



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
Ecología

**Monitoreo poblacional de algunas especies de mamíferos de talla mayor
en la selva alta perennifolia del estado de Chiapas, México**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

Valeria Stephanie Towns Alonso

TUTOR PRINCIPAL: Dr. Victor Sánchez Cordero Dávila.
Instituto de Biología UNAM.

COMITÉ TUTOR: Dr. Enrique Martínez Meyer. Instituto Biología UNAM.
Dr. Miguel Angel Briones Salas. CIIDIR Oaxaca IPN

MÉXICO, D.F. Agosto, 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
Ecología

**Monitoreo poblacional de algunas especies de mamíferos de talla mayor
en la selva alta perennifolia del estado de Chiapas, México**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

Valeria Stephanie Towns Alonso

TUTOR PRINCIPAL: Dr. Victor Sánchez Cordero Dávila.
Instituto de Biología UNAM.

COMITÉ TUTOR: Dr. Enrique Martínez Meyer. Instituto Biología UNAM.
Dr. Miguel Angel Briones Salas. CIIDIR Oaxaca IPN

MÉXICO, D.F. Agosto, 2013



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

Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 6 de mayo de 2013, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **TOWNS ALONSO VALERIA STEPHANIE** con número de cuenta **405100327** con la tesis titulada "**Monitoreo poblacional de algunas especies de mamíferos de talla mayor de la selva alta perennifolia de Chiapas, México**", realizada bajo la dirección del **DR. VÍCTOR MANUEL GUILLERMO SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA**:

Presidente: DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ
Vocal: DR. JORGE IGNACIO SERVÍN MARTÍNEZ
Secretario: DR. MIGUEL ÁNGEL BRIONES SALAS
Suplente: DRA. PATRICIA ILLOLDI RANGEL
Suplente: DR. GERARDO JORGE CEBALLOS GONZÁLEZ

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 1º de agosto de 2013.

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

Agradecimientos.

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM por las facilidades otorgadas.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca asignada con el número CVU/Becario: 385235/255165.

Al Dr. Victor Sánchez Cordero Dávila por su preciada asesoría en el desarrollo de este proyecto.

Al Dr. Miguel Angel Briones Salas y al Dr. Enrique Martinez Meyer por sus valiosos comentarios para retroalimentar este trabajo.

Agradecimientos personales.

Agradezco infinitamente a Javier de la Maza y Julia Carabias por su apoyo incondicional, por ser los precursores e impulsores de este y otros grandes proyectos; así como a todos los que conforman y han sido parte de Natura y Ecosistemas Mexicanos; en especial a Santiago Morató y Rodrigo Leon por formar parte activa de este trabajo.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y el Corredor Biológico Mesoamericano por su apoyo y las facilidades prestadas. Especialmente a Julio Román, Xochitl Ramírez, Pedro Alvarez I Casa y Rafael Obregon por creer en mis locuras.

A la gente de la Estación Chajul y Tzendales; gracias por mostrarme la selva y sus secretos.

A WWF México, la Fundación Carlos Slim, PEMEX y Lorena Mereles por potenciar y confiar en este proyecto.

A mi tutor y sinodales por su amistad y asesoría, no solo en la academia sino en la vida.

A todos mis asesores secundarios, Roberto Mungia Steyer, Esteban Martinez, Francisco Botello, Jose Juan Flores, Gabriel G, Jorge Servín, Gerardo Ceballos, Irma Trejo, Patricia Illioldi, Miguel Linaje y los integrantes del laboratorio de SIG del Instituto de Biología de la UNAM, por sus enseñanzas, su confianza y mis merecidas cachetadas académicas.

A mi familia, que cada día crece más, por estar siempre a mi lado, por su apoyo ilimitado y por ser el cimiento de este logro. En especial a Alexander de Villa por ser una parte vital de este proceso.

A la Selva Lacandona por inspirar mi curiosidad.

“ Here no one who has any feeling of the magnificent and the sublime can be disappointed; the sombre shade, scarce illumined by a single direct ray even of the tropical sun, the enormous size and height of the trees, most of which rise like huge columns a hundred feet or more without throwing out a single branch, the strange buttresses around the base of some, the spiny or furrowed stems of others, the curious and even extraordinary creepers and climbers which wind around them, hanging in long festoons from branch to branch, sometimes curling and twisting on the ground like great serpents, then mounting to the very tops of the trees, thence throwing down roots and fibres which hang waving in the air, or twisting round each other form ropes and cables of every variety of size and often of the most perfect regularity. These, and many other novel features the parasitic plants growing on the trunks and branches, the wonderful variety of the foliage, the strange fruits and seeds that lie rotting on the ground taken altogether surpass description, and produce feelings in the beholder of admiration and awe. It is here, too, that the rarest birds, the most lovely insects, and the most interesting mammals and reptiles are to be found. Here lurk the jaguar and the boa-constrictor, and here amid the densest shade the bell-bird tolls his peal.”

(A. Wallace. 1849. en el Amazonas)

Índice.

<i>Listado de tablas y figuras.</i>	3
<i>Resumen.</i>	4
I. Introducción.	6
1. <i>Introducción.</i>	6
2. <i>Justificación.</i>	8
3. <i>Objetivo.</i>	9
II. Antecedentes	10
1. <i>El bosque tropical húmedo.</i>	10
2. <i>Los mamíferos del bosque Neotropical.</i>	11
3. <i>Impacto humano en la mastofauna.</i>	12
III. Metodología	14
1. <i>Zona de estudio. Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA).</i>	14
2. <i>Método.</i>	17
IV. Riqueza de mamíferos terrestres medianos y grandes en el sur de Montes Azules.	19
1. <i>Introducción. Los modelos de captura-recaptura para estimar la riqueza de especies.</i>	19
2. <i>Objetivo.</i>	21
3. <i>Método.</i>	21
4. <i>Resultados. Comunidad de mamíferos en la zona de estudio.</i>	23
5. <i>Discusión. La riqueza de mamíferos terrestres en la RBMA.</i>	28
6. <i>Conclusiones.</i>	30
V. Abundancia relativa de los mamíferos de talla mayor en el sur de Montes Azules.	32
1. <i>Introducción.</i>	32
1.1 <i>Los modelos de ocupación para estimar la abundancia.</i>	32

1.2 Modelos de ocupación en múltiples temporadas y áreas de estudio.	34
2. Objetivo.	36
3. Método.	36
4. Resultados. Los mamíferos de talla mayor en la RBMA.	37
4.1 Generales.	37
4.2 Modelos de ocupación.	38
5. Discusión.	45
6. Conclusiones.	46
VI. El impacto humano sobre las poblaciones de mamíferos en el sur de Montes Azules.	48
1. Introducción.	48
2. Objetivo.	49
3. Método.	49
4. Resultados.	52
5. Discusión.	56
6. Conclusiones.	58
VII. Conclusiones generales. Implicaciones de los resultados en la conservación.	60
1. Estimaciones de riqueza y abundancia.	60
2. Impacto de la presencia humana.	62
Literatura Citada	64
ANEXOS	70
1. Mamíferos de talla mayor en Montes Azules.	70
2. Nota corta sobre la conducta del Tapir de Bairdi.	73
3. Pecari de labios blancos: el caso de la Laguna Jacana.	77
4. Fototrampeo: Una herramienta para la difusión de la ciencia y la conservación.	79
5. Tablas, figuras y anexo fotográfico.	81

Listado de tablas y figuras.

