tropical non-timber forest products. The leaves of the palm *Sabal yapa* are an important non-timber forest product used for thatching by Mayan peoples. The demography of *Sabal yapa* was studied in three habitats (Milpa, Acahual, and Forest) representing successional phases along the slash-and-burn agricultural cycle in the Yucatan Peninsula, Mexico. Matrix population models, along with elasticity analyses and Life-Table-Response Experiments were employed. Population growth rate differed considerably between patches (Forest:  $\lambda=1.043$ ; Acahual:  $\lambda=1.027$ ; Milpa:  $\lambda=0.959$ ). The most noticeable differences between populations were the fecundity values and the seedling survival probabilities, which were lowest in the Milpa and highest in the Forest. The elasticity analyses and Life-Table-Response Experiments showed coincidences and differences: entries with a high *positive* contribution to  $\lambda$  also showed high elasticity values, while those with a *negative* contribution to  $\lambda$  showed low elasticity. Thus, both analyses are crucial to understand the demographic variation of a species in the context of human-shaped landscapes, as well as for conservation and management purposes.



## INTRODUCTION

Since the boom of demographic theory and its applications to plant ecology in the late 70s, a wide number of palm species have served as case studies to address a host of ecological questions, ranging from basic population and community ecology (Martinez-Ramos *et al.* 1985, 1988, 1989; Oyama 1990, Piñero & Sarukhán 1982, Widyatmoko *et al.* 2005), to resource management (Bernal 1998, Endress *et al.* 2004, Escalante *et al.* 2004, Freckleton *et al.* 2003, Olmsted & Alvarez-Buylla 1995, Pinard & Putz 1992, Ratsiratson *et al.* 1996, Zuidema 2000) and life history evolution (Barot *et al.* 2000, Rodríguez-Buriticá *et al.* 2005). In particular, demographic information has been useful in offering guidelines to improve management practices and evaluating their ecological sustainability, since many palm species are important non-timber forest products (NTFP) in a wide number of tropical regions (Anderson & Putz 2002, Endress *et al.* 2004, dos Reis *et al.* 2000, Schroth *et al.* 2004, Uhl & Dransfield 1987).

Most of the demographic studies cited above have used matrix population models as a tool to project the numerical behavior of a population into the future, given the current vital rates of individuals in different size or age categories. However, one of the limitations of the traditional, deterministic, time-invariant matrix model is that it does not consider the effect of demographic variation. Since the demography of populations vary both in time and space, the demographic behavior of a species must be studied during several years and/or in different environmental conditions in order to arrive at a reasonable understanding of its population dynamics (Alvarez-Buylla *et al.* 1996, Bierzychudek 1999, Horvitz & Schemske 1995, Landis *et al.* 2005, Zuidema & Franco 2001).

Spatio-temporal variation in different vital rates may contribute differently to changes in population growth rate ( $\lambda$ ). Furthermore, variation in  $\lambda$  between sites or over years may be caused by variation in different life-history components; the contribution of the demographic transitions that vary through time do not necessarily correspond with the contribution of those that vary through space (Jongejans & de Kroon 2005), hence our

need to explore both types of demographic variation more fully in order to deepen our understanding of changing population numbers in nature.

The causes of demographic variation in natural populations include intra-specific density-dependent factors (Álvarez-Buylla 1994, Sletvold 2005, Turkington *et al.* 2005, Blundell & Peart 2004), interactions with other species (Freville & Silvertown 2005, Gustafsson & Ehrlen 2003, Wauters *et al.* 2000), climatic variation (Aars & Ims 2002, Jongejans & de Kroon 2005, Ticktin 2003), and natural and anthropogenic disturbances (Endress *et al.* 2004, Jäkäläniemi *et al.* 2005, Kwit *et al.* 2000, Menges 1990, Pascarella 1997, Pascarella & Horvitz 1998, Uriarte *et al.* 2005), among others. Small-scale natural disturbances are an important source of habitat heterogeneity, creating a mosaic of habitat conditions that affect population demography (Pickett & White 1985). Thus, many plant populations experience directional changes in habitat conditions which correspond to phases along the community's regeneration cycle. The studies of Martínez-Ramos *et al.* (1985, 1989), Valverde & Silvertown (1998) and Horvitz & Schemske (1995) document the demographic variation associated to this type of phenomenon for both tropical and temperate forest species.

Other important sources of habitat heterogeneity are human-induced disturbances, of which shifting cultivation is an example. It consists in the short term use of cleared forest patches for crop production, followed by a relatively longer fallow period during which they enter a process of natural regeneration (Ruthenberg 1976). This production system is widely used in tropical areas and results in a mosaic of forest patches along a successional gradient. Compared to natural small-scale disturbances, the clearings created by shifting cultivation and the resulting patch dynamics at the landscape level are substantially different in many respects. The demographic response of species to this particular type of habitat heterogeneity has not been documented so far, despite the fact that the signs of shifting cultivation are ubiquitous in most tropical ecosystems. Thus, the demographic variation of populations in response to this type of forest mosaics may not be comparable to the variation experienced by other populations in the context of natural gap dynamics.

In the Neotropics, the Mayan people of Mesoamerica still depend mostly on a particular type of shifting cultivation locally called ‘milpa’, in which forest patches of varying size (1 – 5 ha) are cleared and then burnt before cultivation (hence its common name, ‘slash-and-burn agriculture’ - Barrera-Bassols & Toledo 2005, Gómez-Pompa *et al.* 2003, Terán & Rasmussen 1995). The extended use of slash-and-burn agriculture in Mesoamerica over the last millenia has had a profound effect on the structure, composition and dynamics of the vegetation, as well as on the demography of populations (Gómez-Pompa 1991, Gómez-Pompa & Kaus 1990). Consequently, many NTFPs have been deeply affected in their distribution and abundance by this landscape dynamics. In this context, some authors have emphasized the need to carry out research to evaluate the effects of shifting cultivation on the availability of NTFPs (Shanley *et al.* 2002, Alexiades & Shanley 2004).

Many tropical NTFPs are harvested from the different patches represented in the whole of the forest mosaic created by shifting cultivation (Pulido & Caballero 2006, Arnold & Ruiz-Pérez 2001). Thus, for instance, many palm products are obtained from mature forest patches, as well as ‘acahuales’ (regenerating forest patches), and even from ‘milpas’ (crop fields themselves) in which some palm individuals remain (Arnold & Ruiz-Pérez 2001). Thus, to comprehend the population dynamics of these NTFPs it is necessary to understand the way in which their demography changes in the different patches that characterize this mosaic. In this study we used the palm *Sabal yapa* Wrighth ex Beccari, a NTPF of the Yucatan Peninsula, to address this issue. Our specific questions were: 1) does the demography of *Sabal yapa* vary spatially in patches of differing successional status along the forest regeneration mosaic created by slash-and-burn agriculture?; 2) which demographic parameters vary the most between patch types?; 3) which type of patches (milpa, acahual, or mature forests) are the most adequate for population regeneration and growth; and 4) which are the most vulnerable life-cycle stages in each patch type? We addressed these questions through the construction and analysis of population projection matrices, which were subject to both prospective (elasticity – de Kroon 1986) and retrospective analyses (Life table Response Experiments, LTRE, Caswell 2000, Horvitz *et al.* 1997). The results were considered to

be helpful to understand in depth the demography of *Sabal yapa* and to contribute to the sustainable management of this NTFP.

## METHODS

### *The study system*

*Sabal yapa* is a single-stemmed palm that in the adult stage may reach up to 20 m in height and 15-26 cm DBH. Adult individuals may bare 10-20 costapalmate leaves, each measuring up to 2 m in length. Juveniles are stemless until the age of ca. 7 years old. Plants start reproducing after reaching a height of ca. 3 m and may live for more than 100 years, according to local accounts. This palm is monoecious and produces branched inflorescences which exceed the leaves in length. Flowers (ca. 20.000 per inflorescence, Andrea Martínez ‘pers.comm’) measure 4-6 mm in length and show a campanulate calyx; they mature in February and are believed to be pollinated by bees (Zona, 1990). Fruits are spheroidal, blackish, and measure 7-12.8 mm in diameter; in the study area they ripen and disperse in April-May, just before the onset of the rainy season (Zona 1990; Quero 1992).

*Sabal yapa* occurs in humid and seasonally dry tropical forests on calcareous soils, in Cuba, Belize, and Mexico; in the latter it is restricted to the Yucatan Peninsula (Henderson *et al.* 1995), where it is locally known as ‘palma de guano’ (in Spanish) or ‘xa’an’ (in Mayan). In mature forest patches it occupies the canopy layer, although it may also thrive in open habitats where solar radiation is intense (Zona 1990).

The leaves of *S. yapa* are an important NTFP in the Yucatan Peninsula since pre-columbian times (Caballero 1994, Caballero *et al.* 2004, Pulido & Caballero 2006). Leaves are used for thatching domestic dwellings and (more recently) tourist facilities (Caballero *et al.* 2004). Leaf harvesting may be intense in some areas and the increasing demand for palm leaves as a result of both the growing human population and the development of new tourist resorts may eventually lead to the decline of population numbers (Pulido & Caballero 2006).

In the Yucatan Peninsula, *Sabal yapa* may occur in patches of different successional status, which is favored both by its biological features and the management practices carried out by local people: farmers spare palm trees when clearing a forest patch for cultivation, thus it may be found in milpas as well as in acahuals, in addition to the mature forest patches where it naturally occurs. In this study, we chose two plots corresponding to each of these patch types to carry out a two-year demographic study of *S. yapa*. These plots were located at ‘Ejido X-Maben y Anexos’ (here referred to as X-Maben), within the municipality of Felipe Carrillo Puerto, in the Mexican state of Quintana Roo (Figure 1). ‘Ejididos’ are a form of collective land tenure. The ejido of X-Maben comprises a territory of ca. 73,400 ha owned and managed by 536 families (which represent ca. 3000 people) living within the area. Nearly 80% of the area of this ejido is covered by semi-evergreen seasonal forest (‘selva mediana subperenifolia’ *sensu* Miranda & Hernandez-X 1963; Breedlove 1973) with a canopy about ca. 15 m in height, in which *Brosimum alicastrum* Sw., *Manilkara zapota* (L.) Royen, *Swietenia macrophylla* King, *Bursera simaruba* (L.) Sarg. and *Cedrela odorata* L. are the most common elements. The rest of the area corresponds to milpas in cultivation and

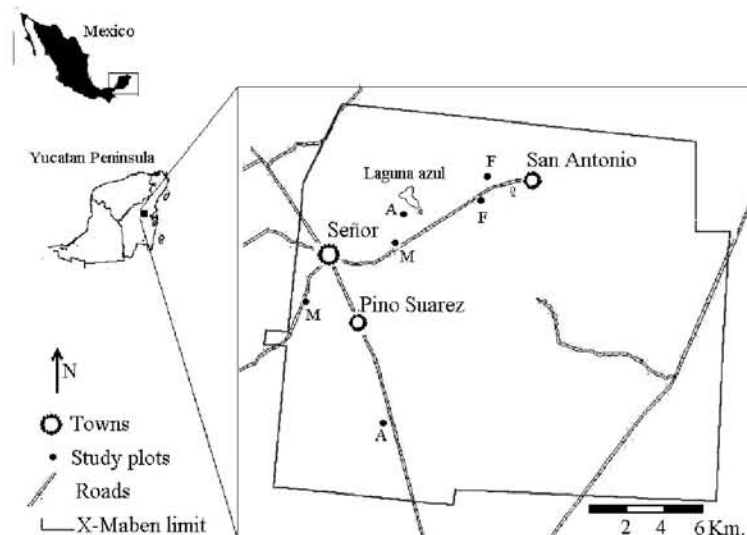


Figure 1. Location of the ejido X-maben in the Yucatán Peninsula and the study sites within the ejido. F=Forest, A=Acahual, M=Milpa.

acahuales. The annual rainfall at the area is 1294 mm, with nearly 85% of it falling during the summer, and the mean annual temperature is 26°C. Soils are calcareous and form a mosaic of lithosols and rendzinas.

### *Field work*

In the spring of 2001 six study plots were chosen within the ejido X-Maben: two milpas, two acahuales and two mature forest patches. The plots corresponding to milpa had been cleared a few months before to be used for agriculture in the following rainy season (summer 2001). The plots corresponding to acahual had been abandoned 9 to 17 years before, so the vegetation had naturally regenerated to form a young forest. The mature forest plots have been subject to human management for many years (i.e. selective logging and harvesting of NTFP), but have not been cleared at least in the last 50 years. The size of the acahual and mature forest plots varied between 4 and 8 ha, depending on the density of the *S. yapa* population. Each of the two plots corresponding to milpa consisted of four sub-plots of 1 to 4 ha (these sub-plots were the recently cleared the patches).

*Sabal yapa* individuals were classified into eight size categories according to their height (Table 1). All individuals taller than 53 cm (i.e. categories J2, J3, A1, and A2) found in the plots were included in the sample. Since smaller individuals were present at higher numbers, sub-plots of 2 × 10 m (for categories S, I1 and I2; n= 10-12), and 20 × 20 m (for category J1; n= 10) were chosen randomly within the study plots. The resulting sample size for each category was appropriate to calculate robust transition probabilities (see below). The total number of individuals followed in milpa was 272; in acahual 294, and in mature forest 604. All the individuals in the sample were tagged and followed for two years (spring 2001 – spring 2003). Each spring, the following data were taken from each individual: height (using a measuring tape), number of leaves, leaf type (lanceolate, bifid, or costapalmate – a trait used to determine size categories – see Table 1), number of infrutescences, and infrutescence diameter.

Table 1. Size categories used to describe the demography of *Sabal yapa*.

	Category	Visible stem	Stem height (cm)	Leaf Type	Reproduction
S	Seedling	no	---	Lanceolate	No
I1	Sapling 1	no	---	Bifid	No
I2	Sapling 2	no	---	Semi-palmate	No
J1	Juvenile 1	yes	1 – 52	Costapalmate	No
J2	Juvenile 2	yes	53 – 99	Costapalmate	No
J3	Juvenile 3	yes	100 – 299	Costapalmate	No
A1	Adult 1	yes	300 – 499	Costapalmate	Yes
A2	Adult 2	yes	≥ 500	Costapalmate	Yes

### *Matrix Analysis*

We built two Lefkovitch matrices for each patch type, one for the period 2001-02, and another for 2002-03. The two annual matrices per patch type were averaged to obtain a single matrix in which the demographic behavior of the two years was analysed. Yearly transitions were calculated according to the proportion of individuals in each category following different fates (i.e. growing to the following size category, remaining in the same category, or dying).

Fecundity entries were calculated according to the empirical method, i.e. the seedlings recruited each year were allocated to the different adult categories according to their reproductive effort and to the number of individuals in each category in the previous reproductive season (Menges 1990; Valverde & Silvertown 1998). The data considered for these calculations were obtained as follows: a) The  $2 \times 10$  m sub-plots in which the smallest individuals were sampled within each plot (see above) were scanned each year to look for newly recruited seedlings; the observed number of seedlings in these sub-plots was extrapolated to the whole plot area. The number of seedlings per plot estimated in this way was allocated to each adult category according to its proportional reproductive effort. b) The reproductive effort of each individual was estimated as the number of fruits produced. This, in turn, was estimated according to the basal area of the infrutescences produced by an individual, since a correlation was found between the basal area of an infrutescence and the number of fruits that it bears – personal observation).

Each matrix entry,  $a_{ij}$ , in the population projection matrix  $\mathbf{A}$  represents the transition probability or contribution of individuals in the  $j$ -th category to the  $i$ -th category in one time step (i.e. one year). The general matrix model states that

$$\mathbf{n}_{(t+1)} = \mathbf{A} * \mathbf{n}_{(t)} \quad (1)$$

where  $\mathbf{n}$  is a column vector whose elements are the number of individuals in each size category. We used the power method to calculate the dominant eigenvalue (i.e.  $\lambda$ , the finite population growth rate), and the associated right and left eigenvectors (i.e.  $\mathbf{w}$ , the stable size-structure; and  $\mathbf{v}$ , the size-specific reproductive values, respectively) of the matrix. The confidence intervals for  $\lambda$  were obtained through Montecarlo simulations (Alvarez-Buylla & Slatkin 1993), using an algorithm developed by Martínez-Ramos & Hoffman (unpublished).

#### *Perturbation analysis*

We used both prospective and retrospective analyses to explore the relative importance of the different matrix entries for population growth rate. The former evaluates the relative contribution of matrix entries to  $\lambda$  by providing information on how much  $\lambda$  *would* change if matrix entries were modified. The latter corresponds to the concept of elasticity, which is a measure of the proportional sensitivity of  $\lambda$  to proportional changes in  $a_{ij}$  (de Kroon 1986). The elasticity of matrix entries is calculated as follows:

$$e_{ij} = (a_{ij} / \lambda) (\delta\lambda / \delta a_{ij}) \quad (2)$$

Additionally, we used a retrospective analysis (Life-Table Response Experiments, LTRE) to identify which matrix entries contributed more importantly to the observed variation in  $\lambda$  between sites. LTRE explore the contribution of matrix entries to the observed variation in  $\lambda$  by providing information on how much  $\lambda$  *did* change as particular matrix entries varied - Horvitz *et al.* 1997; Caswell 2000). LTRE are based on the construction of ‘contribution matrices’ derived from the observed variation in matrix entries combined with their sensitivities (Caswell 2000; Caswell 2001). These



contribution matrices indicate the extent to which each matrix entry was responsible for increasing or decreasing the  $\lambda$  value of its respective transition matrix compared to the  $\lambda$  value of the average matrix. As the entries in a contribution matrix are additive, they can be summed up by demographic process (i.e. Fecundity, Growth, and Stasis), as it is traditionally done in the case of elasticities. We used a one-way fixed design LTRE to analyze the effect of site, following the methods described in Caswell (2001).

## RESULTS

### *Population dynamics*

We built three  $8 \times 8$  Lefkovich matrices, one for each site (Milpa, Acahual and Forest – Table 2). As mentioned above, each annual matrix incorporated the demographic behavior recorded over two years. The projected population growth rate was highest for the Forest matrix ( $\lambda=1.043$ ), followed by the Acahual matrix ( $\lambda=1.027$ ) and finally by the matrix corresponding to Milpa ( $\lambda=0.959$ ). The narrow confidence intervals for these  $\lambda$  values indicate significant differences between them (Table 2). Also, the  $\lambda$  values of both the Forest and the Acahual matrices are significantly higher than unity, while the Milpa matrix depicts a declining population, with a  $\lambda$  value significantly below unity. These results suggest that the demography of *S. yapa* is negatively affected by slash-and-burn agriculture, since both the Milpa and Acahual sites (which are a direct result of this practice) produced a decreased  $\lambda$  value compared to the forest population. Moreover, as the successional process proceeds, the *S. yapa* population appears to recover, and the  $\lambda$  value for the Acahual site already depicts a growing trend.

The most obvious differences between the three matrices were related to the fecundity values and the seedling survival probabilities. In the Milpa population no new individuals were recruited and thus the actual value of fecundity entries was zero. Very few newly emerged seedlings were observed, but none lived for more than a few weeks, apparently due to the intense solar radiation that resulted from the lack of a vegetation cover. It may be noticed, though, that the corresponding fecundity entries in the Milpa matrix were given non-zero values (Table 2); these arbitrarily low values were used only

Table 2. Annual population projection matrices and main demographic results for the three *S. yapa* population studied (milpa, acahual and forest). Only non-zero values are given to facilitate reading. Categories as in Table 1. Columns labeled as  $w$  and  $v$  are the stable size distribution and the size-specific reproductive values, respectively.  $q_x$ = size-specific mortality rate.  $N$ = sample size (in May 2001) from which matrix entries were calculated.

		S	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2	$w$	$v$
Milpa	S	0.116						0.010	0.010	0.004	4.E-04
	I1	0.014	0.694							0.000	0.024
	$\lambda=0.959$		0.020	0.919						0.000	0.323
	$\pm 0.001$	J1		0.020	0.959					0.261	0.646
	J2				0.020	0.875				0.064	0.004
	J3					0.125	0.938			0.366	0.002
	A1						0.031	0.914		0.253	1.E-04
	A2							0.021	0.854	0.051	4.E-05
	$q_x$	0.870	0.286	0.061	0.020	0.000	0.031	0.065	0.146		
	$N$	69	7	34	44	7	48	47	13		
Acahual	S	0.848						74.029	69.446	0.783	2.E-04
	I1	0.013	0.964							0.156	0.002
	$\lambda=1.027$		0.036	0.906						0.046	0.004
	$\pm 0.001$	J1		0.033	0.885					0.011	0.015
	J2				0.020	0.909				0.002	0.105
	J3					0.045	0.859			0.000	0.271
	A1						0.141	0.929		0.001	0.323
	A2							0.071	0.988	0.001	0.280
	$q_x$	0.140	0.000	0.061	0.095	0.045	0.000	0.000	0.013		
	$N$	91	24	50	50	22	11	7	39		
Forest	S	0.786						1.330	96.678	0.389	3.E-04
	I1	0.089	0.941							0.341	0.001
	$\lambda=1.043$		0.059	0.934						0.184	0.001
	$\pm 0.001$	J1		0.036	0.947					0.068	0.005
	J2				0.020	0.909				0.010	0.022
	J3					0.068	0.936			0.006	0.043
	A1						0.014	0.947		0.001	0.332
	A2							0.053	0.995	0.001	0.596
	$q_x$	0.125	0.000	0.030	0.033	0.023	0.050	0.000	0.005		
	$N$	88	68	81	106	22	40	29	101		

for the sake of analysis (i.e. the use of zero entries prevents the achievement of a stable size distribution or a stable  $\lambda$  value through the matrix iteration process). The lack of recruitment accounted to some degree for the low  $\lambda$  value of the Milpa matrix. Contrastingly, the Acahual matrix showed high fecundity values. Both adult categories (i.e. A1 and A2) contributed with a similar number of seedlings (given similar reproductive effort – Table 3) and their survival was higher than in the Milpa plot. Finally, the fecundity of the A2 category was highest in the Forest matrix. Curiously, in this population the A1 category contributed with a low number of seedlings, which was accounted for by the fact that only a few individuals in this category produced inflorescences (Table 3). The seedlings recorded in this plot showed the highest survival rate (87.5%). Also, the transition probability of seedlings to the I1 category was highest in this matrix, which suggests a higher growth rate of these early life-cycle stages in the Forest plot compared to the other two conditions.

The adult mortality also differed between plots. While in the Acahual and Forest populations a very small number of A2 (and none A1) individuals died during the observation period, in the Milpa population the mortality of adults varied between 6.5 and 14.6%. This high mortality was related to the burning of the vegetation in these plots and was aggravated by a hurricane that hit the area in September 2002.

Table 3. Elements taken into account to calculate the reproductive effort for each adult category, from which fecundity entries were derived. Column A = number of individuals in the category (percentage reproductive). Column B= mean number of infrutescences produced per reproductive individual (standard deviation).

Period	Patch type	Category			
		Adult 1		Adult 2	
		A	B	A	B
2001-02	Milpa	47 ( 34)	2.88 (1.36)	13 (2)	4.5 (2.1)
	Acahual	7 ( 71 )	4.2 (2.16)	39 (87)	4.12 (1.84)
	Forest	29 ( 7 )	1.2 (0.27)	101 (47)	2.83 (1.36)
2002-03	Milpa	44 (23)	2.50 (1.35)	14 (35)	3.20 (1.30)
	Acahual	8 (38)	1.33 (0.58)	40 (60)	3.04 (1.49)
	Forest	27 (0)	0	103 (6)	2.17 (0.75)

The projected stable size distribution differed between populations. The Milpa population would be dominated by J3 and A1 individuals, whereas the Acahual and Forest populations would be dominated by S and I1 individuals at equilibrium (Table 2). We used a G test to compare the population structures expected at equilibrium (vector w in Table 2) with the observed population structures (obtained by estimating the number of individuals per hectare per size category, in each patch type). In the three patch types the observed population structure differed significantly from that expected at equilibrium (Forest:  $G=317.88$ ; Acahual:  $G=756.56$ ; Milpa  $G=68.88$ ;  $P<0.001$  and d.f.=7 in all cases).

The size-specific reproductive values represent the proportional contribution of individuals currently in each category to future population growth. It is a function of both survival probabilities, as well as current and future reproductive outputs. It may be noticed that size-specific reproductive values differ substantially between sites (Table 2). In the Milpa population, the highest reproductive values were concentrated in the I2 and J1 categories, despite the fact that these are pre-reproductive categories; however, the high survival probability of individuals in these categories accounts for their high potential future contribution to population growth. On the other hand, in the Acahual and Forest populations the highest reproductive values are concentrated in the A1 and A2 categories, which may be accounted for by their high current reproductive contribution.

### *Elasticity analysis*

Elasticities represent a *prospective* way of evaluating the relative contribution of different matrix entries to the projected population growth rate. The elasticity pattern of the Milpa populations differs substantially from the Acahual and Fores population (Table 4). In the Milpa population over 99% of the value of  $\lambda$  may be accounted for by the persistence of J1 individuals in their category. The value of this entry in the population projection matrix is the highest one (among the entries representing probabilities) and is equal to the  $\lambda$  value; this, along with its high elasticity value indicates that the persistence of J1 individuals is the process on which the whole population relies. On the other hand, the Acahual and Forest population showed the highest elasticity value in the entry corresponding to the persistence of A2 individuals (Table 4). The persistence of A1 and

Table 4. Elasticity matrices for the *Sabal yapa* populations studied.

Milpa	S	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2
S	1E-06	0	0	0	0	0	7E-06	1E-06
I1	8E-06	2E-05	0	0	0	0	0	0
I2	0	8E-06	2E-04	0	0	0	0	0
J1	0	0	8E-06	0.994	0	0	0	0
J2	0	0	0	1E-04	0.001	0	0	0
J3	0	0	0	0	9E-05	0.004	0	0
A1	0	0	0	0	0	8E-06	2E-04	0
A2	0	0	0	0	0	0	1E-06	1E-05
Acahual	S	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2
S	0.060	0	0	0	0	0	0.005	0.008
I1	0.013	0.194	0	0	0	0	0	0
I2	0	0.013	0.094	0	0	0	0	0
J1	0	0	0.013	0.078	0	0	0	0
J2	0	0	0	0.013	0.097	0	0	0
J3	0	0	0	0	0.013	0.064	0	0
A1	0	0	0	0	0	0.013	0.119	0
A2	0	0	0	0	0	0	0.008	0.198
Forest	S	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2
S	0.036	0	0	0	0	0	1E-04	0.012
I1	0.012	0.109	0	0	0	0	0	0
I2	0	0.012	0.102	0	0	0	0	0
J1	0	0	0.012	0.117	0	0	0	0
J2	0	0	0	0.012	0.08	0	0	0
J3	0	0	0	0	0.012	0.104	0	0
A1	0	0	0	0	0	0.012	0.116	0
A2	0	0	0	0	0	0	0.012	0.241

I1 individuals also contributed importantly to population growth rate in these populations. In the three matrices the contribution of fecundity entries to the value of  $\lambda$  was small. However, the relative importance of this demographic process was much higher in the two populations with  $\lambda$  values above unity (i.e. Acahual and Forest) compared to the population with a  $\lambda$  value below unity (i.e. Milpa) (Table 5). Also, the relative importance of growth (i.e. transition to larger size categories) was much higher in the Acahual and Forest than in the Milpa population (Table 5).

