

Informe final* del Proyecto BJ005

Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano: mamíferos, plantas y sus interacciones

Responsable:	Dr. Rodolfo Dirzo Minjarez
Institución:	Universidad Nacional Autónoma de México
Dirección:	Apartado Postal 70-275, Copilco-Universidad, México, DF, 04510 , México
Correo electrónico:	urania@miranda.ecologia.unam.mx
Teléfono/Fax:	5622 9011 y 5622 9039
Fecha de inicio:	Septiembre 15, 2003
Fecha de término:	Septiembre 21, 2006
Principales resultados:	7 Hojas de cálculo, Informe final
Forma de citar** el informe final y otros resultados:	Dirzo, R. y G. Gutiérrez. 2006. Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano: mamíferos, plantas y sus interacciones. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. BJ005. México D. F.
Forma de citar Hoja de cálculo	Dirzo, R. y G. Gutiérrez., 2006. Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano: mamíferos, plantas y sus interacciones. Universidad Nacional Autónoma de México. Hoja de cálculo SNIB-CONABIO proyecto No. BJ005. México. D. F.

Resumen:

La extracción selectiva de madera es una de las principales actividades económicas en las selvas tropicales. En el estado de Quintana Roo, se realiza esta actividad desde comienzos del siglo XIX. Pero es hasta mediados del siglo XX que se comenzaron a establecer programas de manejo enfocados a la extracción sustentable de madera, principalmente de caoba, como ocurre en el área focal de Carrillo Puerto. Sin embargo, no existe información explícita sobre las consecuencias ecológicas de este manejo forestal, en particular desde el punto de vista del impacto sobre los mamíferos. En este proyecto se consideran los siguientes objetivos: 1) la caracterización de la extracción selectiva de madera (volumen de madera, número de árboles extraídos, descanso entre rodales), 2) caracterización de la comunidad de mamíferos 3) evaluación de los efectos indirectos de la tala selectiva sobre las interacciones entre mamíferos y plantas (remoción de semillas y herbivoría) y 4) determinación de la estructura y composición de la vegetación (sotobosque y árboles), con el objeto de poner a prueba la hipótesis nula del no efecto de la extracción selectiva de madera sobre los mamíferos y sus interacciones con las plantas. El muestreo de mamíferos se realizará con trampas Sherman (roedores) y detección de huellas, avistamientos y trampas cámara para el resto. La evaluación de efectos indirectos se realizará mediante experimentos con exclusiones de los mamíferos y censos de la flora. Nuestra meta es proporcionar un diagnóstico de la actividad forestal en el área focal de Carrillo Puerto, su estado de conservación y su posible impacto en el mantenimiento de procesos ecológicos. Este tipo de trabajo es necesario en México y otras partes del trópico para definir el impacto de programas de aprovechamiento forestal sobre un componente susceptible de la biodiversidad (los mamíferos) y los procesos ecológicos característicos de las selvas.

-
- * El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en www.conabio.gob.mx
 - ** El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.

INFORME FINAL

Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano: Mamíferos, plantas y sus interacciones.

Rodolfo Dirzo y Gabriel Gutiérrez-Granados

Laboratorio de Interacción planta-animal, Instituto de Ecología, UNAM.



Introducción

La destrucción/modificación del hábitat y la explotación indiscriminada de los recursos bióticos han sido reconocidas como las principales causas de la pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas tropicales (Heywood y Watson 1995, Dirzo y Raven 2003). Dado que el estado de conservación del hábitat se considera como un reflejo del estatus de la biodiversidad, los esfuerzos de conservación en las selvas se han enfocado a mantener una cobertura forestal lo más extensa y cerrada posible. No obstante, las evaluaciones del estado de conservación con base en el análisis de imágenes de satélite han descuidado a los integrantes móviles (fauna) de los ecosistemas y los procesos en los que intervienen, y no consideran lo que se ha llamado la “amenaza invisible” (Dirzo 2001) que puede llevar a generar “selvas vacías” (Redford 1992). En particular la defaunación contemporánea tiene complejos y profundos efectos en la estructura, dinámica y diversidad de la selva tropical (Dirzo y Miranda 1991, Terborgh 1992, Dirzo 2001).

Si se considera que en las selvas tropicales los mamíferos juegan un papel importante en diversos procesos ecológicos como son la dispersión y depredación de semillas y el herbivorismo (Gautier-Hion *et al.* 1993), participando de manera activa en la estructuración de la vegetación (*v. g.* Dirzo y Miranda 1991), podemos proponer que cualquier cambio drástico en la fauna tiene al potencial de afectar los procesos ecológicos en los que participan (Redford 1992, Dirzo 2001).

Por otra parte, la búsqueda de alternativas sustentables de aprovechamiento de la vida silvestre ha llevado al establecimiento de programas de manejo de las selvas entre los que resaltan los planes de extracción de maderas preciosas (Verissimo *et al.* 1992). Esto ha propiciado, según algunos autores, que la tala selectiva sea una de las principales actividades económicas en los trópicos (Pereira *et al.* 2002). En el estado de Quintana Roo la extracción maderera existe desde el siglo XIX (Snook 1999), bajo diferentes esquemas de

aprovechamiento, y no es hasta finales del siglo XX cuando se implementó un sistema de extracción forestal más o menos coordinado y bajo parámetros que supuestamente permiten la conservación de la selva (Galletti 1999). Por lo menos a nivel popular y en algunas fuentes nacionales y del exterior se considera al Plan Piloto Forestal de Quintana Roo, y a los programas subsecuentes, como una estrategia de manejo forestal de bajo o nulo impacto (Primack *et al.* 1999). Así, este trabajo tiene como principal objetivo poner a prueba la hipótesis nula de que el aprovechamiento forestal no tiene consecuencias profundas, utilizando como indicadores la composición y diversidad de mamíferos y de la vegetación del sotobosque, así como algunas de las interacciones entre mamíferos herbívoros y plantas, en particular: remoción de semillas y herbivoría en la selva del área focal de Carrillo Puerto.

Las operaciones de tala y extracción de madera *per se* pueden causar impactos en el bosque. Esto, debido a que si bien sólo una pequeña fracción de los árboles es utilizada, una amplia porción del bosque es impactada (Pereira *et al.* 2002). Los impactos se han dividido en aquellos que se provocan por la construcción del camino principal para la extracción, la construcción de caminos secundarios para llegar al árbol deseado, el establecimiento de áreas o "patios" de almacenaje temporal de los troncos y el impacto por la operación de maquinaria pesada en el transporte del tronco al sitio final de almacenamiento y/o procesamiento (Pereira *et al.* 2002). Además de estas actividades, la caída del árbol "blanco" genera un hueco en el dosel lo que provoca la exposición del sotobosque a una mayor cantidad de luz, viento y lluvia. Las consecuencias de esta serie de actividades han sido poco estudiadas.

De los estudios publicados una parte importante se centra en el estudio del cambio en la estructura del bosque dañado por la construcción de los diferentes caminos (Verissimo *et al.* 1992, Pereira *et al.* 2002). Otra parte documenta los impactos de la extracción de madera en la fauna. Estos estudios abarcan desde la respuesta de una especie de mariposa a la extracción forestal, a la respuesta de primates al cambio en disponibilidad de hábitat y

alimento; el aumento en las densidades de roedores y otros pequeños mamíferos en los caminos construidos y la respuesta de diferentes especies de aves y otros grupos de vertebrados a la creación de huecos en el dosel (Hill 1999, Malcolm y Ray 2000, Fredericksen y Fredericksen 2002). Sin embargo, no se han realizado estudios sobre los efectos indirectos del cambio en la abundancia de los animales, por ejemplo los vertebrados terrestres, sobre procesos ecológicos, tales como la remoción de semillas y la herbivoría en respuesta a la tala selectiva. De esta manera resulta interesante poner a prueba la hipótesis nula de que la extracción selectiva de madera no impacta a los mamíferos y sus interacciones con las plantas (remoción de semillas y herbivoría), lo que nos llevaría a tener una estructura y composición florística de la selva similar, antes y después, del aprovechamiento forestal (Fig. 1). Así, de la figura 1 es importante destacar el hecho de que asume *per se* un impacto diferencial de la extracción forestal sobre los mamíferos. De manera que, al afectar positivamente a los roedores, procesos en los que esos organismos intervienen, como es el caso de la remoción de semillas pequeñas (Mendoza 2005), potencialmente también podrían aumentar, lo que potencialmente tendrá un efecto negativo reflejado en el reclutamiento de las especies de plantas provenientes de esta categoría de tamaño de las semillas. Por otro lado, el efecto negativo de la entresaca de madera sobre los mamíferos medianos y grandes, se va reflejar en una potencial disminución de la remoción de semillas de tamaño grande, así como de la herbivoría realizada por parte de este grupo de mamíferos.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la intensidad y los efectos directos de la tala selectiva en la diversidad, composición y estructura de la mastofauna, y analizar los efectos indirectos de esto sobre la remoción de semillas y la herbivoría por mamíferos, así como las consecuencias subsecuentes sobre la estructura y diversidad del sotobosque.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Obtener un listado de especies de mamíferos en áreas con manejo contrastante (extracción/reserva) en Carrillo Puerto
- Obtener una lista de la riqueza de especies de plantas de la selva en áreas con manejo contrastante en Carrillo Puerto.
- Estimar el impacto (indirecto) de la extracción forestal sobre la remoción de semillas
- Estimar el impacto (indirecto) de la extracción forestal sobre la herbivoría por mamíferos
- Caracterizar la estructura y composición del sotobosque de la selva

Palabras clave: Aprovechamiento forestal, mamíferos, selvas, remoción de semillas, herbivoría, Quintana Roo, Carrillo Puerto.

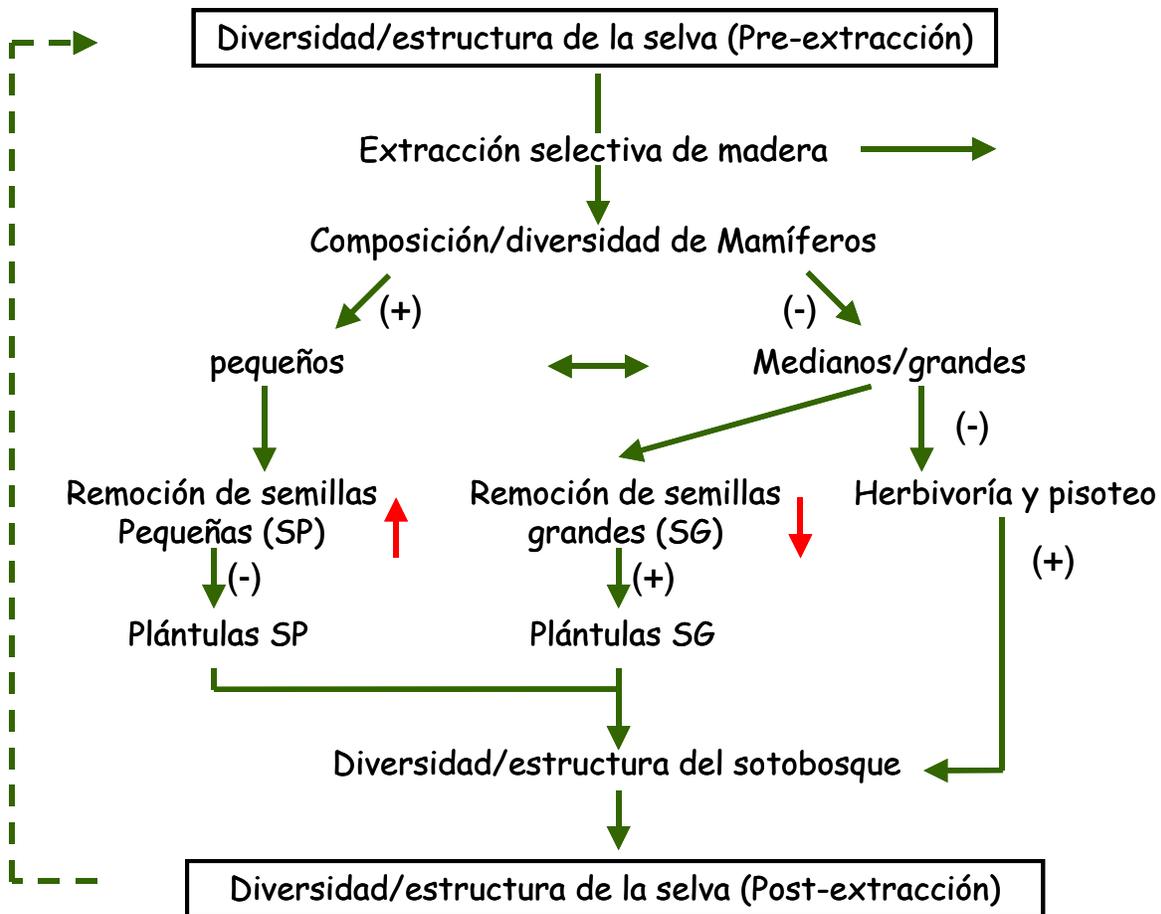


Figura 1. Modelo conceptual de los posibles impactos de la extracción selectiva de madera sobre la composición de la mastofauna y sus consecuencias indirectas sobre los procesos ecológicos en que éstos participan. En éste se resaltan los efectos directos de esta actividad sobre la composición florística del sotobosque (corto plazo) y a largo plazo la diversidad y estructura de la selva. La línea punteada muestra un el destino del sistema bajo un escenario de extracción de madera de bajo impacto, donde los efectos sobre la fauna y los procesos ecológicos son indistinguibles antes y después del evento de extracción.

ZONA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en el municipio de Carrillo Puerto (88°00' - 88°20' de longitud Oeste y 19°00' - 20°00' de latitud Norte), en el área conocida como Zona Maya. Los ejidos forestales que seleccionamos para realizar este trabajo fueron: Señor (Señor), Laguna Kanab y Petcacab, ya que cada uno de estos contó con las características que requeríamos para realizar este estudio (Fig. 2). La zona forma parte de la región ecogeográfica del trópico húmedo y se localiza dentro de la provincia ecológica denominada *Costa Baja de Q. Roo*,

caracterizada por su topografía kárstica y por la ausencia de vías de agua superficiales. Predomina un clima de tipo Aw cálido sub-húmedo con lluvias en verano (Fig. 3; García 1988). La vegetación es representada principalmente por selvas medianas subperennifolias, y otras asociaciones vegetales entre las que destacan las sabanas y las selvas inundables.

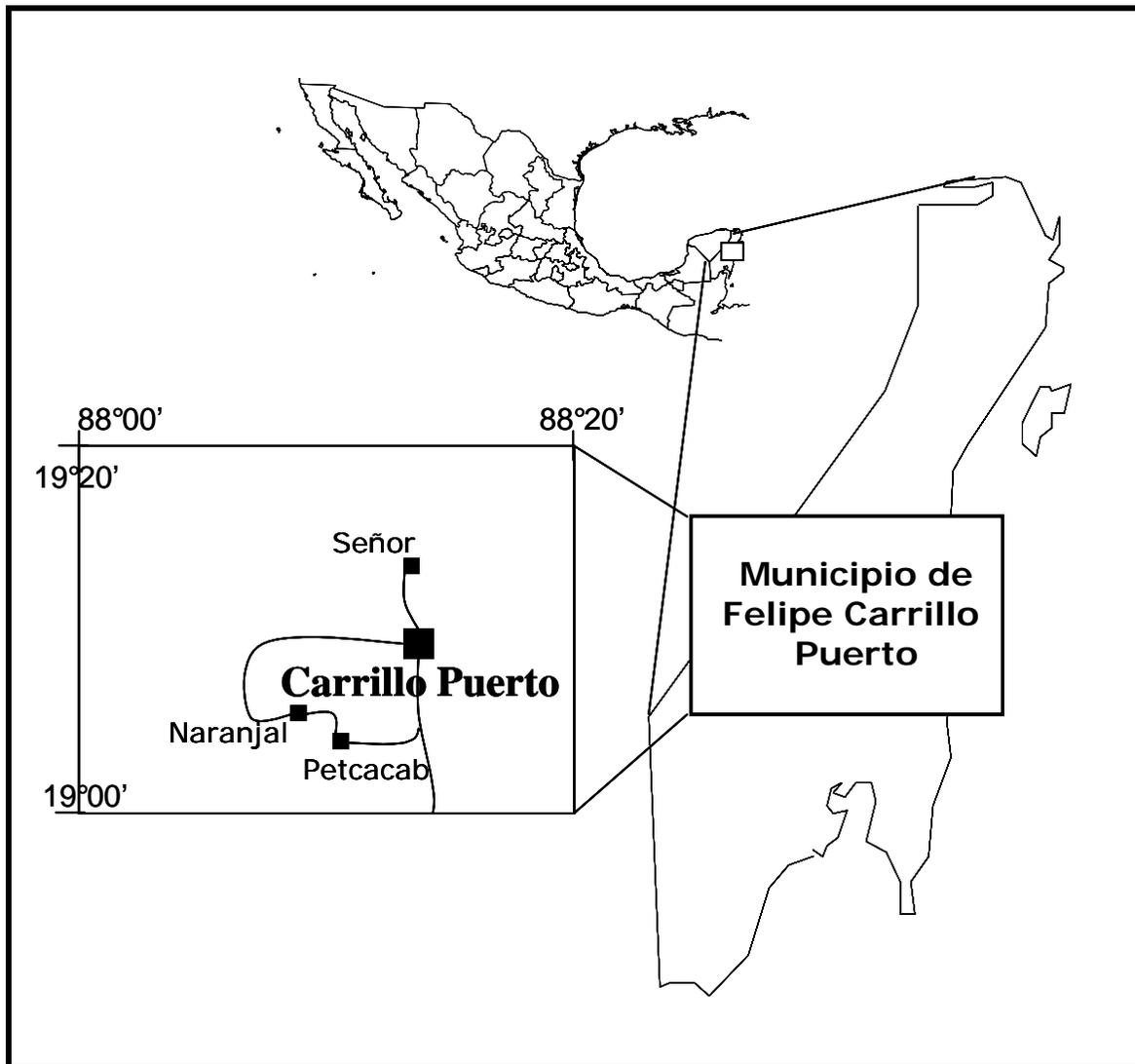


Figura 2. Localización geográfica de los tres sitios evaluados en este estudio.