Tabla 1. Número de capturas independientes de las especies de mamíferos terrestres medianos (>1kg) y grandes (>10kg) reportados para la región

Tabla 2. Riqueza estimada con diferentes modelos

Tabla 3. Capturas independientes de cada especie en las tres áreas de estudio

Tabla 4. Tendencias de relación entre las variables indicadoras de actividad humana y la probabilidad de ocupación de las especies

Figura 1. Área de estudio

Figura 2. Riqueza estimada por los métodos de captura recaptura

Figura 3. Curvas de acumulación de especies

Figura 4. Proporción de área ocupada por *T. bairdii*

Figura 5. Proporción de área ocupada por *M. temama*

Figura 6. Proporción de área ocupada por *P. tajacu*

Figura 7. Proporción de área ocupada por *O. virginianus*

Figura 8. Proporción de área ocupada por *P. onca*

Figura 9. Proporción de área ocupada por *P. concolor*

Figura 10. Diferencias entre las variables indicadoras de presencia humana

Anexos

Tabla 1. Tipos de vegetación

Tabla 2. Variables de ocupación y actividad humana por cada sitio

Figura 1. Gráficos exploratorios de f_i para los modelos C-R

Figura 2. Número de capturas independientes de grupos de *T. pecari*

Resumen.

La comunidad de mamíferos, desempeña funciones relevantes en la dinámica de los bosques tropicales, pero algunas de sus poblaciones se encuentran amenazadas. Las áreas naturales protegidas (ANP) tienen como función conservar la biodiversidad, incluyendo la mastofauna. Sin embargo, aunque la vegetación en estas áreas se encuentre en buenas condiciones, los bosques “vacíos” en los que la fauna de talla mayor ha sido cazada, tienen serias y profundas alteraciones en su funcionamiento y estructura.

Resulta de suma importancia evaluar el estado de la fauna en las ANP y diagnosticar si realmente cumplen con su objetivo. La Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) es un lugar particularmente interesante para el acopio de esta información, pues se espera que el ecosistema se encuentre en buen estado de conservación.

El objetivo de este trabajo, fue estimar la riqueza y abundancia de especies de talla mayor de la comunidad de mamíferos, en áreas contrastantes de la RBMA, con distintos grados de actividad humana; así como, establecer si la abundancia está relacionada con algunos indicadores indirectos de actividad humana.

Se utilizaron cámaras trampa y metodologías de análisis innovadoras, como los modelos de captura recaptura y los modelos de ocupación que incorporan la probabilidad de detección y diversas covariables para estimar la riqueza y abundancia de las poblaciones de mastofauna.

El presente estudio pretende generar una línea base para tener un mejor entendimiento del efecto de la presencia humana en las poblaciones de fauna silvestre dentro de las áreas naturales protegidas. Además, constituye el primer intento de calcular un índice, confiable, de abundancia de mamíferos de talla mayor en la RBMA. El esfuerzo de muestreo realizado no tiene precedentes y es el primer estudio que busca estimar abundancias poblacionales en áreas al interior de la reserva.

En general, los resultados de este trabajo, indican que el ecosistema y las poblaciones de mastofauna mayor se encuentran en buen estado de conservación, lo cual refleja la importancia de las ANP's en la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, el efecto que tienen algunas variables indicadoras de la actividad humana sobre la dinámica poblacional de los mamíferos terrestres objeto de este estudio, podrían ser desfavorables para su supervivencia a largo plazo.

Abstract.

The mammal community plays an important role in the ecological dynamics of tropical rainforest, nevertheless some of its populations face conservation issues. Natural protected areas (NPA) are one of the instruments to preserve biodiversity, including mammals. However, sometimes vegetation may appear in good conditions but, areas where large mammal populations are absent (empty forests), have profound implications in ecosystem structure.

Therefore it is important to evaluate the condition of wildlife populations inside NPA, in order to recognise if they actually fulfil their objective. Montes Azules Biosphere Reserve (MARB) is a NPA particularly suitable for this evaluation, since it is expected to represent a well preserved area of tropical rainforest.

The objective of this study was to estimate the richness and abundance of large mammal species in different areas inside the MABR with different degrees of human presence, as well as to determine if relative abundance indices are related with some indirect indicators of human activity

Camera-traps were placed in the study area a to detect presence of large mammals in the reserve. Capture-Recapture models were used to estimate mammal richness and occupancy models were used as a surrogate of relative abundance; both models incorporate detection probability and other covariates to calculate species richness and abundance.

The goal of this research is to produce baseline information to determine the impact of human presence on wildlife populations inside NPA. This study provides a robust index of the relative abundance of large mammals based on an extensive sampling effort inside the MABR.

Overall, results show that the ecosystem located inside the MABR hold large mammals populations in good conservation status, reflecting the effectiveness of this NPA for preserving biodiversity. Nevertheless, the impact of human presence (estimated as indirect indicators) over abundances of some large mammals could affect their long-term survival.

I. Introducción.

1. Introducción.

Los bosques tropicales o selvas, son sistemas sumamente complejos donde ocurren un sin fin de interacciones y procesos ecológicos (Schnitzer y Carson 2008). Estas selvas proveen al hombre de importantes servicios ambientales y recursos económicos valiosos (Cuaron 2000).

La Selva Lacandona, en Chiapas y Los Chimalapas en Oaxaca son los mayores remanentes de selva alta perennifolia y las regiones de mayor riqueza de especies en México. El primero, junto con la región de Calakmul en Campeche, y el Petén en Guatemala y Belice, forma el mayor macizo de selva en Mesoamérica y representa una de las regiones más importantes del país por su gran diversidad biológica y los servicios ambientales que proporciona (INE-SEMARNAP 2000).