Table 5. Relative contribution of the different life-cycle components to population growth rate ( $\lambda$ ) (i.e. summed elasticities) for the three populations studied.

	Milpa	Acahual	Forest
Survival	0.9996	0.9041	0.9053
Growth	0.0002	0.0833	0.0829
Fecundity	0.00001	0.0126	0.0118

*Life-table response experiments (LTRE)*

In contrast to elasticity analysis, LTRE evaluate which matrix entries (or demographic processes) contributed most importantly to variation in  $\lambda$  in a retrospective way. The  $\lambda$  value of the average matrix ( $\lambda_A$ ) was 1.028. The fact that the Milpa population had a low  $\lambda$  (compared to  $\lambda_A$ ) was accounted for mainly by the low value of transition entries representing growth (Fig. 2), particularly the transition of seedling to I1 (Fig. 3); the reduced fecundity in this matrix also accounted importantly for the low  $\lambda$  value (Fig. 2 and 3). Contrastingly, the  $\lambda$  value of the Forest population was the highest (1.043). The demographic process that contributed most importantly to this high  $\lambda$  value was the persistence of individuals in their size category (Fig. 2), particularly of those in categories A2, S and I1 (Fig. 3). The transition of seedlings to the I1 category was one of the growth entries that contributed more to the high  $\lambda$  value of this population (Fig. 3). On the other hand, the low value of the entry representing the growth of J3 individuals (to the A1 category) in the Forest population made a negative contribution to population growth rate (Fig. 3). Finally, the Acahual population had a  $\lambda$  value similar to  $\lambda_A$ . In this case, the contribution of persistence and fecundity to population growth rate were positive, while the contribution of growth was negative (Fig. 2). The highest positive contributions were the persistence of seedlings and I1 individuals in their category, while the most negative contribution was the low value of the entry representing the growth of seedlings to the I1 category (Fig. 3).

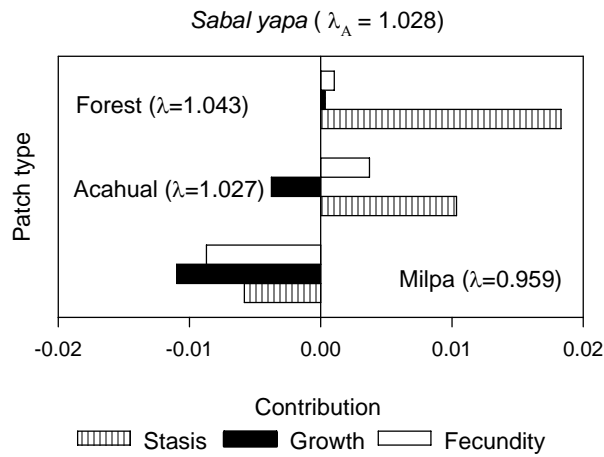


Figure 2. Contribution of the different demographic processes (stasis, fecundity and growth) to the observed variation in  $\lambda$  in the three populations studied according to the results of the LTRE.

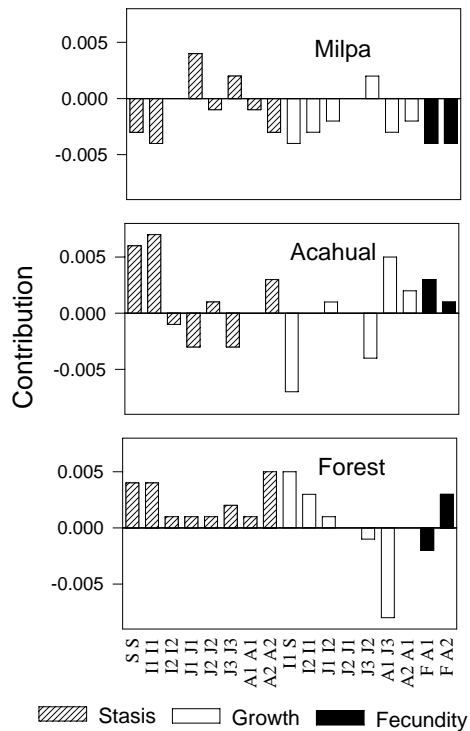


Figure 3. Detailed results of the LTRE, indicating the contribution of all matrix entries to variation in population growth rate ( $\lambda$ ) in each population. Matrix entries ( $a_{ij}$ , the transition probability or contribution of individuals in the  $j$  category to the  $i$  category) are referred to by their corresponding sub-indices,  $i j$ .

## DISCUSSION

Most tropical ecosystems are disturbed to a lower or higher degree by human intervention, and shifting cultivation has been one of the most important throughout history of human occupation of the tropics. The creation of landscape mosaics in which different patch types along a successional gradient coexist is a common result of such land management (Ding & Zang 2005, Metzger 2003). In this paper we have addressed the way in which the demography of the palm *Sabal yapa* varies in response to the spatial variation in environmental conditions created by shifting cultivation in the Yucatan Peninsula. We found shown that the burning of vegetation to establish milpas has a negative impact on the population dynamics of *S. yapa*. The high mortality and low fecundity observed in the Milpa would eventually reflect a declining population. Under the current land-management practices in the study area, milpas are generally cultivated for two years and then abandoned. The natural regeneration process thus leads to the formation of an acahual; as early as five years after abandonment, acahuals are already exuberant developing forest patches with a dense vegetation cover nearly 6 m tall. According to our results, under these conditions the *S. yapa* population may start to recover and achieve a positive population growth rate. Finally, by the time the forest is fully developed (ca. 20 years after abandonment) the *S. yapa* population apparently finds the most adequate conditions for growth.

The results referred to above contrast with the responses that have been documented in many forest species to natural disturbances. Although the available literature on the subject is still limited, most of it points in the direction of a positive demographic response to gap formation. For instance, the studies of Horvitz & Schemske (1995) and Valverde & Silvertown (1997) with a tropical and a temperate forest herb, respectively, show that population growth rate reaches maximum values in gap conditions and  $\lambda$  decreases as the forest regeneration cycle proceeds. The same applies to the shrubs *Lindera benzoin* (Cipollini *et al.* 1994) and *Ardisia escallonioides* (Pascarella & Horvitz 1998), and to the terrestrial bromeliad *Aechmea magdalene* (Ticktin & Nantel



2004). Among the palm species whose demography has been analyzed in different environments, Escalante *et al.* (2004) found that *Desmoncus orthacantus* showed a higher  $\lambda$  value in forest edges than in mature forest conditions. *Pseudophoenix sargentii* also showed higher  $\lambda$  values in relatively more open conditions compared to closed forest environments (Durán 1992). Contrastingly, in the palm *Astrocaryum mexicanum* the highest population growth rate was achieved in mature forest patches, rather than in gap conditions (Martínez-Ramos *et al.* 1985), which resembles the demographic behavior of *Sabal yapa*, that also reached the highest  $\lambda$  value under mature forest conditions.

Species-specific responses to gap opening clearly depend on the way different demographic processes (reproduction, survival, and growth) are affected by gap conditions (e.g. increased light availability). However, the phenomenon addressed in our study differs substantially from the traditional patch dynamics driven by gap opening and closure. The patch dynamics resulting from natural disturbances differs substantially from that generated by shifting cultivation. First, the size of the clearing is dramatically different: a naturally formed gap may range from 25 to 1000 m<sup>2</sup> (Runkle & Yetter 1987), while a milpa clearing ranges from 10,000 to 40,000 m<sup>2</sup>, which results in extreme environmental changes that may negatively affect recruitment (even in species that are favored by natural gaps). Secondly, the disturbance intensity (i.e. the clearing of the totality of the vegetation), as well as the use of fire during the opening of milpas, determine that the disturbance itself is a source of intense mortality for plants in different size categories (de Groot & Wain 2004, Yates & Ladd 2005). Thus, it is clearly impossible to extrapolate our knowledge of the way species respond to natural disturbances in order to hypothesize about their potential responses to shifting cultivation.

The situation of many NTFP obtained from tropical forests resembles that of *S. yapa* in the sense that their populations are embedded in a landscape modeled by human intervention (Hernández-Apolinar *et al.* 2005). It is therefore necessary that we deepen our understanding of the demographic responses of these species to human-originated disturbances in order to aid in the development of more realistic management plans. An additional point that still needs further documentation is whether the observed demographic variation in space (such as that documented in this study) actually

resembles the variation that occurs in time, i.e. as the regeneration process progresses at a site, as recommended by Jongejans & de Kroon (2005).

The results of the retrospective analysis (LTRE) allow us to evaluate which of the demographic parameters that varied between patch types had the highest impact on  $\lambda$ . It was clear that the low fecundities observed in the Milpa population accounted to an important degree for its reduced  $\lambda$  value, as did the low individual growth rates (i.e. the low transition probabilities to larger size categories) (Fig. 2 and 3). Contrastingly, the elasticity matrix of the Milpa population leads to rather different conclusions: the low elasticity of fecundity and growth entries suggest that the potential contribution of these demographic processes to population growth rate is almost negligible. This contrasting between the result of LTRE and the elasticity analysis has also been found in other studies (e.g. Davis *et al.* 2004, Emery & Gross 2005, Esparza-Olguín *et al.* 2005) and highlights the need to deepen our understanding of the rather different message conveyed by the prospective and the retrospective analyses.

Exploring this further, we found that there were interesting coincidences and differences between the results of the LTRE and the elasticity analysis. In the case of *Sabal yapa*, the elasticity matrix of the Milpa population suggests that 99% of the  $\lambda$  value depends on the persistence of J1 individuals in their category. Indeed, the LTRE indicated that the J1-J1 entry made an important *positive* contribution to  $\lambda$ . However, the elasticity analysis did not reveal the significance of demographic processes which, according to the LTRE, made a *negative* contribution to population growth rate. This trend was also apparent in the other two matrices: entries that were identified as important contributors to an *increase* in  $\lambda$  by the LTRE (e.g. I1-I1 entry in the Acahual, or the A2-A2 entry in the Forest) showed high elasticity values, while entries that contributed to a *decrease* in  $\lambda$  in the LTRE, were not spotted by the elasticity analysis as transitions with much relevance to population dynamics (e.g. J3-A1 entry in the Forest population). These results emphasize that prospective (i.e. elasticity) analyses alone may be insufficient to identify demographic processes that are relevant to population dynamics (de Kroon *et al.* 2000). In particular, if conservation or management decisions

are being made based on demographic information, it is fundamental that these are well documented on an actual knowledge of the spatio-temporal demographic variation and a deep understanding of the way this variation impacts population dynamics.

The evaluation of the sustainability of leaf harvesting practices in *Sabal yapa* must incorporate information of its demographic behavior in different patch types, since the populations of this species are immersed in a landscape in which shifting cultivation creates a specific form of patch dynamics. Therefore, the management recommendations derived from demographic studies should consider patch-specific population responses. In this case, the large mortality caused by fire during the opening of milpas is one of the critical factors determining the low population growth rate in this patch type. Thus, a reduction in fire-induced mortality could be achieved by clearing the vegetation debris adjacent to juvenile and adult palms before burning. The high vulnerability of *S. yapa* individuals to fire contrasts with what has been reported for other species in the same genus (*S. etonia* and *S. palmetto* - Abrahamson 1999; McPherson & Williams 1998), which are highly resistant to fire, even during the early life-cycle stages.

Another important management practice already applied by the Mayan farmers in the Yucatan Peninsula is the sparing of large *S. yapa* individuals when clearing a forest patch for cultivation. Not all the indigenous farmers of the region employ this management strategy; for instance, the Emberá-Wounaan, from Panama, fall entire plants of *Sabal mauritiiformis*, whose leaves are also used for thatching (Potvin *et al.* 2003). Our results indicate that the sparing of large individuals in cleared plots is fundamental to allow *S. yapa* populations to resume growth once the vegetation recovers through natural regeneration after a milpa is abandoned. This is particularly important for long-lived species, such as *S. yapa*, in which the reestablishment of a self-sustaining population in a cleared plot would perhaps take more than 50 years.

Our study with *S. yapa* suggests that population persistence of NTFP may be possible in the context of a landscape modeled by slash-and-burn agriculture since populations may be self-sustaining during a large part of the shifting cultivation cycle. Yet, to evaluate the long term sustainability of the harvesting practices traditionally

applied on different non-timber forest species, it would be necessary to 1) evaluate the demographic impact of different harvesting regimes (Bernal 1998, Emmanuel *et al.* 2005, Endress *et al.* 2004, Escalante *et al.* 2004, Ghimire *et al.* 2005, Olmsted & Álvarez-Buylla 1995, Siebert 2004, Ticktin *et al.* 2002, Ticktin *et al.* 2004), and 2) integrate our knowledge of patch-specific demography with the dynamics of the landscape (e.g. Horvitz & Shemske 1986; Cipollini *et al.* 1993; Valverde & Silvertown 1997), which would significantly add to our understanding of the feedback between demographic processes and phenomena occurring at a more regional scale.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This work is part of MTP's PhD dissertation at Universidad Nacional Autónoma de México, for which she received grants from CONACYT (no. 1759) and DGEP. MTP and JC received additional support from CONACYT (project 31846-B). We are grateful to Dr. Miguel Martínez-Ramos and Dr. Rafael Lira for insightful discussions on this work. We also thank Rosaura Luna Reyes for helpful comments on the manuscript. We received valuable help and companionship during field work from Luis Cahuich Pech, Brígido Cituk Peña, Valentina Tamay Xequieb, Catalino Kau Diaz, Anastacio Pat Chan, the Poot Pat family, and the Ek Canté family.

#### LITERATURE CITED

AARS, J. & IMS, R. A. 2002. Intrinsic and climatic determinants of population demography: The winter dynamics of tundra voles. *Ecology* 83: 3449-3456.

ABRAHAMSON, W. G. 1999. Episodic reproduction in two fire-prone palms, *Serenoa repens* and *Sabal etonia* (Palmae). *Ecology* 80: 100-115.

ALEXIADES, M. & SHANLEY, P. 2004. *Productos Forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables*. Centro para la Investigación Forestal Internacional, CIFOR, Bogor, Indonesia.499.

ALVAREZ-BUYLLA, E. 1994. Density dependence and patch dynamics in tropical rain forest: matrix models and applications to a tree species. *The American Naturalist* 143: 155-191.

ALVAREZ-BUYLLA, E. & SLATKIN, M. 1993. Finding confidence limits on population growth rates: Monte Carlo test of a simple analytical method. *Oikos* 68: 273-282.

ANDERSON, P. J. & PUTZ, F. E. 2002. Harvesting and conservation: are both possible for the palm, *Iriartea deltoidea*? *Forest Ecology and Management* 170: 271-283.

ARNOLD, J. E. M. & RUIZ-PEREZ, M. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological economics* 39: 437-447.

ATTIWILL, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.

BAROT, S., GIGNOUX, J., VUATTOUX, R. & LEGENDRE, S. 2000. Demography of a savanna palm tree in Ivory Coast (Lamto): population persistence and life-history. *Journal of Tropical Ecology* 16: 637-655.

BARRERA-BASSOLS, N. & TOLEDO, V. M. 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography* 4: 9-41.

BAWA, K. S., KRESS, W. J. & NADKARNI, N. M. 2004. Beyond Paradise-meeting the challenges in tropical biology in the 21th century. *Biotropica* 36: 276-284.

BERNAL, R. 1998. Demography of the vegetable ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. *Journal of Applied Ecology* 35: 64-74.

BIERZICHUDEK, P. 1999. Looking backwards: assessing the projection of a transition matrix model. *Ecological applications* 9: 1278-1287.

BLUNDELL, A. G. & PEART, D. R. 2004. Density-dependent population dynamics of a dominant rain forest canopy tree. *Ecology* 85: 704-715.

BREEDLOVE, D. E. 1973. Phytogeography and vegetation of Chiapas. Pp. 149-165 in: Graham, A. (ed.). *Vegetation and vegetational history of northern Latin America*. (Elsevier Scientific Publ., 149-165.

CABALLERO, J. 1994. Use and management of *Sabal* palms among the Maya of Yucatan Berkeley, USA, University of California.

CABALLERO, J., PULIDO, M. T. & MARTINEZ, A. 2004. El uso de la palma de guano (*Sabal yapa*) en la industria turística de Quintana Roo, Mexico. Pp. 365-385 in: Alexiades, M. & Shanley, P. (eds.). *Productos forestales, medios de subsistencia y*

conservacion. *Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables*. (Indonesia. 365-385.

CALERA, M. R., MATA, R., LOTINAHENNSEN, B. & ANAYA, A. L. 1996. Uncoupling behavior of the 4-phenylcoumarins in spinach chloroplasts: Structure-activity relationships. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44: 2966-2969.

CASWELL, H. 1989. *Matrix population models*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA

CASWELL, H. 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: Their roles in conservation biology. *Ecology* 81: 619-627.

CASWELL, H. 2001. *Matrix population models*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland Massachusetts

CIPOLLINI, M. L., WALLACE-SENF, D. A. & WHIGHM, D. F. 1994. A model of patch dynamics, seed dispersal, and sex ratio in the diecious shrub *Lindera benzoin* (Lauraceae). *Journal of Ecology* 82: 621-633.

DAVIS, A. S., DIXON, P. M. & LIEBMAN, M. 2004. Using matrix models to determine cropping system effects on annual weed demography. *Ecological Applications* 14: 655-668.

DE GROOT, W. J. & WEIN, R. 2004. Effects of fire severity and season of burn on *Betula glandulosa* growth dynamics. *International Journal of Wildland Fire* 13: 287-295.

DE KROON, H. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67: 1427-1431.

DE KROON, H., VAN GROENENDAEL, J. & EHRLÉN, J. 2000. Elasticities: A review of methods and model limitations. *Ecology* 81: 607-618.

DING, Y. & ZANG, R. G. 2005. Community characteristics of early recovery vegetation on abandoned lands of shifting cultivation in Bawangling of Hainan Island, south China. *Journal of Integrative Plant Biology* 47: 530-538.

DOS REIS, M. S., FANTINI, A. C., NODARI, R. O. *et al.* 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: The case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* 32: 894-902.

DURÁN, R. 1992. Variabilidad intra específica y dinámica poblacional de *Pseudophoenix sargentii* Unidad Académica de los ciclos profesionales y de posgrado del C.C.H. Centro de Ecología México, D.F., Universidad Nacional Autónoma de México.

EMANUEL, P. L., SHACKLETON, C. M. & BAXTER, J. S. 2005. Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp *caffra* fruits in the South African lowveld. *Forest Ecology and Management* 214: 91-103.

EMERY, S. M. & GROSS, K. L. 2005. Effects of timing of prescribed fire on the demography of an invasive plant, spotted knapweed *Centaurea maculosa*. *Journal of Applied Ecology* 42: 60-69.

ENDRESS, B. A., GORCHOV, D. L. & NOBLE, R. B. 2004. Non-timber forest product extraction: effects of harvest and browsing on an understory palm. *Ecological applications* 14: 1139-1153.

ESCALANTE, S., MONTAÑA, C. & ORELLANA, R. 2004. Demography and potential extrative use of the liana palm, *Desmoncus orthacanthos* Martius (Arecaceae), in southern Quintana Roo, Mexico. *Forest Ecology and Management* 187: 3-18.

ESPARZA-OLGUÍN, L., VALVERDE, T. & MANDUJANO, M. C. *in press*. Comparative demographic analysis of three *Neobuxbaumia* species (Cactaceae) with differing degree of rarity. *Population Ecology*.

FRECKLETON, R. P., SILVA MATOS, D. M., BOVI, M. L. A. & WATKINSON, A. R. 2003. Prediction the impact of harvesting using structured populations models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology* 40: 846-858.

FREVILLE, H. & SILVERTOWN, J. 2005. Analysis of interspecific competition in perennial plants using life table response experiments. *Plant Ecology* 176: 69-78.

GERBER, L. R., BUENAU, K. E. & VANBLARICOM, G. R. 2004. Density dependence and risk of extinction in a small population of sea otters. *Biodiversity and Conservation* 13: 2741-2757.

GHIMIRE, S. K., MCKEY, D. & AUMEERUDDY-THOMAS, Y. 2005. Conservation of Himalayan medicinal plants: Harvesting patterns and ecology of two threatened species, *Nardostachys grandiflora* DC. and *Neopicrorhiza scrophulariiflora* (Pennell) Hong. *Biological Conservation* 124: 463-475.

GIARDINA, C. P., SANFORD, R. L., DOCKERSMITH, I. C. & JARAMILLO, V. J. 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant and Soil* 220: 247-260.

GOMEZ-POMPA, A. 2003. *The Lowland Maya area : three millennia at the human-wildland interface*. Binghamton, NY.659.

GÓMEZ-POMPA, A. 1991. Learning from Traditional Ecological Knowledge: Insights from Mayan Silviculture. Pp. 335-341 in: Gómez-Pompa, A., Whitmore, T. C. & Hadley, M. (eds.). *Rainforest Regeneration and Management*. (UNESCO and Canforth, Paris. 335-341.

GÓMEZ-POMPA, A. & KAUS, A. 1990. Traditional Management of Tropical Forests in Mexico. Pp. 45-63 in: Anderson, A. B. (ed.). *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rainforest*. (Columbia University Press, New York. 45-63.

GUSTAFSSON, C. & EHRLÉN, J. 2003. Effects of intraspecific and interspecific density on the demography of a perennial herb, *Sanicula europaea*. *Oikos* 100: 317-324.

HENDERSON, A., G. GALEANO & BERNAL, R. 1995. *Field guide to the palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton. 352.

HERNÁNDEZ-APOLINAR, M., VALVERDE, T. & PURATA, S. en prensa. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in southern Mexico: an evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management*.

HORVITZ, C. C. & SCHEMSKE, D. W. 1995. Spatiotemporal Variation in Demographic Transitions of a Tropical Understory Herb - Projection Matrix Analysis. *Ecological Monographs* 65: 155-192.

HORVITZ, C. C. & SCHEMSKE, D. W. 1995. Spatiotemporal Variation in Demographic Transitions of a Tropical Understory Herb - Projection Matrix Analysis. *Ecological Monographs* 65: 155-192.

JÄKÄLÄNIEMI, A., TUOMI, J., SIIKAMÄKI, P. & KILPIÄ, A. 2005. Colonization-extinction and patch dynamics of the perennial riparian plant, *Silene tatarica*. *Journal of Ecology* 93: 670-680.

JONGEJANS, E. & DE KROON, H. 2005. Space versus time variation in the population dynamics of three co-occurring perennial herbs. *Journal of Ecology* 93: 681-692.

JUO, A. S. R. & MANU, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 58: 49-60.

KLEINMAN, P. J. A., PIMENTEL, D. & BRYANT, R. B. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agroecology, Ecosystems and Environment* 52: 235-249.



KWIT, C., PLATT, W. J. & SLATER, H. H. 2000. Post-hurricane regeneration of pioneer plant species in south Florida subtropical hardwood hammocks. *Biotropica* 32: 244-251.

MARTÍNEZ-RAMOS, M., ALVAREZ-BUYLLA, E. & SARUKHÁN, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology* 70: 555-558.

MARTÍNEZ-RAMOS, M., ALVAREZ-BUYLLA, E., SARUKHÁN, J. & PIÑERO, D. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. *Journal of Ecology* 76: 700-716.

MARTÍNEZ-RAMOS, M., SARUKHÁN, J. & PIÑERO, D. 1985. The demography of tropical trees in the context of forest gap dynamics: the case of *Astrocaryum mexicanum* at los Tuxtlas tropical rain forest. Pp. 293-313 in: Davy, A. J., Hutchings, M. J. & Watkinson, A. R. (eds.). *Plant population ecology*. (Blackwell, Oxford. 293-313.

MCPHERSON, K. & WILLIAMS, K. 1998. Fire resistance of cabbage palm (*Sabal palmetto*) in the southeastern USA. *Forest Ecology and Management* 109: 197-207.

MENGES, E. 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* 4: 52-62.

METZGER, J. P. 2003. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation* 30: 325-333.

MIRANDA, F. & HERNÁNDEZ-X 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.

OLMSTED, I. & ALVAREZ-BUYLLA, E. 1995. Sustainable harvesting of tropical forest trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological applications* 5: 484-500.

OYAMA, K. 1990. Variation in growth and reproduction in the neotropical dioecious palm *Chamaedorea tepejilote*. *Journal of Ecology* 78: 648-663.

PASCARELLA, J. B. 1997. Hurricane disturbance and the regeneration of *Lysiloma latisiliquum* (Fabaceae): A tropical tree in south Florida. *Forest Ecology and Management* 92: 97-106.

PASCARELLA, J. B. & HORVITZ, C. C. 1998. Hurricane disturbance and the population dynamics of a tropical understory shrub: Megamatrix elasticity analysis. *Ecology* 79: 547-563.

PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Inc., Florida

PINARD, M. A. & PUTZ, F. E. 1992. Population matrix models and palm resource management. *Bull. Inst. fr. études andines* 21: 637-649.

PIÑERO, D. & SARUKHÁN, J. 1982. Reproductive behaviour and its individual variability in a tropical palm, *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of ecology* 70: 461-472.

POTVIN, C., CANSARI, R., HUTTON, J., CAISAMO, I. & PACHECO, B. 2003. Preparation for propagation: understanding germination of giwa (*Astrocaryum standleyanum*), wagara (*Sabal mauritiiformis*), and eba (*Socratea exorrhiza*) for future cultivation. *Biodiversity and Conservation* 12: 2161-2171.

PULIDO, M. T. & CABALLERO, J. in press. The impact of shifting agriculture on the availability of non-timber forest products: the example of *Sabal yapa* in the Maya lowlands of Mexico. *Forest Ecology and Management*.

QUERO, H. J. 1992. *Las palmas silvestres de la península de Yucatán*. Instituto de Biología, UNAM.63.

RATSIRARSON, J., SILANDER, J. A. J. & RICHARD, A. F. 1996. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* 10: 40-52.

RODRÍGUEZ-BURITICÁ, S., ORJUELA, M. A. & GALEANO, G. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: an understory palm used as foliage in Colombia. *Forest Ecology and Management* 211: 329-340.

RUNKLE, J. R. & YETTER, T. C. 1987. Treefalls revisited: gap dynamics in the southern Appalachians. *Ecology* 68: 417-424.

RUTHENBERG, H. 1976. *Farming systems in the tropics*. Clarendon Press, Oxford, UK

SCHROTH, G., DA MOTTA, M. S. S., LOPES, R. & FEITAS, A. F. 2004. Extractive use, management and in situ domestication of a weedy palm, *Astrocaryum tucuma*, in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 202: 161-179.