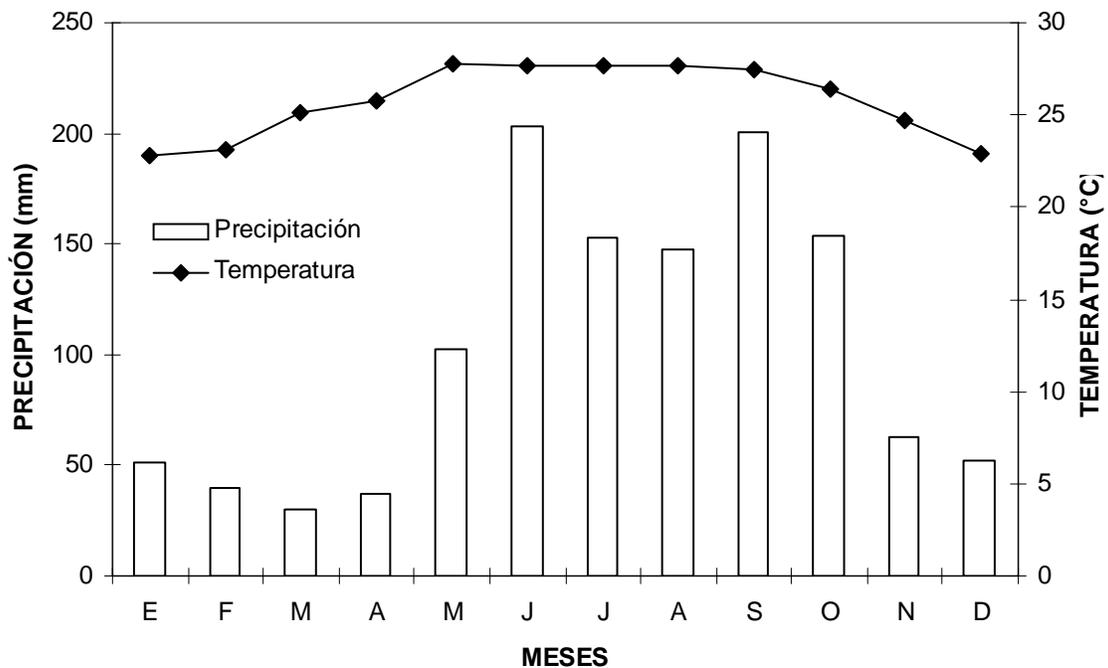


Figura 3. Precipitación y temperatura registrados por la estación meteorológica ubicada en la ciudad de Felipe Carrillo Puerto.

El enfoque metodológico que empleamos fue comparativo, y contrastamos áreas bajo dos diferentes esquemas de manejo forestal (áreas de extracción contra áreas de reserva). Con el fin de controlar lo más posible la heterogeneidad espacial el diseño general fue pareado, con seis replicas (un par de unidades de muestreo) en cada una de las dos condiciones de manejo.

Con fines de organización este trabajo fue dividido en cuatro partes que mantienen una interconexión entre ellas. En cada parte describiremos brevemente el marco teórico que sustenta el trabajo desarrollado, los métodos empleados para lograr los objetivos planteados, resultados y una breve discusión de los resultados obtenidos. Para la realización de los análisis estadísticos utilizamos JMP ver 4.04 (SAS 2001), Statistica ver 5.5 (Statsoft 2000), Brodgar 2.4 (Highland statistics 2005).

I. Caracterización de la extracción forestal en tres ejidos representativos

RESEÑA HISTÓRICA DE LA EXTRACCIÓN FORESTAL EN QUINTANA ROO

El estado de Quintana Roo, como gran parte de la Península de Yucatán, se mantenía despoblado a comienzos del siglo XX. La tierra era de propiedad nacional y la explotación forestal estaba a cargo de grandes concesiones que posteriormente, y junto con grandes extensiones de monte, fueron entregadas a los pobladores como tierra ejidal (Galletti 1999).

En la primera mitad del siglo XX cada terreno entregado tenía una superficie de 420 ha, y esto fue hecho explícitamente para el aprovechamiento del chicle (*Manilkara zapota*) (Fig. 4), por lo que la conservación de la selva era primordial. Este tipo de manejo de recurso no maderable tuvo auge en las décadas de los 30's y 40's del siglo pasado.



Figura 4. Árbol de *Manilkara zapota* con las marcas típicas dejadas después de un evento de extracción del látex empleado para la manufacturación del chicle. Foto: julio-2004, GGG.

El manejo se dio mediante cooperativas de forma inicial, pero al crearse un mercado de intermediarios, estas desaparecieron y se creó la IMPEXNAL que se encargó de comercializar el chicle. Simultáneamente, compañías privadas, nacionales y extranjeras obtuvieron concesiones de explotación de chicle hasta por 900,000 ha. En esta primera parte del siglo XX, también existieron una serie de concesiones a empresas madereras como la fábrica de Triplay de Laguna Ocom y los aserraderos Bacalar y La Esperanza, los cuales pagaban una cuota mínima, denominada derecho de monte, que daba derecho a la explotación de los recursos forestales.

En la segunda mitad del siglo XX el concepto de aprovechamiento cambió y se volvió netamente agrícola con una reasignación de terrenos, ahora con una superficie de 20 ha para cada ejidatario. Al mismo tiempo que la actividad agrícola se implantaba, continuó el aprovechamiento forestal bajo una concesión a Maderas Industrializadas de Quintana Roo (MIQROO), compañía dedicada al aprovechamiento de maderas preciosas para la fabricación de conglomerados. MIQROO tenía acceso a la explotación de la selva mediante un pago a los ejidatarios, el cual era establecido por el gobierno, generando inconformidad entre éstos, a la vez de provocar un fuerte impacto sobre la vegetación.

Dada esta historia de “manejo” y la inconformidad de los ejidatarios el gobierno federal intentó desarrollar una política de aprovechamiento que llevó al establecimiento del Plan Piloto Forestal (1983), en el sur del estado, el cual también fue implementado en la región conocida como la Zona Maya. Bajo este esquema se favorecieron diferentes cambios en el aprovechamiento forestal que incluyen los siguientes elementos.

- Se estableció que los propios ejidatarios se hicieran cargo del manejo forestal
- Los ejidos delimitaron parte de su superficie como área forestal permanente, destinada exclusivamente al uso forestal
- Se dejó de vender el monte en pie, cambiando esta estrategia por la venta de madera en rollo

- Algunos ejidos adquirieron el equipo necesario para extraer y transportar la madera y
- Se comenzaron a tomar decisiones conjuntas acerca del precio y condiciones de entrega.

Esta serie de cambios repercutió positivamente en los ejidatarios, conformando en 1986, la Organización de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya (OEPFZM; Galletti 1999). Esta organización tiene sus oficinas centrales en Carrillo Puerto (Fig. 5), y está integrada por 21 ejidos que en conjunto representan una superficie de 384,000 ha, de las cuales aproximadamente el 35% están destinadas al aprovechamiento forestal.



Figura 5. Interior de las instalaciones de la OEPFZM en Carrillo Puerto, centro logístico de las actividades forestales de la zona maya. (Foto: julio-2004, GGG).

El labrado de durmientes, la extracción de chicle y la venta de madera en rollo son las principales actividades económicas en estos ejidos forestales (EF). Dado que cada ejido maneja los recursos obtenidos por la actividad forestal de forma independiente, los recursos no se dispersan y son usados bajo previo acuerdo en una asamblea ejidal.

Si bien lo que tiene mayor auge es la extracción y manejo forestal en la región, existe, en general, una baja producción agropecuaria debido principalmente a la presencia de suelos pobres y pedregosos que no permiten el desarrollo de pastos para el ganado y la “milpa” no llega a abastecer el autoconsumo. No obstante, en algunos ejidos las milpas han sido transformadas a pluricultivos (p.ej., Señor), donde se siembra con un alto rendimiento chile habanero, tomate, sandía entre otros cultivos.

EXTRACCIÓN DE MADERAS PRECIOSAS EN LA ZONA MAYA, QUINTANA ROO

El aprovechamiento de caoba (*Swietenia macrophylla*) en el estado de Quintana Roo se ha hecho de forma comercial desde los últimos años del siglo XVII. En los primeros años de la explotación la extracción fue realmente selectiva y dirigida a satisfacer el mercado internacional. Esta fue la tendencia general hasta que MIQROO inició la producción de chapa, madera contrachapada y finalmente madera aserrada (Snook 1999). De esta manera, la cantidad comerciada de caoba en pie ha variado a través del tiempo dependiendo de la tecnología de extracción que se utilice. Durante esta etapa la maquinaria y el equipo técnico eran suministrados por particulares. Además no existía ningún control en el aprovechamiento de la madera que se extraía y éste se realizaba fundamentalmente con base en las necesidades de la empresa compradora (Santos *et al.* 1998).

Con la conformación de la OEPFZM en 1986, se comenzó con la planificación del aprovechamiento forestal mediante un plan de manejo, tanto para la madera en rollo como para los durmientes. De esta forma, y con la ayuda de un equipo técnico se seleccionaron los ejidos más grandes, y con mayor reserva forestal, principalmente de caoba y cedro

(*Cedrela odorata*), en los cuales se implementó el Plan Piloto Forestal. Esta estrategia de manejo trajo consigo una capacitación en los aspectos administrativos y de organización, destacándose la formación de cuadrillas compuestas por un administrador, un jefe de monte y receptores, quienes tienen la función de organizar el trabajo dentro del monte y la documentación del transporte de la madera a donde será procesada finalmente.

Con la implementación de un plan de manejo forestal, cada ejido definió sus Áreas Forestales Permanentes (AFP), que son aquellas áreas que serán aprovechadas bajo un plan de manejo (Fig. 6). En estas áreas se realiza un inventario del recurso vegetal con el fin de obtener la licencia de aprovechamiento por parte del gobierno federal.



Figura 6. Una actividad común durante la época de corte es el transporte de la madera en rollo al aserradero (Foto: noviembre-2004, GGG).

La determinación de las AFP se realizó bajo un acta ejidal, favoreciendo la creación de una reserva productiva, lo cual frenó el desmonte para la siembra de la milpa. Además se ha intentado establecer áreas de corta anual de acuerdo a un ciclo de 25 años, y aunque no en todos los ejidos se han delimitado, la mayoría sigue el plan de manejo. Sin embargo, a partir del 2005, los planes de manejo elaborados buscan modificar el hecho de que exista un rodal con un área de corta predeterminada, y que la superficie de ésta se adapte según la necesidad de arbolado requerido para cubrir el volumen de madera autorizado. Con esto se busca beneficiar a aquellos ejidos que tengan una densidad menor de caoba. No obstante el beneficio que se obtendrá desde el punto de vista productivo, esto trae consigo un impacto debido a la necesidad de intervenir una superficie mayor de área forestal. No obstante, un punto positivo en el plan de manejo es el establecimiento de zonas de reforestación de maderas preciosas en los espacios abiertos provocados por la actividad forestal.

El grupo de las maderas preciosas de interés pertenece a lo que se ha definido como el grupo I que agrupa a las especies que tienen un diámetro mínimo de corta (DMC) de 55 cm. y el grupo II, que está formado por las especies que no alcanzan tallas mayores y presentan un DMC de 35 cm. y que son conocidas como especies comunes tropicales.

PRODUCCIÓN DE DURMIENTES EN LA ZONA MAYA, QUINTANA ROO

En 1985 existían cuatro uniones de ejidos los cuales surtían de durmientes a Ferrocarriles Nacionales de México, entregando alrededor de 200,000 piezas por unión cada tres o cuatro meses, con pocos beneficios económicos para los ejidatarios, debido principalmente al intermediarismo. Con la implementación del Plan Piloto Forestal la actividad durmientera en la región representó más beneficios a los ejidos. Sin embargo, el mercado decayó y se ha mantenido bajo, lo que ha provocado que el costo de producción supere los beneficios.

Para la obtención de durmientes el diámetro mínimo de corta es de 35 cm, pero debido a que el durmiente se labra con hacha los productores prefieren árboles de 30 cm de DMC, ya que esto favorece un menor esfuerzo y desperdicio. Las especies que se utilizan para la elaboración de durmientes son las llamadas comunes tropicales. Entre las que más se utilizan para esto se encuentran las siguientes:

- Chechém (*Metopium brownei*)
- Tzalam (*Lysiloma bahamense*)
- Jabín (*Piscidia piscipula*)
- Chacteviga (*Caesalpina platyloba*)
- Chactekok (*Sickingia salvadorensis*)
- Pich (*Enterolobium ciclocarpum*).

A pesar de que la producción de durmientes ha disminuido, y aun con los bajos niveles extraídos, esta actividad mantiene hasta un 50% de desperdicio por la elaboración de cada durmiente. Claramente esta es una forma de explotación forestal poco redituable y ecológicamente deficiente (Santos 2005).

MANEJO Y PRODUCCIÓN FORESTAL EN TRES EJIDOS REPRESENTATIVOS

Para realizar este estudio seleccionamos tres ejidos, dos de éstos, Naranjal Poniente y X-Maben (Señor), pertenecen a la OEFPZM y se pueden considerar representativos ya que en conjunto aportan una cantidad mayoritaria de lo que se produce en global en la Zona Maya. El tercer ejido es Petcacab, perteneciente a la Sociedad de productores forestales de l estado de Quintana Roo, Sociedad Civil (SPFEQRSC). La información se ha derivado a partir de los documentos existentes en las oficinas de Carrillo Puerto y Chetumal, respectivamente. Si bien la información esta disponible, en algunos casos no se encuentra accesible de tal forma que pueda analizarse directamente, por lo que fue necesario pedir

permiso de utilizar la información contenida en los “pasos de año” archivados en las oficinas de la Organización.

Naranja y Señor son los principales productores de maderas preciosas de la zona maya. Consistentemente, a partir de 1997, estos dos ejidos han comercializado volúmenes de madera del orden de 600 m³ los cuales representan un ámbito del 28% al 43% del total. Si se toma en cuenta que la producción de estos dos ejidos es del 40% del total en promedio, se puede observar que la magnitud de la extracción global de la organización es de 1500 m³ por año (Fig. 7). Este aprovechamiento se ha dado bajo un esquema aparentemente sustentable delimitando áreas de corta. Sin embargo, hemos encontrado que existen excepciones que se dan principalmente cuando en un área determinada no se completa el volumen de corta autorizado, por lo que entonces se recurre a las “reservas” que quedaron en rodales previamente aprovechados. Este hallazgo hace evidente que, al menos en estos dos ejidos, algunos rodales no tienen el descanso de 25 años que debieran tener.

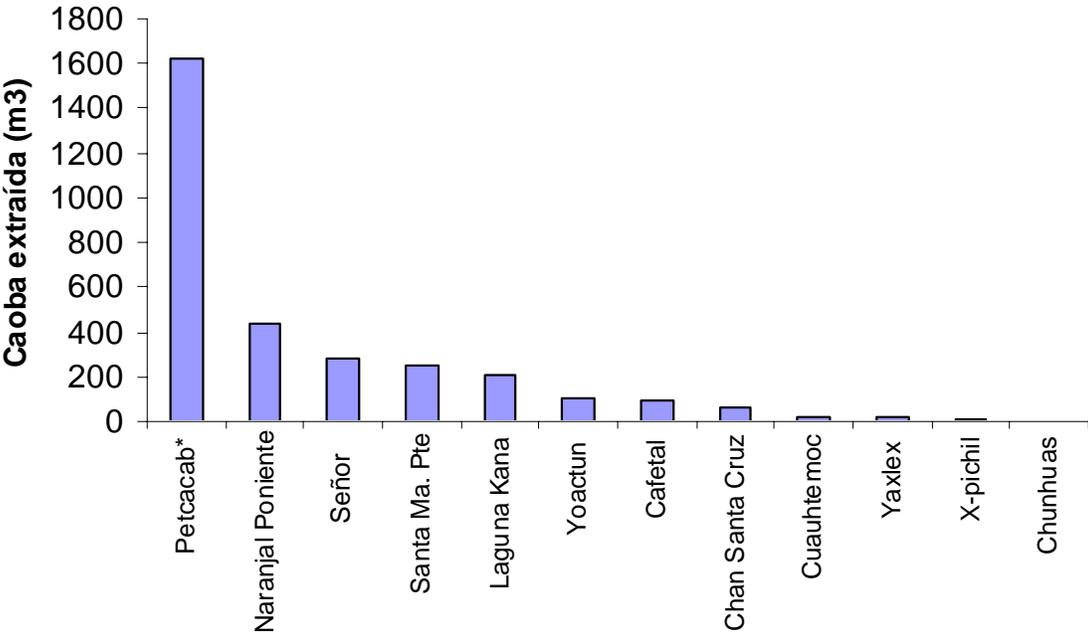


Figura 7. Producción promedio de madera preciosa en los principales ejidos durante los últimos 10 años (1994-2004), en la zona Maya.

En el caso de Señor, en el 2005 se presentó, por parte de la OEPFZM, una actualización al plan de manejo. En éste, no existen áreas de corta delimitadas formalmente, ya que la propuesta de manejo para los restantes ocho años se basa en el volumen extraído y no en una superficie determinada. En este ejido, en complemento a las actividades de aprovechamiento, se han establecido zonas de reforestación que son cuidadas y no se permite el establecimiento de milpa o ganado. Además, se ha establecido una reserva permanente de 100 ha, alrededor de la Laguna Azul. En esta reserva se realizan actividades de ecoturismo, siendo en semana santa el periodo del año en que más visitantes hay.

En Naranjal Poniente, se tienen bien delimitadas y fechadas las zonas de corta hasta el año 2008, fecha en la que acaba el ciclo de corta de 25 años. Al igual que en Señor, existen áreas de reforestación y zonas de conservación, aunque al parecer éstas no están determinadas bajo un acta ejidal. En este ejido, lamentablemente, la zona de reserva es utilizada de manera indiscriminada por los pobladores, lo que ha llevado, últimamente, a que la “reserva” esté cruzada por un sinnúmero de caminos. Además constantemente se “bajan” árboles cuando se necesitan para la construcción, forraje o combustible.

Por otro lado, Petcacab tiene un programa de manejo a largo plazo, con áreas de corta bien definidas hasta el 2008, año en que termina el primer ciclo de corta de 25 años. En este ejido también existe una reserva, llamada Muchucux la cual presenta una baja frecuencia de visita por los pobladores, ya que se encuentra alejada del pueblo y el camino de acceso se mantiene abierto solo durante la época de secas (febrero-mayo). En este ejido en promedio se han extraído 1500m³ por anualidad, lo que es más del doble de la extracción que se da en Señor y Naranjal en conjunto.

En el aspecto cuantitativo la información analizada muestra una gran heterogeneidad en cuanto al tipo de madera que se extrae (preciosas, duras y blandas) en los tres ejidos del estudio (Fig. 8). En promedio la producción forestal en los tres ejidos ha estado sesgada

hacia la corta de maderas blandas durante los últimos 13 años, a pesar de que el mercado de los durmientes (maderas duras) y la madera preciosa son los que más recursos reditúan a las comunidades. Por ejemplo en Señor, en 9 de los 13 años de datos disponibles (Fig. 9), la extracción de madera blanda sobrepasa a los otros dos.