La Selva Lacandona es una región tropical localizada noreste del estado de Chiapas, al sureste de México. Limitada al este por los ríos Usumacinta (Frontera con Guatemala), al sureste, por el río Lacantún, al oeste con Cañadas de Ocosingo y al norte, con la subregión del mismo nombre (INE-SEMARNAP 2000).

Su parte mejor conservada se encuentra en siete Áreas Naturales Protegidas (ANP), entre las que destaca por su dimensión y estado de conservación, la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) con una superficie de 331 200 hectáreas (Carabias et al. 2009).

La fauna de mamíferos de la Lacandona representa el 25% de todas las especies de este grupo en el país, por lo que esta es la región con la mayor riqueza de mamíferos en México (Medellín 1994). En la RBMA se han registrado un total de 112 especies de mamíferos (basado en el arreglo sistemático de Ramirez-Pulido et al. 2005): 7 especies de marsupiales, 64 de murciélagos, 2 especies de primates, las 2 especies de cingulata, 3 de

pilosa, 1 lagomorfo, 17 roedores, 12 carnívoros, 4 artiodáctilos y la única especie de perisodáctilo mexicano (Medellin 1994).

Estas especies cumplen un papel preponderante en la dinámica y mantenimiento de los ecosistemas (Dirzo y Miranda 1991), además de ser una fuente de recursos naturales primordiales para los pobladores que habitan los bosques tropicales de Mesoamérica (Robinson y Bennett 2000).

La Lacandona originalmente contenía 1.8 millones de hectáreas de ecosistemas naturales, pero debido a las actividades humanas como la extracción de maderas finas, la deforestación para convertirla en tierras de cultivo y ganadería, los incendios forestales y la caza ilegal de especies amenazadas; así como, el crecimiento de las poblaciones humanas existentes y la formación de nuevos asentamientos, su superficie se ha reducido a menos de una cuarta parte en las últimas cuatro décadas (INE-SEMARNAP 2000).

En esta región existe una mayor proporción de especies con algún problema de conservación que lo esperado por el azar (Medellín 1994) y contiene una de las últimas poblaciones viables de jaguar (*Panthera onca*), pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y tapir (*Tapirus bairdii*) para esta parte del continente (Bolaños y Naranjo 2001). Además muchas especies están presentes en México solamente en esta región, como es el caso de el tlacuache cuatro ojos (*Metachirus nudicaudatus*), el murciélago (*Tonatia saurophila*) y el armadillo cola desnuda (*Cabassous centralis*; Medellín 1994), por lo que es de suma importancia fortalecer las estrategias para conservar esta área .

Considerando que el estatus de conservación no únicamente tiene que ver con las densidades de población y los rangos de distribución, sino también con factores más inmediatos como lo es la presión de caza, masa corporal, hábitos de alimentación y migración, se ha determinado que todas las especies de talla mayor son altamente vulnerables a la extinción local (INE-SEMARNAP 2000).

El presente estudio pretende estimar la riqueza y abundancias de las especies de mamíferos de talla mayor dentro de la RBMA y generar una línea base para tener un mejor entendimiento del efecto de la presencia humana en las poblaciones de fauna

silvestre dentro de las ANP. La tesis esta organizada en capítulos con formato de artículo que describen las metodologías y resultados para cumplir cada uno de los objetivos particulares del estudio. Por último se incluye un breve capítulo que, a modo de conclusión general, señala las implicaciones de los resultados obtenidos en la conservación. En los anexos se incorporan otros resultados sobresalientes, producto del muestreo realizado y que son de importancia para el estudio de las poblaciones y comportamiento de la mastofauna tropical.

2. Justificación.

La comunidad de mamíferos es un elemento particularmente distintivo y carismático de la biodiversidad tropical, que está siendo sometido a una amenaza sin precedentes (Ramirez-Mejia y Mendoza 2010).

Las áreas naturales protegidas (ANP) tienen como función servir de refugio para las, cada vez menos abundantes, poblaciones de mamíferos y otras especies. Sin embargo, aunque la vegetación en estas áreas se encuentre en buenas condiciones, los bosques “vacíos” en los que los animales grandes han sido cazados, tienen serias y profundas alteraciones en su funcionamiento y estructura (Redford 1992).

Por ello, resulta de suma importancia evaluar el estado de la fauna en las ANP y diagnosticar si realmente cumplen con su objetivo. La RBMA es un lugar particularmente interesante para el acopio de esta información, pues se espera que el ecosistema se encuentre en un buen estado de conservación.

El presente estudio pone a prueba la hipótesis de que, las actividades humanas tienen un impacto negativo sobre la abundancia de especies de mamíferos de talla mayor. De ello, se espera que las áreas de selva con menor actividad humana, muestren una mayor abundancia de especies de mamíferos de talla mayor en comparación con áreas que presenten una mayor actividad humana.

3. Objetivo.

General: Estimar la riqueza y abundancias relativas de los mamíferos terrestres de talla mayor en áreas contrastantes de la RBMA, con distintos grados de actividad humana.

Particulares:

1. Estimar la riqueza de la comunidad de mamíferos terrestres de talla mediana (>1kg) y talla mayor (>10kg) en cada área de estudio.
2. Calcular las abundancias relativas de los mamíferos de talla mayor en las tres áreas de estudio utilizando modelos de ocupación.
3. Evaluar la relación entre variables indicadoras de actividad humana (Martorell y Peters 2005) y los valores de probabilidad de ocupación de mamíferos en las áreas de estudio.

II. Antecedentes

1. El bosque tropical húmedo.

Los bosques tropicales o selvas son ecosistemas dominados por árboles densos con de una alta abundancia y diversidad de bejucos y epífitas, el sotobosque está principalmente conformado por plántulas, trepadoras y flora herbácea dispersa (Hill y Hill 2001). Este ecosistema es reconocido por presentar los valores más altos de riqueza de especies en el planeta (Wilson 1988), albergando hasta cien especies distintas de árboles por kilómetro cuadrado (Allaby 2006).

Los bosques tropicales húmedos se clasifican de acuerdo con varios criterios de corte fenológico (persistencia del follaje) y con la altura promedio de la vegetación. De tal modo que podemos enumerar cuatro tipos: 1. la selva alta perennifolia , 2. la selva alta subperennifolia, 3. la selva mediana perennifolia y 4. la selva mediana subperennifolia (Challenger y Soberón 2008).