SHANLEY, P., LUZ, L. & SWINGLAND, R. 2002. The faint promise of a distant market: a survey of Belém's trade in non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation* 11: 615-636.

SIBLY, R. M. & HONE, J. 2002. Population growth rate and its determinants: an overview. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 357: 1153-1170.

SLETVOLD, N. 2005. Density-dependent growth and survival in a natural population of the facultative biennial *Digitalis purpurea*. *Journal of Ecology* 93: 727-736.

TERÁN, S. & RASMUSSEN, C. H. 1995. Genetic diversity and agricultural strategy in 16th century and present-day Yucatecan Milpa Agriculture. *Biodiversity and Conservation* 4: 363-381.

TICKTIN, T. 2003. Relationships between El Nino Southern Oscillation and demographic patterns in a substitute food for collared peccaries in Panama. *Biotropica* 35: 189-197.

TICKTIN, T. & NANTEL, P. 2004. Dynamics of harvested populations of the tropical understory herb *Aechmea magdalenae* in old-growth versus secondary forests. *Biological Conservation* 120: 461-470.

TICKTIN, T., NANTEL, P., RAMIREZ, F. & JOHNS, T. 2002. Effects of variation on harvest limits for nontimber forest species in Mexico. *Conservation Biology* 16: 691-705.

TURKINGTON, R., GOLDBERG, D. E., OLSVIG-WHITTAKER, L. & DYER, A. R. 2005. Effects of density on timing of emergence and its consequences for survival and growth in two communities of annual plants. *Journal of Arid Environments* 61: 377-396.

UHL, N. W. & DRANSFIELD, J. 1987. *Genera palmarum : A classification of palms based on the work of Harold E. Moore*. 610.

URIARTE, M., CANHAM, C. D., THOMPSON, J., ZIMMERMAN, J. K. & BROKAW, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology* 93: 291-304.

VALVERDE, T. & SILVERTOWN, J. 1997. A metapopulation model for *Primula vulgaris*, a temperate forest understorey herb. *Journal of Ecology* 85: 193-210.

VALVERDE, T. & SILVERTOWN, J. 1998. Variation in the demography of a woodland understorey herb (*Primula vulgaris*) along the forest regeneration cycle: projection matrix analysis. *Journal of Ecology* 86: 545-562.

VAN DER WAL, H. 1998. *Chinantec shifting cultivation and secondary vegetation*. BOS Foundation, Organization for International Forestry Cooperation, Netherlands.

VAN MANTGEM, P. J. & STEPHENSON, N. L. 2005. The accuracy of matrix population model projections for coniferous trees in the Sierra Nevada, California. *Journal of Ecology* 93: 737-747.

VOORHIES, B. 1982. An ecological model of the early Maya of the central lowlands. Pp. 65-95 in: Flannery, K. V. (ed.). *Maya subsistence. Studies in memory of Dennis E. Puleston*. (Academic press, NY. 65-95.

WAUTERS, L. A., LURZ, P. W. W. & GURNELL, J. 2000. Interspecific effects of grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) on the space use and population demography of red squirrels (*Sciurus vulgaris*) in conifer plantations. *Ecological Research* 15: 271-284.

WIDYATMOKO, D., BURGMAN, M., GUHARDJA, E. *et al.* 2005. Population status, demography and habitat preferences of the threatened lipstick *Cyrtostachys renda* Blume in Kerumutan Reserve, Sumatra. *Acta Oecologica* in press.

YATES, C. J. & LADD, P. G. 2005. Relative importance of reproductive biology and establishment ecology for persistence of a rare shrub in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 19: 239-249.

ZONA, S. 1990. A Monograph of *Sabal* (Arecaceae: Coryphoideae). *Aliso* 12: 583-666.

ZUIDEMA, P. A. 2000. Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon *Department of Plant Ecology*, pp. 240 The Utrecht, Utrecht University.

ZUIDEMA, P. A. & FRANCO, M. 2001. Integrating vital rate variability into Perturbation Analysis: an evaluation for matrix population models of six plant species. *Journal of Ecology* 89: 995-1005.

## **CAPÍTULO 5**

# **Cambios de la cobertura vegetal y uso del suelo en una zona dominada por la agricultura itinerante en la Península de Yucatán, México**

### **RESUMEN**

La agricultura itinerante es uno de los principales agentes que altera los paisajes tropicales. Se analizó el cambio de uso/cobertura de la tierra en un ejido de la zona maya de la Península de Yucatán, donde este tipo de agricultura es muy común. Para ello, se realizaron clasificaciones supervisadas y no supervisadas de cuatro imágenes de satélite tipo Landsat de los últimos 24 años. Además, se modelaron los cambios en el paisaje a través de Cadenas de Markov, que incorporaron transiciones entre tres tipos de cobertura vegetal (zonas agrícolas, acahuales y bosque) para dos períodos de estudio (1976-vs-1988 y 1988-vs- 2000). Los resultados muestran que en el período 1976-2000, el paisaje de X-Maben mostró una tasa anual neta de deforestación de 0.4%; las zonas agrícolas han disminuido en área de cobertura, están espacialmente más concentradas en lugares aledaños a pueblos y caminos y han cambiado de estar rodeadas de bosque a estar rodeadas por acahuales. El uso de Cadenas de Markov permitió proyectar (bajo ciertos supuestos) la tendencia futura de la estructura del paisaje en el equilibrio, el cual es 1% de milpa, 19% de acahual y 79% de bosque. Los cambios institucionales, económicos y de asentamiento humano explican el carácter no homogéneo de las matrices de transición para los dos períodos estudiados.

## Introducción

Los análisis del cambio de uso/cobertura de la tierra (“land use/cover change”), realizados mediante la comparación de fotos aéreas o imágenes de satélite de un mismo lugar tomadas en diferentes momentos, han sido usados ampliamente para analizar y comparar las modificaciones de los paisajes en varias regiones del mundo (Rudel & Roper 1996, Turner *et al.* 2001, Nepstad *et al.* 1991, Kammesheidt 2002). Sin embargo, son menos los estudios que han buscado relacionar estos cambios con los factores que los originan. Algunos ejemplos de importantes factores causales son las variables económicas (la tenencia de la tierra, los mercados, las actividades económicas, de acuerdo con Brondizio *et al.* 1994), sociales (tendencias demográficas), físicas (tipo de suelos, disponibilidad de agua, relieve), institucionales (apertura de carreteras, subsidios), históricas (Metzger 2002) y de percepción / manejo humano (Dalle *et al.* 2006). El entendimiento de los factores particulares involucrados en los cambios ocurridos en un paisaje dado es importante para entender y proyectar su estructura y dinámica espacio-temporal (Ojima *et al.* 1994).

Uno de los disturbios antropogénicos más comunes es la agricultura itinerante, llamada de roza tumba y quema (RTQ) o “shifting cultivation”, cuya práctica ubicua y centenaria ha transformado muchos paisajes tropicales en mosaicos de vegetación (Metzger 2003). La manera en que esta práctica agrícola modifica los paisajes depende de forma directa e indirecta de características de índole social, económicas, físicas, entre otros. Lo interesante es entender por qué a lo largo del tiempo se aumentan o disminuyen las áreas agrícolas, por qué y cómo cambia la distribución espacial de las parcelas y, a su vez, cómo todo esto modifica a la estructura y la dinámica de los paisajes.

Una de las regiones del mundo que milenariamente ha sido moldeada por la RTQ es la Península de Yucatán (PY), en México, donde ésta fue uno de los pilares del desarrollo de la civilización maya (Barrera-Bassols & Toledo 2005, Terán & Rasmussen 1995). En la actualidad, la RTQ sigue siendo una actividad económica relevante, especialmente en la región conocida como la “zona maya”, es decir, la zona más tradicional de la PY, que aún mantiene características culturales importantes propias de los grupos mayas, tales como el empleo de la lengua maya y el uso de la agricultura de milpa basada en el maíz.

La importancia para la conservación de las selvas tropicales de la PY se debe a que constituyen la segunda masa forestal tropical después del Amazonas. Además, forma parte del corredor Biológico Mesoamericano, el cual es importante para propósitos de conservación de las especies y ecosistemas desde México a Panamá (PNUMA *s.f.*). Por razones históricas, la conservación de las selvas de la PY se basa en el manejo comunitario del territorio y sus recursos (Challenger 1998, Merino-Pérez 1997). Así, los proyectos institucionales tales como las “*reservas forestales*” (conceptualmente coincidentes con las “*reservas extractivas*” realizadas en Brasil 40 años después, de acuerdo con Bray *et al.* 2004) y el Plan Piloto Forestal (PPF), han permitido la producción comercial de madera y chicle basado en el manejo comunitario de los recursos (Bray *et al.* 2004, Dalle *et al.* 2006, Taylor & Zabin 2000, Galletti 1998).

Se han hecho estudios de cambio de uso/cobertura de la tierra para toda la PY (Turner II *et al.* 2001), la porción sur de la PY (Geoghegan *et al.* 2001) y para zonas específicas tales como Calakmul (Abizaid & Coomes 2004), la zona maya (Bray *et al.* 2004, Dalle *et al.* 2006). Los resultados sugieren que, en general, esta región se caracteriza por tener altos niveles de conservación de la cobertura forestal. Así, la zona maya presenta tasas de deforestación más bajas que las observadas en otras regiones de México. Esto, aunado al manejo comunitario de los recursos, ha hecho que la zona haya sido propuesta como uno de los ejemplos de “*modelo global de paisaje sustentable*” (Bray *et al.* 2003, 2004). El éxito de alcanzar simultáneamente el manejo comunitario y la conservación de los recursos naturales, se debe a la influencia de factores institucionales (Vance & Geoghegan 2002, Turner II *et al.* 2001) y reglamentaciones locales (Dalle *et al.* 2006) que conducen hacia un manejo sostenible del paisaje tropical (Bray *et al.* 2003, 2004).

Hasta la fecha ningún trabajo ha discutido las tendencias futuras de los paisajes de la PY. Una forma de estimar estas tendencias es partiendo de los resultados de los análisis de cambio de uso/cobertura de la tierra. Éstos permiten calcular una matriz de probabilidades de cambios entre tipos de coberturas (“*land use conversion matrices*”), que es la materia prima para cuantificar eventos pasados (v.g. tasas de deforestación) y simultáneamente, por emplear un proceso lineal de cadena de Markov, permiten proyectar bajo ciertos supuestos la estructura futura del paisaje en cuestión (Brown 1970,

Valverde & Silvertown 1997, Metzger 2002). Las cadenas de Markov, empleando cadenas homogéneas y no homogéneas, han resultado útiles para modelar la dinámica de comunidades (Acevedo *et al.* 1995, Chust *et al.* 1999, Hill *et al.* 2002, Korotrov *et al.* 2001, Logofret & Lesnaya 2000, McAuliffe 1988), aunque algunos autores han encontrado que estos modelos no son buena herramienta para predecir el cambio de la vegetación (López *et al.* 2001).

Estimar las tendencias futuras de un paisaje es relevante para entender las perspectivas del uso del suelo y del manejo de los recursos que aloja. Relacionado con esto último, varias de las especies proveedoras de productos forestales no maderables crecen en ambientes cambiantes. De esta forma, el uso sostenible de este tipo de recursos depende fuertemente de la dinámica propia del paisaje. Un ejemplo de ello es la palma de guano *Sabal yapa*, en el mosaico de agricultura itinerante en la PY (Pulido & Caballero 2006). Dado que se ha documentado que la palma de guano muestra diversos comportamientos demográficos según el tipo de cobertura vegetal donde se desarrolla (Capítulo 4), el uso sostenible de este recurso depende fuertemente de la dinámica del paisaje (véase capítulo 6).

En el presente capítulo se estudiaron los cambios de uso/ cobertura de la tierra para el ejido X-Maben, el cual es uno de los ejidos forestales mas extensos incluidos en el Plan Piloto Forestal, ubicado en la zona maya de la Península de Yucatán. El concepto de paisaje fue usado en el sentido sugerido por Forman (1995), es decir, entendido como el mosaico de coberturas naturales y de origen antrópico. Las preguntas específicas de esta investigación fueron: 1) ¿cuál es la estructura y dinámica del paisaje en el ejido X-Maben?; 2) ¿qué factores causales influyen posiblemente en esta dinámica?; 3) ¿qué estructura tendría el paisaje de X-Maben en el futuro, considerando la dinámica del paisaje en la actualidad?. Debido a que al menos en las últimas décadas las actividades agrícolas y forestales han sido la base económica y de subsistencia de los habitantes de X-Maben, se esperaba encontrar un mosaico de tipos de vegetación dominado por acahuales y, en menor proporción, cubierto por bosques maduros. Este mismo patrón se esperaba en el equilibrio. Por otra parte, dado que en las últimas décadas está ocurriendo un cambio en el sistema productivo y cultural en varios lugares de la PY (Hostettler 1996a, 1996b, Juárez 2002, Villa Rojas 1992), estos podrían afectar directa e



indirectamente la dinámica de este paisaje. Para dar respuesta a estos interrogantes, se realizaron clasificaciones supervisadas y no supervisadas de cuatro imágenes Landsat del área de X-Maben que cubren un período de 24 años (1976, 1988, 1997, 2000). Además, se calcularon las probabilidades de transición entre tres tipos de coberturas vegetales (milpa, acahual y bosque) para dos periodos contiguos de 12 años cada uno (1976-1988 y 1988-2000), con lo que se obtuvieron matrices de transición entre coberturas vegetales; esta información fue incorporada en un modelo de Cadenas de Markov que permitió proyectar la estructura del paisaje en el equilibrio. Este trabajo aporta datos sobre las tendencias actuales y futuras de este paisaje agrícola y analiza su relación con los probables factores causales tales como aspectos sociales (número de habitantes), económicos (sistema productivo), infraestructura (camino), entre otros.

## **Métodos**

### *Área de estudio:*

El presente trabajo se realizó en ejido *X-Maben* y *Anexos*, perteneciente al municipio Felipe Carrillo Puerto, estado de Quintana Roo, México (Figura 1). La vegetación del área comprende selvas medianas subperennifolias, de acuerdo con la clasificación de Miranda y Hernández-X (1963). La precipitación media anual es de 1294 mm, con un régimen unimodal con lluvias de verano. El suelo es derivado de roca caliza, en ambientes cársticos y forma un mosaico de leptosoles y rendzinas. X-Maben tiene un territorio aproximado de 730 km<sup>2</sup>. En la actualidad, el territorio es usado principalmente para la agricultura itinerante (basada en maíz) y producción de maderas. En las últimas décadas, el territorio también fue usado para la extracción de chicle (látex de *Manilkara zapota*) y de madera para durmientes; en los 80s X-Maben fue el principal ejido productor de madera para durmientes de la zona maya (Murphy 1990).

El ejido X-Maben está habitado por mayas yucatecos tradicionales que en el año 2000 sumaban cerca de 2980 personas. La tasa de crecimiento poblacional en el ejido es de 5.06% anual (Pulido & Caballero 2006). La mayor parte de la población habita en el poblado de *Señor*; otros poblados importantes por su tamaño de población son *Chan-Chen Comandante*, *José María Pino Suárez* y *San Antonio*.

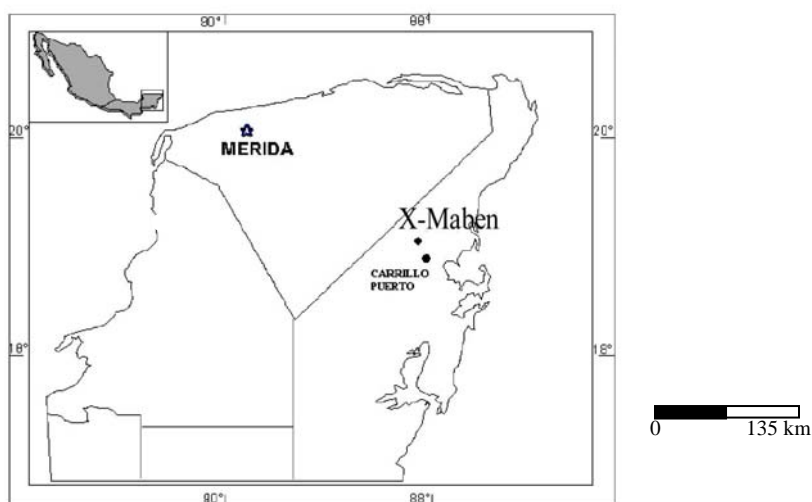


Figura 1. Mapa de ubicación del ejido X-Mabén en la Península de Yucatán.

*Clasificación de las imágenes de satélite:*

Se realizaron clasificaciones de cuatro imágenes de satélite (Tabla 1). Todas las imágenes fueron georeferenciadas con respecto a los datos espaciales de la imagen Landsat 7-TM (en unidades UTM-NAD27), de fecha 2000/04/21, usada en el Inventario Nacional Forestal (Palacio-Prieto *et al.* 2000, Mas *et al.* 2003). Después de georeferenciarlas, las imágenes fueron re-muestreadas a un píxel de tamaño  $30 \times 30$  m. Para el procesamiento de las imágenes se utilizó el programa ENVI Versión 3.5 (Research Systems, Inc., Boulder, Colorado, USA). La clasificación de cada imagen se realizó combinando clasificaciones supervisadas, así como no supervisadas (Gibson & Power 2000). Para realizar las clasificaciones supervisadas se utilizó un protocolo de máxima verosimilitud (“maximum likelihood”) (Gibson & Power 2000), empleando un umbral de probabilidad (“probability threshold”) de 0.5% para todas las clases. Para la obtención de los campos de entrenamiento (“training sites”), necesarios para realizar la clasificación supervisada, primero se efectuó una clasificación no supervisada por medio del algoritmo ISODATA (los parámetros utilizados fueron: *classes: 5-20, iterations: 5, change threshold: 4%, minimum number of pixels in class: 50, maximum class standard deviation: 1, minimum class distance: 5, maximum number of merge pairs: 2*). De esta forma se identificaron áreas espectralmente homogéneas. Para hacer la interpretación de las correspondencias

Tabla 1. Imágenes de satélite usadas para el análisis de la dinámica del paisaje del ejido X-Maben.

Sensor	Fecha	Tamaño píxel (m)	No. Bandas
Landsat 2-MS	12-Feb-1976	60 × 60	4
Landsat 4-TM	16-Dec-1988	25 × 25	6
Landsat 5-TM	31-Jan-1997	25 × 25	6
Landsat 5-TM	9-Feb-2000	25 × 25	6

entre estas áreas espectralmente homogéneas y los diferentes tipos de uso y cobertura de la tierra asociada con éstas, se utilizaron las siguientes fuentes de datos: 1) 468 puntos visitados y georeferenciados (mediante un GPS) en X-Maben en 2002; 2) seis fotografías aéreas en color (de 4.5 km<sup>2</sup> cada una) de noviembre de 2000, empleadas en el Inventario Nacional Forestal; 3) nueve ortofotos digitales en blanco y negro (años 1998 y 2000) obtenidas del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI, Aguascalientes, México); 4) 28 sitios que se sabe que fueron usados como milpas en 2003, donde se documentó la historia de uso de la tierra (Dalle 2006). Por medio de la información suministrada por algunos Ejidatarios de X-Maben, quienes conocían detalladamente la historia del uso de la tierra, se pudieron relacionar los datos espectrales con los tipos de cobertura vegetal y con las edades sucesionales de la cobertura forestal y de este modo definir los campos de entrenamiento. Para cada imagen se identificaron diferentes sitios de entrenamiento.

La separabilidad espectral de los sitios de entrenamiento se evaluó usando como criterio un valor mayor a 1.9 (en algunos casos sólo fue posible un valor > 1.7) en el índice de Jeffries-Matusita (Gibson & Power 2000). Con estos campos de entrenamiento se realizaron las clasificaciones supervisadas. Posteriormente, se llevaron a cabo dos filtros o análisis de mayoría (“majority analysis”) sobre las imágenes clasificadas, con el objetivo de remover píxeles no clasificados y píxeles aislados en todas las imágenes.

Las imágenes fueron clasificadas distinguiendo siete clases de cobertura vegetal (milpas y áreas abiertas, acahuals jóvenes, acahuals viejos, bosques siempre verdes, bosques deciduos, vegetación de zonas inundables y bosques quemados hace cinco años o menos) (ver Dalle *et al.* 2006). Con el objetivo de cuantificar los errores de

clasificación, se realizó una verificación de campo del mapa de cobertura vegetal del año 2000 (ver Dalle *et al.* 2006). Mediante un análisis *fuzzy* (Gopal & Woodcock 1994) se calculó que la exactitud global de la imagen del 2000 fue de 0.81 si se empleaban las siete clases de cobertura vegetal y de 0.91 si se reagrupaban bajo una misma categoría a ambos tipos de acahuales y bajo otra categoría se unían a ambos tipos de bosque (Dalle *et al.* 2006). Por lo anterior, para minimizar los errores de clasificación y de interpretación de los resultados discutidos en el presente capítulo, se decidió emplear en la presente tesis cuatro categorías de cobertura y uso de la tierra: milpas (áreas agrícolas del año de la imagen y del año anterior), acahuales (áreas sucesionales de entre 2 y 18 años de haber sido tumbadas para milpa), bosque (formaciones vegetales de más de 18 años de haber sido usadas para milpa, bosques quemados y bosques no usados para milpa en la historia reciente) y otros (nubes y sombras, cuerpos de agua, caminos, pueblos, vegetación inundable).

Debido a que el interés de este capítulo es evaluar la dinámica del paisaje generada por la agricultura itinerante en el ejido X-Maben, los píxeles incluidos en los análisis de las probabilidades de transición para la construcción de la cadena Markoviana incluyeron solamente al área del ejido X-Maben y se excluyeron unos cuantos píxeles de áreas de potreros existentes en 1976, época en la que aún estaba vigente un programa de apoyo gubernamental para este fin.

#### *Modelo Markoviano:*

Las cadenas de Markov (CM) son modelos matriciales que describen la dinámica de un sistema con base en un proceso probabilístico (Facelli & Pickett 1990, Caballero *et al.* 2004). Las CM constan de un *vector* que representa la distribución actual de los estados del sistema y una *matriz de transiciones* que contiene las probabilidades de cambio y permanencia entre estados para un período de tiempo (Facelli & Pickett 1990). Las CM pueden ser *homogéneas*, si la matriz de transiciones se mantiene constante para cada intervalo de tiempo, o en el caso contrario son *no-homogéneas*. Por otra parte, las CM pueden ser *ergódicas* (cuando la dinámica de un estado *i* conduce a un estado *j* y ese estado *j* puede después transitar a otro estado *k*) o *absorbentes* (cuando un estado *i* transita a un estado *j* y los siguientes estados de la cadena, se quedan atrapados en ese

estado  $j$ ). Cuando la cadena es *homogénea y ergódica*, entonces se puede calcular el primer eigenvector dominante, que representa el estado de equilibrio estable al que tenderá el sistema (“steady-state vector”) (Bernstein *et al.* 1987 citado en Facelli & Pickett 1990).

Empleando CM, se modeló la dinámica de los tipos de cobertura vegetal en el ejido X-Maben. Con base en la proporción de tres tipos de cobertura vegetal (milpa, acahual y bosque) cuantificados para los años 1976, 1988, 1997 y 2000, se calcularon probabilidades de transición entre estos tipos de cobertura para dos períodos de 12 años (1976 - 1988 y 1988 - 2000),  $P^{(12)}$ , y uno de tres años (1997-2000),  $P^{(3)}$ . De esta forma, se calcularon tres matrices de transición con el objetivo de predecir el cambio que puede tener el paisaje de X-Maben en el futuro. En otras palabras, el objetivo de usar las CM en el ejemplo de X-Maben fue conocer las tendencias de este paisaje.

En el modelo aplicado, el vector  $N_{(t)}$  representa la proporción relativa de la cobertura de milpa, acahual y bosque en el tiempo  $t$ . La matriz de transiciones  $P$ , está compuesta por elementos  $p_{ij}$ , donde cada uno representa la probabilidad de que un parche en estado  $j$  se transforme en un parche en el estado  $i$  en un intervalo de tiempo dado (v.g. probabilidad que un parche de bosque se transforme en milpa,  $p_{MB}$ ).

La multiplicación del vector  $N_{(t)}$  por la matriz  $P$  permite calcular el vector  $N_{(t+1)}$  que representa la distribución de estados en el tiempo  $t+1$ , como lo indica la fórmula (1):

$$N_{(t)} P = N_{(t+1)} \quad (1)$$

La multiplicación sucesiva de cada vector resultante por la matriz  $P$ , permite obtener  $N^*$  que es el vector estable de estados (steady-state vector), que se alcanza cuando:

$$N^* = N^* P \quad (2)$$

Dado que las columnas de la matriz de transiciones suman la unidad, el eigen valor dominante de la matriz  $P$  también es igual a la unidad. Para evaluar las diferencias entre el vector  $N_{(t)}$  y el vector de estado estable  $N^*$  se utilizó una prueba G (Zar 1996). Pueden encontrarse más detalles sobre las CM y variaciones sobre este modelo en Acevedo *et al.* 1995, Caballero *et al.* 2004 y McAuliffe (1988).

### *Cálculo de la tasa anual de deforestación:*

Siguiendo las especificaciones de Puyravaud (2003), se calculó la tasa anual de deforestación para los períodos 1976 - 1988, 1988 – 2000, 1976 - 2000, 1997-2000 de acuerdo con la fórmula:

$$r = [1/ (t_2-t_1)] \times \ln (A_2/A_1) \quad (2)$$

donde  $r$  es la tasa anual de deforestación;  $t_1$  y  $t_2$  corresponden al tiempo inicial y tiempo final respectivamente;  $A_1$  y  $A_2$  corresponde a la proporción de bosque (expresada en área, porcentaje o número de píxeles) inicial y final para un lugar dado.

### *Análisis de las características de las milpas y algunos factores causales*

Con el objetivo de analizar los cambios ocurridos entre 1976 y 2000 en las áreas estudiadas y la distribución espacial de las milpas, se compararon cualitativamente la distribución espacial de las milpas, su tamaño relativo y el tipo de vegetación circundante para los años 1976, 1988, 1997 y 2000. Por otra parte, con el objetivo de conocer los sistemas productivos actuales existentes en X-Maben, se hicieron entrevistas anualmente (2001-2004) a 58 unidades familiares del poblado de *Señor* (el método de selección de las unidades familiares está descrito en el capítulo 3). Los sistemas productivos fueron entendidos como el total de actividades económicas adoptados en cierto momento por un grupo social específico (Hostetter 1996a, pp. 26). Además, se realizaron dos entrevistas abiertas al Comisario Ejidal, el cual es el representante oficial del ejido. También, mediante una revisión de literatura se documentaron algunos aspectos históricos de la región.