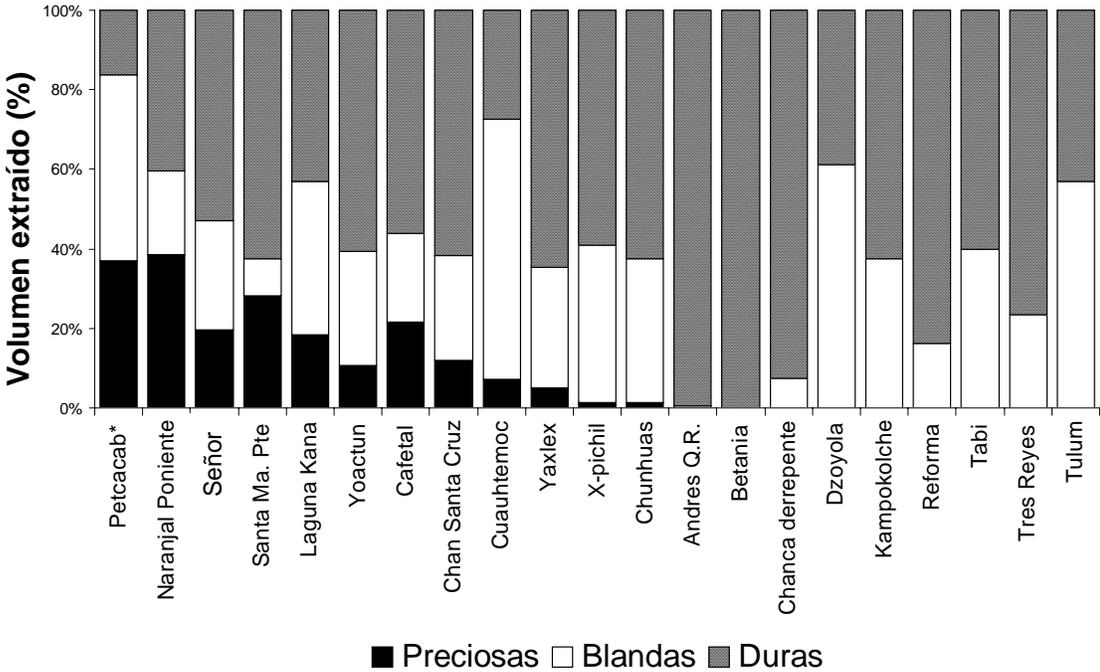


Figura 8. Volumen de extracción de madera en los ejidos productores forestales de la Zona Maya. *Este ejido es integrante de la OEFQR y se extrae más de tres veces el volumen de los otros dos ejidos considerados en nuestro trabajo.

Por otro lado, el volumen y la cantidad de árboles que se extraen por temporada no es constante, ya que depende de la distribución de frecuencias de los tamaños (DAP) y del volumen de corta autorizado (Fig. 9). Por ejemplo, en el año 2000 en el ejido de Señor se cortaron 265 árboles de caoba con un DAP de 55 cm. o más de DAP para completar un volumen autorizado de 300 m³. Mientras que en Naranjal y Petcacab se necesitaron 242 y 250 árboles respectivamente, para obtener un volumen autorizado similar. En éste caso, el

análisis hecho para el ejido Señor, muestra que la cota mínima extraída está claramente sesgada hacia la izquierda: la gran mayoría de los árboles extraídos corresponden a las clases de 55 y 60 cm. de DAP, mientras que los árboles de tallas mayores, en particular de 75 cm. o más, sólo constituyen una fracción minoritaria (Fig. 10).

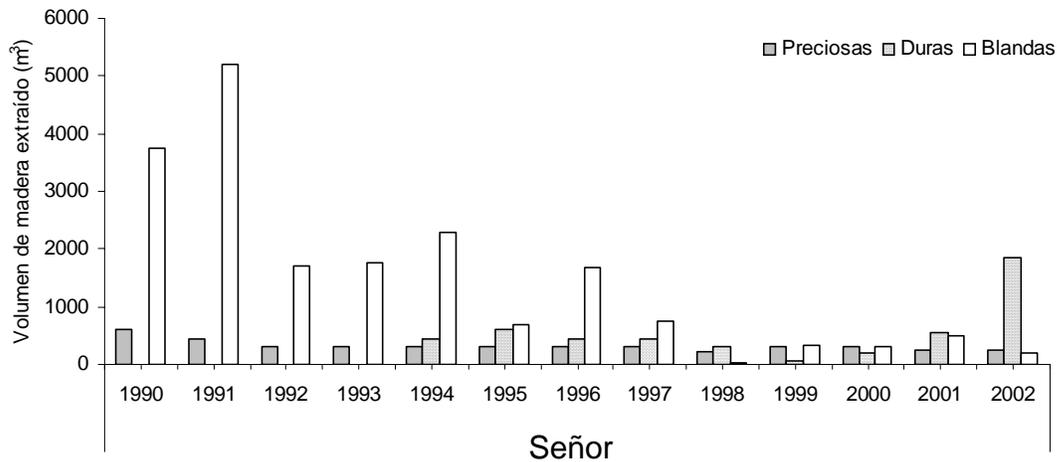


Figura 9. Volumen total de madera extraída en el ejido Señor a través de 12 años de corta.

El impacto de esta actividad maderera sobre procesos ecológicos aun no ha sido evaluado, pero existe evidencia obtenida a partir de imágenes de satélite que apoyan la idea de que la continuidad de la selva no se ha perdido (D. Bray *et al.* datos no publicados).

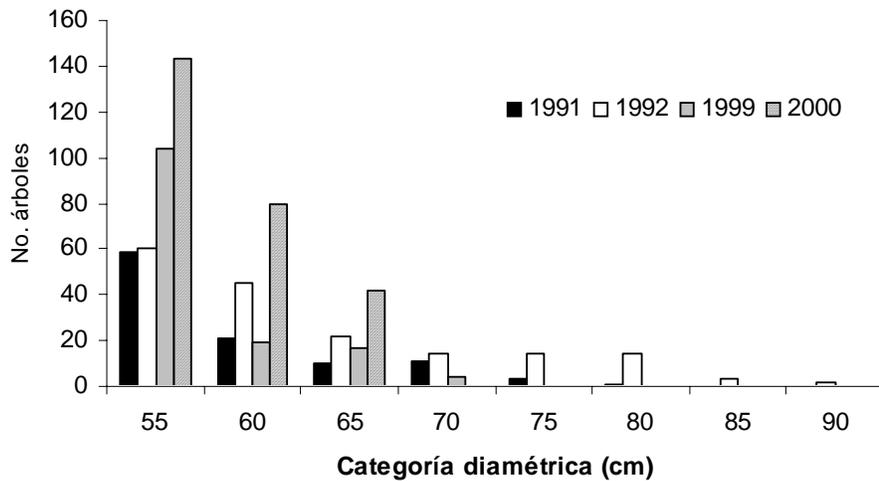


Figura 10. Número de árboles extraídos por categoría diamétrica en el ejido Señor

Los tres ejidos analizados cuentan con un programa de manejo forestal elaborado por un encargado técnico; el cual debe ser un ingeniero forestal, según la Ley Forestal vigente (SEMARNAP 1997). Sin embargo, para asegurar la sustentabilidad de la extracción forestal en los tres ejidos analizados en este estudio, y en general en la Zona Maya, se requiere no sólo aspirar a desarrollar planes de manejo con un firme sustento ecológico, sino que también es necesario tener el compromiso de seguir las actividades que en ellos se describen. La experiencia de este estudio sugiere que si bien hay intentos de manejo sustentable, hay evidencia de que los planes aun no se siguen completamente. Sin embargo, los esfuerzos realizados son reconocidos y el ejido Petcacab tiene una certificación por su manejo forestal otorgada por Smart Wood, al igual que Naranja. Mientras que Señor están en proceso de certificación por la fundación VIBO (vida para el Bosque).

De esta manera, y teniendo como marco de referencia los programas de manejo sometidos a la SEMARNAT, en esta sección haremos un análisis de 3 elementos que consideramos esenciales para llegar a un sistema de manejo donde se favorezca la conservación de la diversidad sin comprometer el beneficio económico que los pobladores reciben por la extracción de madera.

El primero de estos elementos lo constituye el tiempo de descanso entre sitios intervenidos. En este sentido, los tres ejidos han establecido un turno de 75 años, con tres ciclos de corta de 25 años. Esto significa que cada una de las áreas seleccionadas para la extracción de madera tendrá 3 intervenciones con un descanso de 25 años entre cada una. Esto, de acuerdo al programa de manejo, será suficiente para la recuperación del sitio, y el paso de los denominados árboles de reserva a los de la categoría de corte (DAP < 55 cm para maderas preciosas).

Como información de contexto en este sentido, Clark y Clark (1996) reportan un incremento de entre 1.5 y 5.9 mm de diámetro en cinco especies de árboles en la Selva,

Costa Rica, mientras que para la caoba, Chan (2002) reporta una tasa de crecimiento promedio de 0.48 cm al año, en el ejido Petcacab. Esta serie de datos sugiere que los 25 años de descanso entre periodos de corta, son suficientes para que los árboles en la categoría de reserva pasen a ser cortables (Cuadro 1). Sin embargo, estudios recientes indican que la caoba no llega a ser reproductivamente eficiente (en términos de la magnitud de su producción semillera) hasta los 75 años (Snook 1999), lo que corresponde a un DAP de 70 cm, 15 cm mayor al diámetro mínimo de corta autorizado en estos ejidos, y un turno aproximado de 120 años.

Cuadro 1. Categorías diamétricas en las que son distribuidas las diferentes especies aprovechadas en los tres ejidos estudiados. En el caso de Petcacab, el ejido maneja tres categorías de reserva y no contempla la categoría regeneración de caoba.

Categoría silvícola	Categoría diamétrica		
	Preciosas	Maderas comunes tropicales	Caoba (Petcacab)
Regeneración	< 10 cm	< 10 cm	
Repoblado	> 10 – <35 cm	> 10 – <25 cm	> 10 – 24
Reserva	> 35 - <55 cm	> 25 - <35 cm	III 25 – 24 cm
			II 35 – 44 cm
			I 45 – 54 cm
Cortable	> 55	> 35	> 55

Ante estas evidencias, urge implementar un programa de investigación dirigido, por un lado, a conocer la tasa de crecimiento de la caoba y por el otro la edad y DAP mínimo, en el cual estaríamos asegurando que los individuos que se extraen hayan tenido al menos un evento reproductivo copioso. De esta manera, y una vez que se obtengan los datos necesarios se tendrán los elementos para hacer las modificaciones a los programas de extracción forestal.

Un segundo elemento que consideramos importante está relacionado con lo que llamamos proceso de corta. En éste, consideramos las actividades que van desde el diseño

y mantenimiento de caminos, derribo del árbol blanco y el arrastre y almacenamiento de los troncos (Fig. 11; bacadillas). En cuanto al diseño y mantenimiento de caminos, los tres ejidos analizados mantienen una serie de caminos primarios diseñados de manera que el acceso a las masas forestales sea relativamente fácil. El siguiente grupo de caminos (secundarios), son trazados con la intención de acercarse al árbol blanco y de realizar el arrastre de éste. Esta serie de caminos secundarios generalmente son trazados buscando la distancia más corta entre el árbol blanco y el camino principal o la bacadilla. Este método clásico de trazado de caminos es económico, pero generalmente requiere de la apertura de más caminos, por ejemplo en Señor 30% de la superficie del rodal es ocupada por caminos.

En general los tres ejidos que estudiamos realizan de manera adecuada el trazado de caminos, sin embargo, en ninguno se aplica lo que se ha llamado “caminos de bajo impacto”. En estos, se realiza el trazado apoyados con un sistema de información geográfica (SIG; tecnología que ya se usa en las organizaciones de estudio), el cual apoyado en el inventario previo de la vegetación, ayuda a trazar la mejor red de caminos. Con ayuda de este sistema, en Pará, Brasil, se redujo a la mitad la cantidad de caminos necesarios para extraer una cantidad similar de árboles en un área contigua con el trazado de caminos convencional, al mismo tiempo que disminuyó el impacto sobre la vegetación (Pereira *et al.* 2002).

En este caso, nosotros recomendamos que los encargados técnicos forestales contacten a la persona indicada para montar el SIG para el trazado eficiente de caminos. De esta manera, los ejidatarios, realizarán una inversión en equipo, programas y personal especializado (que a la vez puede capacitarlos), pero al largo plazo este gasto se verá compensado por el ahorro en trazado de caminos.



Figura 11. El uso de vehículos pesados (a) es una actividad común durante la apertura de caminos y arrastre de troncos a las bacadillas (b), y posteriormente al aserradero. (Fotos: mayo – 2005, GGG).

Durante el proceso de corta, también están involucradas una serie de actividades destinadas a minimizar el impacto sobre la vegetación vecina al árbol blanco. Estas actividades, involucran un inventario previo de las existencias de la especie(s) a extraer, el manejo de lianas, el derribo direccional y el desrame (limpieza del tronco) del árbol antes de ser arrastrado. En este caso, y de acuerdo con el programa de manejo, cada uno de los ejidos que estudiamos realizan un inventario y marcaje previo. De igual manera, los tres ejidos realizan un derribo direccional de los árboles blanco y el desrame necesario antes del arrastre (Carreón 2002, Chan 2002, Santos 2005).

Una de las actividades esenciales en el manejo forestal de bajo impacto es el manejo de lianas. (Uhl y Vieira 1989). Sin embargo, en ninguno de los tres programas de manejo se observa evidencia de que los ejidatarios de nuestra zona de estudio realizan esta actividad. Uhl y Vieira (1989), documentaron que con un adecuado corte de lianas, previo al derribo, el daño a los árboles vecinos se reduce significativamente. Además, si existiera un manejo de lianas en aquellas zonas que están en espera de ser intervenidas, el crecimiento en biomasa de los árboles aumentaría significativamente (Pereira *et al.* 2002), y también podría ser beneficiada la regeneración de la selva (Pérez-Salicrup 2001), lo que apoya la idea de implementar, bajo supervisión, el manejo de este componente de la vegetación.

El último punto que conviene apuntar en esta sección es el relacionado con la regeneración natural y artificial que se da en las zonas intervenidas. En este caso los tres programas de manejo analizados sostienen que mediante el tipo de manejo que se realiza, la regeneración no esta comprometida. Además, se comprometen a sembrar diez plántulas de caoba por cada metro cúbico que se corte de esta especie (Carreón 2002, Santos 2005) en el caso de los ejidos de Señor y Naranjal; mientras que para Petcacab, la cantidad de plántulas sembradas dependerá del área a reforestar (Chan 2002). En este punto es importante resaltar dos cosas. Por un lado, aunque se ha propuesto que con las actividades de extracción forestal se simula la dinámica natural de claros, esto puede ser cuestionable

(Park *et al.* 2005), ya que la regeneración de la caoba y otras meliaceas (*v gr.* la caoba africana, *Entandrophragma sp*) no esta necesariamente asociada a claros dejados por algún tipo de perturbación, pero si a características especiales del sotobosque, tales como una alta humedad del suelo y poca insolación características asociadas a un dosel cerrado (Brown *et al.* 2003).

Por otro lado están las actividades de reforestación, y en este caso un elemento importante a resaltar la necesidad de realizar un monitoreo de las plántulas sembradas, de manera que se asegure la supervivencia de éstas, ya que existe evidencia de que sólo están alcanzando una supervivencia del 20% (Negreros-Castillo y Mize 2003).

Relacionado con ésta sección existe una propuesta realizada por Santos (2005) para favorecer la regeneración de las especies heliófilas en el ejido Señor. En la actualización del programa de manejo se proponen cortas de liberación. En este método, se corta todo el arbolado que esta dentro de las categorías diamétricas mayores a 10 cm, permitiendo así el desarrollo de categorías inferiores. Esta práctica es común en bosques templados, donde el contingente de especies es bajo (menos de 10 especies por ha) y homogéneo (grupos coetáneos de una misma especie; D. Pérez-Salicrup *com. pers.*). Sin embargo, en las selvas tropicales donde existe una alta riqueza de especies en bajas densidades, y con diferentes requerimientos ambientales no es convincente realizar una corta de liberación. Para argumentar esto tenemos dos razones: por un lado existen estudios que documentan que conforme se aumenta la superficie intervenida y número de árboles extraídos, la pérdida de especies aumenta, desarrollándose en los claros especies pioneras que no tienen un alto valor en el mercado (Mostacedo y Fredericksen 1999) o especies altamente competitivas que arrestan la sucesión (Fredericksen y Licona 2000). Sin embargo, un experimento controlado con sitios donde se realice la corta de liberación y otros donde no, daría elementos para descartar, aceptar o aplicar con modificaciones la corta de liberación.

Como una alternativa a la reforestación, esta el llamado “enriquecimiento”. En este

plan se propone que la selva debe de sembrarse especies con valor comercial para aumentar su rendimiento y valor. Esta actividad busca contrarrestar la heterogeneidad que hay en las selvas (riqueza de especies), sin embargo, con esto no sólo se estaría perdiendo una parte importante de especies sin valor comercial presente, sino también la estabilidad del ecosistema, ya que se ha demostrado que los ecosistemas con un empobrecimiento de especies son más susceptibles a perturbaciones (Mooney *et al.* 1996). No obstante, es evidente que el manejo forestal tendrá que considerar el beneficio para las comunidades dueñas del recurso, tratando de minimizar lo más posible el costo ecológico, incluyendo una pérdida mínima de especies.

Con estos tres puntos que hemos analizado, se resalta que aún falta mucho trabajo para llegar a un programa de manejo forestal ecológicamente amigable en la zona. Sin embargo, es importante destacar el entusiasmo con que las organizaciones forestales reciben proyectos de investigación enfocados a generar datos que promuevan un manejo cada vez más sustentable del ecosistema. También es importante resaltar la necesidad de investigación que permita evaluar la magnitud de conservación de biodiversidad y procesos ecológicos cuando se ejecuta un plan de extracción como el que hemos descrito.

En las siguientes secciones que corresponden a este informe nos enfocamos a describir los efectos de la extracción forestal sobre la vegetación, los mamíferos terrestres y algunas de sus interacciones con las plantas, con el fin de documentar las posibles consecuencias ecológicas de este tipo de manejo, y a la vez tratando de dar algunas recomendaciones de manejo enfocadas al mejor uso y conservación de la Selva Maya.

II. Impacto de la extracción forestal selectiva sobre la vegetación

En los trópicos la extracción programada de madera es una actividad frecuente. La forma de manejo más recurrente es extraer de un sitio, previamente determinado, aquellos árboles de especie y talla comerciable. Esta extracción selectiva provoca un cambio en la composición florística del sitio intervenido, manifestándose básicamente en un recambio de las especies que conforman el dosel de la selva (Webb 1997). En las selvas la creación de claros por la caída de árboles es un proceso relativamente común que favorece la regeneración y probablemente contribuye al mantenimiento de la diversidad forestal (Clark y Clark 1992). En este sentido, se ha propuesto que la extracción maderera controlada estaría emulando el proceso natural de formación de huecos en el dosel (Matthews 1989). Sin embargo, se ha documentado la existencia de severos impactos sobre la vegetación, provocados por la construcción de caminos, establecimiento de sitios de almacenaje de los troncos y por el uso de la maquinaria pesada (Johns *et al.* 1996, Pereira *et al.* 2002).

De esta manera, uno de los objetivos de este proyecto fue evaluar el posible impacto de la extracción de madera sobre la estructura y composición florística en tres sitios manejados dentro del área conocida como la Zona Maya en Quintana Roo. Para este fin hemos realizado muestreos de la vegetación en el ejido Petcacab, Naranjal Poniente y Señor.

Métodos

La estructura y composición de la selva, en los sitios de aprovechamiento forestal y de reserva, se caracterizó mediante el método de Gentry (1982) con algunas modificaciones. Para el muestreo de la vegetación montamos 10 transectos (50 x 2 m) por sitio, en los cuales registramos todas aquellas plantas que estuvieran dentro del área cubierta por el transecto. Cada transecto lo establecimos aleatoriamente, y de forma

permanente, marcando el principio y el final de los 50 m, con una varilla de fierro, además de que registramos la orientación azimut de cada transecto.

En el muestreo consideramos, por una parte a los individuos que presentaron un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1.0 cm. De cada árbol registramos la identidad de la especie y el DAP. Con los datos registrados calculamos el área basal (dominancia), frecuencia y densidad relativa de cada una de las especies de presentes (Cottam 1949). Esto nos permitió tener una caracterización florística de cada una de los sitios en los dos tratamientos. Por otra parte, en cada uno de los transectos, también censamos todos los brinzales (altura > a 50 cm. y DAP < 1.0 cm.). De estas plantas registramos sólo la identidad. Estos datos, en conjunto, nos permitieron tener una caracterización de la florística y estructura de la selva, incluyendo su potencial de regeneración, bajo los dos esquemas de manejo estudiados.