En las selvas altas perennifolias los árboles del estrato superior, con cierta frecuencia, alcanzan los 65 o 75 m y son muy comunes los contrafuertes bien desarrollados y amplios. Las selvas medianas o bajas perennifolias son selvas muy densas que no suelen exceder los 25 (mediana) o 15 m (baja) de alto, con una notable abundancia de líquenes, musgos y helechos (Pennington y Sarukhán 1968).

En la selva alta o mediana subperennifolia es frecuente la presencia de una mayor cantidad de palmas en el estrato inferior y la pérdida de follaje de casi una cuarta parte de sus elementos arbóreos en la temporada seca (Pennington y Sarukhán 2005).

Además de la gran diversidad vegetal y en parte a causa de ella, los bosques tropicales también presentan una enorme variedad de especies animales, incluyendo insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Allaby 2006). Estos bosques se consideran resguardos de una gran biodiversidad, ya que albergan más de la mitad de las especies

existentes en el planeta y generan servicios ecosistémicos, que ayudan a mantener la estabilidad del clima, la pureza del aire, la fertilidad del suelo y la disponibilidad del agua (Carabias et al. 2009).

En la actualidad, los bosques tropicales son los ecosistemas con mayor tasa de deforestación en el mundo y se encuentran altamente amenazados por las actividades agropecuarias, los incendios forestales, la caza y el cambio de uso de suelo (Achard et al. 2002).

2. Los mamíferos del bosque Neotropical.

En un bosque típico del Neotrópico, es común encontrar mamíferos pequeños que no sobrepasan los 100 g, compartiendo el mismo hábitat con especies de talla mayor como el tapir (*Tapirus spp*), que puede rebasar los 300 kg (Ramirez-Mejia y Mendoza 2010) y depredadores como el jaguar (*Panthera onca*) o el puma (*Puma concolor*) (Medellín, 1994).

Los mamíferos desempeñan funciones relevantes en la dinámica de los bosques tropicales, a través de los procesos de herbívora, dispersión y depredación de semillas de diversas especies vegetales (Dirzo y Miranda 1991; Mendoza 2005). En particular, los herbívoros de talla mayor, pueden facilitar el reclutamiento de árboles a través de la escarificación de las semillas, la deposición de abono y la dispersión en grandes distancias (LoGuidance y Ostfeld 2002). Por su parte, a los depredadores, se les ha atribuido un papel de gran importancia en mantener el funcionamiento natural de los ecosistemas al regular el tamaño las poblaciones de herbívoros (Ray 2005).

Algunos atributos de las poblaciones y la comunidad de mamíferos como la distribución, abundancia y riqueza (Dirzo y Miranda 1991), influyen en aspectos que moldean la estructura vegetal de los bosques tropicales a mediano y largo plazo (Dirzo y Miranda 1991; Dirzo y Mendoza 2007). Simultáneamente, la heterogeneidad espacial y temporal están relacionadas con la distribución, riqueza y abundancia de mamíferos en los bosques tropicales (Haugaasen y Peres 2005; De la Torre 2009).

Las regiones con hábitat homogéneos generalmente son difíciles de encontrar en la práctica, pues la heterogeneidad del hábitat existe en todas las escalas espaciales. Existen conexiones importantes entre la variación espacial del hábitat, la estructura de la comunidad y la dinámica de las poblaciones de cada especie (Dorazio et al. 2005). Por ejemplo la disponibilidad de recursos entre distintos tipos de hábitat dentro de un mismo paisaje puede variar, modificando la distribución y abundancia de los mamíferos (Scognamillo et al. 2003; De la Torre 2009). Tal es el caso del Amazonas central, donde la estructura de la comunidad de mamíferos mayores varía entre los bosques inundables y los de “terra firme” (Haugaasen y Peres 2005).

Por su parte, la estacionalidad en los bosques tropicales donde se presenta una temporada de lluvias y otra de secas (Gentry 1990), modifica la distribución temporal tanto de los herbívoros como de sus depredadores e incluso genera nichos temporales que son explotados por diferentes comunidades (Mendes-Pontes y Chivers 2007). Este tipo de conexiones cada vez son más consideradas en la ecología moderna y deben ser tomadas en cuenta para el estudio de las comunidades naturales (Dorazio et al. 2005).

3. Impacto humano en la mastofauna.

Otro factor que puede influir en la abundancia, riqueza y distribución espacial de los mamíferos son las perturbaciones ocasionadas por actividades humanas. Las bajas densidades de las especies presas ocasionadas por factores antropogénicos como la cacería, generalmente alteran la estructura de las poblaciones de ungulados y pueden modificar la dinámica social de los grandes carnívoros (Karanth y Sunquist 1995; Hill et al. 1997; Wright et al. 2000).

Las alarmantes tasas de defaunación tropical se han popularizado a partir de la publicación del clásico “Empty Forest” (Redford 1992) y se ha confirmado que este tipo de defaunación constituye un impacto antropogénico de magnitud considerable en diversas localidades de los trópicos (Dirzo y Miranda 1991; Peres 2000; Dirzo y Mendoza 2007).

El proceso de pérdida de la fauna por causas humanas tiene como consecuencia la desaparición de las especies de mamíferos más sensibles (comúnmente las de mayor talla) y como resultado se afectan diferentes procesos ecológicos (Dirzo y Miranda 1991). Esta situación es especialmente notoria en los bosques tropicales donde los animales interactúan con las plantas en cada etapa del ciclo de vida (Terborgh et al. 2008).

Frecuentemente donde el tamaño de la población humana se incrementa, las poblaciones de fauna silvestre se ven empobrecidas (Redford y Sanderson 2000), este efecto también se ha observado en los bordes o límites de las reservas naturales (Naranjo y Bodmer. 2007). El impacto de las actividades antropogénicas no se limita al marcado empobrecimiento de la diversidad animal, sino que se extiende a los procesos ecológicos vinculados con la regeneración y mantenimiento del bosque mismo (Dirzo y Mendoza 2001; Ceballos y Erlich 2002). Por ello, la abundancia de ciertas especies y la riqueza de la comunidad de mamíferos puede ser un elemento indicador de la calidad del ambiente, de su fragilidad o estabilidad (Boddicker et al. 2002).

III. Metodología

1. Zona de estudio. Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA).

La Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) se ubica en la cuenca del Río Lacantún, que junto con los Ríos Jataté, Perlas y Lacanjá son sus límites naturales. (INESEMARNAP 2000).