Los resultados de las entrevistas realizadas a las unidades familiares fueron resumidos en una matriz básica de datos de datos de dimensión  $58 \times 10$ . Ésta incluyó un total de diez variables de datos socio-económicos y de manejo de la milpa y el solar (Tabla 2) tomadas a las 58 unidades familiares. Dado que en algunos casos se ha sugerido que existe una relación entre la diversidad florística de los solares y características culturales de la unidad familiar (Landauer & Brazil 1990), se incluyó el número de especies (riqueza) e individuos vegetales presentes en los solares para incorporar de forma directa o indirecta el grado de tradición cultural de cada familia. Los datos sobre los solares fueron obtenidos por Nieves-Delgado (2003), quien realizó una

Tabla 2. Variables incluidas en el análisis de componentes principales. \* variables donde se calculó el valor promedio de las tres ocasiones en que las unidades familiares fueron entrevistadas.

Variable	Descripción	Unidades
V1	No. de personas por familia	Personas (#)
V2	No. de especies vegetales en el solar	especies (#)
V3	Area promedio de una milpa *	Hectareas (#)
V4	Edad del jefe de familia	Años (#)
V5	Edad máxima de la vegetación de una parcela tumbada para milpa *	Años (#)
V6	No. de plantas en el solar	Individuos (#)
V7	Ingresos anuales por actividades agrícolas	Pesos (#)
V8	Ingresos anuales por negocios en X-Maben y/o salario en zona turística.	Pesos (#)
V9	Ingresos anuales por apoyos otorgados por el gobierno	Pesos (#)
V10	Edad promedio de la vegetación tumbada para milpa *	Años (#)

caracterización florística de los huertos familiares del poblado de *Señor*, muestreando las mismas 58 unidades familiares que fueron encuestadas en la presente tesis. Esta matriz básica de datos fue analizada mediante un análisis de componentes principales (ACP), empleando el programa NTSYS 2.1. Para realizar el ACP, la matriz básica de datos fue estandarizada en el sentido de las columnas y posteriormente se llevaron a cabo las correlaciones de Pearson entre las variables. La estandarización fue hecha aplicando la siguiente expresión:

$$y' = (y - y^{\wedge}) / (y - \sigma) \quad (3)$$

Donde  $y'$  representa el valor estandarizado de la variable en cuestión,  $y^{\wedge}$  es su valor promedio, mientras que  $\sigma$  es su desviación estándar.

## Resultados

### *Estructura y dinámica del paisaje*

Los mapas de cobertura y uso de la tierra de los años 1976, 1988, 1997 y 2000 muestran que en X-Maben la actividad agrícola no ocurre en todas las zonas del ejido, sino que se concentra en algunos lugares que normalmente son los más cercanos a los poblados y caminos (Figura 2). El paisaje de X-maben está dominado por bosques (76-87% del área), mientras que los acahuales y las milpas ocupan menor cobertura (del 9 al 22% corresponden a acahuales y 1- 4% son milpas; Tabla 3). Durante el período 1976- 2000,

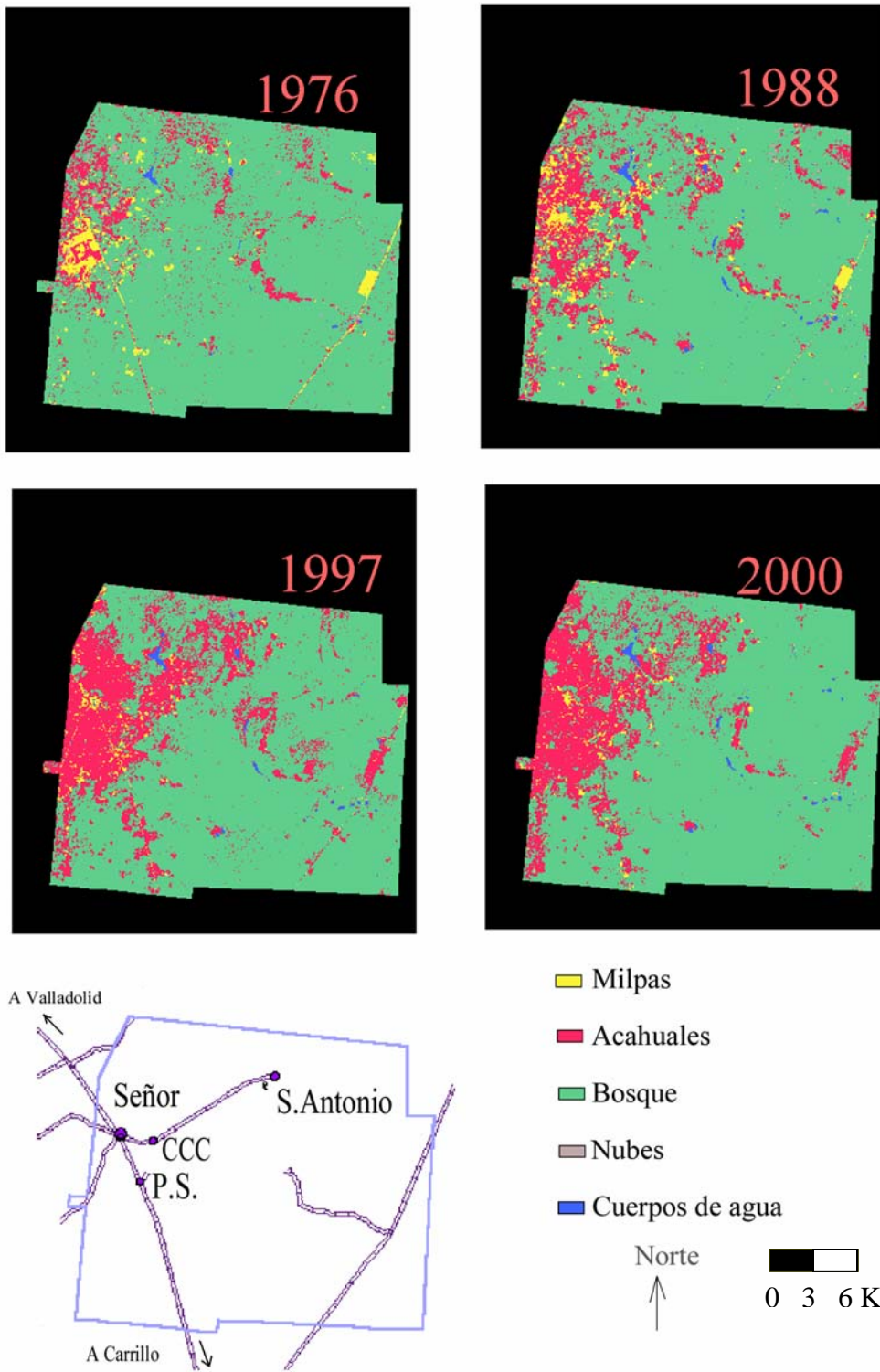


Figura 2. Mapas de los tipos de cobertura vegetal del ejido X-Maben y Anexos para diferentes años. CCC=Chan Chen Comandante; P.S = José María Pino Suárez



hubo una pequeña disminución de la cobertura neta de bosque en el paisaje de X-Maben (Tabla 3). Así, durante el período 1976-1988 la tasa de deforestación fue de 0.59%, mientras que entre 1988-2000 fue del 0.21% (Tabla 4); estos valores son menores a lo observado en otros lugares de México y el neotrópico. En el caso de paisajes modificados por la agricultura itinerante, la tasa de deforestación no refleja los diversos procesos intermedios que han modificado a las coberturas vegetales. Es entonces cuando los resultados del modelo Markoviano permiten conocer el detalle de los cambios ocurridos entre las clases de cobertura para cierto período de tiempo.

Las matrices de transición obtenidas para los diferentes períodos de observación muestran que tanto las dos matrices  $P^{(12)}$  (1976 - 1988 y 1988 - 2000), como la matriz  $P^{(3)}$  (1997 - 2000) fueron notoriamente distintas entre ellas (Tabla 5). En el primer período, 1976-1988, las parcelas agrícolas se usaron de forma más intensiva ( $P_{MM}=0.1233$ ) que en el segundo período, 1988-2000 ( $P_{MM}=0.0359$ ); la probabilidad de transición de los acahuals a bosques fue mayor para el primer periodo de 12 años ( $P_{AM}=0.4446$ ) que para el segundo ( $P_{AM}=0.3354$ ); la probabilidad de permanencia de los acahuals y de los parches de bosque fue mayor en el primer periodo que en el segundo (Tabla 5).

Tabla 3. Estructura del paisaje de X-Maben para los años 1976, 1988, 1997 y 2000. La categoría “otros” incluye cuerpos de agua, nubes, potreros y zonas urbanas.

Cobertura	1976	1988	1997	2000
Milpa	3%	4%	1%	1%
Acahual	9%	14%	22%	19%
Bosque	87%	81%	76%	79%
Otros	1%	1%	1%	1%

Tabla 4. Tasas de deforestación,  $r$ , estimadas para el ejido X-Maben durante varios períodos de tiempo.  $A1$  y  $A2$  son la cobertura de bosque al inicio y al final del período. Ver el texto para detalles sobre el cálculo de  $r$ .

Período (años)	A1 (# ha)	A2 (# ha)	$r$ (%)	Cambio neto en la cobertura de bosque
1976 - 1988	70647	65789	0.59	Pérdida
1988 - 1997	65789	61875	0.68	Pérdida
1997 - 2000	61875	64121	1.19	Ganancia
1988 - 2000	65789	64121	0.21	Pérdida
1976 - 2000	70647	64121	0.40	Pérdida

Tabla 5. Matrices de transición entre clases de cobertura vegetal del ejido X-Maben para dos períodos de 12 años,  $P^{(12)}$  y un período de tres años,  $P^{(3)}$ , considerando tres clases de parches: milpa, acahual y bosque. Cada entrada de la matriz representa la probabilidad que, en un período de 12 ó 3 años respectivamente, un parche de clase  $j$  transite a uno de clase  $i$ . Los estados iniciales están en las columnas y los estados finales en las filas.

$P^{(n)}$		$t_0 = 1976$			
		MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	
$P^{(12)}$	$t_1 = 1988$	MILPA	0.1233	0.1155	0.0231
		ACAHUAL	0.5214	0.4399	0.0955
		BOSQUE	0.3553	0.4446	0.8814
		$t_0 = 1988$			
		MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	
$P^{(12)}$	$t_1 = 2000$	MILPA	0.0359	0.0252	0.0062
		ACAHUAL	0.8314	0.6394	0.0787
		BOSQUE	0.1327	0.3354	0.9151
		$t_0 = 1997$			
		MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	
$P^{(3)}$	$t_1 = 2000$	MILPA	0.0339	0.0248	0.0055
		ACAHUAL	0.8687	0.6766	0.0391
		BOSQUE	0.0974	0.2986	0.9554

Debido a la dinámica temporal no homogénea del paisaje de X-Maben, se calculó el eigenvector derecho de cada matriz para calcular la estructura del paisaje que podría esperarse en el equilibrio (Tabla 6). La matriz correspondiente a 1976-1988 requirió de 11 iteraciones, para llegar al equilibrio asintótico (Tabla 6), mientras que la matriz de 1988-2000 en dos iteraciones (lo que correspondería, en teoría, al año 2024), alcanzó el equilibrio asintótico. Para ambas matrices el vector esperado en el equilibrio  $N^*$  difirió de la estructura del paisaje observada al inicio de cada período (vector  $N_{(t)}$ ) (período 1976-1988:  $G=29625$ ; período 1988-2000:  $G=24254$ ;  $P<0.05$  y d.f.=2 en ambos casos).

Como se ha visto, el paisaje en X-Maben tiene una dinámica *no homogénea*, es decir, las probabilidades de transición entre las diferentes clases de cobertura vegetal dependen del período de tiempo de observación. Este resultado era previsible debido a la variación temporal de los factores socio-económicos que afectan directa e indirectamente la dinámica de este paisaje moldeado por la agricultura itinerante.

#### *Cambios en las características de los parches de milpa*

Durante el período analizado (1976-2000), han cambiado varios aspectos de las parcelas agrícolas tradicionales tales como el área dedicada a esta actividad y el patrón de

Tabla 6. Comparación entre el vector de estructura observada ( $N_{(t)}$ ) y el vector de estructura del paisaje en el equilibrio,  $N^*$ , para los períodos 1976-1988 y 1988-2000. Se muestra la estructura de cada vector y el valor resultante de la prueba G.

Período	Tipo de cobertura	$N_{(t)}$		$N^*$		G
		Año		Año		
1976	Milpa	1976	0.0320	2120	0.0435	29625
a	Acahual		0.0906		0.1740	
1988	Bosque		0.8696		0.7825	
1988	Milpa	1988	0.0390	2024	0.0102	24254
a	Acahual		0.1416		0.1966	
2000	Bosque		0.8098		0.7931	

distribución espacial. El área dedicada a milpas ha disminuido en X-Maben durante los 24 años analizados (Tabla 3). Así la imagen de 1976 muestra que 28864 ha fueron milpas, mientras que en 1988 esto aumentó a 35184 ha, en 1997 fue de 12654 ha y en el 2000 fue 10348 ha. Un análisis visual de los mapas de la Figura 2 muestra claramente que el tamaño y distribución espacial de las parcelas agrícolas cambió en el período de 24 años. En 1976 las milpas se distribuyeron de forma dispersa en varias zonas del ejido, lo que incluyó zonas próximas a los poblados y zonas donde existían ranchos (Figura 2); en general, estas parcelas estuvieron rodeadas de bosque. En 1988 las milpas ocuparon un área mayor (35,184 ha) y cada uno de los parches de milpa fue de mayor extensión (Figura 2). Las milpas de 1988 se ubicaron en las vecindades de los pueblos principales (como ya se había observado en 1976) y en nuevas zonas, tales como el noroccidente y el centro del ejido (v.g. *X-Nu-Kankab*). En 1988, las milpas estuvieron rodeadas generalmente por acahuales y algunas otras por bosque. Por su parte, las milpas abiertas en 1997 fueron de menor extensión que las de 1988 y la mayoría de ellas estuvieron inmersas en el mosaico de acahuales aledaños al poblado de *Señor*, es decir, en el noroccidente del ejido. Por último, las milpas del 2000 fueron también de pequeña extensión y se agrupan en la misma zona noroccidental de X-maben, aunque se hizo notorio el reciente desarrollo de milpas en zonas aledañas a la carretera que conduce hacia el poblado de Felipe Carrillo Puerto. La mayoría de estas milpas estuvieron rodeadas de acahuales.

### *Características económicas de la población humana en X-Maben*

Para el período de estudio (1976-2000) no contamos con datos acerca del ingreso monetario que recibían las familias de X-Maben. Sin embargo, por medio del análisis de las encuestas realizadas por nosotros en 2001-2004, pudimos obtener información sobre las características económicas recientes. En X-Maben el ingreso promedio anual fue de MX \$ 36,302 pesos / unidad familiar en 2001-2004. La suma del ingreso total recibido por las 58 unidades familiares entrevistadas muestra que son similares los ingresos obtenidos por actividades del sector primario (venta de miel, maíz, animales, etc.), secundario (jornales, trabajo especializado en *Señor* o Carrillo Puerto), comercio (tiendas de abarrotes), jornales en zona turística (albañiles, personal de limpieza y cocina en los hoteles) y transferencias de apoyos gubernamentales (Tabla 7). Sin embargo, se presentó variación entre unidades familiares con respecto a la importancia de cada una de las actividades productivas realizadas por cada una de ellas.

Para relacionar las estrategias económicas de las unidades familiares con el manejo de la milpa se realizó un análisis de componentes principales. De acuerdo con estos resultados, el 63% de la variación total observada fue explicada por los tres primeros componentes (Tabla 8) y sugiere que hay una tendencia a que las unidades familiares con mayor área promedio de milpas (V3) obtengan menores ingresos por trabajo asalariado (jornales locales y en la zona turística) y/o negocios (V8). Asimismo, el segundo componente principal mostró una relación inversa entre el número de individuos y especies vegetales presentes en el huerto familiar (V6, V2) y el monto de los ingresos obtenidos por negocios y/o trabajo asalariado en la zona turística (V8) (Figura 3, Tabla 9). Lo anterior sugiere que si una familia tiene mayores ingresos generados por actividades agrícolas, tenderá a tener más hectáreas de milpa y mayor riqueza de especies vegetales en sus huertos familiares. Por el contrario, aquellas familias dedicadas primordialmente al sector secundario (negocios, trabajo asalariado) tienden a tener milpas más pequeñas y huertos familiares con menor riqueza de especies.

Tabla 7. Importancia relativa de varias actividades económicas en un total de 58 unidades familiares en X-Maben.

Renglón económico	Actividades incluidas	Promedio del ingreso total anual (MX\$)	Unidades familiares (#)
Empleo en zona turística	Salario en riviera maya (albañil, cocinero)	474849	28
Comercio	Tiendas (abarrotes)	466800	10
Transferencias	Apoyos de Oportunidades y Procampo	350061	57
Primario	Milpa, miel, animales domésticos, guano	349804	56
Secundario	Jornales, artesanías, trabajo especializado	464020	37

Tabla 8. Valor de los eigenvalores y variación explicada por los tres primeros componentes principales.

Componente	Eigenvalor	% explicado	% acumulado
1	2.81	28.11	28.11
2	2.00	19.99	48.11
3	1.52	15.25	63.35

Tabla 9. Contribución de cada variable a los tres primeros componentes principales (CP) (eigen vectores). Los mayores valores absolutos están señalados en negrillas.

Variable	Variable	CP I	CP II	CP III
V1	Personas por familia	0.48	0.29	<b>0.59</b>
V2	Especies en solar	0.15	<b>-0.86</b>	0.38
V3	Área promedio por milpa	<b>0.84</b>	0.21	0.13
V4	Edad del jefe	0.48	-0.09	-0.18
V5	Años de las parcelas mas viejas usadas	0.71	-0.07	<b>-0.57</b>
V6	Plantas en solar	0.17	<b>-0.91</b>	0.21
V7	Ingresos anuales por activ. agrícolas	0.30	0.09	0.45
V8	Ingresos anuales por negocio y/o salario	-0.30	0.36	0.02
V9	Ingresos anuales por apoyos	0.62	0.38	0.40
V10	Edad promedio de parcelas tumbadas	0.73	-0.12	-0.50

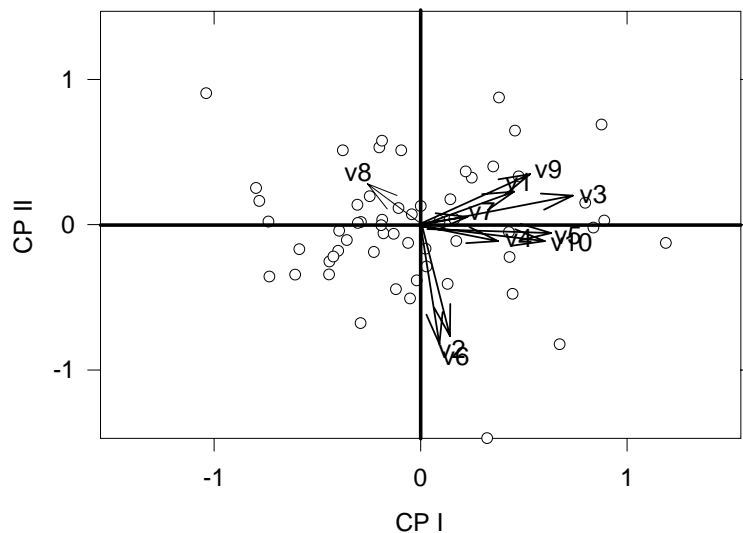


Figura 3. Ordenación de las 58 unidades familiares en los dos primeros componentes principales (CP). Además, en el mismo espacio se presenta la ubicación de las diez variables, siguiendo la notación mostrada en la Tabla 2.

## Discusión

Nuestros resultados muestran que a pesar que el territorio de X-Maben se ha usado primordialmente para producción agrícola, en las últimas tres décadas el ejido ha mantenido buena parte de su territorio cubierto por bosques (secundarios y en menor proporción primarios), presentando una tasa de deforestación neta de sólo 0.4%, inferior a las reportadas globalmente para México, que oscilan entre 0.51% y 1.3% (evaluadas en los períodos 1976-2000 y 1993-2000 respectivamente - Mas *et al.* 2004). Otras estimaciones muestran que esta es fue de 1.9% en los ocho estados tropicales del sureste de México entre 1977 y 1992 (Cairns *et al.* 2000), 4.3% en las selvas tropicales de los Tuxtlas entre 1976-1986 (Dirzo & García 1992) y 0.32-0.39% en la parte sur de la PY entre 1969-1997 (Turner II *et al.* 2001).

Además, los resultados sugieren que entre 1976 y 2000 ha disminuido el área total dedicada a milpa, la distribución espacial de las milpas ha cambiado de ser disperso a ser agrupado y el tipo de vegetación que rodea a las parcelas agrícolas también ha cambiado, pues inicialmente fueron bosques, mientras que más recientemente tendieron a estar

rodeadas por acahuales. Esto se relaciona con que la dinámica del período 1976-1988 fue diferente a la del período 1988-2000, lo que se reflejó en el carácter no homogéneo de las matrices de transición. Lo interesante aquí es entender cuáles fueron las razones o factores que causaron estos cambios en el área y distribución de las milpas.

### *Análisis de los posibles factores causales*

Desde los 70s hasta la actualidad en el ejido X-Maben han cambiado varios aspectos que potencialmente repercuten sobre la distribución de las milpas y por consiguiente sobre la estructura y dinámica de la cobertura vegetal del paisaje agrícola. Estos aspectos fueron agrupados en patrones espaciales de distribución de uso del suelo, aspectos institucionales y sistemas productivos.

*1. Cambios en patrones espaciales de distribución de uso del suelo.* El cambio en el patrón de distribución espacial de las milpas entre 1976 (dispersas) y 2000 (agrupadas) refleja el hecho que, a su vez, el patrón de asentamiento humano ha cambiado de ser disperso (en ranchos y pequeños poblados) a ser agrupado en la actualidad. En los 60s y 70s la población se distribuyó en ranchos y pequeños asentamientos, mientras que ahora están agrupados en pueblos como *Señor*. Este cambio en el patrón de asentamiento se relaciona con la disponibilidad de los servicios públicos (luz eléctrica, agua y desde 2004 hay teléfonos e internet) y planteles educativos (en la actualidad *Señor* cuenta con una escuela de Bachilleres) principalmente en *Señor*. Así, en los 70s y 80s muchas familias que habitaban ranchos y caseríos se trasladaron al pueblo de *Señor*, entre otras cosas, para que sus hijos pudieran estudiar la primaria.

Por otra parte, el desarrollo de una mejor infraestructura de caminos en tiempos recientes condujo a la expansión de la frontera agrícola a otras áreas del ejido. Mientras que en 1976 las milpas estaban mas dispersas, en 1988, 1997 y 2000 muchas milpas estuvieron próximas a los caminos y carreteras. Así, en los últimos años se han hecho milpas cerca de la carretera 186 que une a *Señor* con Carrillo Puerto (construida a finales de los 60s) y cerca del camino blanco que une a *Señor* con *San Antonio*. La construcción de carreteras, junto con la mayor disponibilidad de medios de transporte, tales como bicicletas y “combis”, han permitido que muchos campesinos vivan en los poblados

principales y tengan su milpa en zonas situadas a distancias hasta de 15 km del lugar en el que viven.

2. *Aspectos Institucionales.* En las últimas décadas, ha aumentado el número y posiblemente el monto de los apoyos del gobierno (Tabla 10). Mientras que en los 70s los habitantes de X-Maben sólo tuvieron dos apoyos gubernamentales (proyecto de ganadería y apoyo del BANRURAL), en la actualidad existen al menos seis. El proyecto de ganadería buscó la crianza de 200 cabezas de ganado en cerca de 1,200 ha en varios ejidos del municipio de Felipe Carrillo Puerto (Hostetter 1996a), aunque el proyecto no fue exitoso; en X-Maben y varios ejidos de la zona, el BANRURAL pretendió mejorar la actividad milpera a través de ayuda financiera y el aseguramiento de la cosecha (Hostetter 1996a). Para el ejido de Yaxley, situado al occidente de X-Maben, se sabe que el tamaño de las parcelas varió entre 2-10 ha y que en el ciclo productivo 1987-1988 el BANRURAL apoyó 214 ha, pagando un total de \$ 55,250,520 pesos (Hostetter 1996a, pp. 193 y 226). Los programas vigentes en X-Maben en la actualidad son: 1.

*OPORTUNIDADES.* Forma parte de una cadena de programas nacionales de lucha contra la pobreza, iniciados en 1984 (1984-1990 Programa Nacional de Solidaridad – PRONASOL; 1990-1996 Programa de Educación, Salud y Alimentación – PROGRESA; 1996-2001 OPORTUNIDADES). Éstos otorgan dinero a las familias más pobres en función del número de hijos que están estudiando y del número de mujeres. 2.

*PROCAMPO* (Programa de Apoyos para el Campo): subsidio para incentivar la actividad agrícola que en 2001 apoyó 10, 575,453 ha en la República Mexicana. 3. *Corredor*

*frutícola:* iniciado en los 90s, consiste en la producción de cítricos en 100 ha adyacentes entre sí, que cuentan con agua de riego (pozo). 4. Programa de Reforestación: iniciado en X-Maben en 1985, es un requisito de Secretaría de Medio Ambiente y Recursos

Naturales para dar el permiso de aprovechamiento de madera; en 2003 consistió en la siembra de 20,000 plántulas (en otros años se han sembrado 100,000 plántulas/año) en un área de 5,000 ha de monte alto ya explotado (aledañas a Laguna Azul). 5. Programa de Agroforestería: consiste en sembrar plántulas de cedro y caoba (625 plántulas / ha) en acahuals y milpas. 6. *Invernaderos:* iniciado en 2002 para la producción tecnificada de tomate (*Lycopersicum* sp.) y chile (*Capsicum* spp.) (Tabla 10).



Tabla 10. Cambios en aspectos económicos y demográficos relevantes entre 1972-2005 en el ejido X-Maben y en el Estado de Quintana Roo.

Período (años)	Asunto	X-Maben	Quintana Roo
1972	Población humana (#)	946	?
1972- 1988	Tasa de crecimiento pob. humana	5.42%	?
1976-1988	Tasa de deforestación	0.59%	?
1970	Proyecto Cancún		Inicio
1972?	Proyecto de Ganadería	Inicio	Inicio
1986	Plan Piloto Forestal	Inicio	Inicio
1988	Huracán Gilberto	Impacto	Impacto
1988	Población humana (#)	2200	?
1972- 1988	Apoyos gubernamentales	limitado	limitado
1988-2000	Tasa de crecimiento pob. humana	2.56%	?
1988-2000	Tasa de deforestación	0.21%	?
1984	Programas de lucha contra la pobreza	Inicio	Inicio
1985	Programa de Reforestación	Inicio	?
1990	Población humana (#)	2377	17469
1990	Programa de Corredores frutícolas	Inicio	?
1995	Huracán Roxana	Impacto	Impacto
1997	Programa DICONSA	Inicio	?
2000	Población humana (#)	2980	21568
2002	Programa de Invernaderos	Inicio	?
2003	Apoyos PROCAMPO	650 productores (1,962 ha )	23053 productores (72,975 ha)
2003	Apoyos CONAFOR (reforestación)	MX\$ 110,970 (US\$10,237)	?
2004	Apoyos OPORTUNIDADES	MX\$ 2,903,285 (US\$256,022)	?
2004	Ventas de DICONSA (toneladas de maíz /año)	156	?
2005	Ventas de DICONSA (toneladas de maíz /año)	279	?