Además de la riqueza de especies y el índice de Shannon, utilizamos dos estimadores no paramétricos basados en la presencia de las especies, CHAO-2 y ICE (Colwell y Coddington 1994), los cuales nos dan una estimación de la riqueza esperable bajo un supuesto de muestreo exhaustivo y nos permite comparaciones entre sitios. Con el fin de tener una caracterización florística de los sitios, realizamos un escalamiento multidimensional, basado en la presencia/ausencia de especies, este análisis permite observar el grado de relación que hay entre diferentes sitios dependiendo de la composición de especies que cada uno de ellos presente. Con los valores de cuatro variables estructurales que registramos: área basal, densidad de lianas, tocones y regeneración de tocones, realizamos un análisis de componentes principales el cual permite reducir la dimensionalidad de las variables usadas, conjuntándolas en vectores que explican el comportamiento de éstas y como influyen en cada uno de los sitios muestreados (Jongman *et al.* 1987).

Resultados

En total registramos 6443 individuos de 287 ± 63.7 especies lo que nos da una relación de 21.5 individuos por especie. De estos, 3668 individuos de 191 ± 51.7 especies fueron registrados en las zonas de extracción forestal, mientras que en las zonas de reserva se censaron 2775 de 210 ± 56.3 especies, lo que nos da una relación especie/individuo de 19.2 y 13.2 respectivamente.

Aún y cuando la curva de acumulación de especies, obtenida con todos los transectos muestra un mayor número de especies registradas en las zonas de reservas (Fig. 12), esta diferencia no fue estadísticamente significativa ($t = 1.59$, $df = 117$; $P = 0.11$), ni tampoco se detectaron diferencias significativas a través de los estimadores no paramétricos CHAO-2, ($t = 1.97$, $df = 117$; $P = 0.94$) y ICE ($t = 1.79$, $df = 117$; $P = 0.92$), o el índice de diversidad de Shannon ($t = 1.74$, $df = 117$; $P = 0.91$).

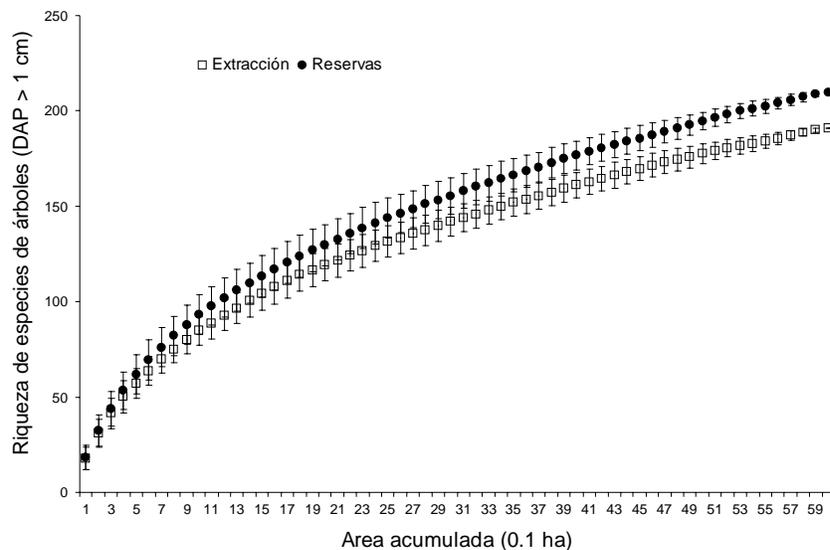


Fig. 12. Curvas de acumulación de especies de árboles (DAP > 1cm) obtenidas a partir de los 120 transectos realizados.

Por otra parte el índice de similitud de Sorensen muestra que existe sólo un 57% de similitud entre los sitios, lo que se refleja en la gráfica obtenida a partir de un escalamiento multidimensional basado en la presencia-ausencia de especies (Fig. 13), el cual tiene un stress de 0.008; este valor está indicando que existe un ajuste entre el patrón observado de los sitios y el esperado obtenido por el análisis.

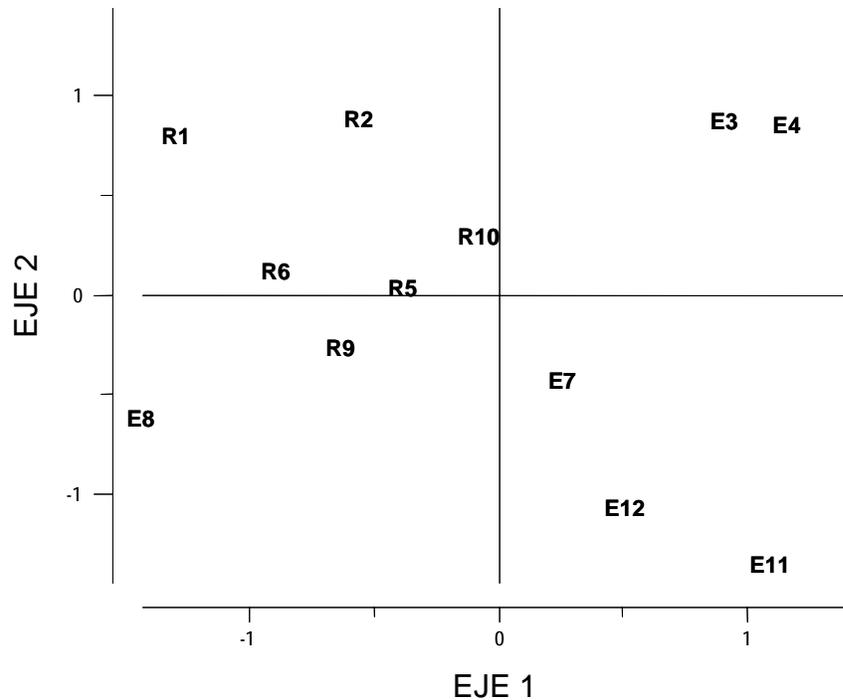


Fig. 13. Ordenamiento de los sitios de estudio con base en la similitud existente entre la riqueza de especies de árboles. R = reserva, E = extracción.

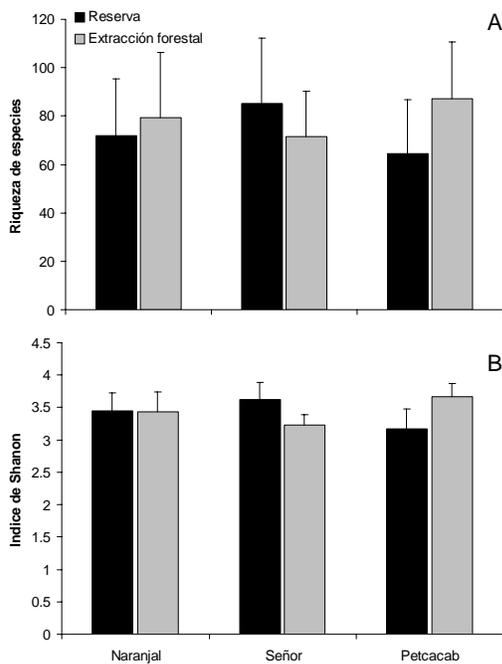
Si bien la figura 13, muestra que existe una relación entre la composición florística de los sitios de reserva, parece también existir un efecto de sitio, principalmente en aquellas zonas con extracción forestal. Para este análisis usamos un ANOVA en bloques, utilizando como bloque el tipo de manejo (reserva/extracción forestal) y como repeticiones cada una de las unidades de muestreo que tenemos (seis) y como variable de respuesta a la riqueza de especies, los estimadores no paramétricos y el índice de diversidad de Shannon. Realizamos esta variedad de ANOVA con el fin de respetar nuestro diseño pareado. Este análisis mostró que existen diferencias significativas entre sitios, para el caso de la riqueza de especies y el

índice de Shannon. Entre condiciones de manejo existieron diferencias significativas en los 4 parámetros analizados. (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores obtenidos a partir de un ANOVA en bloques con la riqueza de especies, y diferentes estimadores de riqueza y diversidad. * P < 0.01; ** P < 0.001 y *** P < 0.0001.

	Índice de		CHAO-2	ICE	
	Riqueza	Shannon			
	<i>gl</i>	<i>F</i>			
Condición	1	328.4***	52.9***	5.2*	3.7*
Sitios	5	3.04*	11.05***	0.58	0.3390

Aun cuando el análisis estadístico global sugiere que existe un efecto negativo de la extracción forestal sobre la vegetación arbórea, el sentido de este efecto depende del ejido. Por ejemplo, en el caso de la riqueza de especies en Naranjal y Petcacab existe un mayor número de especies registradas en las zonas de extracción forestal. En Señor el comportamiento es el contrario, existiendo un mayor número de especies en la zona de



reserva (14-A). En el caso del índice de Shannon, el comportamiento es similar al que se da en los ejidos de Señor y Petcacab, pero en Naranjal son prácticamente indistinguibles las diferencias (Fig. 14-B).

Figura 14. Riqueza de especies (A) e índice de Shannon (B), en tres ejidos forestales de la Zona Maya.

La extracción forestal, potencialmente, provoca un impacto en la estructura de la selva intervenida. Para tener una estimación de esto, se realizó un análisis de componentes principales usando como variables, el área basal, la densidad de lianas, la presencia de tocones y la regeneración que se da a partir de tocones (Fig. 15). El primer componente principal explicó el 72% de la variación total y el segundo el restante 28%.

En cuanto a grupos ecológicos o formas de vida, se clasificaron los registros en 4 grupos: árboles, lianas, arbustos y palmas. De estos, sólo la densidad de árboles ($F = 9.11$, $df = 1,6$; $P = 0.02$) presentó diferencias significativas; mientras que las lianas ($F = 5.84$, $df = 1,5$; $P = 0.06$), palmas ($F = 3.07$, $df = 1,5$; $P = 0.14$) y arbustos ($F = 0.04$, $df = 1,6$; $P = 0.84$) no presentaron diferencias significativas entre el tipo de manejo (Fig. 16) En general ninguna de las cuatro formas de vida tuvieron diferencias entre los sitios ($P > 0.05$).

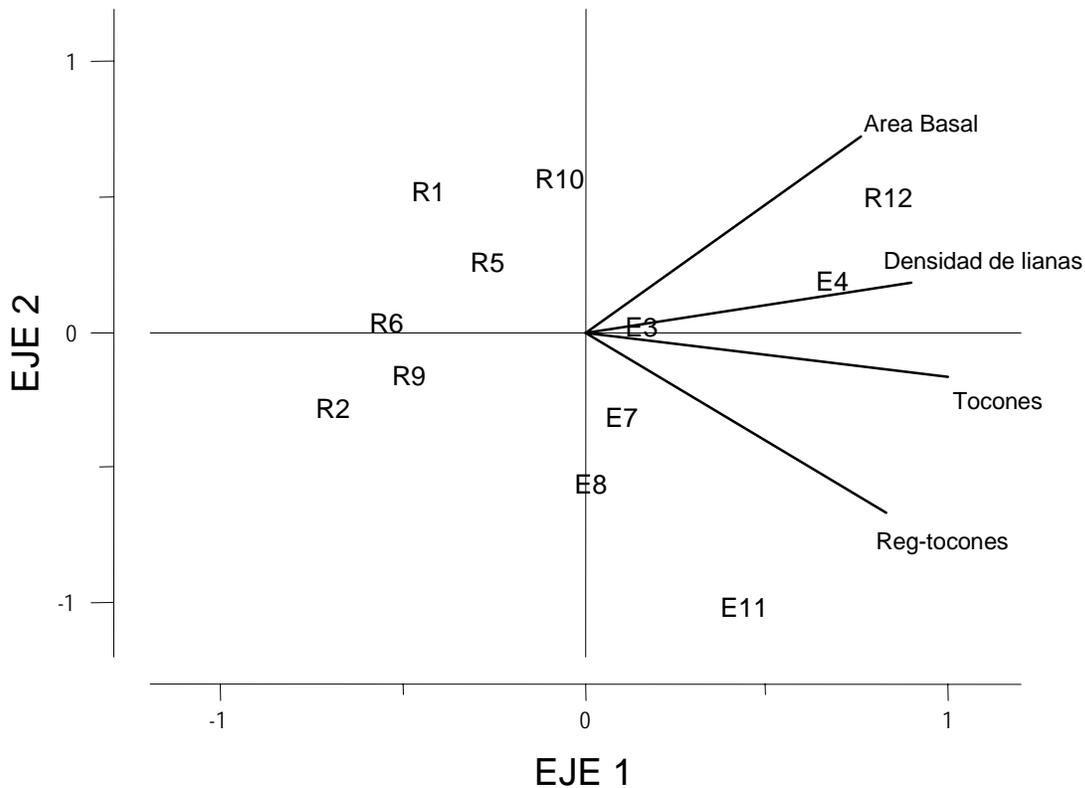
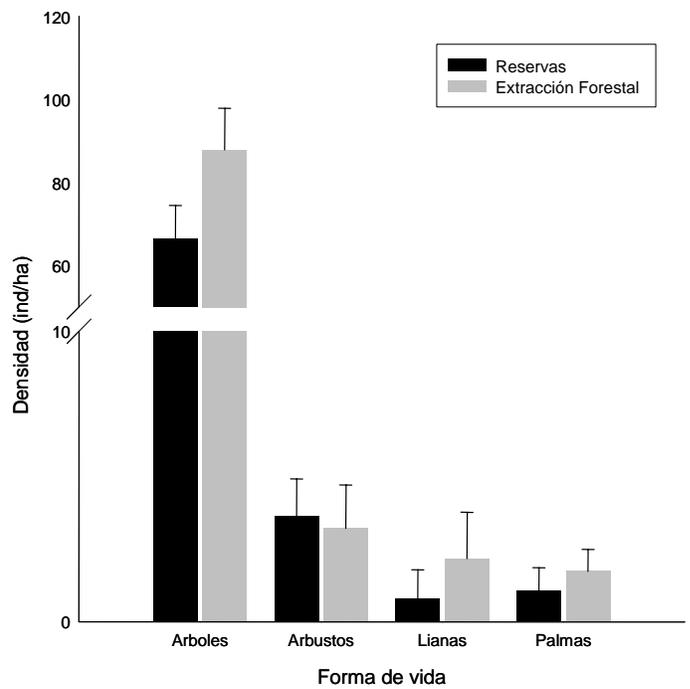


Figura 15. Análisis de componentes principales que agrupa a aquellos sitios con extracción forestal en función del área basal, tocones, regeneración a partir de tocones y densidad de lianas.

Asociado a los cambios estructurales, en las zonas de extracción forestal existe la tendencia no significativa ($\chi^2 = 5.56$, $df = 12$; $P = 0.93$) a presentar un mayor número de árboles en categorías con diámetros pequeños. Asimismo, la abundancia de especies presentó cambios dependiendo el grupo ecológico; por ejemplo, dentro de las primeras 20 especies más abundantes en las zonas de reserva 6 (30%) fueron especies pioneras, mientras que para los sitios con extracción forestal existieron 8 (40%) especies dentro de este grupo.

Figura 16. Densidad de cuatro formas de vida censadas en tres ejidos forestales de la Zona Maya, Q. Roo.



Además, en las zonas de extracción forestal hubo un recambio de especies registrándose diez especies que no estaban presentes en las zonas de reserva de las cuales 5 están consideradas como pioneras (Fig. 17).

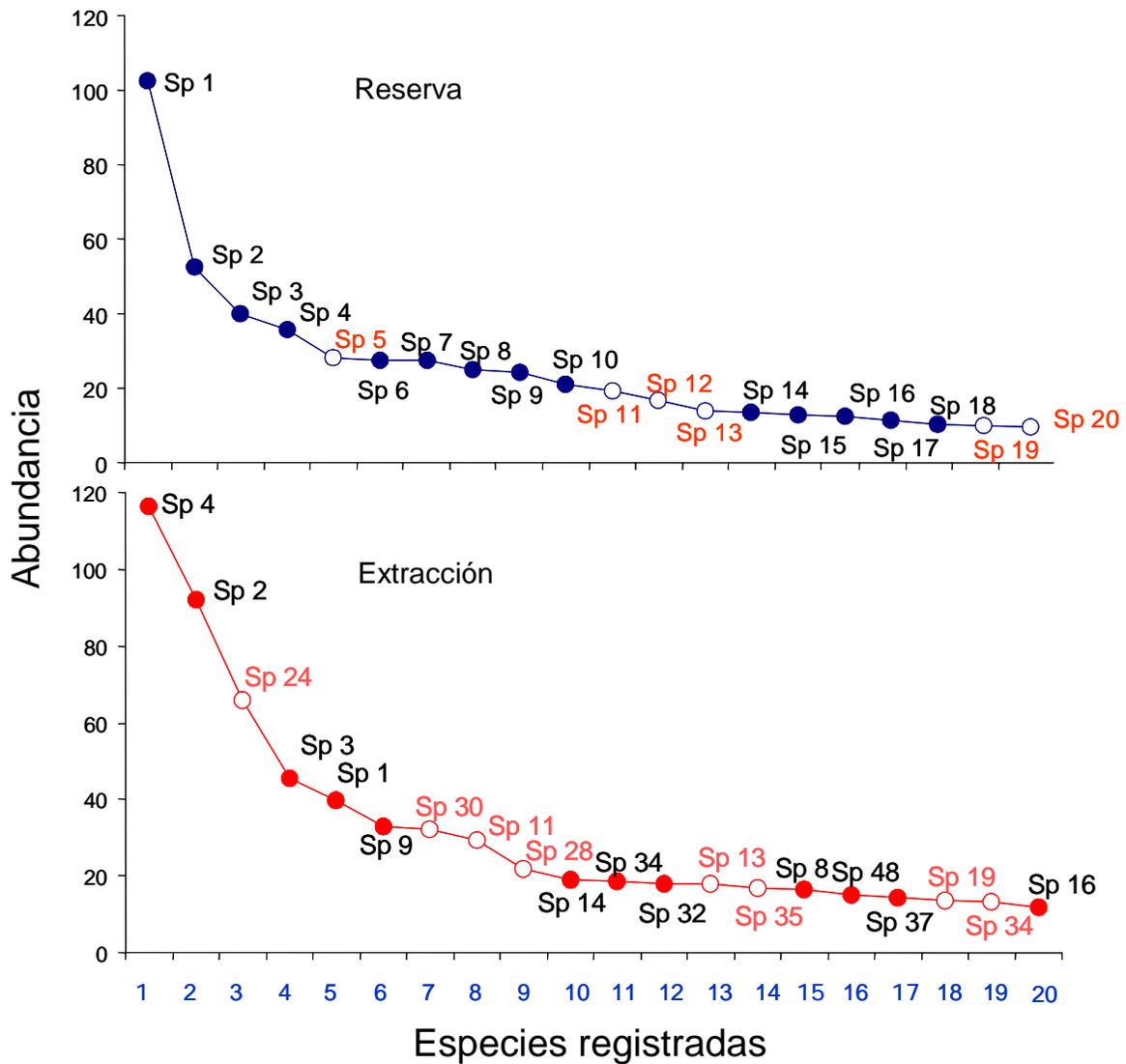


Figura 17. Relación de las 20 especies más abundantes en las dos condiciones de manejo. Los círculos sin rellenar representan a las especies pioneras.