La Reserva de Montes Azules puede dividirse en dos grandes regiones: 1) La parte oeste y norte es una región montañosa cárstica que incluye algunas cañadas y valles intermontanos de altitud media (1,000 a 1,500 m), y una meseta con lagos calcáreos que drenan subterráneamente, formando cuencas endorréicas. 2) La otra porción (sur y este) de la RBMA está compuesta por tierras bajas de limitado relieve y parcialmente inundables, cuya altitud varía desde los 80 a los 200 m sobre el nivel del mar, con algunos lomeríos (Medellin 1996).

El relieve del área de estudio es heterogéneo, incluyendo lomeríos bajos, zonas inundables y serranías que corren en dirección noroeste-sureste separadas por cañadas profundas (Orellana 1978). El cuerpo de agua más importante en el área es el Río Lacantun, que se origina en las montañas del Oeste y sur (De la maza y De la Maza 1985).

El clima en esta área es Amw, cálido húmedo con lluvias en verano, no presenta meses sin precipitación, con un porcentaje de lluvia invernal menor al 5% anual. La oscilación entre el mes más frío y el más cálido es de entre 5 y 7° C. La temperatura promedio anual es de 25° C y presenta una precipitación pluvial promedio anual de 3,000 mm (De la maza y De la Maza 1985).

El paisaje de las áreas de muestreo se ha clasificado en cuatro principales unidades o hábitats (Ibarra-Manríquez y Martínez-Ramos 2002): 1) las planicies aluviales (105-120 msnm), son sitios relativamente planos, con suelos fértiles que se encuentran al margen del río Lacantún. 2) las llanuras inundables (105-115 msnm), son sitios meándricos

asociados al río Lacantún, estas áreas permanecen inundadas al menos tres meses cada año. 3) los lomeríos son áreas topográficamente irregulares, con pequeños lomos y valles con una pendiente de moderada a empinada (115-300 msnm). Estos sitios presentan los suelos más pobres en nutrientes y 4) los valles kársticos montañosos son sitios topográficamente irregulares, con una pendiente muy empinada, formados por cadenas montañosas (300-700 msnm), el suelo de estos sitios está compuesto de una delgada capa de materia orgánica con acumulaciones de rocas limosas expuestas.

La estructura de la selva cambia a través de las distintas unidades de paisaje descritas anteriormente. La selva más alta, donde algunos árboles alcanzan hasta de 50 m de alto, se encuentra en las planicies aluviales. La selva de tamaño mediano, con algunos árboles que alcanzan más de 30 m de alto, se encuentra en las planicies inundables, lomeríos y valles kársticos. En los lomeríos las especies de árboles dominantes son *Dialium guianensis* (Leguminosae), *Cupania dentata* (Sapindaceae) y *Brosimum costaricanum* (Moraceae). Los árboles de las especies *Manilkara zapota* (Sapotaceae) y *Wimmeria bartlettii* (Celastraceae) y la palma *Aegephylla argentea* son dominantes sobre los suelos superficiales de las vertientes de los valles kársticos (Siebe et al.1996).

Los valles kársticos y los lomeríos contienen una mayor densidad de árboles y una mayor riqueza de especies, en comparación con las otras unidades de paisaje, mientras que las selvas aluviales presentan una mayor biomasa basal (Ibarra-Manríquez y Martínez-Ramos 2002).

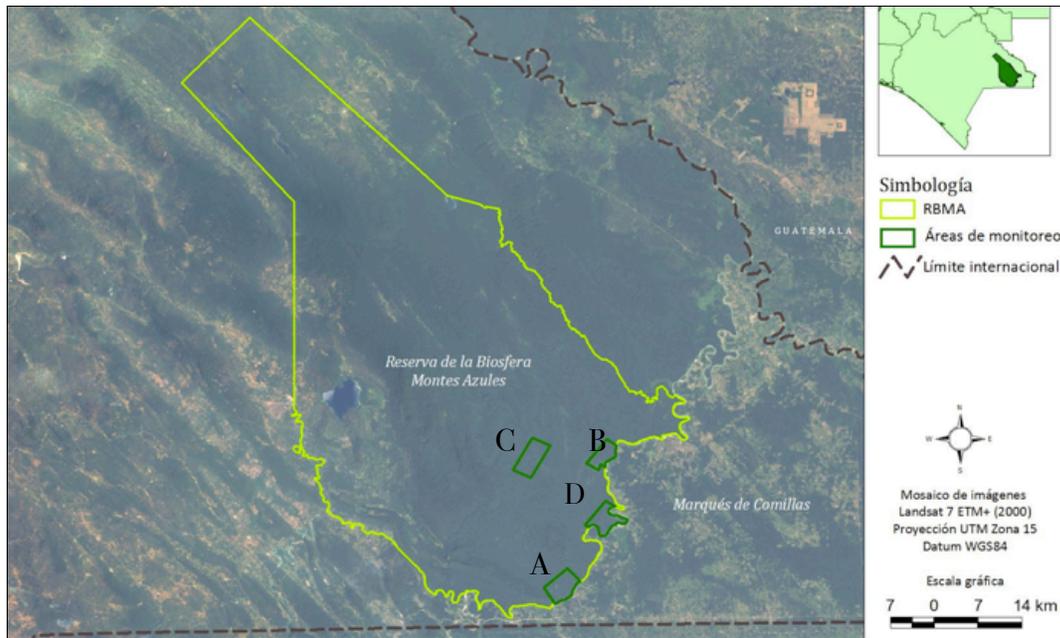


Figura 1. Polígono de la Reserva de la Biosfera Montes Azules delineado en amarillo. Se muestran las tres áreas donde se realizó el estudio (A,B,C), dentro del polígono de la RBMA. Algunos de los resultados obtenidos en el área D se presentan en el Anexo 3.

En algunos sitios dentro de la RBMA, junto con estos tipos de selva, se puede observar una vegetación de tipo sabanoide. Este tipo de vegetación está caracterizada por árboles con un máximo de altura de 15 m. La composición de especies arbóreas de la vegetación sabanoide es similar a las de los lomeríos, el sotobosque de este tipo de vegetación está caracterizada por una abundante capa de *Cyperus sp.* y de bromelias terrestres. Se ha especulado que este tipo de vegetación, encontrado en varios lugares en la región de la Selva Lacandona, así como en el Petén (Guatemala), se ha desarrollado como consecuencia la perturbación ocasionada por las actividades antropogénicas, durante el periodo maya (Siebe et al. 1996; Martínez com. pers.).