Por otra parte, el Plan Piloto Forestal ha sido otro factor institucional que ha modificado la dinámica espacial de la agricultura itinerante en X-Maben porque éste creó una “frontera agrícola interna” dentro de los ejidos (Bray *et al.* 2004). En X-Maben, esto causó que una parte del territorio esté ordenada territorialmente para la explotación de maderas, por lo que no debe ser usada para agricultura, según las regulaciones impuestas localmente (Dalle *et al.* 2006).

3. *Cambios en los sistemas productivos.* Según la percepción de los campesinos de X-Maben, la productividad de la tierra ha disminuido; al parecer, hace unas décadas una

hectárea en X-Maben podía producir hasta dos toneladas de maíz al año, suficiente para el consumo de una familia durante dos años, mientras que actualmente sólo logran cosechar entre 250 y 1000 kilogramos por hectárea. Debido a las bajas cosechas y/o al cambio de actividades económicas, las tiendas gubernamentales de DICONSA de X-Maben vendieron en 2004 y 2005 un volumen de maíz cercano al que requiere la mitad de las familias en X-Maben para autoconsumo (Tabla 10). Los ejidatarios de X-Maben relacionan las malas cosechas con la actual variación del clima y con el menor número de ceremonias realizadas (*ch'a-cháak* o petición de lluvias y *matan* o agradecimiento por la cosecha) debido al cambio de religión (INEGI 2003). A pesar de lo anterior, la mayor parte de los ejidatarios de X-Maben continúan haciendo sus milpas (aunque de menor extensión), posiblemente por la gran importancia cultural que tiene esta actividad (Re Cruz 1996).

Por otra parte, en el ejido X-Maben el sistema productivo se ha diversificado. Éste pasó de estar basado en actividades del sector primario (tales como la agricultura de subsistencia y la extracción de productos maderables y no maderables), a existir en la actualidad un amplio conjunto de actividades económicas. Así, en la actualidad la comunidad de X-Maben en su conjunto obtiene un beneficio económico relativamente alto y comparable entre actividades del sector primario, secundario y terciario, así como dinero obtenido por medio de apoyos gubernamentales (Tabla 7). La diversificación de actividades económicas se relaciona con el desarrollo de una infraestructura de caminos, que ha posibilitado el desplazamiento de la gente del ejido X-Maben para salir a trabajar a la zona turística de Cancún, Tulúm, Playa del Carmen y para vender sus productos. Además, los pobladores de X-Maben afirman que cada vez hay mayores oportunidades de trabajo en actividades no agrícolas. La combinación de estos factores ha creado en X-Maben una economía doméstica mixta, tal como ha ocurrido en la zona maya (Hostetter 1996a). Así, la milpa como actividad productiva ha pasado de ser hace unas décadas la única opción económica, a ser en la actualidad una más de las actividades productivas. Uno de los entrevistados afirmó que hace unas décadas el milpero era el rico del pueblo, mientras que ahora el milpero es de los más pobres, aquel que no tiene otra opción de trabajo.

La tendencia mostrada por el análisis de componentes principales sugiere que las familias más dedicadas al sector primario tienden a tener milpas más grandes y huertos más ricos en especies vegetales, lo cual puede indirectamente sugerir una mayor tradición cultural; mientras que ocurre lo opuesto en las familias primordialmente dedicadas al sector secundario. Aunque está fuera de los alcances del presente capítulo, sería interesante relacionar estas tendencias con la ubicación espacial de las milpas. Se esperaría que las familias que obtienen mayores ingresos del sector primario hagan sus milpas en las mejores tierras agrícolas, que normalmente están situadas a mayores distancias de los poblados, por ser éstas áreas cubiertas por bosques más maduros.

Uno de los factores que no resultaron ser tan explicativos de los cambios del paisaje fue por ejemplo la tasa de crecimiento de la población humana. De esta forma, el incremento en la población de X-Maben (que en el período 1935-2000 ha crecido a una tasa de 5% anual, véase Capítulo 2) no se ha traducido en una mayor cobertura de milpas (Tabla 3). Abizaid & Coomes (2004) reportaron resultados similares para Calakmul, en el estado de Campeche.

#### *La RTQ y la deforestación*

Durante varios años la agricultura itinerante ha sido tachada de ser una de las principales causas de deforestación en el trópico (Vance & Geoghegan 2002, Turner II *et al.* 2001, FAO 1999, Brandy *et al.* 1993). Sin embargo, esta visión está cambiando a medida que se ha documentado que la RTQ tiene un bajo impacto ecológico a largo plazo comparado con las parcelas permanentes de agricultura intensiva (Soulé *et al.* 1990, Tilman *et al.* 2001), los potreros y sistemas agroforestales (Ferguson *et al.* 2003). Además, si los bosques secundarios son incluidos dentro de la cobertura forestal, esta práctica agrícola no necesariamente conduce de forma lineal hacia la deforestación (Sunderlin 1997, Fox *et al.* 2000).

Las ventajas de la RTQ frente a otros usos de la tierra se relaciona con la alta velocidad de regeneración de las parcelas abandonadas (Ferguson *et al.* 2001), el alto valor de conservación tanto del paisaje en mosaico como del sistema agroforestal en si mismo (Chazdon 1998, Finegan & Nasi 2004, Griffith 2000, Kass & Somarriba 1999), así como los servicios ecosistémicos que brindan las zonas en descanso agrícola (Kass & Somarriba 1999, Skole *et al.* 1998). Esto se explica porque el disturbio causado por la

RTQ es pequeño (1-5 ha) comparada con área afectada por potreros o plantaciones y porque las zonas afectadas por la RTQ generalmente están rodeadas de un mosaico de vegetación, lo que permite una tasa de regeneración más alta (Uhl *et al.* 1990).

Los resultados del presente capítulo, específicamente las matrices de transición (Tabla 5) indican que la probabilidad de regeneración de acahuales a bosque ( $P_{BA}$ ) fue de 0.44 para el período 1976-1988 y de 0.33 durante 1988-2000. La mayor tasa de regeneración entre 1976-1988 puede estar relacionada con que en 1976 y en algunos casos en 1988 las parcelas de milpas estuvieron rodeadas de bosque, mientras que en el último período tendieron a estar rodeadas primordialmente de acahuales. Esto pudo haber modificado procesos como la lluvia de semillas, que modifica la velocidad de la regeneración natural (Uhl *et al.* 1990).

Los parches de acahual que transitan a parches de bosque pueden tener algunas diferencias importantes en su estructura y composición florística con respecto a los bosques no perturbados. Para la PY en general, se ha estimado que se requieren de 55 a 95 años para que una parcela utilizada para la agricultura tradicional recupere la biomasa propia del bosque maduro y que se necesitan de 65 a 120 años para que recupere la biomasa en pie típica de un bosque maduro no explotado para madera (Read & Lawrence 2003). Por otro lado, Turner *et al.* (2001) han sugerido que las selvas de la PY requieren de 25 años de sucesión secundaria para recuperar el 80% de la biomasa inicial, con un conjunto de especies similar al de las condiciones previas a la perturbación. Tomando en cuenta que en 1988 el 14% del territorio de X-Maben estuvo cubierto por acahuales (Tabla 3) y sabiendo que en el período 1988 a 2000 la probabilidad de transición de parches de acahual a parches de bosque fue de 0.335 (Tabla 4), se calcula que cerca de un 4.7 % (porque  $14\% * 0.335 = 4.7\%$ ) las selvas de X-Maben del año 2000, que aquí denominé *bosque*, podrían diferir en aspectos estructurales y de composición florística con un bosque maduro típico. Este estimado del 4% puede ser mayor si se incluye el efecto que podría tener la tala selectiva de maderas finas sobre la biomasa y diversidad de las selvas de X-Maben. Por consiguiente, la agricultura de roza podría estar teniendo consecuencias más marcadas sobre la estructura y composición florística de los parches con diferente tipo de cobertura vegetal, que sobre el porcentaje de área deforestado.

Por otra parte, los huracanes también han modificado el paisaje de X-Maben. Las entradas  $P_{AB}$  de las matrices de transición, representan la probabilidad que un área (parche) de bosque se transforme en un acahual. Esta transición puede explicarse por eventos de huracanes, que al modificar la estructura del dosel, posiblemente modifica la respuesta espectral. La zona de estudio fue impactada en 1988 por el huracán Gilberto y en 1995 por el huracán Roxana, de categorías 5 y 3, respectivamente (Boose *et al.* 2003).

#### *Clasificación y caracterización de los acahuales*

Algunos autores han empleado imágenes de satélite Landsat TM para identificar varios tipos de estados sucesionales en bosques tropicales (Brondizio *et al.* 1994, Bray *et al.* 2004). Aún así, existe relativamente poco avance en el desarrollo de métodos apropiados para realizar clasificaciones de vegetación sucesional. Debido a la relativa dominancia de la vegetación secundaria en paisajes tropicales (Bawa *et al.* 2004), el uso de imágenes de satélite podría aportar datos únicos para entender la dinámica de la sucesión vegetal. Una limitante para el empleo de imágenes de satélite en la clasificación de la vegetación secundaria es la aparente baja separabilidad entre coberturas de edades sucesionales similares. Esto puede deberse parcialmente a que, en general, no se cuenta con suficiente información de campo para generar los campos de entrenamiento de los tipos de vegetación sucesional que se quiere identificar en una imagen. En este sentido, resulta muy útil incorporar los datos aportados por los pobladores locales, sobre todo si ellos conocen la historia de uso de la tierra y pueden informar sobre las variaciones en las tasas de regeneración y su relación con variantes de suelo, humedad, etc. Para la PY, Mirzrahi *et al.* (1997) han sugerido que las tasas de regeneración de la vegetación que crece en suelos de rendzinas (*k'ankab*) y leptosoles (*box lu'um*) son similares. Sin embargo, durante las fases de campo y de análisis de las imágenes de satélite del área de X-Maben, se encontró que en varios casos no hay una correspondencia total entre la edad de abandono de una parcela y el desarrollo estructural de la vegetación secundaria, evaluado éste de manera observacional. Esto ha sido reportado para algunos bosques tropicales secos (Arroyo-Mora *et al.* 2005). Por lo tanto, es deseable un mayor entendimiento de la relación entre variantes de suelo, estructura de la vegetación, edad de

las parcelas y características espectrales, para poder realizar clasificaciones más finas de los tipos de cobertura vegetal.

### *Tendencias del paisaje agrícola en X-Maben*

Los resultados de las matrices de transición y la observación de la ubicación de las áreas agrícolas nos permiten especular sobre la dirección a la que puede llevar la dinámica del paisaje de X-Maben en el futuro. Considerando que la actividad agrícola tiende a tener cada vez menor importancia frente a otras actividades económicas, parece plausible pensar que los resultados de la proyección del período 1988-2000 pueden ser los que proyecten de manera más realista la tendencia del paisaje de X-Maben en el corto plazo. Por lo tanto, se esperaría que en el equilibrio, el paisaje agrícola de X-Maben estuviera compuesto por 1% de milpas (activas y usadas en el año anterior), 19% de acahuales (entre dos y 18 años de haber sido tumbados para milpa) y 79% de selvas con 18 años de abandono o más (Tabla 6). Esto podría esperarse si se mantienen las características actuales de uso de las parcelas agrícolas y la longitud de los ciclos agrícolas, al igual que las condiciones de tenencia de la tierra, la velocidad de regeneración de la vegetación y la importancia relativa de las actividades económicas, entre otros factores. Sin embargo, factores como la tenencia de la tierra podrían cambiar como consecuencia de la modificación del artículo 27 de la Constitución Nacional que reglamenta que, a partir de 1992, es legal la venta/renta de terrenos ejidales. A pesar de ello, en X-Maben y muchos otros ejidos de México, la tierra es aún propiedad comunal.

La dinámica del paisaje en X-Maben también ha dependido y posiblemente seguirá dependiendo de regulaciones institucionales y locales. El ejemplo más claro es la aplicación de proyectos de reforestación - apoyados por instituciones gubernamentales y aprobados por la asamblea ejidal- los cuales han permitido la regeneración de la cobertura vegetal aún en zonas cercanas al poblado de *Señor* (Dalle *et al.* 2006). Actualmente varios proyectos de reforestación están siendo apoyados en X-Maben (v.g. el de agroforestería) y se esperaría que esto continuara zonificando y moldeando la dinámica de la zona agrícola y no agrícola en el futuro cercano.

### *Implicaciones de los cambios en el paisaje sobre el manejo de recursos naturales*

Es conocido que muchos recursos naturales se distribuyen y son cosechados dentro de un mosaico de diversos tipos de coberturas vegetales. Sin embargo, las consideraciones sobre su manejo y aprovechamiento no han incluido las variaciones en espacio y tiempo en la estructura y dinámica del paisaje. En el caso de recursos como *Sabal yapa*, que están distribuidos en mosaicos de diversos tipos de vegetación (Pulido & Caballero 2006) y que además se conoce que sus poblaciones presentan variaciones importantes en sus características demográficas asociadas a los diferentes tipos de parches (Capítulo 4), es fundamental incluir la dinámica del paisaje en el análisis de su uso sostenible y en los planes de conservación de la especie. Este análisis se esbozó en el Capítulo 6 del presente estudio.

### **Literatura citada**

- Abizaid, C. y Coomes, O.T., 2004. Land use and forest fallowing dynamics in seasonally dry tropical forests of the southern Yucatán Peninsula, Mexico. *Land Use Policy* 21, 71-84.
- Acevedo, M.F., Urban, D.L. y Ablan, M., 1995. Transition and gap models of forest dynamics. *Ecological applications* 5, 1040-1055.
- Arroyo-Mora, J.P., Sánchez-Azofeifa, G.A., Kalacska, M.E.R. y Rivard, B., 2005. Secondary forest detection in a neotropical dry forest landscape using Landsat 7 ETM+ and IKONOS imagery. *Biotropica* 37, 497-507.
- Barrera-Bassols, N. y Toledo, V.M., 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography* 4, 9-41.
- Bawa, K.S., Kress, W.J. y Nadkarni, N.M., 2004. Beyond Paradise-meeting the challenges in tropical biology in the 21th century. *Biotropica* 36, 276-284.
- Bernstein, H., Hopf, F.A. y Michod, R.E., 1987. Molecular basis of sex. *Advances in Genetics* 24, 323-370.
- Boose, E.R., Plotkin, A.B., Foster, D.R. y Hall, B., 2003. Geographical and historical variation in hurricanes across the Yucatán peninsula. *En: Gomez-Pompa, A., Allen, M.F., Fedick, S.L., y Jiménez-Osornio, J.J., (Eds.). The lowland Maya area, three millennia at the human-wildland interfase. The Haworth Press, NY, pp. 495-516.*
- Brandy, D.E., Garrity, D.P. y Sánchez, P.A., 1993. The worldwide problem of slash and burn agriculture. *Agroforestry Today* 5, 2-6.
- Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J.M. y Vester, H.F.M., 2003. Mexico's community-managed forest as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17, 672-677.
- Bray, D.B., Ellis, E.A., Armijo-Canto, N. y Beck, C.T., 2004. The institutional drivers of sustainable landscapes: a case study of the "Mayan Zone" in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy* 21, 333-346.

- Brondizio, E., Moran, E., Mausel, P. y Wu, Y., 1994. Land use change in the Amazon estuary: patterns of caboclo settlement and landscape management. *Human Ecology* 22, 249-278.
- Brown, L.A., 1970. On the use of Markov Chains in movement research. *Economic Geography* 46, 393-403.
- Caballero, M.E., Rivero, V.M., Uribe Bravo, G. y Velarde, C., 2004. Cadenas de Markov, un enfoque elemental. *Sociedad Matemática Mexicana*, México, D.F.
- Cairns, M.A., Haggerty, P.K., Alvarez, R., de Jong, B.H.J. y Olmsted, I., 2000. Tropical Mexico's recent land use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological applications* 10, 1426-1441.
- Challenger, A., 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. *Pasado, presente y futuro*. Conabio-UNAM, México.
- Chazdon, R., 1998. Tropical forest (log'em or leave'em). *Science* 281, 1295-1296.
- Chust, G., Ducrot, D., Riera, J.L. y Pretus, J.L., 1999. Characterizing human-modelled landscapes at a stationary state: a case study of Minorca, Spain. *Environmental Conservation* 26, 322-331.
- Dalle, S.P., 2006. Landscape dynamics and management of wild plant resources in shifting cultivation systems: a case study from a forest ejido in the maya zone of Quintana Roo, Mexico. Ph.D. Thesis. Mc Gill University, Montreal, Que.
- Dalle, S.P., de Blois, S., Caballero, J. y Johns, T., 2006. Integrating analyses of local land-use regulations, cultural perceptions and land-use/land cover data for assessing the success of community-based conservation. *Forest Ecology and Management* 222, 370-383.
- Dirzo, R. y Garcia, M.C., 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6, 84-90.
- Facelli, J.M. y Pickett, S.T.A., 1990. Markovian Chains and the role of history in succession. *Trends in Ecology & Evolution* 5, 27-30.
- FAO, 1999. State of the World's forest. FAO, Rome.
- Ferguson, B.G., Vandermeer, J., Morales, H. y Griffith, D.M., 2001. Post-agricultural succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology* 17, 818-828.
- Ferguson, B.G., Vandermeer, J., Morales, H. y Griffith, D.M., 2003. Postagricultural succession in El Peten, Guatemala. *Conservation Biology* 17, 818-828.
- Finegan, B. y Nasi, R., 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. *En: Shroth, G., da Fonseca, A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., and Izac, A.M.N., (Eds.), Agroforestry and Biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, D.C, pp. 153-197.
- Forman, R., 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes*. Cambridge University Press.
- Fox, J., Truong, D.M., Rambo, A.T., Tuyen, N.P., Cuc, L.T. y Leisz, S., 2000. Shifting cultivation: A new old paradigm for managing tropical forests. *BioScience* 50, 521-528.
- Galletti, H., 1998. La selva maya en Quintana Roo (1983-1996) trece años de conservación y desarrollo social. *En: Primack, R.B., Bray, D., Galletti, H., and Ponciano, I., (Eds.), La selva Maya, conservación y desarrollo*. Siglo XXI, México, D.F., pp. 475.
- Geoghegan, J., Cortina Villar, S., Klepeis, P., Macario Mendoza, P., Ogneva-Himmelberger, Y., Roy Chowdhurri, R., Turner II, B.L. y Vance, C., 2001.



- Modeling tropical deforestation in the southern Yucatán peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture Ecosystems & Environment* 85, 25-46.
- Gibson, P.J. y Power, C.H., 2000. *Introductory Remote Sensing, digital image processing and applications*. Routledge, New York.
- Gopal, S. y Woodcock, C., 1994. Theory and methods for accuracy assessment of thematic maps using fuzzy sets. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 60, 181-188.
- Griffith, D.M., 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14, 325-326.
- Hill, M.F., Witman, J.D. y Caswell, H., 2002. Spatio-temporal variation in Markov chain models of subtidal community succession. *Ecology letters* 5, 665-675.
- Hostettler, U., 1996a. Milpa agriculture and economic diversification: socioeconomic change in a Maya peasant society of Central Quintana Roo, 1900-1990's. Ph. D. University of Berne.
- Hostettler, U., 1996b. "Hablando del cambio": testimonios de la tradición oral maya del centro de Quintana Roo. *En: Hostettler, U., (Ed.) Los mayas de Quintana Roo: Investigaciones antropológicas recientes*. Institut für Ethnologie, Universität Bern, Bern, pp. 93.
- INEGI, 2003. *Anuario Estadístico. Quintana Roo*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- Juárez, A.M., 2002. Ecological degradation, global tourism, and inequality: Maya interpretations of the changing environment in Quintana Roo, Mexico. *Human Organization* 61, 113-124.
- Kammesheidt, L., 2002. Perspectives on secondary forest management in tropical humid lowlands America. *Ambio* 31, 243-250.
- Kass, D.C.L. y Somarriba, E., 1999. Traditional fallows in Latin America. *Agroforestry systems* 47, 13-36.
- Korotkov, V.N., Logofet, D.O. y Loreau, M., 2001. Succession in mixed boreal forest of Russia: Markov models and non-Markov effects. *Ecological Modelling* 142, 25-38.
- Laundauer, K. y Brazil, M., 1990. *Tropical home gardens*. United Nations University Press.
- Logofet, D.O. y Lesnaya, E.V., 2000. The mathematics of Markov models: what Markov chains can really predict in forest successions. *Ecological Modelling* 126, 285-298.
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M. y Duhau, E., 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T. y Pérez-Vega, A., 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multivariate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation* 5, 249-261.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Palacio-Prieto, J.L. y Bocco, G., 2003. Cartographie et inventaire forestier au Mexique. *Bois et forêts des tropiques* 275, 6-14.

- McAuliffe, J.R., 1988. Markovian dynamics of simple and complex desert plant communities. *The American Naturalist* 131, 459-490.
- Metzger, J.P., 2002. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). *Landscape Ecology* 17, 419-431.
- Merino-Pérez, L., 1997. Revaloración de la selva y manejo forestal: la experiencia de la organización de ejidos productores forestales de la zona maya de Quintana Roo. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Metzger, J.P., 2003. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation* 30, 325-333.
- Miranda, F. y Hernández-X, 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28, 29-179.
- Mizrahi, A., Ramos Prado, J.M. y Jiménez-Osornio, J.J., 1997. Composition, structure and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 94, 79-88.
- Murphy, J., 1990. Indigenous Forest Use and Development in the Maya Zone of Quintana Roo, Mexico. Major Paper. York University, Ontario.
- Nepstad, D.C., Uhl, C. y Serrao, E.A.S., 1991. Recuperation of a degraded amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20, 248-255.
- Nieves Delgado, A., 2003. Estructura Florística de los huertos familiares mayas de Señor, X-Maben, Quintana Roo. Tesis de Licenciatura. Universidad de las Américas-Puebla, Puebla.
- Ojima, D.S., Galvin, A. y Turner II, B.L., 1994. The global impact of land-use change. *BioScience* 44, 300-304.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma-Muñoz, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta Higuera, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R. y González-Medrano, F., 2000. La condición actual del los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 43, 183-203.
- PNUMA. s.f. Corredor Biológico Mesoamericano.  
<http://www.rolac.unep.mx/recnat/esp/CBM/cbm.htm>
- Pulido, M.T. y Caballero, J., 2006. The impact of shifting agriculture on the availability of non-timber forest products: the example of *Sabal yapa* in the Maya lowlands of Mexico. *Forest Ecology and Management* 222, 399-409.
- Puyravaud, J.P., 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177, 593-596.
- Re Cruz, A., 1996. The Two Milpas of Chan Kom. State University of New York, Albany, NY.
- Read, L. y Lawrence, D., 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical fores of the Yucatan. *Ecological applications* 13, 85-97.
- Rudel, T. y Roper, J., 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation, 1976-1990: a qualitative comparative analysis. *Ambio* 25, 160-166.
- Skole, D., Salas, W. y Silapathong, C., 1998. Interannual variation in the terrestrial carbon cycle: significance of Asian tropical forest conversion to imbalance in the

- global carbon budget. *En*: Galoway, J. and Melillo, J., (Eds.), Asian change in the context of global change. Cambridge University Press, New York, pp. 162-186.
- Soulé, J., Carré, D. y Jackson, W., 1990. Ecological impact of modern agriculture. *En*: Carroll, C.R., Vandermeer, J.H., and Rosset, P.M., (Eds.), Agroecology. McGraw-Hill, New York,
- Sunderlin, W.D., 1997. Shifting cultivation and deforestation in Indonesia: steps toward overcoming confusion in the debate. Rural development Forestry Network. London, UK, Overseas Development Institute: 18.
- Taylor, P.L. y Zabin, C., 2000. Neoliberal reform and sustainable forest management in Quintana Roo, Mexico: Rethinking the institutional framework of the Forestry Pilot Plan. *Agriculture and Human Values* 17, 141-156.
- Teran, S. y Rasmussen, C.H., 1995. Genetic diversity and agricultural strategy in 16th century and present-day Yucatecan Milpa Agriculture. *Biodiversity and Conservation* 4, 363-381.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. y Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281-284.
- Turner II, B.L., Cortina Villar, S., Foster, D., Geoghegan, J., Keys, E., Klepeis, P., Lawrence, D., Macario Mendoza, P., Manson, S., Ogneva-Himmelberger, Y., Plotkin, A.B., Pérez Salicrup, D., Roy Chowdhurri, R., Satisfsky, B., Scheneider, L., Schmook, B. y Vance, C., 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsula region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154, 353-370.
- Uhl, C., Nepstad, D., Buschbacher, R., Clark, K., Kauffman, J.B. y Subler, S., 1990. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provides guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. *En*: Anderson, A., (Ed.) Alternatives to deforestation: steps to sustainable use of the Amazon rainforest. Columbia University Press, New York,
- Valverde, T. y Silvertown, J., 1997. Canopy closure rate and forest structure. *Ecology* 78, 1555-1562.
- Vance, C. y Geoghegan, J., 2002. Temporal and spatial modelling of tropical deforestation: a survival analysis linking satellite and household survey data. *Agricultural Economics* 27, 317-332.
- Villa Rojas, A., 1992. Los elegidos de Dios: etnografía de los Mayas de Quintana Roo. Instituto Nacional Indigenista y Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, Mexico.
- Zar, J.H., 1996. Biostatistical analysis. Prentice-Hall International, Inc., Upper Saddle River, NJ.

## CAPÍTULO 6

### **Dinámica demográfica de la población global de *Sabal yapa* en el contexto de un paisaje en mosaico en México**

#### **RESUMEN**

El objetivo de este trabajo fue estudiar la población global de *Sabal yapa* en un paisaje agrícola modelado por la agricultura itinerante en el ejido X-Maben, México. Para ello se construyó un modelo matricial que incorporó la demografía específica del parche y la dinámica de parches. Se hicieron matrices de tipo Lefkovitch que resumieron la variación del comportamiento demográfico de poblaciones de *S. yapa* en diversas fases del ciclo de agricultura itinerante (milpa, acahual, bosque). Se compararon mapas de cobertura vegetal de un período de 24 años para calcular matrices de dinámica de parches. Los resultados muestran que la población global de *S. yapa* en este paisaje a manera de mosaico tiene una tasa de crecimiento poblacional mayor a la unidad ( $\lambda_G = 1.043$ ), aún teniendo en cuenta las dinámicas temporalmente heterogéneas de este paisaje agrícola. El mantenimiento de la población global se debe básicamente a la permanencia de los individuos adultos que permanecen en parches de bosque. Se discute la importancia de este tipo de modelos para el estudio del uso sustentable de recursos, en especial de los productos no maderables que se distribuyen en paisajes a manera de mosaico.