Del total de especies registradas en las áreas de reserva el 45% sólo estuvieron representadas en un transecto y el resto (55%) se registraron en dos o más de los 60 transectos realizados. Las dos especies que aparecieron de manera más frecuente fueron Sapindaceae 1 (10 ind/ha) y *Pouteria sp* (5.1 ind/ha). No obstante esto, *Piper aequale* fue la especie dominante, en general, en las zonas denominadas como de reserva, lo que se debe

principalmente a la alta contribución de individuos mayores a un 1 cm y menores de 5 cm de esta especie.

La diversidad de árboles estimada en estas áreas mediante el índice de Shannon fue de 4.1 y la equitatividad, un parámetro que nos da una idea de la distribución de los individuos con respecto al número total de especies; fue de 0.77 (el valor máximo es de 1), lo que nos indica que existe una distribución más o menos homogénea entre los individuos y las especies registradas. Por otro lado, en las áreas de extracción de madera un 40% de las especies estuvieron representadas sólo en un transecto. En estas zonas las especies que se registraron con mayor frecuencia fueron *Pouteria sp* (3.2 ind/ha) y *Eugenia colipensis* (3.2 ind/ha). Sin embargo fue *Nectandra salicifolia* (11.7 ind/ha) la especie dominante. La diversidad de árboles estimada mediante el índice de Shannon, en las zonas de extracción fue de 4 y la equitatividad de 0.79, no existiendo, como mencionamos arriba, diferencias significativas.

Nuestros resultados indican que existe un cambio en la estructura y composición florística en los sitios bajo extracción selectiva. Si bien esta situación no es tan extrema como el desmonte que ocurre cuando se da otro tipo de manejo a las selvas, como es el establecimiento de milpa y potreros, se puede minimizar realizando estrategias de corte que eviten al máximo la apertura de claros grandes por el “arrastre” en la caída del árbol blanco de otros individuos, para lo que se ha recomendado realizar un corte previo de lianas (Fig. 18; Gerwing 2001).



Figura 18. Antes del derribo de un árbol se recomienda liberarlo de las lianas que tiene montadas, de esta manera se evita el arrastre de los árboles vecinos (Foto: mayo – 2005, GGG).

SOTOBOSQUE

En total registramos 2387 individuos de 153 ± 32.4 especies. Esto da una relación de 15.6 individuos por especie (ind/sp). En las zonas de extracción forestal documentamos la presencia de 1336 individuos de 75 ± 10.9 especies (17.8 ind/sp), mientras que en las zonas de reserva existieron 1051 individuos de 141 ± 31.1 especies (7.4 ind/sp), diferencia que es evidente en la curva de acumulación de especies (Fig. 19)

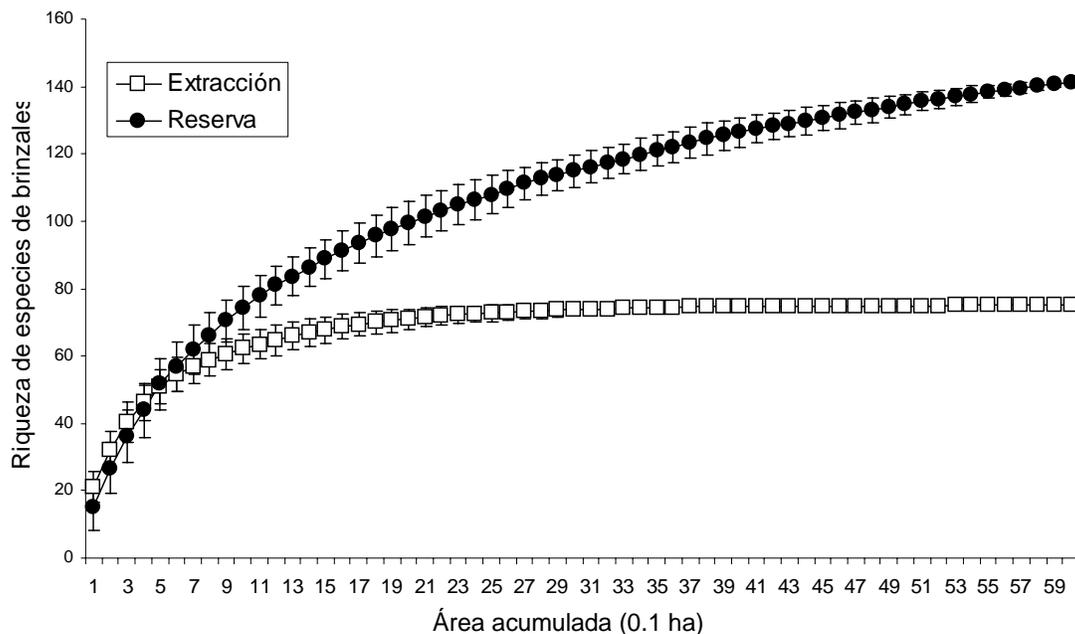


Figura 19. Curvas de acumulación de especies de brinzales obtenidas a partir de los 120 transectos realizados.

Tanto la riqueza de especies observada ($Z = 8.2$, $P = 0.001$), como los diferentes estimadores de riqueza, CHAO-2 ($Z = 8.2$, $P = 0.001$) y ICE ($Z = 8.2$, $P = 0.001$), presentaron diferencias significativas. El índice de diversidad de Shannon en las zonas de reserva fue de 4.4 con una equitatividad de 0.8, mientras que en el caso de las áreas de extracción, estos valores fueron de 4 y 0.9, respectivamente; presentando, también, diferencias significativas ($Z = 8.7$, $P = 0.001$).

Con el fin de ordenar los sitios en función de la presencia/ausencia de especies realizamos un escalamiento multidimensional. Este mostró una clara tendencia a agrupar las zonas de extracción forestal como un grupo homogéneo en cuanto a su composición de especies, mientras que las zonas de reserva presentan una mayor heterogeneidad en su composición florística, indicando que de alguna manera la extracción forestal está alterando el proceso de regeneración (Fig. 19), a través de una alteración en la cantidad de luz, humedad o compactando el suelo.

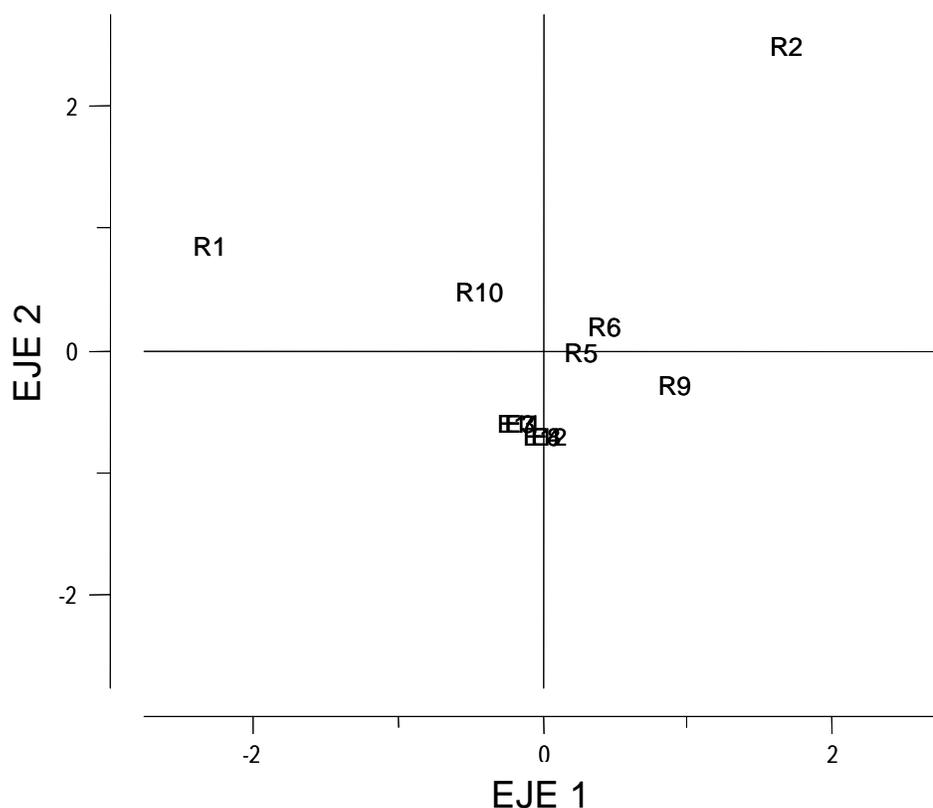


Figura 19. Escalamiento multidimensional basado en la riqueza de especies de brinzales registrados en las dos condiciones del estudio (Stress = 0.01). R = reserva, E = Extracción.

La regeneración es un proceso esencial en la conformación de la estructura y composición de una selva. En selvas manejadas, éste es uno de los procesos mediante los cuales las especies de interés comercial van a repoblar y mantener el sistema de extracción (Fredericksen y Mostacedo 2000). Típicamente, en las zonas intervenidas a través del

manejo forestal, se establecen especies heliófilas, que generalmente tienen un valor comercial. Sin embargo, en la mayoría de los casos los claros abiertos son mayores a los naturalmente formados (Gullison *et al.* 1996), lo que favorece el establecimiento de especies pioneras altamente competitivas con poco o nulo valor comercial.

En el caso de los tres ejidos estudiados, *Pouteria* sp (71 ind/ha) fue la especie más abundante en el sotobosque de las zonas de extracción forestal, mientras que en los sitios de reserva fue *Brosimum alicastrum* (77 ind/ha). Algo importante de resaltar es que en el caso de las zonas de extracción forestal el 72% de las especies fueron registradas en todos los sitios, mientras que en las zonas de reserva, ninguna de las especies fue registrada en todos los sitios, y un 37% de estas se registraron en sólo un sitio. En un análisis de las 20 especies más abundantes en cada una de las dos condiciones de manejo, el 55% y 25% son pioneras en el caso de la extracción forestal y las zonas de reserva respectivamente, lo que refleja en gran medida las condiciones ambientales en las que están desarrollándose.

En cuanto a éstas condiciones ambientales, en nuestro caso medimos la temperatura y humedad relativa en el sotobosque, con el fin de documentar como estos factores ambientales se ven afectados por la extracción forestal. La temperatura en el sotobosque de las zonas con extracción forestal fue significativamente mayor ($t = 19.93$, $gl = 478$; $P = 0.001$) al igual que la humedad relativa ($t = 16.13$, $gl = 478$; $P = 0.001$). De igual manera la oscilación de la temperatura es mayor en las zonas de extracción forestal que en las de reserva (Fig. 20). Por ejemplo la temperatura mínima y máxima registradas en las zonas de reserva fueron 19.4°C y 27.9°C respectivamente; mientras que en las de extracción forestal fueron de 19.0°C y 47.9°C.

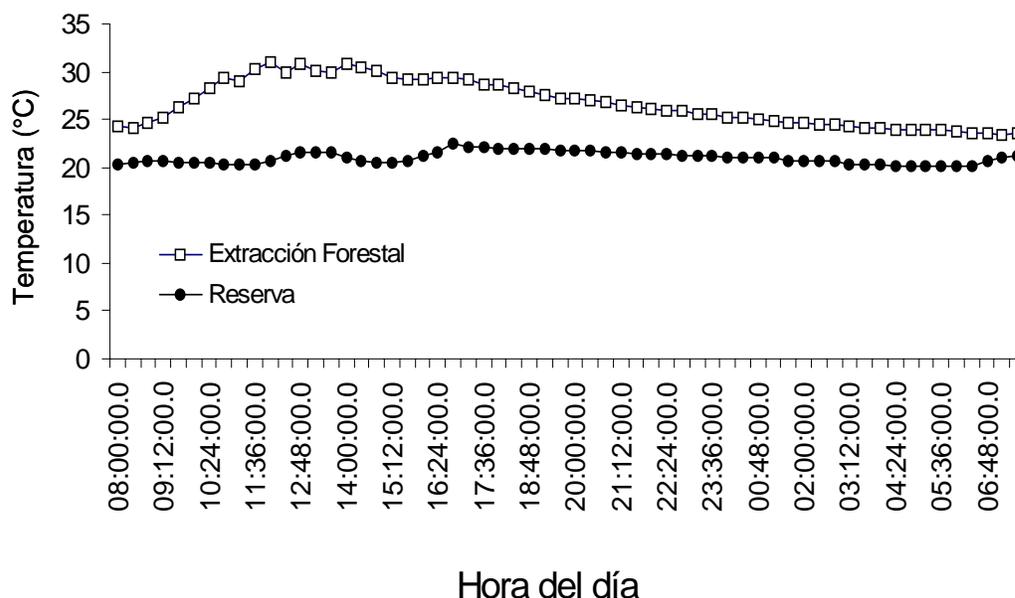


Figura 20. Registros de temperatura a lo largo del día en zonas de extracción forestal y de reserva en los ejidos forestales de la Zona Maya.

La extracción forestal, parece tener un impacto negativo sobre los dos componentes de la vegetación que evaluamos. Por un lado la vegetación arbórea presenta cambios en su estructura y composición. Sin embargo, el sentido de estos cambios depende del ejido. Estos cambios están asociados a las actividades de extracción *per se* que no sólo impactan a la vegetación, sino también elementos abióticos como es la temperatura y la humedad relativa del sotobosque. La interacción de ambos factores podrían estar dando como resultado los drásticos efectos que observamos en la regeneración, donde probablemente también factores bióticos como las interacciones planta-animal están jugando un papel en la dinámica de la regeneración de las zonas con extracción forestal.

III. Impacto de la extracción forestal selectiva sobre los vertebrados terrestres

El estudio del impacto de la extracción forestal sobre los mamíferos se ha enfocado principalmente en el grupo de los primates y en regiones de África y Asia (Johns 1986, Plumptre y Reynolds 1994, Chapman *et al.* 2000). De estos estudios se desprende, principalmente, que existe un efecto negativo de la extracción selectiva de madera sobre diferentes aspectos de la ecología (*v. gr.* forrajeo y comportamiento) de los primates de hábito arborícola.

Respecto a los mamíferos terrestres, los estudios relacionados con los efectos de la extracción selectiva son muy limitados, pero con base en la poca información existente y en los estudios sobre la ecología de estos mamíferos bajo condiciones de impacto antropogénico, generamos la predicción de que los efectos sobre el número de especies y la abundancia podrían ser positivos sobre los mamíferos pequeños, y en general negativos sobre los mamíferos medianos y grandes.

En cuanto a los trabajos donde se evalúan los cambios en la abundancia de los mamíferos pequeños en zonas de extracción forestal, Malcolm y Ray (2000) documentaron que existe un impacto diferencial. Por ejemplo, dos especies de ratones terrestres (*Stochomys longicaudatus* y *Hybomys univittatus*) aumentaron sus densidades en las áreas de influencia de los caminos primarios en un sistema de extracción forestal en África Central (Malcolm y Ray 2000). Esta tendencia coincide con los resultados encontrados en la Guyana venezolana, donde Ochoa (2000) reporta un aumento en las densidades de los mamíferos pequeños, después de un evento de extracción de madera.

En cuanto al análisis de los mamíferos medianos y grandes; éste es el primer trabajo que evalúa la comunidad completa. Sin embargo, a través de un análisis de los diferentes trabajos publicados los resultados sugieren que existe un impacto negativo de las actividades de extracción forestal (Gutiérrez-Granados y Dirzo datos no publicados), afectando principalmente a las especies especialistas (Cuadro 3; Heywood y Watson 1995, Heydon y Bulloh 1997).

Cuadro 3. Efectos causados por la extracción forestal sobre los mamíferos terrestres. Los efectos están expresados en tres posibles clasificaciones: 1) talla, 2) gremio alimenticio y 3) especialización alimenticia

	Grupo de mamíferos	Extracción forestal
1	Mamíferos pequeños (< 250 g)	POSITIVO
	Mamíferos medianos y grandes (> 250 g)	NEGATIVO
2	Ramoneadores	NEGATIVO
	Frugívoros-folívoros	NEGATIVO
	Insectívoros	NULO
	Granívoros-folívoros	POSITIVO
3	Especialistas	NEGATIVO
	Generalistas	NULO, POSITIVO

Métodos

Mamíferos pequeños

El muestreo de los roedores lo realizamos con trampas Sherman. En cada uno de los sitios colocamos una red de muestreo de 8 x 8 trampas con 10 metros de distancia entre cada una, con seis replicas por tipo de manejo de la selva. Las trampas fueron cebadas con una mezcla de avena, crema de cacahuate y vainilla, recebando cada trampa diariamente. Cada periodo de muestreo lo realizamos dos veces por año (secas y lluvias), en dos años consecutivos. De cada uno de los individuos capturados registramos la especie, peso, sexo y la edad.

Mamíferos medianos y grandes

Debido al patrón de actividad de estos mamíferos es difícil la evaluación de su abundancia en sistemas naturales. En este trabajo utilizamos métodos indirectos, incluyendo la “captura” e identificación de huellas y colecta de excretas para estimar la presencia-ausencia de diferentes especies. En la “captura” de las huellas utilizamos 10 trampas de arena de 1 x 1 m por sitio (60 por tratamiento), colocadas en posiciones al azar a lo largo del camino más extenso existente en las diferentes áreas de estudio. Estas las colocamos dos veces por año (secas y lluvias), en dos años consecutivos. Cada trampa de arena la revisamos por la mañana, registrando la especie de cada una de las huellas que quedaron impresas; una vez hecho esto, borramos las huellas y redistribuimos la arena. Cuando en una misma trampa existían al mismo tiempo varias huellas de una misma especie estas fueron consideradas como de un individuo.

A lo largo de los dos años que duró nuestro estudio, realizamos diez censos de avistamientos de mamíferos medianos y grandes. Estos censos abarcaron las temporadas de lluvias y secas. Los censos los hicimos a manera de trayecto en línea. Diariamente recorríamos aproximadamente tres kilómetros (velocidad aproximada 1 km/h), durante la madrugada (5.00 – 8.00 hrs.) y al anochecer (19 – 21 hrs). Durante cada transecto registramos la identidad del individuo observado y de ser posible edades-fenostado aproximado (*v. gr.* con base en el tamaño). En los trayectos realizados por la mañana, también registramos las huellas y excretas que estuvieran en el camino.

Como un complemento a los dos tipos de muestreo que describimos anteriormente, colocamos trampas-cámara (Deer Cam modelo DC-200 con un ángulo de visión de 120° y un sensor infrarrojo programado para activarse a los 5 seg. de que un objeto cruza el plano de visión), en cada una de las condiciones de manejo. En cada sitio, colocamos por tres días, cuatro cámaras a lo largo de un sendero de tres kilómetros. Con este método, no

obtuvimos ningún dato (registros fotográficos), esto se debe al poco tiempo que cada cámara estuvo por sitios estudio. Sin embargo, dado el diseño del proyecto, fue imposible mantener las cámaras más tiempo.