2. Método.

El presente estudio se llevó a cabo en la porción sur de la RBMA, donde se seleccionaron tres áreas (Figura. 1) con diferentes grados de presencia humana. Las áreas se eligieron en base a su accesibilidad: las primeras dos (A y B), colindantes con el límite sur de la reserva, el río Lacantún, que separa la RBMA del Municipio Marqués de Comillas, donde el cambio de uso de suelo ha transformado los ecosistemas originales en los últimos cuarenta años. Se eligió un área cercana a la cabecera municipal, que representa el centro poblacional de mayor tamaño y con mayor grado de urbanización del Municipio (B); otra con una alta densidad de senderos y frecuente presencia humana en los alrededores de la estación Chajul (A); y una tercera en el interior de la reserva, el norte de la ribera del Tzendales, alejada de los establecimientos humanos (C).

En cada área se organizaron cámaras-trampa (estaciones) a lo largo de transectos, en abrevaderos y puntos donde se identificaron rastros. Se colocaron 6 cámaras por área de muestreo separadas al menos 1km entre sí, las cuales se revisaron cada 25 días. Se utilizaron cámaras trampa de la marca Reconyx® modelos PC800 y PC900; así como Cudde Back (®), para hacer inferencias de las abundancias relativas y la riqueza de mamíferos en la zona de estudio.

Se consideró como evento de muestreo un día (cada 24 horas) por estación de fototrampeo; y se reconoció como captura independiente, a la fotografía o grupo de fotografías por especie, obtenidas en cada estación de fototrampeo dentro de un evento de muestreo (Yasuda 2004; De la Torre 2009).

En este trabajo, los esfuerzos de muestreo se dividieron en cuatro temporadas: P1= mayo a julio del 2011 (final secas), P2= agosto a octubre del 2011 (lluvias), P3= noviembre a enero del 2012 (transición), P4= febrero a abril 2012 (inicio secas). Cada una de 75 días de duración, en los que se revisaron las cámaras cada 25 días (periodos secundarios), dejando un descanso de cinco días entre cada periodo de muestreo. Las cámaras operaron durante de 450 días/trampa por área, en cada periodo primario, dando un total de 1,800 días/trampa por área de estudio.

Con los datos obtenidos del muestreo previamente descrito, se construyeron modelos de Captura-Recaptura (C-R), para calcular la riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes, fotografiados en las tres áreas de estudio y en los tres diferentes periodos de muestreo. Para la abundancia, se utilizaron modelos de ocupación como un sustituto de la abundancia relativa. Por último, se construyeron modelos lineales mixtos para determinar la relación entre la probabilidad de ocupación y algunos indicadores indirectos de la actividad humana. Los detalles de cada análisis y modelo se explican en los capítulos 3 a 5. La riqueza de especies, los cálculos de abundancia, los modelos mixtos y las pruebas estadísticas se realizaron con el software R (R Development Core Team 2008).

IV. Riqueza de mamíferos terrestres medianos y grandes en el sur de Montes Azules.

1. Introducción. Los modelos de captura-recaptura para estimar la riqueza de especies.

La riqueza de especies (N) es una medida fundamental del estado de la comunidad en términos de diversidad biológica. Dicho atributo, es utilizado en el desarrollo de la teoría ecológica (MacArthur y Wilson 1967) y en problemas relacionados con la conservación de la biodiversidad (Dorazio et al. 2006).

El uso de cámaras trampa en una o más locaciones, con réplicas tanto espaciales como temporales, permite la inferencia de cambios en la riqueza de especies a lo largo del tiempo (Kery 2011). De hecho, los estudios con cámaras trampa, han sido considerados como la mejor metodología de muestreo para estimar la riqueza de especies, al compararlos con los transectos en línea y el conteo de huellas (Silveira et al. 2003), pues pueden registrar especies que difícilmente serían identificadas con otros métodos (Tobler et al. 2008).

Sin importar el método utilizado, generalmente la riqueza de especies en una comunidad no puede ser observada directamente, pues no todas las especies son detectadas en cada momento y sitio donde ocurren (Schmidt 2005). Esto sucede, incluso cuando únicamente se estudian segmentos de la comunidad, como ciertos grupos taxonómicos (Kery et al. 2009).

Interpretar los conteos de especies como si representaran el número real de especies presentes en el área de estudio, es equivalente a aceptar el supuesto de que cada especie en el área es detectada (Kery 2011) y generalmente, esto conlleva a subestimar el tamaño de la comunidad (Schmidt 2005). Además ciertos patrones como, la probabilidad de detección de la especie, el tipo de hábitat, la estacionalidad e incluso los cambios en los

observadores a través del tiempo, pueden enmascarar el valor real de riqueza (Kery et al 2009).

Por ejemplo, si la comunidad A está formada por pocas especies pero abundantes y fácilmente detectables; mientras que la comunidad B esta formada por varias especies raras y esquivas, el resultado de un conteo de especies podría ser similar y por lo tanto no reflejar los atributos de la comunidad (Kerry et al. 2009). De modo tal, que la precisión del estimador depende del método, el diseño del muestreo y el modelo estadístico utilizado para analizar los datos (Dorazio et al. 2006).

Para resolver este problema, se han diseñado al menos cuatro tipos de modelos estadísticos que toman en cuenta las variaciones en la probabilidad de detección; 1) la extrapolación de curvas de acumulación de especies (Soberon y Llorente 1993; Gotelli y Colwell 2001); 2) los modelos paramétricos de la distribución y abundancia aparente de las especies detectadas (Pielou 1977); 3) los modelos no paramétricos basados en la teoría del muestreo (Bunge y Fitzpatrick 1993) y 4) análogos de los modelos de Captura-Recaptura (C-R) para la estimación de abundancia en poblaciones cerradas, donde las especies ocupan el lugar de los individuos (Burnham y Overton 1979; Cam et al. 2002).

Los modelos de C-R poseen la atractiva propiedad de fundamentarse en el reconocimiento explícito de un proceso observacional, que refleja el estado real del sistema (Kery 2011). En un sentido amplio, estos modelos están basados en observaciones del sistema con réplicas temporales. La observación y la no observación de sus unidades individuales, en este caso las especies, provee de información necesaria para inferir propiedades del sistema focal, la comunidad; como su tamaño, composición y dinámicas. Al mismo tiempo, permite describir propiedades del proceso observacional, como la probabilidad de captura (p) (MacKenzie et al. 2002).

Existen tres factores que tienen influencia en p : a). heterogeneidad individual (h); b). una respuesta de comportamiento (b) y c). un efecto del tiempo (t) (Otis et al. 1978). Los modelos asociados se conocen como M_h , M_b y M_t , respectivamente, el primero especifica diferencias entre las especies, el segundo diferencias en la detección

dependiendo de una respuesta conductual al método de trampeo y por último diferencias en las temporadas de captura (Kery 2011). De ello que, una clave para la correcta inferencia de un análisis de captura-recaptura, es determinar el modelo que mejor describa la probabilidad de captura para cada población cerrada (periodo secundario).