## Introducción

Los modelos de dinámica de parches y demografía específica del parche, que aquí llamaré de “demografía global”, incorporan simultáneamente dos procesos relevantes. Por un lado, incluyen la variación espacial de las características demográficas de una misma especie en distintos tipos de parches. Por otra parte, estos modelos consideran que dichos parches pueden cambiar a lo largo del tiempo por influencia de disturbios naturales o antropogénicos. Este tipo de modelación ha sido utilizado para el estudio de poblaciones de especies tales como *Calathea ovandensis* Matuda (Maranthaceae), *Lindera benzoin* (L.) Blume (Lauraceae), *Ardisia escallonioides* Schltldl. & Cham. (Myrsinaceae) y *Primula vulgaris* Huds. (Primulaceae) (Horvitz & Schemske 1986, Horvitz & Schemske 1995, Cipollini *et al.* 1994, Valverde & Silvertown 1997, Pascarella & Horvitz 1998). Estas especies habitan en bosques que presentan distintos tipos de parches a lo largo del proceso de regeneración natural que se da en estos ecosistemas. En estos estudios se ha analizado el papel que desempeñan los disturbios naturales tales como la formación de claros en el bosque debidos a la caída de árboles (Horvitz & Schemske 1986, Cipollini *et al.* 1994, Valverde & Silvertown 1997) y los huracanes (Pascarella & Horvitz 1998) sobre la dinámica demográfica a nivel regional (dinámica global), de las especies estudiadas. Sin embargo, hasta la fecha ningún estudio ha incorporado el efecto de los disturbios antropogénicos sobre este tipo de sistemas. La ausencia de este tipo de estudios también se aplica a especies útiles tales que proveen de productos forestales no maderables (PFNM), a pesar del hecho que este tipo de recursos frecuentemente se manejan y cosechan en zonas de vegetación secundaria (Belcher & Ruiz-Pérez). Así, una evaluación mas realista del uso sostenible y la conservación de muchos PFNM debería incluir un análisis del comportamiento de sus poblaciones en los diferentes tipos de parches donde éstas crecen, así como un estudio de la dinámica del paisaje en términos de los cambios que ocurren en dichos parches.

Las prácticas de agricultura itinerante constituyen uno de los tipos de disturbios antropogénicos más comunes. Este sistema agrícola se define como aquel donde los tiempos de uso de la parcela son mucho menores a los tiempos de descanso de la misma (Conklin 1961, Finegan & Nasi 2004). Muchos paisajes han sido y continúan siendo afectados por este tipo de disturbio (Vieira *et al.* 2003, Finegan & Nasi 2004),

especialmente en ecosistemas tropicales. Es por esto que el comportamiento demográfico de muchas especies puede estar siendo moldeado por esta forma de disturbio. Este es el caso de la palma de guano (*Sabal yapa*, Wrigth ex Becc) que crece en el paisaje en mosaico que ha sido creado por la práctica agrícola en el sureste mexicano. Esta palma se distribuye y es cosechada en diversas fases del ciclo de agricultura itinerante, aunque es heterogénea su distribución (Pulido & Caballero 2006). Las poblaciones de *S. yapa* claramente presentan un comportamiento demográfico que varía de acuerdo con el tipo de parche donde crecen (Capítulo 4). Por lo tanto, el comportamiento demográfico de *S. yapa* a nivel regional, depende de la dinámica propia del mosaico agrícola que resulta de la apertura y abandono de milpas. Por lo anterior, en el presente capítulo se utilizó un modelo matricial combinado, que incorpora simultáneamente dos procesos: la dinámica específica de cada tipo de parche (milpa, acahual y bosque) y la dinámica del paisaje mismo. Para esto se combinó 1) la demografía de poblaciones que crecen en tres fases del ciclo agrícola y 2) la dinámica de la vegetación que es consecuencia de las prácticas de agricultura de roza, tumba y quema. Esto permitió calcular la tasa de crecimiento de la población global de *S. yapa* y realizar simulaciones numéricas para responder tres preguntas generales: 1) ¿Cómo se vería afectada la dinámica de la población global de *S. yapa* por cambios en la tasa de aperturas de milpas?; 2) ¿cuál podría ser el efecto de la intensificación de las prácticas agrícolas sobre la población global de *S. yapa*?; 3) ¿Cuál sería la tasa de crecimiento de la población global de *S. yapa* si los Mayas no toleraran a esta especie en campos agrícolas? La aplicación de este tipo de modelos puede ser útil para el estudio de muchas especies que proveen de PFNM.

## **Métodos**

### **Construcción del modelo matricial**

En este capítulo se utiliza el modelo de megamatriz y la notación propuesta por Pascarella & Horvitz (1998). La megamatriz **G** se compone de dos grupos de elementos: a la dinámica de las poblaciones de *S. yapa* en cada parche y a la dinámica de los parches de vegetación.

#### *a) Demografía específica del parche*

Como se explicó en el capítulo 4, se estudió el comportamiento demográfico de poblaciones de *S. yapa* empleando matrices de tipo Lefkovitch. Para incorporar en el modelo global una buena parte de la variación demográfica de *S. yapa* en varios ambientes del ciclo de agricultura itinerante, se construyeron un total de cinco matrices de proyección poblacional anual correspondientes a parches de milpa (Matriz M), acahual (Matriz A), bosque (Matriz B) (Capítulo 4) y parches de bosque y acahual que fueron tumbados para el establecimiento de milpas (Matriz V y H, respectivamente). Las parcelas de bosque y acahual tumbadas para milpa fueron incluidas para analizar los cambios que ocasiona el establecimiento de milpas. Estas fueron muestreada en cuatro ocasiones: 1) en noviembre de 2001 - cuando aún estaban cubiertas por acahual y bosque; 2) en febrero de 2002 - después de la tumba de la vegetación; 3) en mayo de 2002- después de la quema de la parcela; 4) en noviembre de 2002, es decir un año después del primer muestreo. Comparando los datos del primer y el último censo, se construyeron dos matrices tipo Lefkovitch, una corresponde a la parcela de acahual tumbada para milpa (Matriz H') y la otra es la parcela de bosque tumbada para milpa (Matriz V'). Debido a que la subdiagonal de las matrices H' y V' en varios casos tenían valores de cero, H' y V' se promediaron con la matriz de milpa, M, para obtener la matriz H y V respectivamente. En resumen, para construir el modelo global se incluyó un total de cinco matrices que muestran la variación del comportamiento demográfico de *S. yapa* en varias fases del ciclo de agricultura itinerante.

#### *b) Dinámica de parches*

El establecimiento y abandono de milpas crea diversos tipos de cobertura vegetal, que va desde milpas hasta bosque maduro, pasando por distintas etapas sucesionales, como se explicó en el capítulo 5. En este capítulo, las coberturas vegetales se clasificaron en tres categorías discretas de tipos de parches: milpa, acahual y bosque, aunque en realidad la variación es de carácter continuo. En el capítulo 5 se calcularon tres matrices de transición, que representan probabilidades para dos períodos de 12 años y uno de tres años (véase Tabla 5 del capítulo 5). En el presente capítulo, se incluyen un total de seis matrices de transición resultantes de todas las comparaciones posibles entre los cuatro

mapas de cobertura vegetal de los que se dispone (años 1976, 1988, 1997 y 2000). Estas seis matrices representan las probabilidades de transición entre los parches de milpa, acahual y bosque para un período variable de  $n$  años,  $P^{(n)}$ . De esta forma se obtuvo  $P^{(3)}$ ,  $P^{(9)}$ ,  $P^{(12)a}$ ,  $P^{(12)b}$ ,  $P^{(21)}$ ,  $P^{(24)}$ . En todos los casos las matrices tienen dimensiones  $3 \times 3$  porque contienen las probabilidades de transición entre los tres tipos de parches.

Debido a que las matrices de Lefkovitch obtenidas (inciso a) representan el comportamiento demográfico de *S. yapa* para períodos de un año, se tuvieron que obtener matrices de transición entre parches que representaran períodos de un año o cercanos a un año. Dado que las matrices de transiciones representan probabilidades para períodos de entre tres y 24 años, fue necesario utilizar el procedimiento de diagonalización de matrices. Cada matriz  $P^{(n)}$ , tiene valores propios reales y distintos. Por lo tanto, existe una base de vectores propios y valores propios asociados que permite diagonalizar a la matriz. Esto nos permite calcular cualquier potencia de la matriz, de forma que si tenemos una matriz que representa las probabilidades de transición de  $n$  años,  $P^{(n)}$ , podemos calcular la potencia  $1/n$  de  $P^{(n)}$  para así anualizarla. A esta potencia la denotaremos con la letra  $x$ . La matriz anualizada, denotada con la letra **Q**, representa la probabilidad anual de transición entre parches para un período de un año. En otras palabras, al elevar la matriz **Q** a la potencia  $x$ , se obtiene  $P^{(n)}$ , de forma que **Q** es la matriz que contiene las probabilidades anuales de transición entre parches. El procedimiento de diagonalización de matrices es el siguiente:

Se requiere hallar la matriz **Q**, tal que  $Q^x = P^{(n)}$

donde  $P^{(n)}$  es la matriz que contiene las probabilidades de transición entre parches en un período de ( $n$ ) años y  $x$  es la potencia que permite que **Q** sea igual a  $P^{(n)}$ .

Dado que  $P^{(n)}$  tiene valores propios y vectores propios asociados, podemos definir a **D** como la matriz que contiene los valores propios de la matriz  $P^{(n)}$  y definir a **C** como el vector columna que contiene los vectores propios de la matriz  $P^{(n)}$ . Por facilidad, en este ejemplo la matriz  $P^{(n)}$  se denotó sólo como **P**. El procedimiento general de diagonalización se realiza de la siguiente forma:

$$P = C D C^{-1}$$

donde  $C^{-1}$  es el inverso de **C** [recordar que  $C C^{-1} = C^{-1} C =$  matriz de identidad].

**D** = matriz que contiene los vectores propios de la matriz **P** en la diagonal principal.



$$D = \begin{pmatrix} \lambda_1 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3 \end{pmatrix}$$

$$D^2 = \begin{pmatrix} \lambda_1^2 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2^2 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3^2 \end{pmatrix}$$

$$D^n = \begin{pmatrix} \lambda_1^n & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2^n & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3^n \end{pmatrix}$$

Se define Q'

$$Q'^x = D$$

$$Q' = \begin{pmatrix} \lambda_1^{1/n} & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2^{1/n} & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3^{1/n} \end{pmatrix}$$

Se define a Q como:  $Q = C Q' C^{-1}$

Dado que  $P = C D C^{-1}$

$$P^2 = (C D C^{-1}) (C D C^{-1}) = C D^2 C^{-1}$$

$$\therefore P^m = C D^m C^{-1}$$

$$\therefore P^{1/x} = C D^{1/x} C^{-1}$$

Dado que  $Q'^x = D$

$$\therefore P^{1/x} = C Q' C^{-1}$$

$$Q = C Q' C^{-1}$$

De esta forma se halla la matriz Q.

En el modelo actual sólo tienen sentido biológico las matrices Q cuyos elementos sean todos positivos. Sin embargo, no en todos los casos fue matemáticamente posible

hallar una matriz  $Q$  que incluyera los datos de probabilidad anual y que tuviese todas sus entradas estrictamente positivas. Debido a ello, para la construcción del modelo global sólo se incluyeron las matrices  $Q$  que contenían probabilidades de transición entre uno y tres años.

### Construcción de la Megamatriz

Para incorporar en una sola matriz  $G$  la dinámica del paisaje con la dinámica de parches se empleó un modelo del siguiente estilo:

$$\mathbf{n}_{t+1} = \mathbf{G} \mathbf{n}_t \quad (1)$$

En donde:

$\mathbf{n}_{t+1}$  número de individuos de cada parche y por categoría en el tiempo  $t+1$ .

$\mathbf{n}_t$  número de individuos de cada parche y por categoría en el tiempo  $t$

$G$  Megamatriz cuyos elementos son probabilidades de transición. Cada probabilidad de transición está dada por el producto de la matriz de demografía específica del parche y de la probabilidad de transición entre parches. El modelo es mostrado en la Tabla 1.

En el caso específico de la megamatriz de *S. yapa* (Tabla 1), esta tiene una dimensión de  $24 \times 24$ . Esto se debe a que la matriz de dinámica de parches tiene una dimensión de  $3 \times 3$  y que la matriz de dinámica de parches es de dimensión  $8 \times 8$ . Además, debido a que se pretende modelar la dinámica de la población global tomando intervalos de tiempo de un año, las entradas  $P_{BM}$  y  $P_{AB}$  son iguales a cero porque esos eventos teóricamente no pueden ocurrir en períodos de un año. La iteración de la ecuación (1) permite obtener la tasa de crecimiento poblacional, en términos del número de individuos, de la población global de *S. yapa* en el paisaje en mosaico de X-Maben (eigenvalor dominante de la megamatriz). El valor de lambda obtenido para la megamatriz indica el comportamiento poblacional de *Sabal yapa* en toda el área del ejido.

Tabla 1. Matriz  $G$  de la población global que incorpora la matriz de dinámica de parches ( $P$ ) con las de dinámica poblacional. La probabilidad que el parche  $j$  se transforme en el parche  $i$  en cierto período de tiempo se designa como  $P_{ij}$ . Las matrices de proyección poblacional en diferentes ciclos del se designa como  $[X]$  y tienen dimensión  $8 \times 8$ . Siguiendo la notación anterior, las matrices de cada parche son:  $[M]$  milpa,  $[A]$  acahual,  $[B]$  bosque,  $[V]$  bosque tumbado para milpa,  $[H]$  acahual tumbado para milpa.

		$T$		
		MILPA	ACAHUAL	BOSQUE
$t+1$	MILPA	$P_{MM} [ M ]$	$P_{MA} [ H ]$	$P_{MB} [ V ]$
	ACAHUAL	$P_{AM} [ A ]$	$P_{AA} [ A ]$	$P_{AB} [ A ]$
	BOSQUE	$P_{BM} [ B ]$	$P_{BA} [ B ]$	$P_{BB} [ B ]$

## Resultados

### *Demografía específica del parche*

Las matrices de proyección poblacional de *S. yapa* en varias fases del ciclo de agricultura itinerante evidencian que hay marcadas diferencias en el comportamiento demográfico de esta especie en cada ambiente (Tabla 2). El menor valor de la tasa de crecimiento poblacional fue obtenido para el parche milpa (0.959) y el mayor para el parche de bosque (1.043). Las poblaciones de milpa y acahual tumbadas para milpa mostraron también valores de  $\lambda$  marcadamente menores a la unidad (Tabla 2). El análisis detallado de esta variación demográfica se discutió en el Capítulo 4.

### *Dinámica de parches*

La comparación de los mapas de cobertura vegetal permitió calcular seis matrices  $P^{(n)}$  que contiene las probabilidades de transición para períodos de  $n$  años. Con éstas se obtuvieron seis matrices  $Q$  que contienen las probabilidades anuales de transición entre parches (Tabla 3). Sin embargo, no en todos los casos fue matemáticamente posible hallar una matriz  $Q$  que incluyera los datos de probabilidad anual y que tuviese todas sus entradas estrictamente positivas, por lo que sólo cuatro matrices  $Q$  fueron útiles para el análisis de la población global (Tabla 4). Las matrices de transición entre parches (matriz  $Q$ ), muestran que la dinámica del paisaje de X-Maben no es constante (Tabla 3 y 4), sino que procesos tales como las tasas de apertura de milpas ( $P_{MA}$ ,  $P_{MB}$ ), la intensificación agrícola ( $P_{MM}$ ), y la regeneración ( $P_{BA}$ ,  $P_{AM}$ ) tienen dinámicas no homogéneas. Como se sugirió en el Capítulo 5, estas dinámicas de la cobertura vegetal se relacionan parcialmente con factores sociales y económicos del ejido y de la región.

Tabla 2. *Matrices de demografía específica del parche* empleadas para el modelo de la megamatriz de *S. yapa*. Las categorías de individuos corresponden a lo mostrado en la Tabla 1 del capítulo 3. Para cada categoría se muestra el vector de distribución estable de edades ( $w$ ) y el valor reproductivo ( $v$ ).

Matriz		P	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2	$w$	$v$	
<b>M</b> Milpa $\lambda=$ 0.959 $\pm$ 0.001	P	0.116						0.010	0.010	0.004	4.E-04	
	I1	0.014	0.694							0.000	0.024	
	I2		0.020	0.919						0.000	0.323	
	J1			0.020	0.959					0.261	0.646	
	J2				0.020	0.875				0.064	0.004	
	J3					0.125	0.938			0.366	0.002	
	A1							0.031	0.914	0.253	1.E-04	
	A2								0.021	0.854	0.051	4.E-05
	q(x)	0.870	0.286	0.061	0.020	0.000	0.031	0.065	0.146			
	$n\ 01$	69	7	34	44	7	48	47	13			
$n\ 02$	69	7	32	55	8	43	44	14				
<b>A</b> Acahual $\lambda=$ 1.027 $+$ 0.001	P	0.848						74.029	69.446	0.783	2.E-04	
	I1	0.013	0.964							0.156	0.002	
	I2		0.036	0.906						0.046	0.004	
	J1			0.033	0.885					0.011	0.015	
	J2				0.020	0.909				0.002	0.105	
	J3					0.045	0.859			0.000	0.271	
	A1						0.141	0.929		0.001	0.323	
	A2							0.071	0.988	0.001	0.280	
	q(x)	0.140	0.000	0.061	0.095	0.045	0.000	0.000	0.013			
	$n\ 01$	91	24	50	50	22	11	7	39			
$n\ 02$	80	14	44	43	22	10	8	40				
<b>B</b> Bosque $\lambda=$ 1.043 $\pm$ 0.001	P	0.786						1.330	96.678	0.389	3.E-04	
	I1	0.089	0.941							0.341	0.001	
	I2		0.059	0.934						0.184	0.001	
	J1			0.036	0.947					0.068	0.005	
	J2				0.020	0.909				0.010	0.022	
	J3					0.068	0.936			0.006	0.043	
	A1						0.014	0.947		0.001	0.332	
	A2							0.053	0.995	0.001	0.596	
	q(x)	0.125	0.000	0.030	0.033	0.023	0.050	0.000	0.005			
	$n\ 01$	88	68	81	106	22	40	29	101			
$n\ 02$	151	74	85	106	22	36	27	103				

Matriz		P	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2	w	v	
Acahual tumbado para milpa $\lambda =$ 0.970	<b>H</b>	P	0.081					0.010	0.010	0.006	1.E-04	
		I1	0.007	0.637						1.E-04	0.016	
		I2		0.020	0.950					0.001	0.264	
		J1			0.020	0.936				0.001	0.276	
		J2				0.032	0.938			0.002	0.291	
		J3					0.063	0.969		0.448	0.149	
		A1						0.016	0.957	0.516	0.004	
		A2							0.011	0.761	0.026	6.E-06
		q(x)	0.912	0.343	0.030	0.032	0.000	0.016	0.032	0.239		
		<i>n OI</i>	43	5	11	23	10	12	16	3		
Bosque tumbado Para Milpa $\lambda =$ 0.837	<b>V</b>	P	0.082					0.010	0.010	9.E-06	0.038	
		I1	0.031	0.837						0.303	0.934	
		I2		0.020	0.825					0.490	0.017	
		J1			0.020	0.787				0.197	3.E-05	
		J2				0.010	0.521			0.006	1.E-04	
		J3					0.063	0.635		0.002	0.001	
		A1						0.016	0.790	0.001	0.008	
		A2							0.011	0.487	2.E-05	0.001
		q(x)	0.887	0.143	0.155	0.203	0.417	0.349	0.199	0.513		
		<i>n OI</i>	21	1	4	13	6	3	3	25		

Tabla 3. Matrices que contienen la probabilidad de transición entre parches para períodos de  $n$  años (matrices  $P^{(n)}$ ) y para periodos entre uno y ocho años (Matrices Q). La potencia  $x$  permite transformar una matriz en otra mediante la función  $P^{(n)} = Q^x$ . En todos los casos el año inicial se presenta en las columnas y el año final en las hileras.

Años	$P^{(n)}$	MATRIZ $P^{(n)}$			$P^{(n)} = Q^x$	MATRIZ Q			Probabilidad para un período de (años)	Potencia $x$
1997 a 2000	$P^{(3)}$	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	2.094	0.698	
		M	0.0339	0.0248	0.0055	M	0.0511	0.0265	0.0051	
	3	A	0.8687	0.6766	0.0391	A	0.9488	0.7500	0.0276	
		B	0.0974	0.2986	0.9554	B	0.0001	0.2235	0.9673	
1976 a 1988	$P^{(12)}$	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	1	12	
		M	0.1233	0.1155	0.0231	M	0.7471	0.0524	0.0024	
		A	0.5214	0.4399	0.0955	A	0.2417	0.8880	0.0115	
		B	0.3553	0.4446	0.8814	B	0.0113	0.0596	0.9861	
1988 a 2000	$P^{(12)}$	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	8	1.5	
		M	0.0359	0.0252	0.0062	M	0.0605	0.0273	0.0054	
		A	0.8314	0.6394	0.0787	A	0.9285	0.7266	0.0558	
		B	0.1327	0.3354	0.9151	B	0.0110	0.2460	0.9389	
1988 a 1997	$P^{(9)}$	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	8	1.125	
		M	0.0612	0.0342	0.0058	M	0.0692	0.0352	0.0054	
		A	0.8968	0.6248	0.1078	A	0.9274	0.6478	0.0996	
		B	0.0421	0.3410	0.8864	B	0.0034	0.3171	0.8950	
1976 a 1997	$P^{(21)}$	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	1	21	
		M	0.0673	0.0268	0.0089	M	0.86109	0.005866	0.000626	
		A	0.5637	0.5247	0.1645	A	0.12877	0.960716	0.011943	
		B	0.3690	0.4486	0.8266	B	0.01014	0.033419	0.987431	
1976 a 2000	$P^{(24)}$	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	MILPA	ACAHUAL	BOSQUE	3	8	
		M	0.0359	0.0209	0.0081	M	0.5882	0.0131	0.0022	
		A	0.5867	0.5016	0.1383	A	0.4068	0.8966	0.0245	
		B	0.3774	0.4775	0.8536	B	0.0050	0.0903	0.9733	

Tabla 4. *Matrices de dinámica de parches* empleadas en el análisis de la población global. Estas representan probabilidades de transición para períodos de uno a tres años (P\_A). Para cada matriz se proyecta la estructura estable de parches esperada en el equilibrio. Además, para cada caso se calculó el valor de la lambda global ( $\lambda_M$ ) de la población de *S. yapa* proyectada para todo el paisaje de X-Maben.

Período	P_A (años)		M	A	B	nt +1	Estructura estable de parches	$\lambda_G$ de <i>S.</i> <i>yapa</i>
1976 - 1988	1	M	0.747	0.052	0.002	0.039	0.043	1.0428
		A	0.253	0.888	0.000	0.137	0.174	
		B	0.000	0.060	0.998	0.824	0.782	
1997 - 2000	2.09	M	0.051	0.027	0.005	0.010	0.008	1.0426
		A	0.949	0.750	0.000	0.145	0.126	
		B	0.000	0.224	0.995	0.845	0.865	
1976 - 1997	1	M	0.861	0.006	0.001	0.035	0.014	1.0432
		A	0.139	0.961	0.000	0.143	0.266	
		B	0.000	0.033	0.999	0.822	0.719	
1976 - 2000	3	M	0.588	0.013	0.002	0.027	0.011	1.0432
		A	0.412	0.897	0.000	0.144	0.225	
		B	0.000	0.090	0.998	0.829	0.763	
Promedio		M	0.562	0.024	0.002	0.028	0.019	1.0433
		A	0.438	0.874	0.000	0.142	0.198	
		B	0.000	0.102	0.997	0.830	0.782	

### *Población global*

Para el cálculo del crecimiento poblacional global fueron útiles cuatro matrices de dinámica de parches (Tabla 4). Incorporando de manera independiente cada una de estas matrices en la megamatriz, se obtuvieron valores de lambda global muy similares, que sólo variaron entre 1.0426 y 1.0432 (Tabla 4). Estos resultados sugieren que la población global de *S. yapa* está aumentando, a pesar de las diferencias mostradas por las matrices de transición para los períodos estudiados. Para hallar un único valor de la lambda global  $\lambda_G$ , se decidió promediar las cuatro matrices de transición para hallar una única matriz. Además, dado que el comportamiento asintótico a largo plazo obtenido con estas cuatro matrices fue similar (véase vector de estructura estable de parches mostrado en la Tabla 4), esto sirvió para apoyar la idea de emplear una única matriz promedio para calcular  $\lambda_G$ . De esta forma, podemos decir que  $\lambda_G = 1.0433$  (Tabla 4), es decir, se proyecta que la población

global de *S. yapa* está creciendo a una tasa de 4.3% anual (Tabla 4), bajo el supuesto que las condiciones demográficas y del paisaje se mantienen constantes.

### Simulaciones

*Tasas de apertura de milpas:* tomando en cuenta los valores observados de  $P_{MB}$  y  $P_{AM}$  (Tabla 5), se hicieron simulaciones empleando valores de tasa de apertura de milpas entre 0- 0.2. A mayor tasa de apertura de milpas fue menor el valor de  $\lambda_G$ ; en todos los casos este valor fue mayor a la unidad (Fig. 1).

*Intensificación agrícola:* se simuló el efecto que podría tener que las milpas se usaran por períodos más largos, es decir incrementando la permanencia de zonas de milpa ( $P_{MM}$ ). Aunque se emplearon valores entre 0-1, se observaron sólo diferencias muy pequeñas en la  $\lambda_G$  proyectada. Los valores extremos fueron: para  $P_{MM}=0$   $\lambda_G=1.0432$ , mientras que para  $P_{MM}=1$   $\lambda_G=1.0437$ .

*Tolerancia de individuos:* la no tolerancia de individuos en campos de milpa se simuló modificando las matrices de proyección poblacional de acahual (Matriz H) y bosque (Matriz V) tumbados para milpa. Sólo se sustituyeron los dos valores de permanencia de adultos ( $P_{A1A1}$ ,  $P_{A2A2}$ ) por valores de 0.001. Este cambio en la matriz, ocasionó un muy pequeño cambio en el valor resultante de  $\lambda_G$  comparado al valor obtenido con las matrices de proyección sin modificar.

Tabla 5. Rango de valores observados en las matrices Q para los procesos de intensificación agrícola, regeneración y tasa de apertura de milpas. En cada caso, se muestran los valores mínimos, máximos y promedio obtenidos de estas cuatro matrices Q, así como el rango de valores empleado para simular cada proceso.