En el caso de los mamíferos medianos y grandes, además, realizamos una estimación de las actividades humanas en los ejidos estudiados. Para esto consideramos seis variables 1) tipo de manejo (reserva/extracción), 2) Densidad de caminos en el área estudiada, 3) Número de casquillos encontrados por sitio. Este censo lo realizamos de manera sistemática, al momento de realizar los censos de la fauna, 3) Evidencia de cacería, en este caso registramos cualquier evidencia como: casquillos y sitios de espera 4) Intensidad de cacería, registrada a partir de platicas con los ejidatarios y 5) Distancia al pueblo más cercano. Con cada una de éstas variables realizamos un análisis de regresión múltiple por pasos el cual nos permitió conocer cual de las variables estaba influyendo significativamente en la abundancia de los mamíferos medianos y grandes (Sokal y Rohlf 1995).

Resultados

Mamíferos pequeños

A partir de un esfuerzo de muestreo de 5376 trampas noche capturamos un total de 246 individuos de 7 especies de roedores. De estos, *Ototilomys philothis* representó el 52% de las capturas y el más raro fue *Heteromys desmarestianus*, del cual hubo sólo una captura (Cuadro 4).

En general, hubo más capturas en los sitios de extracción forestal que en las zonas de reserva ($F = 15.86$, $df = 1,6$; $P = 0.007$; Fig. 21), siendo *Heteromys desmarestianus* la única especie que no se registró en las zonas de extracción forestal.

Cuadro 34. Especies de roedores capturadas en las dos condiciones de manejo del estudio en tres ejidos forestales de la Zona Maya.

Especie	PETCACAB				NARANJAL				SEÑOR			
	R1	R2	E3	E4	R5	R6	E7	E8	R9	R10	E11	E12
<i>Heteromys desmarestianus</i>	X											
<i>Heteromys gaumeri</i>	X		X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Oryzomys couesi</i>		X	X	X			X	X			X	
<i>Ootilomys philothis</i>			X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Peromyscus leucopus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Peromyscus yucatanicus</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Reitrodontomis sp</i>						X	X				X	

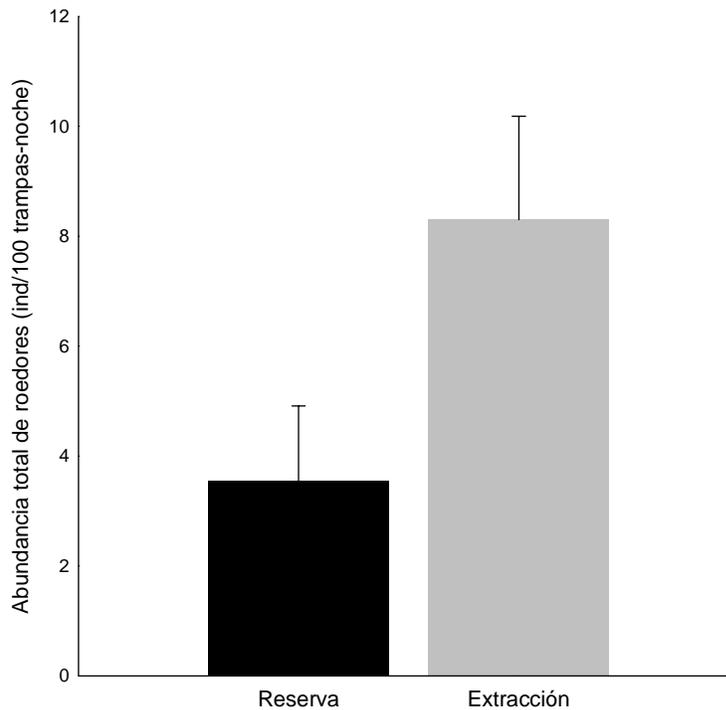


Figura 21. Abundancia de roedores por condición de manejo. Se muestra el conjunto de datos correspondiente a todas las especies capturadas en los tres ejidos estudiados, ponderado por 100 trampas-noche.

Mediante un escalamiento multidimensional, con base en las abundancias de los roedores (no con base en la similitud de especies, dado que todas están presentes en ambas condiciones), se muestra que existe una separación entre las zonas de reserva y las

de extracción forestal (stress 0.001), excepto por el sitio E7 (ejido Naranjal) que presentó densidades similares a las presentes en la reserva (Fig. 22). Sin embargo, este patrón sólo es evidente con *O. philothis* ($F = 24.48$ $df = 1,6$; $P = 0.002$) y *Peromyscus yucatanicus* ($F = 100$ $df = 1,6$; $P = 0.009$), las dos especies más abundantes del área. Mientras que para *P. leucopus*, *Reithrodontomys sp* y *Heteromys gaumeri* no hubo diferencias significativas entre condiciones de manejo ($P < 0.05$).

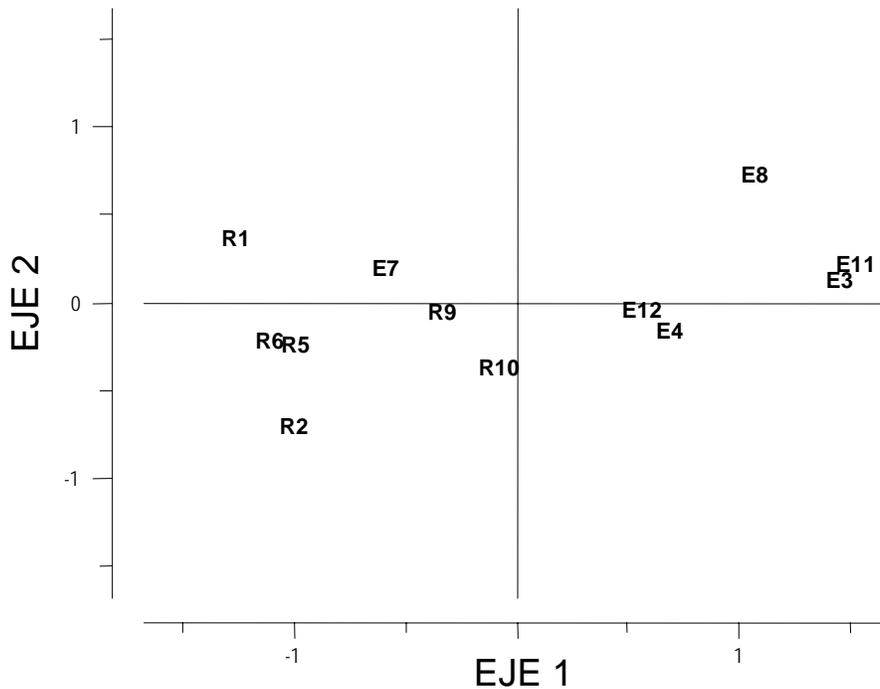


Figura 22. Escalamiento multidimensional, basado en una matriz de abundancias de Bray-Curtis, de los roedores capturados en los diferentes sitios de estudio. R = reserva, E = Extracción. Las leyendas son las mismas que en el cuadro 3.

Este patrón es similar al documentado en otras áreas de extracción forestal tropicales (Crome y Richards 1988, Grieser 1997, Malcolm y Ray 2000, Ochoa 2000), y consistente con nuestra predicción inicial: aparentemente los mamíferos pequeños resultan beneficiados por la actividad forestal, aunque de manera diferencial, favoreciendo aparentemente a las especies omnívoras, como es el caso de *O. philothis* y *P. yucatanicus* ($\chi^2_{\text{Yates}} = 15.1$, $df = 2$; $P < 0.001$).

Mamíferos medianos y grandes (MMG)

Con un esfuerzo de muestreo de 270 ind/km recorridos y 1140 trampas-huella colocadas, registramos la presencia de 16 especies de MMG y dos de roedores (Cuadro 5). Contrariamente al patrón encontrado con los roedores, los mamíferos medianos y grandes presentaron, consistentemente, menos registros en aquellas áreas donde ha habido extracción forestal que en sus contrapartes de reserva ejidal (Fig. 23), siendo estas diferencias significativas, tanto para los muestreos con trampas huella ($F = 25.08$, $gl = 1,6$, $P = 0.002$) como para los registros mediante transectos ($F = 11.76$, $gl = 1,6$, $P = 0.001$).

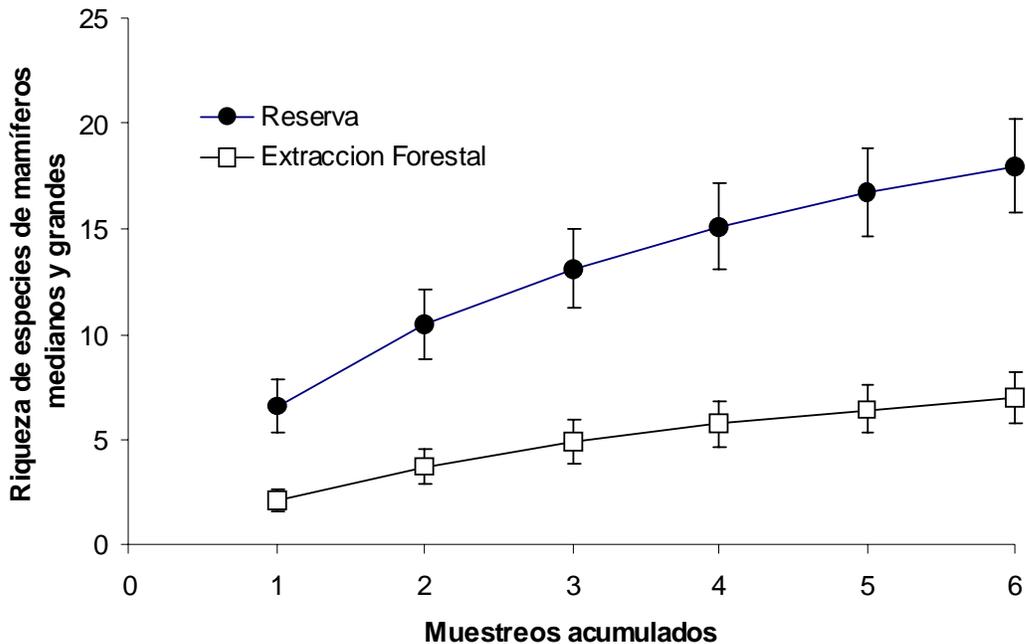


Figura 23. Curvas de acumulación de especies de mamíferos medianos y grandes en tres ejidos forestales de la Zona Maya.

Cuadro 5. Especies de mamíferos medianos y grandes registrados por diferentes métodos. H = huellas, V = visuales, E = excreta. * Roedores observados durante los trayectos en línea.

Especie	Clave	NARANJAL		PETCACAB		SEÑOR		TIPO DE REGISTRO
		RESERVA	EXTRACCION	RESERVA	EXTRACCION	RESERVA	EXTRACCION	
<i>Agouti paca</i>	Agpa	X	X	X		X		H, V
<i>Alouatta pigra</i>	Alpi			X				V
<i>Ateles geoffroyi</i>	Atge			X				V
<i>Conepatus sp</i>	Cosp	X						V
<i>Dasyprocta punctata</i>	Dapu	X		X	X		X	H
<i>Dasybus novemcinctus</i>	Dano	X				X	X	H, V
<i>Didelphis virginiana</i>	Divi	X						H, V
<i>Herpailurus yaguarondi</i>	Heya			X	X			H
<i>Nasua narica</i>	Nana	X	X	X		X	X	H, V
<i>Odocoileus virginianus</i>	Odvi	X		X				H
<i>Orthogeomys sp*</i>	Orsp					X		V
<i>Panthera onca</i>	Paon			X				H, E
<i>Peromyscus sp*</i>	Pesp			X				V
<i>Potos flavus</i>	Pofl			X				V
<i>Sciurus deppei</i>	Scde	X		X	X	X	X	V
<i>Sciurus yucatanicus</i>	Scyu	X		X		X		V
<i>Tayassu tajacu</i>	Tata	X		X		X		V
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Urci	X	X			X		V

Por otra parte, calculamos el índice de similitud de Sorensen y la diversidad de Shannon entre los sitios de manejo forestal y de reserva para los dos grupos de mamíferos (pequeños y medianos/grandes). Los roedores presentaron en promedio una alta similitud entre tratamientos: 0.67 ± 0.25 . Esto nos sugiere que a pesar de la extracción forestal los contingentes de roedores se mantienen relativamente similares.

Por el contrario, cuando calculamos el índice de Sorensen con las especies de mamíferos medianos y grandes, encontramos que existe una similitud en promedio de 0.16 ± 0.13 , cuatro veces más baja que el caso de los roedores pequeños (Fig. 24). Este patrón es

consistente con nuestras predicciones ya que nos indica que se están disminuyendo las poblaciones de estas especies en los sitios donde se realiza manejo forestal, de tal forma que la composición específica, que teóricamente debió ser la misma previo a la extracción, disminuye considerablemente (Fig.25). La diversidad de roedores entre categorías de manejo fue mayor en las reservas y existió una mayor equitatividad en estos sitios que donde se extrae madera. En cuanto a los mamíferos medianos y grandes la diversidad y la equitatividad fueron mayores en las reservas con respecto de las zonas de extracción maderera (Cuadro 6).

Para este grupo de mamíferos (medianos y grandes) existe poca información acerca de su respuesta a la tala selectiva. Por ejemplo, Laidlaw (2000) documentó que existen diferencias en la riqueza de especies en áreas de manejo forestal y reservas naturales. No obstante, estos resultados están fuertemente relacionados con el tamaño del área donde se realizó cada uno de los muestreos. En Borneo las densidades de dos ungulados frugívoros (*Tragulus javanicus* y *T. napus*) mostraron una reducción debido principalmente a una disminución en el alimento disponible y a un aumento en la alteración del sotobosque (Heydon y Bulloh 1997). En nuestro caso, parece existir la tendencia a tener un número menor de registros en las áreas de corta.

Cuadro 6. Diversidad y equitatividad en los dos grupos de mamíferos analizados en tres ejidos forestales de la zona Maya.

Grupo de mamíferos	Diversidad		Equitatividad		P (diversidad)
	Reserva	Extracción Forestal	Reserva	Extracción Forestal	
Roedores pequeños	1.53	1.16	0.65	0.42	0.048
Mamíferos medianos y grandes	2.4	1.39	0.78	0.36	0.001

Sin embargo este resultado no puede ser directamente atribuible a las actividades de extracción forestal solamente, ya que es posible que también la cacería juegue un papel importante en los tres ejidos que estudiamos ($R^2 = 0.77$; $F = 6.04$; $P = 0.001$). Peres (2001), documentó la existencia de sinergismos entre el acceso a la selva y la intensidad de cacería. En nuestro caso, los caminos abiertos para la entresaca de árboles, permiten el acceso a áreas más profundas de la selva facilitando así el acceso de los cazadores, lo que se ve apoyado con nuestros datos del número de casquillos encontrados en las áreas de corta (Cuadro 7).

Cuadro 7. Variables consideradas en el análisis de regresión múltiple utilizado para determinar los factores que afectan la abundancia de mamíferos medianos y grandes en las reservas (R) y zonas de extracción forestal (EF). El asterisco indica las variables que construyen un modelo significativo. P = Petcacab; S = Señor; N = Naranjal.

Sitio	Tipo de manejo*	Densidad de caminos* (num/km)	Numero de casquillos*	Evidencia de cacería	Intensidad de cacería* (informes)	Distancia al pueblo mas cercano (km)
P-R1	1	1	1	1	1	20
P-R2	1	2	1	1	1	19
S-R1	1	3	3	1	2	9
S-R2	1	2	4	1	2	11
N-R1	1	4	3	1	2	0.5
N-R2	1	4	2	1	2	0.5
P-EF1	2	5	3	1	2	6
P-EF2	2	7	4	1	2	7
S-EF1	2	6	8	1	3	5
S-EF2	2	7	7	1	3	7
N-EF1	2	1	5	1	3	5
N-EF2	2	2	4	1	3	5

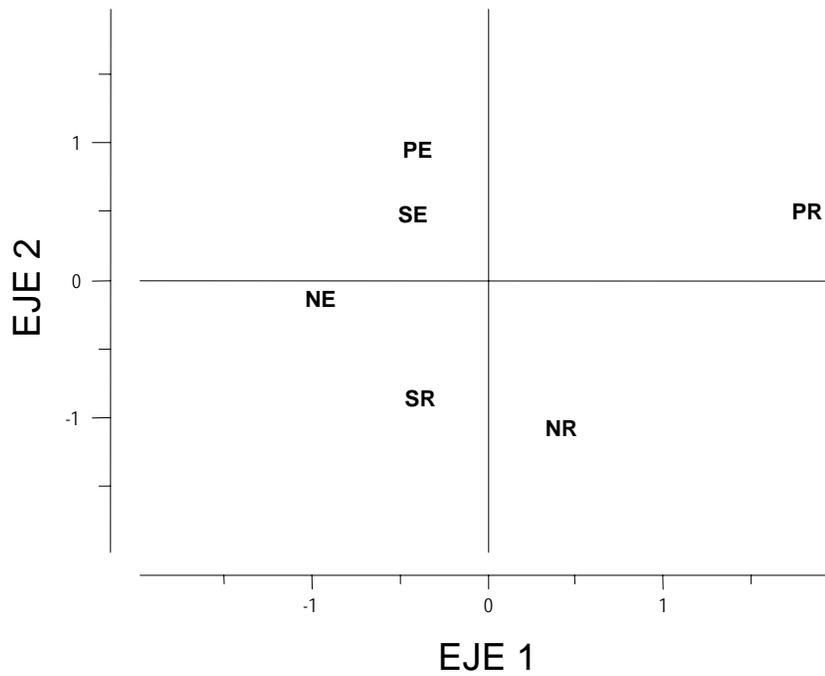


Fig. 24. Escalamiento multidimensional basado en riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes registrados en las dos condiciones de manejo. R = reserva, E = extracción.

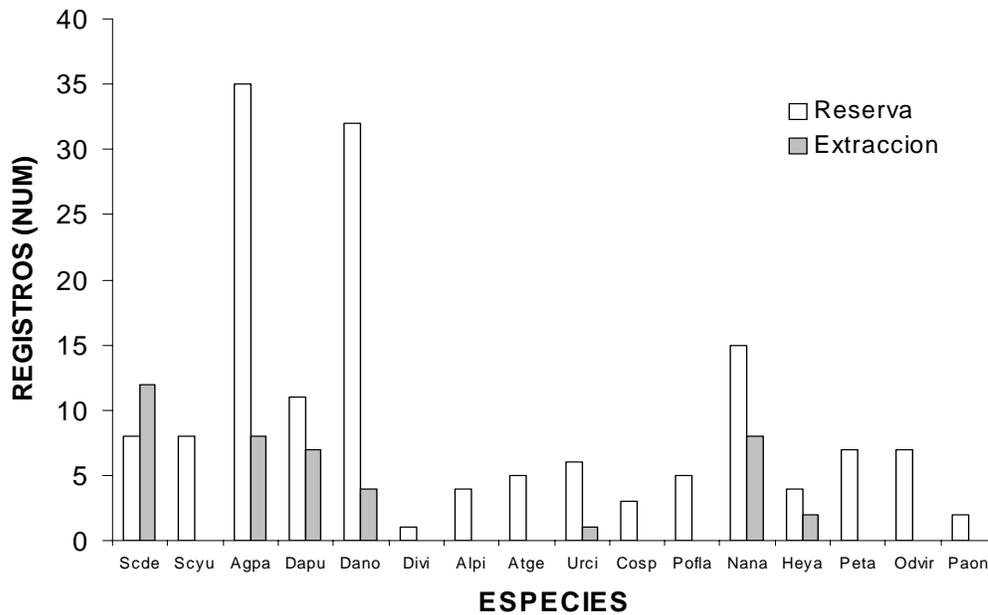


Figura 25. Número total de registros de mamíferos medianos y grandes en las dos condiciones de manejo estudiadas. Las claves de las especies son las mismas que se muestran en el cuadro 4.