La versatilidad de estos modelos no es compartida con ningún otro método para estimar la riqueza de especies. Por ejemplo, estimar el número de especies (N) a partir de la asíntota de una curva de acumulación de especies empírica, resulta atractivo, pues está fundamentada en el axioma de la relación positiva, entre el incremento en el número de especies y el área de muestreo (Lomolino 2000). Sin embargo, este acercamiento puede fallar en comunidades donde habitan especies raras y esquivas (MacKenzie et al. 2002).

Por todo lo anterior, los modelos de C-R pueden ser considerados una mejor representación del sistema que el simple conteo de especies. El uso de estas metodologías, permite probar hipótesis en torno a la riqueza de especies en el tiempo y el espacio (Nichols et al. 1998), especialmente cuando se procesan datos de programas de monitoreo a largo plazo.

2. Objetivo.

Estimar la riqueza de la comunidad de mamíferos terrestres de talla mediana (>1kg) y talla mayor (>10kg) en cada área de estudio.

3. Método.

En el presente estudio cada uno de los cuatro periodos primarios de muestreo se dividió en tres replicas temporales (periodos secundarios) de 150 días-trampa. A partir de esta información, se construyó una matriz de frecuencia que contiene: el número de capturas independientes (cada 24 horas) de cada especie, para cada periodo secundario de muestreo en las tres áreas de estudio.

Se construyeron modelos de C-R, utilizando el paquete “*Rcapture*” (Baillargeon y Rivest 2007) del software R (R Development Core Team 2008); para estimar la riqueza de

especies de mamíferos medianos y grandes, fotografiados en las tres áreas de estudio y en los cuatro periodos de muestreo.

Con el objetivo de identificar los factores asociados a la heterogeneidad en la probabilidad de captura se realizó un análisis descriptivo y se obtuvieron los gráficos

exploratorios de $\log\left(f_i / \frac{t}{i}\right)$ (función “*descriptive*” y “*plot.descriptive*”- Baillargeon y Rivest 2007), donde: f_i =número de unidades capturadas por primera vez en el muestreo i y t =tiempo de muestreo. Se espera que los gráficos f_i presenten una forma lineal cuando no exista heterogeneidad en las probabilidades de captura (modelo M0); cóncava cuando se presente un efecto de la heterogeneidad de captura (modelos Mh) y convexa cuando exista un efecto del tiempo (modelos Mt); para este último el efecto es muy sutil y el gráfico tiende a ser lineal (Baillargeon y Rivest 2007).

Se construyeron modelos robustos (Pollock 1982) que incluían el tipo de heterogeneidad detectada por el análisis exploratorio, para estimar la riqueza global (número total de especies en cada área de muestreo) y de cada periodo, (función “*robust.d.t*”- Baillargeon y Rivest 2007). Se eligió el estimador no paramétrico de Chao1 (Chao 1984), para calcular la riqueza esperada, debido a que ha demostrado ser el estimador menos sesgado para muestras pequeñas (Colwell y Coddington 1994).

Posteriormente, se probó la hipótesis nula de que la varianza en la riqueza entre sitios, periodos y sus interacciones son iguales. Para ello, se generaron modelos lineales a los que se aplicó una prueba de ANOVA y la prueba de TUKEY como *post hoc*.

Por último, con el motivo de comparar los resultados de los modelos C-R con otro método de estimación de riqueza, que tome en cuenta la heterogeneidad en la probabilidad de captura, se extrapolaron curvas de acumulación de especies (CAE; paquete “*vegan*”) para cada área, en base al tiempo de muestreo, dividido en meses. Las curvas de acumulación de especies son un modelo útil cuando se hacen muestreos de áreas relativamente pequeñas, un grupo bien conocido, o ambos (Soberón y Llorente 1993).

Se construyeron matrices que contenían el número de capturas independientes de cada especie y el esfuerzo de muestreo en meses. En este caso se utilizó el método “random” que encuentra la media de la CAE y su desviación estándar a partir de permutaciones aleatorias de los datos (Gotelli y Colwell 2001). Además, se calculó la riqueza extrapolada de especies en cada área de estudio (función “*specpool*”) con las ecuaciones de Chao y Jackknife (Oksanen et al. 2013)

4. Resultados. Comunidad de mamíferos en la zona de estudio.

Se registró un total de 18 especies de mamíferos medianos y grandes en las tres áreas de estudio, de las 23 reportadas para la RBMA. En particular se detectaron 13 especies en el área A, 16 en el área B y 15 en C; que representan el 56%, el 70% y el 65% de las especies esperadas para la zona, respectivamente.

Algunas especies como el tapir (*Tapirus bairdii*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), el venado temazate (*Mazama temama*), el puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*), son muy comunes en todas las áreas de estudio (Anexo fotográfico). Otras, como el tamandua (*Tamandua mexicana*), el guaqueque (*Dasyprocta punctata*) y el zorrillo nariz de cerdo (*Dasyopus novemcinctus*), aparecieron en muy pocos registros; mientras que el armadillo cola desnuda (*Cabassous centralis*), el zorro (*Urocyon cinereoargenteus*), el yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) nunca fueron fotografiadas (Tabla. 1). Sin embargo, éste último fue fotografiado, en al menos en una ocasión, en otros sitios dentro de la RBMA (Anexo 3).

Al realizar un análisis preliminar de los datos para cada área de estudio, se detectó que los gráficos exploratorios de heterogeneidad presentan una forma cóncava (Anexo 5: Figura 1), lo cual indica que existe heterogeneidad en la probabilidad de captura (p) de las especies (Baillargeon y Rivest 2007). Por ello, se modeló la riqueza utilizando los modelos Mh.

Según las estimaciones totales de riqueza para los modelos C-R (Tabla 2, Figura. 2A): El área A presenta un menor número de especies en todos los periodos de muestreo; mientras que en las área B y C la riqueza calculada es mayor. Sin embargo, no se

encontraron diferencias significativas entre los valores de riqueza entre los sitios (ANOVA. $p=0.05$, *post hoc* TUKEY. $p>0.05$ para todas las comparaciones) ni en la riqueza total entre los periodos de muestreo (Figura. 2B; ANOVA. $p>0.05$, *post hoc* TUKEY. $p>0.05$ para todas las comparaciones), por lo que se acepta la hipótesis nula planteada con anterioridad, tanto para las diferencias entre el área como para las diferencias en el tiempo.