Proceso	Celda	Valor menor	Valor mayor	Valor promedio	Valores empleados en la simulación
Intensificación agrícola	$P_{MM}$	0.0511	0.8611	0.5619	0 – 1
Apertura de milpas	$P_{MA} + P_{MB}$	0.0065	0.0548	0.0270	0 - 0.2
Regeneración	$P_{BA} + P_{AM}$	0.1723	1.1724	0.5398	0.1 – 1.5



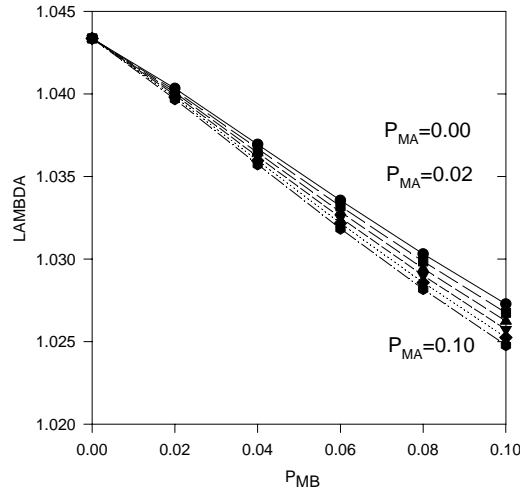


Figura 1. Valor esperado de la tasa de crecimiento de la población global de *S. yapa* al simular probabilidades de apertura de milpa ( $P_{MB}$  y  $P_{MA}$ ), manteniendo las otras probabilidades de acuerdo con la matriz del período 1997-2000.

## Discusión

El análisis de la dinámica de la población global de *S. yapa* en el paisaje de X-Maben muestra que la población crece a una tasa mayor a la unidad (Tabla 4). A pesar que el paisaje de X-Maben tiene una dinámica no homogénea, en todos los casos se proyecta que bajo las actuales condiciones la población global de esta palma tendería a crecer. Las simulaciones realizadas muestran sólo pequeñas variaciones en los valores de  $\lambda_G$ . Esto era un resultado no esperado. Este resultado refleja que los cambios en estas entradas de la matriz ocasionan sólo un pequeño cambio en la  $\lambda_G$ . Para explorar cuales entradas de la megamatriz (Matriz G) tienen una mayor contribución a la  $\lambda_G$ , se hizo un análisis de elasticidad de la matriz G y se encontró que la mayor contribución a  $\lambda_G$  la hacen los individuos del parche de bosque que logran permanecer en el parche bosque (Tabla 6). La suma de las elasticidades de las celdas correspondientes es 0.99. Esto indica que cualquier cambio en estas entradas, ya sea en la matriz de proyección del parche bosque y/o en la probabilidad de permanencia de los parches de bosque ( $P_{BB}$ ), ocasionaría cambios importantes en  $\lambda_G$ .

Para propósitos de manejo de la palma de guano dentro de paisajes agrícolas, los resultados del modelo de la megamatriz muestran que el mantenimiento de la población global depende básicamente de que los individuos en parches de bosque permanezcan en parches de bosque, en especial la permanencia de individuos de bosque de las categorías A2, J1, A1, I1, I2 (Tabla 6).

Los resultados sugieren que la dinámica del paisaje del ejido X-Maben favorece el mantenimiento de la población global de la palma de guano. Sin embargo, la dinámica de parches observada en X-Maben puede ser muy diferente a la de otros ejidos de la región. Esto puede ocurrir porque X-Maben es un ejido de gran extensión y con baja densidad de población humana, lo que permite que la dinámica de apertura y abandono de milpas ocurra a tasas que favorecen el mantenimiento y conservación de las zonas de bosque. Como se mostró en el capítulo 5, la tasa de deforestación en X-Maben fue de 0.4% en el período 1976-2000, siendo mucho menor que la tasa de deforestación promedio del territorio mexicano. La situación de esta palma en otros ejidos puede ser muy diferente, básicamente porque hay un abandono de los sistemas agrícolas tradicionales a cambio de una agricultura más intensiva, potreros, o uso urbanístico.

Por último, cabe señalar la importancia de aplicar un marco conceptual de demografía específica del parche y dinámica de parches al manejo de recursos naturales, en particular para los productos forestales no maderables, porque permite evaluar las condiciones requeridas para su mantenimiento y conservación. Por lo general, muchos estudios se limitan a estudiar las condiciones de PFMN en hábitats de bosques, y no toman en cuenta la dinámica del paisaje donde estos productos están inmersos. Los métodos generales utilizados en el ejemplo de la palma de guano estudiada dentro de la dinámica agrícola pueden ser aplicados a otros PFMN cuyos patrones de distribución y abundancia estén afectados por factores como la dinámica de ríos, la dinámica de claros, paisajes ganaderos u otro tipo de disturbio que pueda causar cambios en el comportamiento demográfico y/o en la dinámica en los parches donde crecen.

Tabla 6. Matriz de elasticidad de la megamatriz G. Cada celda contiene el valor de sensibilidad de la entrada  $a_{ij}$ . Las submatrices de la transición entre milpa a bosque y bosque a acahual corresponden a cero por la forma en que se definió el modelo anual para la población global de *S. yapa*. Sólo se muestran los valores mayores a cero.

		MILPA						ACAHUAL						BOSQUE												
		P	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2	P	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2	P	I1	I2	J1	J2	J3	A1	A2	
MILPA	P	2E08						5E-11	2E-13	1E-07						9E-11	2E-11	1E-06						3E-10	4E-10	
	I1	1E-08	5E-06							6E-08	3E-06							2E-06	5E-05							
	I2		3E-07	7E-06								2E-07	4E-06							2E-06	5E-05					
	J1			5E-07	8E-06								3E-07	5E-06							4E-06	6E-05				
	J2				1E-06	6E-06								1E-06	6E-06							6E-06	4E-05			
	J3					4E-06	2E-05								2E-06	1E-05							2E-05	2E-04		
	A1						2E-06	1E-05								5E-07	2E-05							9E-06	7E-05	
	A2							3E-07	7E-08								3E-08	6E-09							1E-07	1E-07
ACAHUAL	P	1E-06						4E-06	2E-08	5E-05						2E-05	5E-06									
	I1	7E-08	5E-05							3E-06	1E-04															
	I2		3E-06	5E-05								8E-06	1E-04													
	J1			6E-06	6E-05								1E-05	1E-04												
	J2				9E-06	4E-05								2E-05	1E-04											
	J3					1E-05	1E-04								3E-05	3E-04										
	A1						6E-05	8E-05								1E-04	5E-04									
	A2							9E-06	6E-07								6E-05	2E-04								
BOSQUE	P									2E-05						2E-07	3E-06	4E-02						1E-04	1E-02	
	I1									7E-06	4E-05							1E-02	1E-01							
	I2										4E-06	4E-05							1E-02	1E-01						
	J1											5E-06	4E-05							1E-02	1E-01					
	J2												5E-06	3E-05							1E-02	8E-02				
	J3													4E-06	3E-05							1E-02	1E-01			
	A1														3E-06	2E-04							1E-02	1E-01		
	A2															2E-05	6E-05							1E-02	2E-01	

## Literatura citada

- Belcher, B. y Ruiz-Perez, M., 2001. An international comparison of cases of forest product development: overview, description and data requirements. *En: Research, C.f.I.F.*, editor. Working paper No 23, Bogor, Indonesia.
- Cipollini, M.L., Wallace-Senft, D.A. y Whigham, D.F., 1994. A model of patch dynamics, seed dispersal, and sex ratio in the diecious shrub *Lindera benzoin* (Lauraceae). *Journal of Ecology* 82, 621-633.
- Conklin, H.C., 1961. The study of shifting cultivation. *Current Anthropology* 2, 27-61.
- Finegan, B. y Nasi, R., 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. *En: Shroth, G., da Fonseca, A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., and Izac, A.M.N., (Eds.), Agroforestry and Biodiversity conservation in tropical landscapes.* Island Press, Washington, D.C, pp. 153-197.
- Horvitz, C.C. y Schemske, D.W., 1986. Seed dispersal and environmental heterogeneity in a neotropical herb: a model of population and patch dynamics. *En: Estrada, A. and Fleming, T.H., (Eds.), Frugivores and seed dispersal.* Junk Publisher, The Hague, pp. 169-186.
- Horvitz, C.C. y Schemske, D.W., 1995. Spatiotemporal Variation in Demographic Transitions of a Tropical Understory Herb - Projection Matrix Analysis. *Ecological Monographs* 65, 155-192.
- Pascarella, J.B. y Horvitz, C.C., 1998. Hurricane disturbance and the population dynamics of a tropical understory shrub: Megamatrix elasticity analysis. *Ecology* 79, 547-563.
- Pulido, M.T. y Caballero, J., 2006. The impact of shifting agriculture on the availability of non-timber forest products: the example of *Sabal yapa* in the Maya lowlands of Mexico. *Forest Ecology and Management*.
- Valverde, T. y Silvertown, J., 1997. An integrated model of demography, patch dynamics and seed dispersal in a woodland herb, *Primula vulgaris*. *Oikos* 80, 67-77.
- Vieira, I.C.G., de Almeida, A.S., Davidson, E.A., Stone, T.A., J.R., d.C. y Guerrero, J.B., 2003. Classifying successional forest using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazonia. *Remote sensing of the Environment* 87.

## CAPÍTULO 7

### Discusión general y conclusiones

#### *7.1 Uso sostenible de la palma de guano en paisajes agrícolas*

Los resultados mostrados en este trabajo sugieren que *Sabal yapa* puede ser usado de forma ecológicamente sostenible en el contexto de un paisaje modelado por la agricultura tradicional de milpa realizada en la Península de Yucatán. Lo anterior se apoya en que a) el análisis acoplado de demografía y dinámica de parches (Capítulo 6), muestran que la tasa de crecimiento poblacional global de *S. yapa* está por encima de la unidad, a pesar que están siendo cosechadas para la obtención de hojas; b) el comportamiento demográfico de las poblaciones cosechadas de *S. yapa* (Capítulo 4) muestra que la tasa de crecimiento poblacional ( $\lambda$ ) es mayor a la unidad en las poblaciones de acahuals y bosques, aunque ésta es menor a la unidad en milpas; c) no se observó una relación directa entre la cosecha de hojas y la mortalidad, al menos durante el período de estudio (Capítulo 4); d) en la mayoría de los casos, los ciclos agrícolas en X-Maben tienen una duración mayor a siete años, con lo que estimamos que la dinámica temporal de las prácticas agrícolas permite el reclutamiento de nuevos individuos en las viejas parcelas agrícolas; e) el régimen comunal de tenencia de la tierra, permite que la práctica de la agricultura de milpa se realice según el conocimiento y las costumbres de los agricultores, lo cual hace viable que los períodos de descanso de la tierra sean largos (relativa baja intensidad agrícola), favoreciendo así la permanencia de las poblaciones de *S. yapa* en este paisaje agrícola; en constaste, si la tenencia de la tierra fuese de propiedad privada, difícilmente se lograría períodos de descanso suficientemente largos, es decir, ocurriría una intensificación agrícola, por lo que la permanencia de las poblaciones de *S. yapa* estarían en riesgo; f) las prácticas actuales de manejo maya de la palma de guano, específicamente las estrategias de cosecha y la tolerancia de individuos en campos agrícolas, favorecen la conservación de esta especie; g) la densidad de la población humana y las actividades económicas actuales,

conlleven a una baja tasa de apertura de milpas, la cual no afecta sustancialmente a la población global de *S. yapa*; h) la tasa actual de demanda doméstica de hojas (Capítulo 3) es satisfecha por las poblaciones de *S. yapa*, que están presentes en los diferentes tipos de coberturas vegetales que ha sido modelado por la agricultura de milpa.

La sostenibilidad del uso de la palma *S. yapa* a largo plazo, aprovechada en zonas de vegetación natural y parcelas agrícolas, depende de que se sigan manteniendo las condiciones arriba mencionadas. Esto apoya la idea que la sostenibilidad y específicamente el uso sostenible de los recursos naturales es un concepto sumamente dinámico y dependiente de muchas condiciones, tanto ecológicas como económicas y sociales.

En este trabajo, el objetivo fue abordar el uso sostenible de la palma de guano casi exclusivamente desde el punto de vista biológico. Sin embargo, la sostenibilidad en su concepto amplio, involucra los componentes biológicos, sociales y económicos. Por lo tanto, a pesar que se ha hablado de aspectos biológicos del uso sostenible de la palma de guano, aún faltan muchos más aspectos por analizar en nuevos trabajos (véase el apartado 7.7).

## ***7.2 Comparación del comportamiento demográfico de Sabal yapa bajo diversas formas de manejo***

La demografía de la palma *Sabal yapa* ha sido estudiada también por Caballero *et al.* (1999), Martínez-Ballesté (2006), Martínez-Ballesté *et al.* (2002 y 2005), en poblaciones sometidas a diferentes formas de manejo humano. Aunque los métodos de estos trabajos fueron distintos (Tabla 1), los resultados en conjunto sugiere que los mayas hacen un uso sostenible de las poblaciones de la misma especie manejadas en diversos contextos, tomando como indicador de sostenibilidad a la tasa de crecimiento poblacional ( $\lambda$ ) (Tabla 2).

Al contrastar los resultados de estos trabajos, sobresalen las diferencias encontradas en las milpas tradicionales reportadas en esta tesis y aquellas de la milpa-hortícola estudiada por Martínez-Ballesté *et al.* 2005. Aunque ambos tipos de milpa coexisten en la PY, es mucho más frecuente la milpa tradicional. Estas milpas difieren en las prácticas de manejo agrícola que realizan los campesinos. Así, las milpas tradicionales son usadas por uno o dos años y siempre son quemadas al inicio del cultivo basado en maíz, fríjol y

Tabla 1. Estudios demográficos realizados para poblaciones de *Sabal yapa* sometidos a varias formas de manejo humano en la Península de Yucatán. \* Los individuos de cada población estudiada se muestrearon en dos parcelas de distinto tamaño (ver capítulo 4). \*\* muestra los nombres de las categorías empleadas en cada trabajo y los criterios principales están entre paréntesis; hj = hojas, spl= semipalmadas, div = dividido; los juveniles y adultos se categorizaron por la altura del tallo aéreo que está en cm.

Fuente	Forma de manejo	Período estudiado	Lugar (estado)	n por población	Área de muestreo (ha)	Nombre de las categorías y criterios empleados **
El presente trabajo	Milpa tradicional	Abril 2001- abril 2003	X-Maben (QR)	272	5.0 + 6.8 *	P (hj lanceolada) I1 (hj bífida)
	Acahual			294	8.0 + 6.3 *	I2 (spl) J1 (1-52 )
	Bosque			604	3.7 + 2.7 *	J2 (53- 99) J3 ( 100-299)
Martínez- Ballesté et al. 2002, 2005.	Milpa	Enero 1998- enero 2001	X-Kon há (QR)	188	1.7	P (hj lanceolada)
	Huerto-1		Maxcanú (YUC)	161	0.69	SA1 (hj bífida)
	Huerto-2	Maxcanú (YUC)	156	0.25	SA2 (spl no div)	
	Potrero	Sucilá- YUC	239	3.9	SA3 (spl si div) J1 (1-50) J2 (51- 100) J3 ( 101-200) J4 ( 201-300) A1(301- 400) A2 (401-650) A2 (> 651 cm)	

Tabla 2. Principales resultados sobre la demografía de *Sabal yapa* bajo distintas formas de manejo. Fuentes: esta tesis (\*) y por Martínez-Ballesté et al. 2005 y Caballero et al. 1999 (\*). Se presentan los valores de contribución de los diferentes procesos demográficos (P= permanencia, C= crecimiento, F= fecundidad) a la variación observada en la tasa de crecimiento poblacional ( $\lambda$ ) de acuerdo con los resultados de los experimentos de respuesta de tabla de vida.

Manejo	Densidad Juveniles (# / ha)	Densidad adultos (# / ha)	Densidad juveniles y adultos (# / ha)	$\lambda$	P	C	F
Milpa * tradicional	31	5	36	0.959	-0.006	-0.011	-0.009
Acahual *	106	3	109	1.027	0.010	-0.004	0.004
Bosque *	131	14	145	1.043	0.018	0.0003	0.001
Milpa hortícola **	17	3	20	1.072	-0.016	0.06	-0.016
Huerto-1 **	167	10	177	1.007	0.02	-0.10	0.025
Huerto-2 **	305	8	313	1.092	0.02	0.005	0.009
Potrero **	87	37	124	1.017	0.009	-0.003	-0.003

calabaza. En contraste, la milpa-hortícola es quemada ocasionalmente y se usa durante períodos mayores a dos años, debido a que se cultivan frutas, verduras y maíz. Estas

diferencias en las prácticas agrícolas parecen tener un importante efecto sobre las poblaciones de *S. yapa* creciendo en milpas, lo que se refleja en las grandes diferencias entre los valores de  $\lambda$  obtenidos. Mientras que las poblaciones en la milpa tradicional tienden a disminuir ( $\lambda = 0.959$ ), en la milpa hortícola éstas tienden a aumentar ( $\lambda = 1.072$ ).

Empleando la información de la presente tesis y de los trabajos de Caballero *et al.* (1999), Martínez-Ballesté *et al.* (2002 y 2005), la densidad de individuos útiles para la cosecha (juveniles y adultos) varía altamente bajo las diversas formas de manejo. Así, los huertos familiares muestran la mayor densidad, seguido en orden decreciente por el bosque, el potrero, el acahual y por último ambos tipos de milpa (Tabla 2). Dado que se encontró que la disponibilidad de hojas no sólo depende de la densidad de individuos, sino que también de la tasa de producción de hojas por individuo (Capítulo 3), debe calcularse esta tasa en huertos familiares y potreros para concluir cuál forma de manejo ofrece la mayor disponibilidad de hojas por unidad de superficie.

Al comparar los resultados de los trabajos citados anteriormente con lo encontrado en esta tesis, sobresale la alta variación espacial del comportamiento demográfico de *S. yapa* (Tabla 2). Además, la forma en que diversas poblaciones manejadas de *S. yapa* logran sobrevivir es diferente entre poblaciones, como lo sugieren los resultados del análisis de experimentos de respuesta de tablas de vida, es decir, los valores de contribución de los procesos demográficos (permanencia, crecimiento y fecundidad) a la variación en  $\lambda$ . La contribución que hace cada entrada de la matriz  $a_{ij}$  (y por ende la sumatoria de los valores de contribución a los diferentes procesos demográficos) depende del valor de sensibilidad de esa celda y/o de la variación relativa de esa celda respecto a la celda equivalente de las otras matrices comparadas. De esta forma, los valores de contribución negativos obtenidos en la milpa tradicional (Tabla 2) biológicamente significan que, en general, las tasas vitales de la matriz de proyección de milpas son menores que aquellas de las matrices de acahual y bosque (Tabla 2, Capítulo 4). Similarmente, los valores positivos obtenidos en el huerto-2 (Tabla 2) sugieren que, en general, las tasas vitales en ese huerto fueron mayores que las de la milpa-hortícola, el potrero y el huerto-1.

Por otra parte, Silvertown *et al.* (1993 y 1996) han sugerido una interesante relación entre las características de historia de vida y diversos grupos ecológicos de plantas. En ese contexto, los resultados del análisis de elasticidad de las poblaciones de milpa, acahual y



bosque (Tabla 5 del Capítulo 4) muestran que las tres poblaciones de *Sabal yapa* estudiadas se ubican con aquellas especies de árboles con ciclos de vida largos (Figura 1). Este era un resultado esperado dado que *S. yapa* es una especie con ciclos de vida de hasta 100 años. Hay pequeñas variaciones en la contribución relativa de los diferentes componentes del ciclo de vida a lambda en las poblaciones de milpa, acahual y bosque (Figura 1).

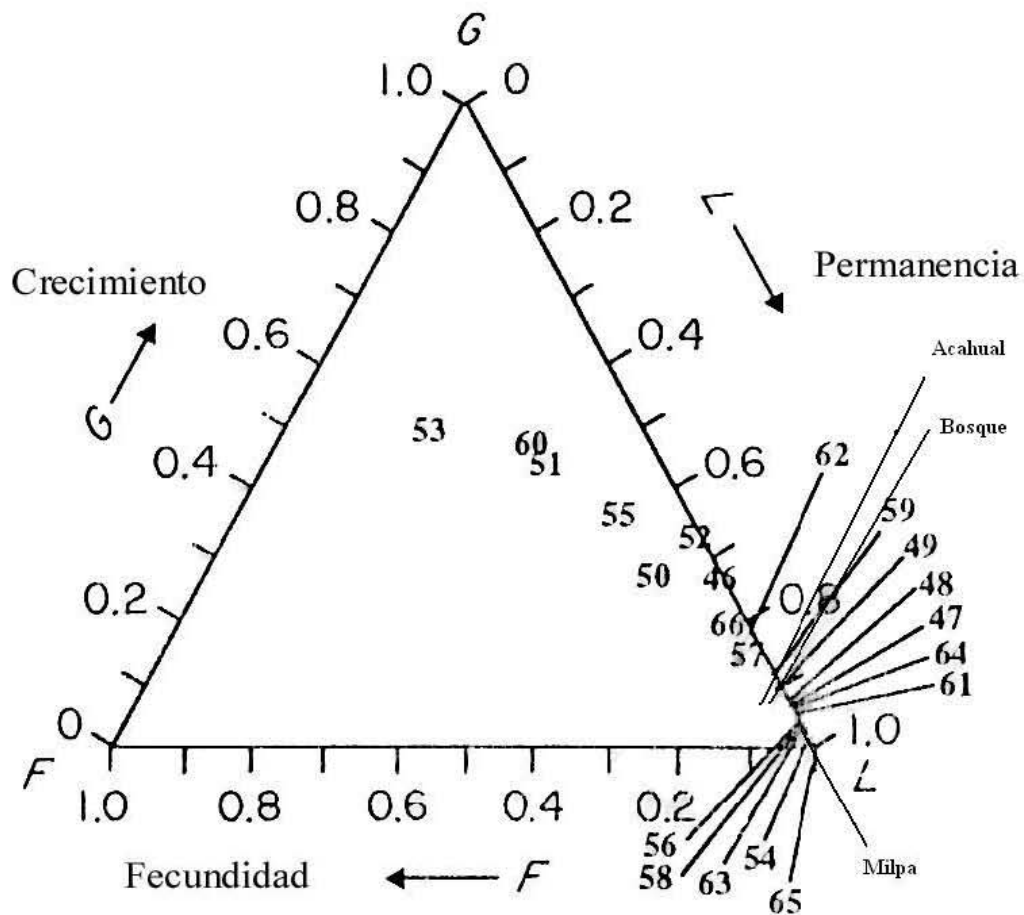


Figura 1. Distribución de varias especies en el espacio de crecimiento, permanencia y fecundidad propuesto por Silvertown *et al.* 1993. En este espacio se ubicaron las poblaciones de *S. yapa* de milpa, acahual y bosque. Los números corresponden a las especies que ya habían sido incluidas por Silvertown *et al.* 1993.

### ***7.3. Tendencias de la demanda para uso doméstico***

La información relacionada con las tendencias en la demanda para uso doméstico de hojas de palma de guano en la PY es escasa; Caballero (1994) reporta la disminución de la proporción de techos cubiertos con hojas de palma de guano y el aumento de los techos de otro tipo de materiales entre 1970 y 1990. Debido a esta carencia de información, en la presente tesis se hizo un análisis sobre las tendencias de la demanda doméstica de este recurso a partir de los datos de las estadísticas oficiales, que fueron reportados en los Censos de Población y Vivienda realizados por el INEGI (1970, 1980, 1990, 2000). En cada censo, el INEGI reporta el “material predominante en los techos” y una de las categorías que utilizan corresponde a “palma, tejamanil o madera”. Para la PY, esta categoría representa el número de viviendas techadas con “palma de guano”, ya sea *Sabal yapa*, *S. mexicana*, *S. gretheriae* y/o *S. mauritiiformis*. Con base en el análisis de esta información, se puede afirmar que en las últimas cuatro décadas la demanda doméstica de palma de guano, en términos absolutos y relativos, ha tendido a disminuir en los tres estados de la PY (Tabla 3, Figura 2), aunque en QR hay un incremento en el número de viviendas techadas con palma. Por su parte la demanda *per cápita* entre estados y municipios es muy similar, fluctuando entre 0.01 y 0.03 casas techadas con palma de guano por habitante; las únicas excepciones son los municipios de Carrillo Puerto y José María Morelos que, en conjunto, tienen una demanda *per cápita* mayor, la cual es de 0.12 casas de guano por habitante (Tabla 3).

Con base en la información disponible en los censos de INEGI, se calculó el número de personas que en la actualidad dependen de este recurso en la PY (Tabla 4). Tomando en cuenta la frecuencia relativa de las viviendas techadas con hojas de guano frente al número total de viviendas y multiplicando ese resultado por la población del año 2000, se obtuvo el número de personas que directamente dependen de este PFNM para cada estado de la PY. La suma de los valores obtenidos para Yucatán, Campeche y QR permitió estimar que al menos unas 360,000 personas requirieron de este producto no maderable en la PY en el año 2000 (Tabla 4). Este valor es probablemente una

Tabla 3. Demanda doméstica de hoja de *Sabal* durante el período 1970-2000, en los tres estados que conforman la Península de Yucatán. Para Quintana Roo se desglosan los datos por municipio. Debido a que la división municipal ha cambiado durante las últimas cuatro décadas, se agruparon los datos con respecto a la división municipal actual (por ejemplo, los datos de los municipios de F. Carrillo Puerto y J. M. Morelos fueron agrupados en la tabla, debido a que el territorio que en el año 1970 correspondió al municipio de F. Carrillo Puerto, en el año 2000 abarcó los municipios de F. Carrillo Puerto y J. M. Morelos).