En general en esta sección registramos que existen efectos de la extracción forestal sobre los mamíferos terrestres. Estos cambios siguieron dos direcciones distinguibles dependiendo de la talla. En el caso de los mamíferos pequeños (< 200 g), hubo un mayor número de capturas en las zonas de extracción forestal. Este patrón fue significativo para las especies generalistas *O. philotis* y *P. yucatanicus*. Por el contrario, en el caso de los mamíferos medianos y grandes, el número total de registros fue menor en las zonas con entresaca de madera. Este patrón no puede ser atribuido directamente a las actividades de extracción forestal, pero sí a otra serie de actividades asociadas a esta, entre las que destaca la cacería. Así, estas dos actividades humanas que se realizan en las zonas forestales de la Zona Maya, están afectando negativamente y de manera sinérgica a este grupo de mamíferos.

Estos resultados, en conjunto, reflejan cambios en la mastofuna, lo que puede tener profundas consecuencias en la dinámica de la vegetación. Proceso que evaluamos en la siguiente sección a través de algunas interacciones planta-mamífero.

IV. Impacto de la extracción forestal selectiva sobre algunas interacciones Planta-vertebrado

Hasta el momento hemos descrito cómo las actividades de extracción forestal tienen un impacto negativo sobre la vegetación y la comunidad de mamíferos terrestres. En esta parte del trabajo describiremos los posibles efectos de la extracción de madera sobre tres interacciones planta-vertebrado: remoción de semillas, herbivoría y pisoteo de plántulas.

Al respecto, la evidencia proveniente de sistemas tropicales perturbados, como es la isla de Barro Colorado, y el sistema de islas que la rodean, sugiere que el proceso de remoción de semillas puede ser alterado cuando los mamíferos que participan en éste, presentan una alteración, positiva o negativa, en sus poblaciones. Terborgh en 1992, sugirió que en las selvas tropicales existe un control descendente. Este control es realizado por los grandes depredadores como son jaguares, pumas y algunas aves de tamaño grande (p.ej. águila arpía), los cuales depredan a herbívoros de talla mediana y pequeña, como pueden ser pecaríes, venados, pacas y roedores pequeños, entre otros; relajando la presión de depredación sobre plántulas, brinzales, frutos y semillas.

Relacionado con este último punto, Janzen y Connell (1970, 1971), propusieron que los depredadores de propágulos juegan un papel importante en la promoción de la diversidad de las selvas. En particular, Janzen (1970) sugirió que en la vecindad del árbol madre, donde un gran número de semillas de la misma especie caen, los depredadores van a liberar los espacios favoreciendo el establecimiento de otras especies, promoviendo así la diversidad de las selvas.

En las selvas que se encuentran bajo un esquema de manejo forestal, la dinámica de la vegetación puede verse alterada indirectamente al ser modificada la comunidad de mamíferos (Johns 1992). Por un lado, las actividades de extracción *per se* afectan a especies especialistas y sensibles a la presencia humana, especies generalmente de talla mediana y grande, a la vez que abren caminos que facilitan el acceso de los cazadores al interior de la selva (Wilkie *et al.* 1992). Por el otro, las actividades humanas promueven un aumento en la densidad poblacional de los roedores (Malcolm y Ray 2000). Bajo éste contexto, ésta sección de nuestro proyecto tuvo como principales objetivos documentar los efectos de la extracción de madera sobre la remoción de semillas, la herbivoría y el pisoteo de plántulas.

Métodos

Remoción de semillas

En ésta parte del trabajo colocamos de manera experimental semillas (uno de los recursos comúnmente disponibles y consumidos por mamíferos terrestres en las selvas), de tamaños contrastantes (chica y grande) de cuatro diferentes especies; *Spondia mombin*, *S. purpurea*, *Byrsonima bucidaefolia* y *Manilkara sapota*. La elección de semillas grandes y chicas se basa en el supuesto de que las primeras son consumidas primordialmente por los vertebrados grandes y las chicas por los roedores (Mendoza 2005). Esto nos permitió determinar si existen diferencias en la remoción de semillas entre sitios con manejo forestal y de conservación. Las semillas fueron colocadas en tres tratamientos:

- 1) Impermeable, que consistió en parcelas de 1.5 x 1 m rodeadas de malla de gallinero de una altura de 90 cm. Esta será una exclusión que impedirá el acceso a todo tipo de mamíferos.

- 2) Semi-impermeable, tuvo la misma configuración que el primero, pero con aberturas en la parte inferior. Esto permitió el acceso a las semillas solamente a los roedores pequeños
- 3) Testigo, que fue una parcela de las mismas dimensiones que las anteriores, pero sin la malla, permitiendo el libre acceso a las semillas por parte de los mamíferos de cualquier talla.

Este diseño nos permitió valorar la participación relativa de los mamíferos pequeños y de los de tallas mayores en la remoción de semillas (Terborgh y Wright 1994), y cómo esto covaría en función del manejo forestal.

Daño físico por pisoteo sobre plántulas artificiales

Para realizar la comparación de los efectos indirectos de la tala selectiva sobre el daño físico ocasionado por el pisoteo de los vertebrados, utilizamos modelos de plántulas de alambre, los cuales colocamos bajo dos tratamientos (Fig. 26):

- 1) Parcelas de exclusión de 1.5 x 1 m, rodeadas de malla de gallinero de una altura de 90 cm; de esta manera el acceso de vertebrados herbívoros a las “plántulas” será impedido
- 2) Parcelas testigo con libre acceso de cualquier vertebrado herbívoro.

En cada uno de los tratamientos colocamos 25 plántulas artificiales (alambres con una bandera de papel) para evaluar diferencias en el pisoteo por vertebrados bajo las dos condiciones de manejo (Clark y Clark 1989).

En este caso se esperaba que en sitios cuya fauna mediana/grande no es afectada, el pisoteo difiera entre los dos tipos de parcela. Mientras que en aquellos donde la fauna fue afectada (v. gr., eliminada) esperaba no tener diferencias entre los tratamientos. La utilidad de este tipo de plantas artificiales en este tipo de estudios ha sido documentada por Uusimaa

(2004). En este caso, sólo utilizamos las parcelas control para los análisis estadísticos, ya que en los tratamientos impermeables no existió “mortalidad”.



Figura 26. Exclusión de plántulas artificiales (A) y plántulas expuestas al pisoteo de vertebrados en ejidos forestales de la Zona Maya. (Foto: mayo – 2005, GGG)

Herbivoría

En el caso de la herbivoría nuestra propuesta, originalmente, fue hacer una evaluación experimental de este proceso. Sin embargo, debido a complicaciones logísticas lo que hicimos fue una evaluación de la herbivoría a nivel de la comunidad. Para realizar esto, sobre los mismos transectos utilizados para la evaluación de la vegetación, realizamos un censo la frecuencia de aparición de herbivoría por vertebrados en todos los brinzales. Esto lo evaluamos en secas y lluvias. Dado que nuestros datos, en este caso, no cumplen los supuestos para utilizar estadística paramétrica, usamos una prueba de Wilcoxon para muestras pareadas con el fin de mantener nuestro diseño (Siegel y Castellan 1988).

Resultados

Remoción de semillas

La remoción de semillas de cada especie la seguimos durante 30 días. En el caso de *S. mombin* del total de 15 semillas colocadas por parcela, registramos que en el caso de las zonas de reserva un 86% de las semillas permanecieron durante los 30 días, mientras que en las zonas de extracción un 93% fue el que permaneció sin remover, no existieron diferencias significativas ($F = 3.97$; $P = 0.054$). En cuanto a los tratamientos (impermeable, semi-impermeable y control), existió significativamente una mayor remoción de semillas en el control (Fig. 27-2; $F = 36.9$; $P = 0.001$), sugiriendo que la remoción de esta especie se debe probablemente a los mamíferos de tallas medianas o grandes.

En cuanto a remoción de las semillas de *S. purpurea* del total de 20 semillas colocadas, un mayor número de semillas (72%) permanecieron sin remover en las zonas de extracción forestal, que en las de reserva (68%; $F = 27.8$; $P = 0.01$). En cuanto a los tratamientos, en este caso la remoción de semillas presentó una remoción fue en los tratamientos control y semi-impermeable (Fig. 27-1; $F = 108.4$; $P = 0.001$). Este resultado sugiere que probablemente los roedores son los principales removedores de esta especie.

En el caso de *B. bucidaefolia*, la remoción de semillas fue mayor en las zonas de extracción forestal que en las de reserva ($F = 98.2$; $P = 0.001$). El hecho de que hay existido una mayor remoción en los tratamientos semi-impermeable y control ($F = 230.4$; $P = 0.0001$) con respecto al impermeable, indica que los roedores son el grupo que esta removiendo las semillas de esta especie (Fig. 27-3).

Mientras que para *Manilkara sapota*, la remoción de semillas fue mayor en las zonas de reserva ($F = 154.39$; $P = 0.0001$) que en las zonas de extracción forestal. En el caso de esta especie la remoción entre tratamientos fue también significativa, existiendo una mayor remoción en el tratamiento control y semi-impermeable (Fig. 27-4; $P = 58.5$; $P = 0.0001$

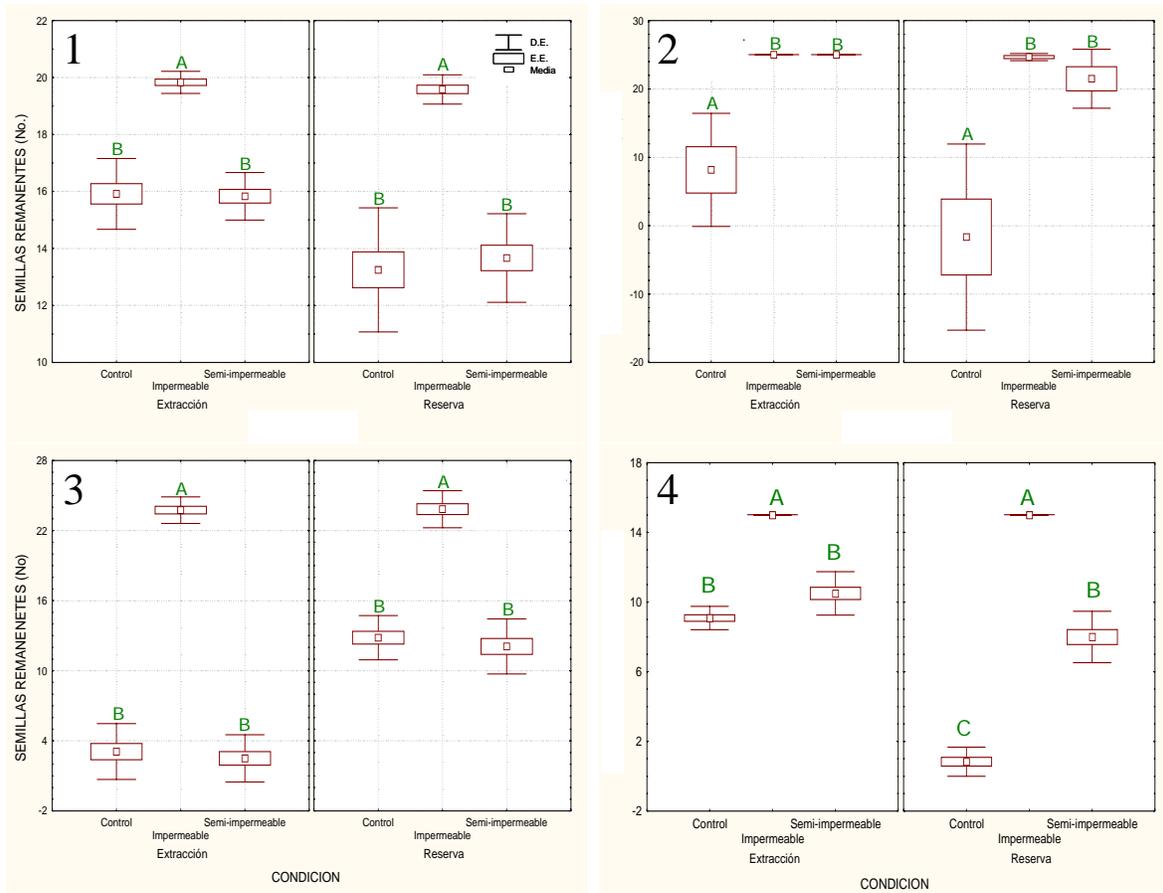


Figura 27. Semillas remanentes de *S. purpurea* (1), *S. mombin* (2), *B. bucidaefolia* (3) y *M. sapota* (4) en los experimentos de remoción de semillas realizados en ejidos forestales de la Zona Maya. Se muestra la desviación estándar (D.E.), el error estándar (E.E.) y la media. Letras diferentes significan diferencias estadísticas entre tratamientos experimentales (Tukey = $P < 0.05$)

Daño físico sobre plántulas

La evaluación del daño físico que los vertebrados causan sobre las plántulas artificiales que colocamos fue realizada durante 120 días. A lo largo de este tiempo la “mortalidad” de las plántulas fue mayor en las zonas de reserva que en las de extracción forestal (Fig. 28; Log - Rank $\chi^2 = 22.1$; $P = 0.008$). Al final de este estudio el contraste de sobrevivencia fue de 44 vs. 60 “plántulas” en las zonas de reserva y extracción forestal respectivamente. Este resultado es coincidente con lo encontrado en la sección tres de éste estudio, donde documentamos la existencia de una disminución de la riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes. En la dinámica de las plántulas, no sólo intervienen los

animales y sus actividades, otros elementos como son ramas, hojarasca y árboles que caen participan en la mortalidad de éstas (Fig. 29; Clark y Clark 1989).

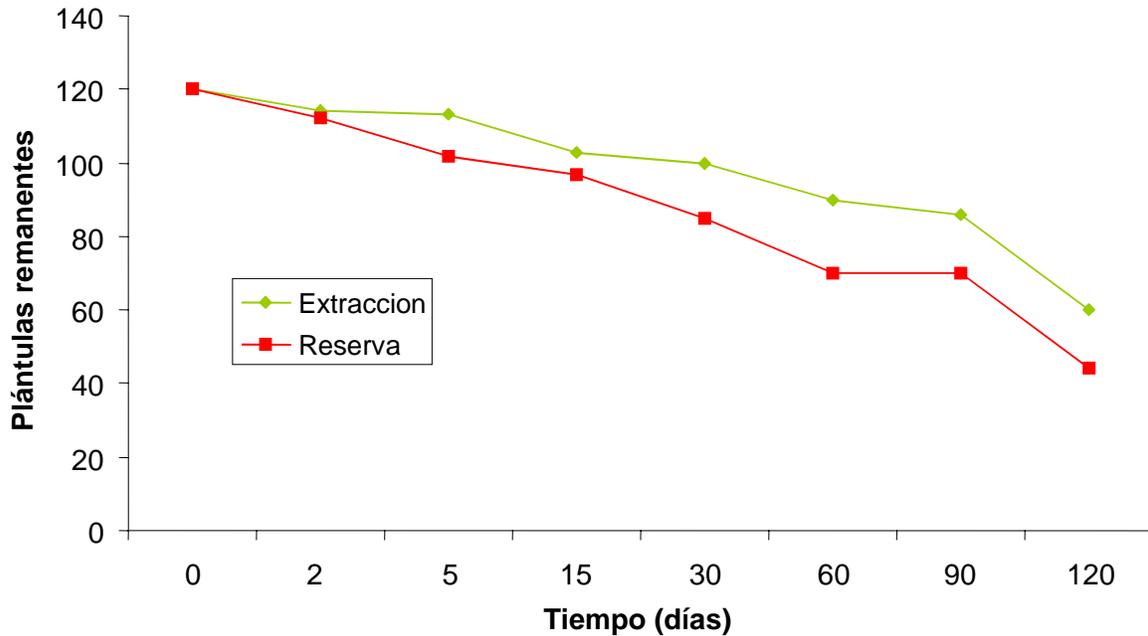
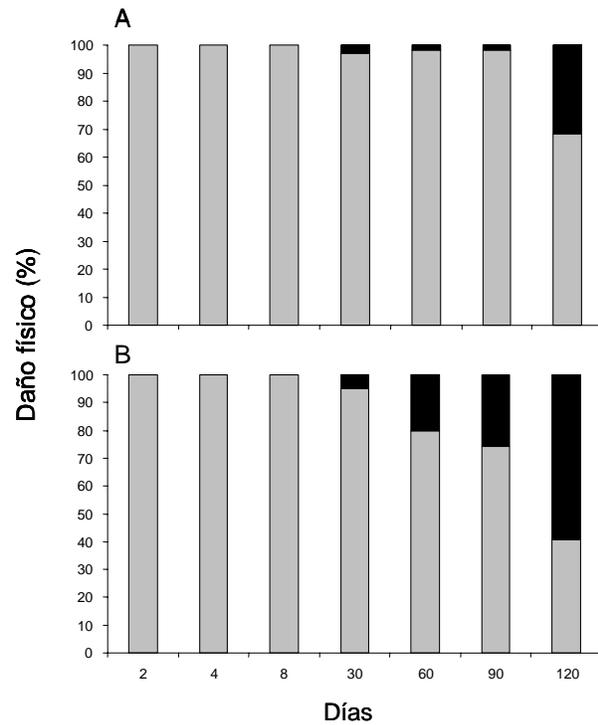


Figura 28. Dinámica de la "mortalidad" de plántulas durante tres meses de seguimiento en los ejidos productores forestales de la Zona Maya.

Figura 29. Daño físico ocasionado por pisoteo de vertebrados (Gris) y caída de ramas, hojarasca o árboles (negro) en las zonas de reserva (A) y extracción forestal (B) de los ejidos productores de la Zona Maya.



Herbivoría

La herbivoría por vertebrados es un proceso que presenta una amplia variación temporal y entre sitios. En el caso de este estudio, documentamos que no existe una variación temporal,

secas y lluvias, (Wilcoxon = 3.07; P = 0.07), pero si entre condiciones de manejo (Wilcoxon = 4.06; P = 0.04) en la frecuencia de aparición de herbivoría por vertebrados (Fig. 30). Este dato, a pesar de ser significativo estadísticamente, debe de ser tomado con cautela, ya que la frecuencia de aparición de este tipo de herbivoría es muy baja. En nuestros censos de 1343 brinzales censados tan sólo el 0.96% tuvo evidencia de herbivoría por vertebrados. Mientras En cambio, en las zonas de reserva el 2.3% de 1291 brinzales mostraron evidencia.