Demanda	AÑO	ESTADOS			MUNICIPIOS DE QUINTANA ROO			
		Yucatán	Campeche	Quintana Roo	Cozumel y Solidaridad	F.C. Puerto y J.M. Morelos	Isla Mujeres, Juárez y Cárdenas	O.P. Blanco y P. Obispo
Población total (# habitantes)	1970	758355	251556	88150	12622	32314	6867	36347
	1980	1063733	420553	12622	23270	50878	53838	97999
	1990	1362940	535185	23270	44903	72413	203398	172563
	2000	1658210	690689	44903	123843	91417	451539	208164
Relativa (# viviendas con techo de palma / # viviendas totales)	1970	62963 / 129642	19715 / 42296	9144 / 15316	1342 / 2282	5070 / 5530	660 / 1139	2072 / 6365
	1980	51547 / 200966	17772 / 75879	12521 / 44440	582 / 4840	6729 / 8954	2039 / 11591	3171 / 19055
	1990	44267 / 273958	16422 / 107894	17469 / 102859	871 / 9642	9061 / 13263	2338 / 44367	5199 / 35587
	2000	43003 / 371242	15853 / 156125	21568 / 210482	1284 / 31134	11182 / 18161	3096 / 112656	6006 / 48531
Relativa (%)	1970	49	47	60	59	92	58	33
	1980	26	23	28	12	75	18	17
	1990	16	15	17	9	68	5	15
	2000	12	10	10	4	62	3	12
<i>Per cápita</i> (# casas de palma por habitante)	1970	0.08	0.08	0.10	0.11	0.16	0.10	0.06
	1980	0.05	0.04	0.06	0.03	0.13	0.04	0.03
	1990	0.03	0.03	0.04	0.02	0.13	0.01	0.03
	2000	0.03	0.02	0.02	0.01	0.12	0.01	0.03

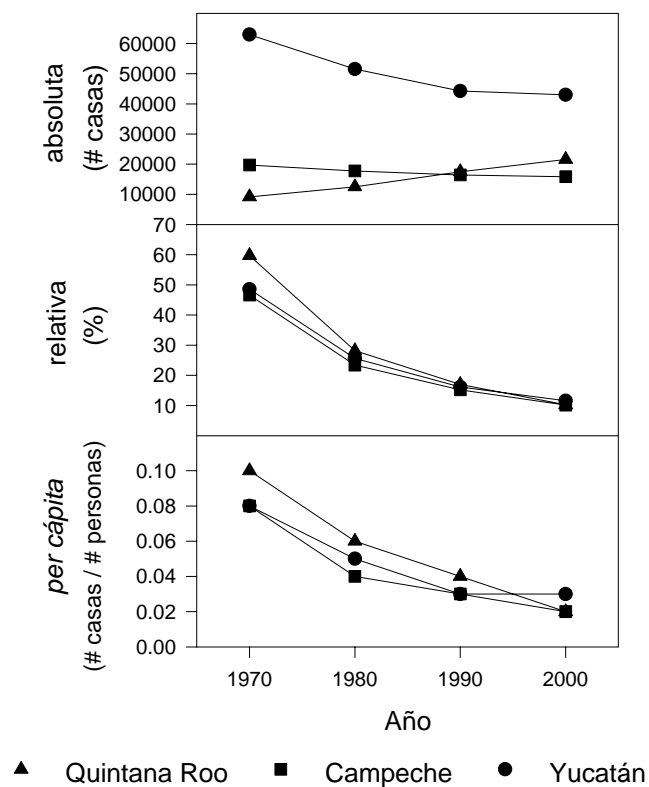


Figura 2. Tendencias de la demanda para uso doméstico de hojas de palma de guano en la Península de Yucatán, durante las últimas cuatro décadas. La demanda fue calculada en términos absolutos (# casas techadas con palma de guano), relativos (% de casas techadas con palma de guano) y *per cápita* (# casas techadas con palma de guano / número de habitantes).

Tabla 4. Número de personas que dependen directamente de las hojas de palma de guano para techar sus viviendas en la Península de Yucatán (PY) en el año 2000. Los datos fueron obtenidos de las estadísticas reportadas por INEGI (2000).

Población / vivienda	REGIÓN			
	Yucatán	Campeche	Q. Roo	PY
Población (# habitantes)	1658210	690689	874963	
Viviendas totales (#)	371242	156125	210482	
Viviendas con techo de guano (#)	43003	15853	21568	
(# techos de guano / # techos totales)	0.12	0.10	0.10	
Personas que dependen de hojas de <i>Sabal</i> spp. (#)	198985	69069	87496	355550

subestimación, puesto que se sabe que aunque muchas personas no tienen su casa techada con estas hojas, aún así tienen otro tipo de construcciones en donde usan este PFNM.

Con base en los datos mostrados anteriormente, se puede concluir que la palma de guano tiene un valor de uso cada vez menor para las comunidades que habitan la PY. Aún así, hay 360,000 personas que dependen de este recurso. Se podría especular que posiblemente este PFNM siga siendo ampliamente usado en QR debido a que la población de este estado está en la fase de expansión y/o con que está habitado por la población maya tradicional de la zona maya de QR, quienes adjudican un alto valor cultural a *Sabal*.

En cuanto a la demanda para uso doméstico de este PFNM, también hay datos obtenidos por Gama (2001) para tres localidades de la PY. El método empleado fue distinto, porque en ocasiones Gama (2001) hizo estimaciones del número de hojas en un techo, mientras que en X-Maben se contó la totalidad de las hojas de cada uno de los techos. Esta información en conjunto sugiere una amplia variación entre localidades (Tabla 5). Las diferencias pueden deberse a variaciones en cuanto al número de integrantes por U.F. (por ende en el número y tamaño de las construcciones), la forma en que se construyen los techos (v.g. techos con mayor densidad de hojas por unidad de superficie) entre localidades y/o a diferencias en el método empleado en ambos estudios. Por otra parte, Martínez-Ballesté *et al.* (s.f.) han sugerido que las U.F. más tradicionales tienden a tener una mayor demanda doméstica de hojas de guano. Esto no explica las diferencias entre los resultados de Gama (2001) y los reportados en la presente tesis puesto que los cuatro lugares estudiados pueden ser considerados muy similares a nivel cultural (evaluada en términos de nivel de escolaridad y número de personas dedicadas al sector primario). En cualquier caso, en los cuatro lugares de los que se dispone información, la demanda doméstica de hojas de guano es alta y variable entre localidades.

Tabla 5. Comparación de la demanda doméstica de hojas de guano en cuatro lugares de la Península de Yucatán. Fuente: \* Gama (2001); \*\* esta tesis.

	Sucilá* (Yuc)	Maxcanú* (Yuc)	X-kon-há* (Q. Roo)	X-Maben** (Q. Roo)
Vegetación circundante	Potreros	Cultivo de fruta	Mosaico	Mosaico
U.F. con techos de <i>Sabal</i> en al menos una construcción (%)	83	66	94	100
Demanda promedio de hojas por U.F. (# / U.F.)	1539	2522	1738	3612
Demanda promedio de hojas por comunidad (# / comunidad)	873,818	5,327,670	34,353	1,538,712

#### 7.4. Tendencias de la demanda para uso comercial

Se cuenta con escasa información sobre la demanda comercial de hojas de palma de guano (tendencias, volúmenes comercializados y procedencia geográfica); sólo Caballero *et al.* (2004) reportan que en la rivierra maya este PFNM tiene mayor demanda en establecimientos turísticos de menor tamaño y menor categoría y que al parecer, a partir del año 2000, la hoja de guano ha perdido gran parte de su mercado porque se ha sustituido por un zacate; a pesar de su mayor costo y menor durabilidad, los dueños de las palapas prefieren el zacate por el mayor valor estético que ellos le adjudican.

Debido a esta carencia de información, en la presente tesis se recopiló y analizó la información disponible sobre ello en estadísticas oficiales de INEGI (2002a, 2002b, 2002c, 2002d, 2003a, 2003b, 2003c, 2004a, 2004b, 2004c). Para el período 2001-2004, el volumen de palma de guano comercializado en la Península fue de 1000 toneladas aproximadamente (Tabla 6). Teniendo en cuenta que una hoja de guano fresca pesa cerca de 1 kg (0.97 kg  $\pm$  0.23, n=15), podemos calcular que en un período de cuatro años se comercializaron cerca de un millón de hojas. Para el mismo período, las estadísticas oficiales reportan que el volumen de palma de guano comercializado en la Península tuvo un valor de \$2,375,000.00 pesos mexicanos. Entre el 2001 y el 2004, el Estado de Campeche aportó el 70% del volumen comercializado de palma de guano en la PY, seguido por Quintana Roo (17.5%) y Yucatán (12.5%) (Tabla 6). En la PY, los municipios con mayor volumen comercializado fueron, en orden de importancia, Carmen (Campeche), Felipe Carrillo Puerto (Quintana Roo) y Calakmul (Campeche) (Tabla 6). En los últimos siete años, el municipio de Felipe

Tabla 6. Volumen y valor de la palma de guano comercializada en los tres estados y algunos de los municipios de la Península de Yucatán, en el período 2001-2004. Fuente de datos: INEGI 2002a, 2002b, 2002c, 2002d, 2003a, 2003b, 2003c, 2004a, 2004b, 2004c.

	Volumen (toneladas)					Valor (miles de pesos)				
	2001	2002	2003	2004	SUMA	2001	2002	2003	2004	SUMA
<b>Campeche</b>		<b>103.0</b>	<b>668.0</b>		<b>771.0</b>	<b>267.8</b>	<b>1736.8</b>			<b>2004.6</b>
Calakmul		0.0	142.0		142.0	0.0	369.2			369.2
Calkiní			1.0		1.0			2.6		2.6
Campeche			1.0		1.0			2.6		2.6
Candelaria		1.0	5.0		6.0	2.6	13.0			15.6
Carmen		4.0	483.0		487.0	10.4	1255.8			1266.2
Champotón		4.0	1.0		5.0	10.4	2.6			13.0
Escárcega		90.0			90.0	234.0				234.0
Hecelchakán		1.0			1.0	2.6				2.6
Tenabo		3.0	35.0		38.0	7.8	91.0			98.8
										0
<b>Yucatán</b>	<b>32.8</b>	<b>29.5</b>	<b>75.8</b>		<b>138.1</b>	<b>27.3</b>	<b>25.1</b>	<b>64.4</b>		<b>116.8</b>
Calotmul	1.5		1.8		3.3	1.2	1.5			2.7
Espita		1.4	1.5		2.9	1.1	1.3			2.4
Kinchil	17.7				17.7	14.7				14.7
Panabá	3.4	5.3			8.7	2.9	4.5			7.4
Peto			0.2		0.2			0.2		0.2
Tekax	0.7	0.6	2.0		3.3	0.6	0.5	1.7		2.8
Temozón		0.3	2.8		3.1		0.3	2.4		2.7
Tizimín	9.5	20.7	67.2		97.4	7.9	17.7	57.1		82.7
Valladolid			0.3		0.3			0.3		0.3
Yaxcabá		1.2			1.2		1.0			1.0
<b>Qintana Roo</b>	<b>96.6</b>	<b>35.0</b>	<b>35.0</b>	<b>26.0</b>	<b>192.6</b>	<b>96.6</b>	<b>35.0</b>	<b>70.0</b>	<b>52.0</b>	<b>253.6</b>
F. C. Puerto	77.2	30.0	25.0	18.0	150.2	77.2	30.0	50.0	36.0	193.2
O. P. Blanco	19.4	5.0	10.0	8.0	42.4	19.4	5.0	20.0	16.0	60.4
<b>TOTAL</b>					<b>1101.7</b>					<b>2375.0</b>

Carrillo Puerto ha comercializado en promedio 33.6 toneladas de palma de guano al año de *Sabal yapa* (Figura 3). Aunque las cuatro especies de *Sabal* existentes en la península potencialmente pueden ser comercializadas (Capítulo 2), es probable que la mayor parte del volumen corresponda a *S. yapa* por ser esta la especie de mayor distribución geográfica en la Península (Quero 1992).

Las estadísticas oficiales desafortunadamente no especifican el tipo de vegetación de donde se cosechan las hojas comercializadas. Debido a que no existen plantaciones

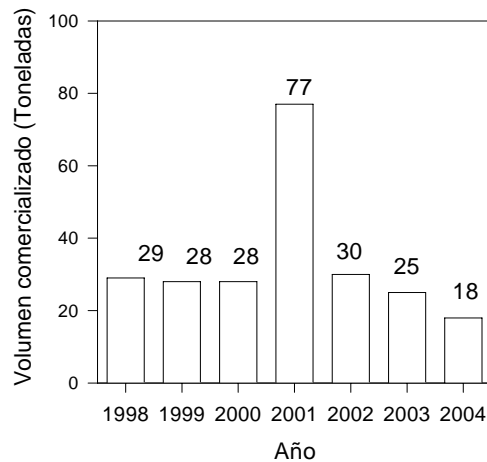


Figura 3. Volúmen de palma de guano comercializada en el municipio de Felipe Carrillo Puerto, durante 1998-2004. Datos recopilados de: INEGI 2002a, 2002d, 2003a, 2004a.

extensas de este recurso y dado que la producción en huertos familiares sólo cubre las necesidades de auto-subsistencia (Gama 2001, Martínez-Ballesté *et al.* s.f.), podemos suponer que la mayor parte de las hojas comercializadas son obtenidas de áreas cubiertas por vegetación natural, bosques secundarios y posiblemente potreros. Para lograr un uso económicamente sostenible de este PFM, es deseable generar información sobre las zonas de donde se cosecha el recurso, así como sobre las tendencias y los volúmenes comercializados en las últimas décadas.

### **7.5. Recomendaciones para el manejo de la palma de guano**

Las estrategias de manejo tradicional maya de la palma de guano en el paisaje en mosaico son adecuadas y pertinentes para lograr el uso sostenible de este recurso. Sería recomendable que el aprovechamiento de la palma de guano en otras regiones geográficas incorporara e imitara las estrategias mayas. Se sugieren a continuación una serie de recomendaciones adicionales que podrían ser implementadas por los ejidatarios para asegurar el uso sostenible de *Sabal* en el sistema de agricultura itinerante a largo plazo:

1. *Tiempos de descanso de los terrenos agrícolas mayores a siete años:* Pensando solamente en el mantenimiento de las poblaciones de palma de guano, se recomienda que



los tiempos de descanso agrícola sean de al menos siete años para permitir el reclutamiento de nuevos individuos y asegurar la permanencia de la población a largo plazo.

2. *Limpieza de la vegetación tumbada alrededor de los individuos adultos*: Se documentó que varias categorías de individuos experimentan altas tasas de mortalidad causadas por el fuego (Capítulo 4). Por lo tanto, nosotros recomendamos que antes de realizar la quema de una nueva parcela agrícola, los campesinos retiren el material vegetal seco de alrededor de al menos los individuos adultos de *Sabal*.

3. *Esparcimiento de semillas después del abandono de la milpa*: Para acelerar el reclutamiento de nuevos individuos de palma de guano en campos de cultivo, se recomienda que algunas semillas de *Sabal* sean esparcidas cuando la parcela agrícola sea abandonada.

4. *Modificación de la normatividad*: En la actualidad, la Norma NOM-006-RECNAT-1997 establece las especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de hojas de palma. Además, especifica que requiere de la obtención de un permiso de aprovechamiento para la explotación comercial de hojas de palma de guano. Por esto se sugiere que entidades gubernamentales o no gubernamentales den una mayor orientación a los ejidatarios para que por si mismos ellos puedan gestionar la obtención de los permisos de aprovechamiento requeridos, para evitar la intervención y usufructo de intermediarios.

## **7.6. Limitantes a la comercialización de la palma de guano**

El paisaje agrícola actual del ejido X-Maben y posiblemente en otros ejidos de la zona maya, ofrece suficiente disponibilidad de este recurso para cubrir la demanda actual de los pobladores locales, e incluso hay un excedente con alto potencial de comercialización en la rívera maya. Sin embargo, su uso comercial es limitado (véase el inciso 7.4). La pregunta inmediata es ¿cuáles son los principales aspectos que limitan el mercadeo y la comercialización de la palma de guano?. Aunque este aspecto no fue abordado de forma amplia en este estudio, los recurrentes comentarios y preguntas de los ejidatarios permitieron obtener un panorama general sobre esta temática. Además, los

trabajos de García-Peña (2002), Edouard *et al.* (2006) y Marshall *et al.* 2006, quienes analizaron los obstáculos existentes en México para el aprovechamiento de los PFNM, reportan resultados altamente coincidente con lo que pude esbozar en X-Maben respecto al caso de la palma de guano. Por esta razón se va a resumir algunos aspectos claves reportados por estos autores y que considero que son también válidos para el ejemplo de la palma de guano.

García-Peña (2002) analiza que los principales limitantes para la comercialización de los PFNM en México son: falta de organización social y capacidad técnica para el aprovechamiento sustentable de estos recursos; capacidad técnica insuficiente de los productores para lograr mejores esquemas de producción, transformación y comercialización; falta de sistemas de información general sobre volúmenes de producción, existencias y precios; falta de mecanismos de certificación formales y normas oficiales de medidas comerciales de PFNM que sean compatibles con aquellos de los principales países con que México mantiene relaciones comerciales; falta de sistemas de clasificación de calidad y características de estos productos.

Edouard *et al.* (2006) señalan que actualmente los principales obstáculos para la comercialización de PFNM en México son: una legislación y normatividad compleja que genere costos elevados para la obtención de los permisos de aprovechamiento; debilidad organizativa de los productores; la falta de acceso a servicios profesionales de investigación, asesoría técnica y capacitación; acceso difícil de las comunidades rurales a los centros de compra o a los intermediarios comerciales.

Como señala García-Peña (2002), la mejor alternativa es fomentar la formación de cuadros técnicos comunitarios, quienes por acuerdo de las asambleas generales de comunidades y ejidos, se encarguen de planear, operar y dar seguimiento a sus estrategias de desarrollo a partir del aprovechamiento de los recursos naturales que poseen.

### ***7.7. Sostenibilidad de las formas de manejo de la palma de guano en la Península de Yucatán***

*Sabal yapa*, junto con otras especies del género *Sabal*, ha ofrecido al pueblo maya recursos imprescindibles tales como las hojas para la construcción de los techos de sus

viviendas, por lo que se puede afirmar que al menos las hojas de *Sabal* spp., han constituido un PFNM clave para la permanencia del pueblo maya a lo largo de su historia. En este contexto, es relevante preguntarse ¿es sostenible el uso de este recurso en las diferentes formas en que es manejado?, ¿qué podría acontecer en el futuro cercano con respecto al aprovechamiento de este recurso? ¿este recurso pudo ser un bien de intercambio comercial durante el preclásico maya?.

Los resultados obtenidos en la presente tesis, en conjunto con los aportes de trabajos reportados por otros autores (Caballero 1994, Caballero *et al.* 1999, Martínez-Ballesté 2006, Martínez-Ballesté *et al.* 2002, 2005) sugieren que el manejo actual de la palma *Sabal yapa* es sostenible. No obstante, la sostenibilidad a largo plazo de las formas de manejo de este recurso depende de que se cumplan varias condiciones; por ejemplo, en el caso particular del manejo en zonas de agricultura itinerante, es muy importante que se mantengan algunas prácticas agrícolas tales como largos períodos de descanso de la tierra, tolerancia de individuos de *Sabal* en los campos de cultivo y estrategias adecuadas de cosecha.

Por otra parte, a pesar de la alta importancia cultural de este recurso (Caballero 1994), hay una tendencia a la disminución de la demanda doméstica (apartado 7.3 de la presente tesis), lo que sugiere que posiblemente las hojas de palma de guano siguen siendo empleadas por miles de personas en la PY, aunque cada vez con menor frecuencia. Los cambios en el uso de la tierra han conducido a que los campesinos apliquen diversas estrategias tales como la intensificación del sistema productivo como ocurre en los huertos familiares (Caballero 1994). En el futuro, lo que parece más posible es que las palmas del género *Sabal* continúen siendo manejadas en huertos familiares, plantaciones y potreros, además de ser extraídas de la vegetación natural y de los acahuales. Adicionalmente, la palma de guano está siendo promovida en los corredores frutícolas de X-Maben y otros ejidos cercanos.

Retomando la hipótesis planteada por Voorhier (1982) (véase sección 2.3 de la presente tesis), acerca del posible intercambio comercial durante el preclásico de hojas de *Sabal* y otros bienes entre los mayas de tierras bajas y altas, el presente trabajo muestra que

en la actualidad la disponibilidad de este PFNM excede por mucho (41 veces mayor) a la demanda para uso doméstico. Esta amplia diferencia sugiere que en tiempos prehispánicos la oferta de hojas podría haber sido mayor que la demanda para uso doméstico, haciendo factible que este recurso hubiese sido comercializado. Sin embargo, sería necesario realizar estimaciones del volumen modificando básicamente tres variables, la composición relativa del paisaje, la demanda doméstica *per cápita* y el tamaño de la población prehispánica. Aun así, una comparación como la que se plantea deberá hacerse con cautela.

### ***7.8. Aportes de la tesis y perspectivas***

Esta tesis contribuye a la literatura en aspectos tales como: A) plantea un enfoque innovador y relevante para evaluar o considerar la sostenibilidad de PFNM en el contexto de la agricultura itinerante (Capítulo 3); B) plantea y demuestra, con el ejemplo de *S. yapa*, la aplicabilidad de análisis retrospectivos en la evaluación de manejo y la sostenibilidad (Capítulo 4); C) se analizan los cambios en uso/cobertura de la tierra de un paisaje agrícola y se relacionan con razones de índole económico, social e histórico, proyectando además las tendencias futuras (Capítulo 5); D) por primera vez se aplicó un modelo acoplado de “dinámica demográfica específica del parche y dinámica de parches” en el contexto de uno de los más frecuentes disturbios antropogénicos de los trópicos, que es la agricultura itinerante (Capítulo 6); E) se realizó un análisis fino de la demanda comercial y doméstica de este PFNM, que hasta la fecha no se tenían datos sobre estos aspectos.

Futuras investigaciones relevantes a esta temática son: A) evaluación del impacto de la cosecha de hojas de *S. yapa* a nivel ecosistémico (v.g. ciclos de nutrientes); B) evaluación experimental del impacto demográfico de diferentes regímenes de cosecha de poblaciones naturales, para hallar una relación directa entre la lambda y la cosecha; C) profundización en el entendimiento de los factores que afectan la demanda comercial de este recurso; D) estudio detallado de la dinámica de la germinación, la sobrevivencia y la dispersión de semillas de *Sabal yapa* en campos agrícolas; E) caracterización del efecto del fuego y de la tuza (*Dasyprocta mexicana*) sobre los patrones de mortalidad de *S. yapa*; F) implementación de trabajos interdisciplinarios con el objetivo de fortalecer las estructuras de organización comunitarias, para que los ejidatarios puedan aprovechar este y otros

recursos con fines comerciales o para uso doméstico y así lograr un beneficio económico y ambiental.

### Literatura citada

- Caballero, J., 1994. Use and management of *Sabal* palms among the Maya of Yucatan. Ph. D. University of California, Berkeley, USA.
- Caballero, J., Martínez-Ballesté, A., Gama, V. y Flores, J.S., 1999. Propuesta preliminar de manejo de la palma de guano (*Sabal* spp., Arecaceae) en el área maya de Yucatán. 10 páginas *En*: Informe Conabio (M111), México, D.F.
- Caballero, J., Pulido, M.T. y Martínez, A., 2004. El uso de la palma de guano (*Sabal yapa*) en la industria turística de Quintana Roo, Mexico. *En*: Alexiades, M. y Shanley, P., (Eds.), Productos forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables, Indonesia, pp. 365-385.
- Edouard, F., Marshall, E. y Schreckenber, K. 2006. Instructivo político para los departamentos forestales del gobierno en México. Forestry research program, PNUMA, WCMS, Department for international development. [www.unep-wcmc.org/forest/ntfp](http://www.unep-wcmc.org/forest/ntfp)
- Gama, V., 2001. Demanda y disponibilidad de la palma de guano (*Sabal* spp., Arecaceae) en tres comunidades de la península de Yucatán. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- García-Peña, E. 2002. Marco Institucional, normativo y político para el manejo y comercialización de productos forestales no maderables en México. Forestry research program, PNUMA, WCMS, Department for international development.
- INEGI, 1970. IX Censo General de Población y vivienda 1970. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, Mexico.
- INEGI, 1980. X Censo General de Población y vivienda 1980. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, Mexico.
- INEGI, 1990. XI Censo General de Población y vivienda 1990. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, Mexico.
- INEGI, 2000. XII Censo General de Población y vivienda, 2000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, Mexico.
- INEGI, 2002a. Anuario Estadístico. Quintana Roo. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2002b. Anuario Estadístico. Yucatán. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2002c. Anuario Estadístico. Campeche. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2002d. Cuaderno Estadístico Municipal. Felipe Carrillo Puerto. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2003a. Anuario Estadístico. Quintana Roo. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2003b. Anuario Estadístico. Yucatán. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.

- INEGI, 2003c. Anuario Estadístico. Campeche. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2004a. Anuario Estadístico. Quintana Roo. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2004b. Anuario Estadístico. Yucatán. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI, 2004c. Anuario Estadístico. Campeche. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- Martínez-Ballesté, A., 2006. Dinámica poblacional y sostenibilidad de las formas tradicionales de manejo de la palma de guano (*Sabal* spp., Arecaceae) en el área Maya de la península de Yucatán. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Martínez-Ballesté, A., Caballero, J., Gama, V., Flores, S. y Martorell, C., 2002. Sustainability of the traditional management of xa'an palms (*Sabal* spp., Arecaceae) by the lowland Maya of Yucatán, México. *En: Proceedings of the VII International Congress of Ethnobiology*. University of Georgia, Georgia, USA.
- Martínez-Ballesté, A., Martorell, C., Martínez-Ramos, M. y Caballero, J., 2005. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: the Maya management of xa'an palms. *Ecology and Society* 10(2): 17.  
<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art17/>.
- Martínez-Ballesté, A., Martorell, C. y Caballero, J., s.f. Cultural or ecological sustainability? acculturation effects on *Sabal* palm management among the lowland Maya of Mexico. *Ecology and Society*.
- Quero, H.J., 1992. Las palmas silvestres de la península de Yucatán. Instituto de Biología, UNAM.
- Silvertown, J., Franco, M., Pisanty, I. y Mendoza, A., 1993. Comparative plant demography - relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in wood and herbaceous perennials. *Journal of Ecology* 81, 465-476.
- Voorhies, B., 1982. An ecological model of the early Maya of the central lowlands. *En: Flannery, K.V., (Ed.) Maya subsistence. Studies in memory of Dennis E. Puleston*. Academic press, NY, pp. 65-95.



## FOTOGRAFÍAS



Se muestran algunas fases del ciclo de agricultura de milpa. En la fila superior se muestra la palma de guano en zonas de bosque, en la fila central se muestra la roza y tala de la vegetación y en la fila inferior la quema y una milpa en producción. Fotografías M.T. Pulido.





Productos de la milpa, troje y ceremonia de *Ch'a-cháak*. Además, se muestra la cosecha de hojas maduras de *Sabal*, así como hojas aún no abiertas (*yool*) útiles para fabricar canastos. Fotografías M.T. Pulido.





Las fotografías ilustran el uso de las hojas de palma de guano para techar las viviendas mayas y las palapas de establecimientos turísticos. También se muestra abajo a la izquierda un techo hecho con zacate, muy empleado recientemente en la zona turística de Cancún. Fotografías M.T. Pulido.





En la fila superior se presentan ejemplos de plántulas, infantiles y juveniles. Se muestra un detalle de inflorescencias e infrutescencias de la palma de guano. En la última fila se muestran ejemplos de individuos muertos por diversas causas tales como la tuza (*Dasyprocta mexicana*), un gusano que come el meristemo y el fuego. Fotografías M.T. Pulido.





Fotografías de algunas de las personas que ayudaron para realizar este trabajo. En las fotografías aparecen las familias Poot Pat, Cituk Chi, Ek Canté, Valentina y Don Lucio Poot y esposa.