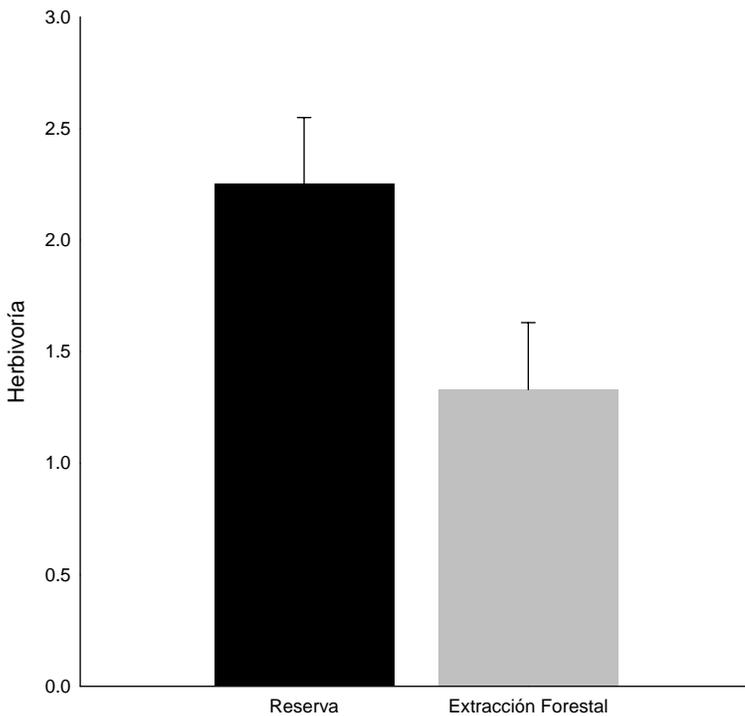


Figura 30. Herbivoría registrada en las dos condiciones de manejo analizadas en tres ejidos forestales de la Zona Maya.

La herbivoría por vertebrados generalmente es difícil de detectar, ya que frecuentemente puede ser confundida con defoliaciones realizadas por insectos. Sin embargo teniendo el cuidado necesario y un poco de experiencia en este tipo de herbivoría se puede evaluar con un buen grado de certeza (Fig. 31).



Figura 31. Herbivoría por vertebrado en una hoja joven de palma. Generalmente los bordes lucen rasgados, en el caso de las palmas; mientras que en árboles y arbustos los pecíolos aparecen aplastados por la acción del ramoneo. (Foto: marzo – 2005, GGG).

Las zonas de reserva tienen un mayor número de especies de mamíferos herbívoros terrestres que en las zonas donde se realiza extracción forestal. Esto, se refleja no sólo en el consumo de semillas grandes, también en otros procesos como es el daño físico que causan a los estadios juveniles de las plantas al caminar en la selva y pisarlas, y el consumo foliar que realizan.

El daño físico sobre plántulas, brinzales y árboles de talla pequeña ($1 \text{ cm} > \text{DAP} < 10 \text{ cm}$) es un factor importante de mortalidad (Clark y Clark 1989). Tanto en las zonas de extracción forestal como en las de reserva el daño físico atribuible a animales fue mayor que el ocasionado por la caída de elementos vegetales. En las zonas de extracción forestal la mortalidad de “plántulas” fue menor lo que esta asociado a una menor presencia de

mamíferos medianos y grandes causada por las actividades de extracción forestal y existencia de cacería (Roldan & Simonetti 2001, Uusimaa 2004). En las zonas de extracción forestal registramos un efecto mayor de daño por caída de grupos de lianas y ramas de árboles que en las zonas de reserva, debido en parte a por un lado la mayor existencia de lianas (mayor probabilidad de que éstas caigan) y a la posible pérdida de estabilidad estructural en las zonas de extracción forestal.

La herbivoría por mamíferos presenta una alta variación espacial y temporal. A pesar de la baja incidencia de este tipo de daño detectamos un mayor consumo foliar en las zonas de reserva que en las zonas de extracción forestal. Esto, se puede deber a que las actividades de extracción forestal afectan negativamente a mamíferos herbívoros, ya sea por la extracción de la fuente de alimento, las actividades de extracción forestal, la cacería y la combinación de éstas (Heydon & Bulloh 1997, Peres 2001).

Esfuerzos de comunicación a nivel local

Durante el transcurso del proyecto intentamos mantener una comunicación constante tanto con los encargados forestales, como con los habitantes de los ejidos que analizamos. De esta manera, se mantuvo un flujo constante de información lo que se tradujo, en más de una ocasión, en pláticas formales sobre la importancia ecológica de los mamíferos y vías alternativas de aprovechamiento de los mismos. Así mismo, parte de nuestros resultados fueron presentados en un encuentro sobre manejo de fauna en la región maya (febrero 2006).

Consideraciones finales

Dentro del contexto del manejo adaptativo de los ecosistemas es necesario tener una visión holística del sistema a manejar, e incluir a la investigación sobre las posibles consecuencias que diversos planes de manejo pueden tener sobre la biodiversidad y sobre algunos

procesos ecológicos, como un prerrequisito del manejo. En este sentido en nuestro trabajo realizamos la evaluación de los potenciales impactos de la extracción forestal que se realiza en la Zona Maya sobre la vegetación, los mamíferos terrestres y algunas interacciones entre estos dos componentes.

Nuestros resultados indican que a escala regional, existe un impacto negativo en la vegetación arbórea; sin embargo, cuando analizamos en detalle ejido por ejido, los efectos son menos claros y pueden presentar diferentes sentidos. Esto, tiene importantes implicaciones para el manejo, ya que dependiendo del sitio y de las características particulares como puede ser el tipo de suelo, factores biogeográficos (gradientes norte-sur en el caso de la Península de Yucatán) y grado de intervención humana pre-extracción la respuesta de la vegetación será diferente. En el caso de la vegetación del sotobosque (regeneración), nuestros resultados sugieren que existe un fuerte impacto sobre la composición de especies, lo que a largo plazo podría repercutir por un lado en la estructura y función de la selva, y por el otro en la producción de especies con valor comercial (*v gr.* Caoba). Como ya discutimos en el capítulo I, existen diferentes estrategias para aminorar los impactos provocados por las actividades de extracción forestal. Experimentalmente se ha demostrado que el aplicar el manejo de algunos elementos críticos (*v. gr.* lianas) puede disminuir significativamente el impacto sobre la vegetación remanente (Webb 1997).

En el caso de los mamíferos terrestres, también documentamos que existe un impacto negativo. Sin embargo, al parecer no sólo son las actividades de extracción forestal *per se*. Otras actividades humanas asociadas, por ejemplo la cacería de subsistencia (Peres 2000), juegan un papel importante en la depauperación de la fauna. Nuestro trabajo, documentó la existencia de múltiples factores, todos asociados a la presencia humana, que afectan la riqueza y abundancia relativa de los mamíferos medianos y grandes. De mayor interés es el hecho de que el efecto directo sobre la fauna debido a la cacería, se ve exacerbado por el impacto asociado a la extracción, en particular la apertura de caminos,

que al facilitar el acceso de los cazadores a sitios remotos o en general inaccesibles, sinérgicamente facilitan la defaunación.

En este caso, el control de la cacería es una solución parcial. Este control se puede realizar promoviendo el desarrollo de criaderos de “carne de monte”. Por ejemplo el pecari (*Pecari tajacu*) y la paca (*Agouti paca*), son especies que se cazan de manera constante, y de las cuales en algunos ejidos se ha intentado establecer criaderos. Otra alternativa a la cacería es concienciar a los habitantes de la zona acerca del valor ecológico de los vertebrados en general, de manera que por un lado sean cazados sólo aquellos individuos adultos y que no se encuentren en estado reproductivo y por el otro utilizar a este grupo como un atractivo más en programas de ecoturismo.

En el caso de los pequeños roedores los efectos de la extracción forestal fueron positivos. Consistentemente, en los tres ejidos que evaluamos, existió una mayor abundancia de roedores en las zonas con extracción forestal. Malcolm y Ray (2000), documentaron un patrón similar, el cual estuvo correlacionado positivamente con la complejidad estructural del sotobosque. Es decir, al haber una densidad mayor de plantas en el sotobosque la abundancia de los roedores aumento. Sin embargo, puede existir una explicación alternativa, en la cual la abundancia relativa de los roedores aumenta debido a una liberación de la depredación como consecuencia de la disminución en la abundancia de los potenciales depredadores.

Cualquiera que sea la causa (ambos están manifiestos en los ejidos de estudio), el hecho de un aumento en la abundancia de roedores y una disminución en la de los mamíferos medianos y grandes tiene importantes implicaciones en la dinámica de la selva. Los efectos de estas tendencias en la fauna los documentamos a través de los experimentos de remoción de semillas y daño físico sobre las plántulas artificiales. En estos experimentos existe la tendencia, en el caso de la remoción de semillas, a que la permanencia de las semillas de menor tamaño es menor en los sitios de extracción forestal, mientras que las

semillas grandes son comparativamente más removidas en las zonas de reserva.

En cuanto al daño físico en plántulas artificiales, existe una mayor “mortalidad” en las zonas de reserva. En este caso también existe la participación de elementos no animales en el daño físico, sin embargo, nuestros datos sugieren un papel importante de la fauna. Los datos de herbivoría muestran una mayor frecuencia de aparición de consumo por vertebrados en las zonas de reserva. Ambos datos son consistentes con la presencia de mamíferos medianos y grandes.

La dinámica de una selva es compleja y fácilmente perturbable por las actividades humanas. Nuestros datos documentan ambas cosas. Sin embargo, las selvas manejadas bajo esquemas de extracción forestal diseñados con bases ecológicas pueden, potencialmente, mantener una importante representatividad de la biodiversidad, más aun si la alternativa es el establecimiento de zonas de cultivo o ganaderas como en otras zonas tropicales del país.

Un aspecto que merece ser comentado en este estudio, es el hecho de que nuestra investigación representa una situación puntual en el tiempo. Es decir, nuestros resultados se basan en los cambios asociados a la extracción forestal, tal como se observan a los ocho años después de haber ocurrido la extracción. Es crucial desarrollar un estudio comparativo que de seguimiento a los cambios a través del tiempo. Dicho estudio permitirá definir si los cambios observados en este estudio solo son transitorios o si tiene el potencial de dejar alguna huella ecológica a mayor plazo. Este tipo de análisis temporales es crucial, sobre todo de cara al hecho de que cada vez es más evidente que la conservación de la biodiversidad y los procesos ecológicos deberá darse en el contexto de la presencia humana, además de lo que se pueda mantener en los sitios que operan como reservas o áreas naturales protegidas. Si bien nuestros datos hacen evidente que los sitios de reserva dejados por los ejidatarios no operan óptimamente, existe un gran potencial de que tales sitios, si son mantenidos con más cuidado, pueden operar como un inóculo biológico para la

recuperación y mantenimiento de la biodiversidad en un patrón de mosaicos de naturaleza y sitios manejados con actividad humana sostenible.

Agradecimientos

Este proyecto fue apoyado económicamente por la CONABIO (proyecto - BJ005), y el Instituto de Ecología de la UNAM a través del presupuesto operativo asignado a R. Dirzo. Agradecemos profundamente el apoyo logístico a las organizaciones forestales (OEPFZM y SPFEQSC) en particular a los ingenieros: Victoria, Rosa, Carreón, Celso, Solís y Ramón. En el campo fue invaluable la ayuda de Práxedes Sinaca, Juan Carlos López, Armando Aguirre, Oscar Hernández, Marcos Canté, Santos y decenas de personas que platicaron con nosotros ayudando a ampliar nuestro conocimiento del monte. Una mención especial merece el Dr. David Bray (Florida Internacional University) por sus enseñanzas iniciales y por ponernos en contacto con las organizaciones forestales campesinas.

Agradeceremos que este trabajo sea citado como:

Dirzo, R. y Gutiérrez-Granados, G. 2006. Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano: Mamíferos, plantas y sus interacciones. CONABIO.

Literatura citada

- Brown, N., Jennings, S. y Clements, T. 2003. The ecology, silviculture and biogeography of mahogany (*Sweitenia macrophylla*): a critical review of the evidence. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* 6:37-50.
- Carreón, C. M. 2002. Modificación del Programa de Manejo Forestal para el Aprovechamiento de los recursos maderables del ejido: Naranjal Poniente Mpio. F. Carrillo Pto. México.
- Chan R. C. 2002. Programa de Manejo Forestal del Ejido Petcacab y Anexo Polinkin. México.
- Chapman, C. A. Balcom, S. R. Gillespie, T. R. Skorupa, J. P. y T. T. Struhsaker. 2000. Long-term effects of logging on African primete communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology* 14:207-217.
- Clark, D. A. y Clark, D. B. 1992. Life history diversity of Canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62:315-344.
- Clark, D. B. y Clark, D. A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality of a neotropical rain forest *OIKOS* 55:225-230._empesar empezar obiamente
- Clark, D. B. y Clark, D. A. 1996. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 80:235-244.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 345, 101-118.
- Connell, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees, pp298-312. En: *Dynamics of populations* P. J. den Boer y G, R, Gradwell (eds.). Center for agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.

- Cottam, G., 1949. The phytosociology of an oak wood in Southwestern Wisconsin. *Ecology* 30, 271-287.
- Crome, F. H. J. y Richards, G. C. 1988. Bats and gaps: microchiropteran community structure in a Queensland rain forest. *Ecology* 69:1960-1969.
- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation 319-335 pp. *In*: M. C. Press, N. J. Huntly y S. Levin (Eds). *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell, Londres.
- Dirzo, R. y Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation 273-287 pp. *In*: P. W. Price, T. W. Lewinsohn, W. M. Benson, y G. W. Fernandes (eds). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Dirzo, R. y Raven P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment*. en prensa.
- Fredericksen, N. J. y Fredericksen, T. S. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. *Biodiversity and Conservation* 11:27-38.
- Fredericksen, T. S. y Licona, J. C. 2000. Invasion of non-commercial tree species after selection logging in a Bolivian tropical forest. *Journal of tropical forest science* 13: 252-263.
- Fredericksen, T. S. y Mostacedo, B. 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest *Forest Ecology and Management* 131:47-55.
- Galletti, H. A. 1999. La selva maya en Quintana Roo (1983-1996) trece años de conservación y desarrollo comunal. Pp 53-73. *In* R. B. Primack, D. Bray, H. A. Galletti y I. Ponciano (eds). *La selva maya, conservación y desarrollo*. Siglo XXI editores, México D. F.
- García, E. 1988. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. México.

- Gentry, A. H. 1982. Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 1-84.
- Gerwing, J. J. 2001. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the Eastern Amazon. *Journal of Applied Ecology*, 38, 1264-1276.
- Grieser, J. A. 1997. Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forest. Cambridge University Press. Londres.
- Gullison, R.E., Panfil, S.N., Strouse, J.J., Hubbell, S.P., 1996. Ecology and management of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanes Forest Beni Bolivia. *Bot. J.*
- Heydon, M. J. y Bulloh, P. 1997. Mousedeer densities in a tropical rainforest: the impact of selective logging. *Journal of Applied Ecology* 34:484-496.
- Heydon, M. J. y Bulloh, P. 1997. Mousedeer densities in a tropical rainforest: the impact of selective logging. *Journal of Applied Ecology* 34:484-496.
- Heywood, V. H. y Watson, R. T. 1995. Global biodiversity assessment. UNEP, Cambridge University Press. Nueva York.
- Highland Statistics. 2005. Brodgard ver. 2.4, Highland Statistics Ltd. United Kindom.
- Hill, J. K. 1999. Butterfly spacial distribution and habitat requirements in a tropical forest: impacts of selective logging. *Journal of Applied Ecology* 36:564-572.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *American Naturalist* 104:501-528.
- Johns, A. D. 1986. Effects of selective logging on the behavioral ecology of west Malaysian primates. *Ecology* 67:684-694.
- Johns, J. S., Barreto, P. y C. Uhl. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89:59-77.
- Jongman, R. H. G., ter Braak, C. J. F. & van Tongeren, O. F. R. 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- Laidlaw, R. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of

- peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14:1639-1648.
- Malcolm, J. R. y Ray, J. C. 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology* 14:1623-1638.
- Matthews, J. D. 1989. *Silvicultural systems*. Oxford University Press. Oxford.
- Mendoza, R. E. 2005. Efectos de la defaunación contemporánea tropical: Consecuencias sobre los procesos ecológicos y la biodiversidad. Tesis, Doctorado en Ciencias, UNAM. México.
- Mooney, H. A., Cushman, J. H., Medina, E., Sala, O. E. y Schulze, E-D. 1996. *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. John Wiley and Sons Ltd Publisher. UNEP.
- Mostacedo, C. B. y Fredericksen, T. S. 1999. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. *Forest ecology and management* 124:263-273.
- Negreros-Castillo, P. y Mize, C. W. 2003. Enrichment planting and the sustainable harvest of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in Quintana Roo, Mexico. 278–287 pp. En: Lugo, A., Figueroa-Colon, J., Alayon, M. (Eds.), *Big-leaf Mahogany: Genetics, Ecology and Management* Springer, Berlin.
- Ochoa, G. J. 2000. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana venezolana. *Biotropica* 32:146-164.
- Park, A., Justiano, M. J. y Fredericksen, T. S. 2005. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest ecology and management* 217:147-157.
- Pereira, R., Zweede, J., Asner, G. P. y M. Keller. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management* 168:77-89.

- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forest. *Conservation Biology* 14:240-253.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490-1505
- Pérez-Salicrup, D. R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology* 82: 389-396.
- Plumptre, A. J. y Reynolds, V. 1994. The effect of selective logging on the primete populations in the Budongo Forest reserve, Uganda. *Journal of Applied Ecology* 31:631-641.
- Primack, R. B., Bray, D., Galletti, H. A. y I. Ponciano. 1999. La selva Maya, conservación y desarrollo. Siglo XXI editores. México, D. F.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42:412-422.
- Roldan, A. I. y Siminetti, J. A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forest with different hunting pressures. *Conservation Biology* 15:617-623.
- Santos, J. V. 2005. Actualización del Programa de Manejo Forestal para el Aprovechamiento de los recursos forestales maderables en 12,000 hectáreas en el Ejido Señor y anexos.
- Santos, J. V., Carreón, M. S. y Nelson, K. C. 1998. La organización de ejidos productores forestales de la zona maya. Ed. Futura, Texcoco.
- SAS. 2001. JMP ver. 4.04, SAS Institute Inc. USA.
- SEMARNAP. 1997. Ley forestal. Secretaria del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, México.
- Siegel, S. y Castellan, N. J. 1988. Nonparametric statistics for the Behavioral Sciences. McGraw-Hill International Edition.
- Snook, L. K. 1999. Aprovechamiento sostenido de la caoba (*Swietenia macrophylla*, King) en las selvas de la península de Yucatán México. 98-119 pp. En R. B. Primack, D. Bray,

- H. A. Galletti y I. Ponciano (eds). La selva maya, conservación y desarrollo. Siglo XXI editores, México D. F.
- Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. 1996. Biometry. W. H. Freeman and Company. New York.
- Statsoft 2000. Statistica ver. 5.5, Statsoft, Inc. USA.
- Terborgh, J. 1992 Maintenance of diversity in tropical forest. *Biotropica* 24:283-292.
- Terborgh, J. y Wright, S. J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forest. *Ecology* 75:1829-1833.
- Uhl, C. y Vieira, I. C. G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: A case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21:98-106.
- Uusimaa, H. 2004. Consequences of defaunation: Variation in the intensity of trampling in the understory of two Mexican rain forests of contrasting conservation. Master degree thesis, University of Helsinki, Finlandia.
- Verissimo, A., Barreto, P., Mattos, M. Tarifa, R. y Uhl, C. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55:169-199.
- Webb, E. L. 1997. Canopy removal and residual stand damage during controlled selective logging in lowland swamp forest of northeast Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 95:117-129.
- Wilkie, D. S. Sidle, J. G. y Boundzanga, G. C. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology* 6:570-580.