Tabla 1. Número de capturas independientes de las especies de mamíferos terrestres medianos (>1kg) y grandes (>10kg) reportados para la región (Clasificadas como L y VI por: Medellín, 1994). El arreglo taxonómico está basado en lo propuesto por Ramírez-Pulido et al. (2005). Se indican aquellos detectados y no detectados (nd) en las tres áreas de estudio (A, B y C). En la última columna se indica el estado de conservación de la especie de acuerdo con la NOM059-Ecol2002: **A** = amenazada, **P** = peligro de extinción, **Pr** = Especie sujeta a protección especial. **N** = ningún tipo de protección.

Taxonomía		Área			
Clasificación	Nombre común	A	B	C	Status NOM
CARNIVORA					
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	zorro	nd	nd	nd	N
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (Lacépède, 1809)	leoncillo/ yaguarundi	nd	nd	nd	A
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	ocelote	17	38	25	P
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	puma/ león	29	13	5	N
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	tigrillo	1	1	nd	P
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	jaguar/ tigre	27	37	10	P
<i>Conepatus mesoleucus</i> (Lichtenstein, 1832)	zorrito espalda blanca	nd	1	1	N
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1784)	zorrito nariz de cerdo	nd	nd	1	PR
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	viejo de monte	7	10	1	P

<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus,1758)	mapache	nd	nd	nd	N
<i>Nasua narica</i> (Linnaeus,1776)	coatí o tejón	5	3	7	N

PERISSODACTYLA

<i>Tapirus bairdii</i> (Gill,1865)	tapir / danta / anteburro	103	207	31	P
------------------------------------	---------------------------	-----	-----	----	---

ARTIODACTYLA

<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	pecari de collar	22	41	19	N
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	senso / pecari de labios blancos	nd	nd	nd	N
<i>Mazama temama</i> (Kerr, 1792)	venado temazate	39	167	22	N
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	venado cola blanca	nd	62	4	N

RODENTIA

<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray,1842)	guaqueque	3	2	nd	N
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus,1776)	tepezcuintle	30	104	57	N

MARSUPIALIA

<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus,1758)	tlacuache común	nd	7	3	N
<i>Didelphis virginiana</i> (Kerr, 1792)	tlacuache lanudo	nd	1	1	N

CINGULATA

<i>Cabassous centralis</i> (Miller,1899)	armadillo cola desnuda	nd	nd	nd	P
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus,1758)	armadillo común	4	15	4	N

PILOSA

<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)	tamandua/ oso hormiguero	1	nd	nd	P
---	--------------------------	---	----	----	---

Tabla 2. Riqueza estimada con diferentes modelos, para las tres áreas de muestreo A, B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA) y sus errores estándar (ES). La primera fila contiene las especies observadas, las siguientes cinco muestran los estimadores de riqueza según los modelos de captura recaptura (C-R) para cada periodo P1= mayo a julio del 2011 (final secas), P2= agosto a octubre del 2011 (lluvias), P3= noviembre a enero del 2012 (transición), P4= febrero a abril 2012 (inicio secas) y la riqueza total (todos los periodos). Las filas 7 y 8 contienen la riqueza extrapolada (esperada) por los estimadores de Chao y Jackknife.

Periodo/Área	A		B		C	
Total obs	13	ES	16	ES	15	ES
P1 C-R	8.0	0.1	11.0	0.2	13.2	0.5
P2 C-R	10.1	0.3	11.0	0.2	13.2	0.5
P3 C-R	10.1	0.4	14.2	0.5	11.2	0.5
P4 C-R	10.5	2.4	12.5	1.1	10.4	0.7
Total C-R	12.2	0.5	15.1	0.3	14.1	0.3
Total Chao1	18.5	7.19	20.5	7.19	17	3.74
Total Jacknife1	16.75	1.58	18.7	1.58	16.8	1.29

El resultado de las curvas de acumulación de especies (CAS) para las tres áreas de muestreo (Figura. 3), es similar al de los modelos de C-R, siendo el área B aquella con el mayor número de especies y muestran que existe un rápido incremento en la acumulación de especies nuevas durante los seis primeros meses de muestreo, después de los cuales, las curvas comienzan a tener una forma asintótica. Los estimadores Chao1 y Jacknife1 (Tabla 2) calculan que faltan por observar entre cuatro y cinco especies en el área A, de tres a cuatro especies en B y alrededor de tres especies en C para alcanzar la asíntota de las CAS.

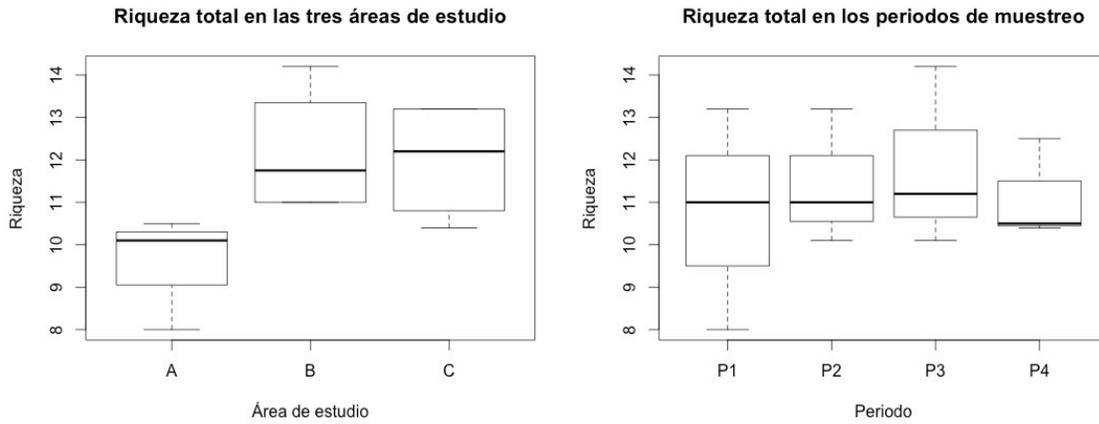


Figura 2: **A)** Riqueza total de especies en las tres áreas de muestreo; A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). No existen diferencias significativas en la riqueza entre las áreas (ANOVA. $p=0.05$, post hoc TUKEY. $p>0.05$ para todas las comparaciones). **B)** Riqueza total de especies en todas las áreas para cada periodo de muestreo; P1= mayo a julio del 2011 (final secas), P2= agosto a octubre del 2011 (lluvias), P3= noviembre a enero del 2012 (transición), P4= febrero a abril 2012 (inicio secas).

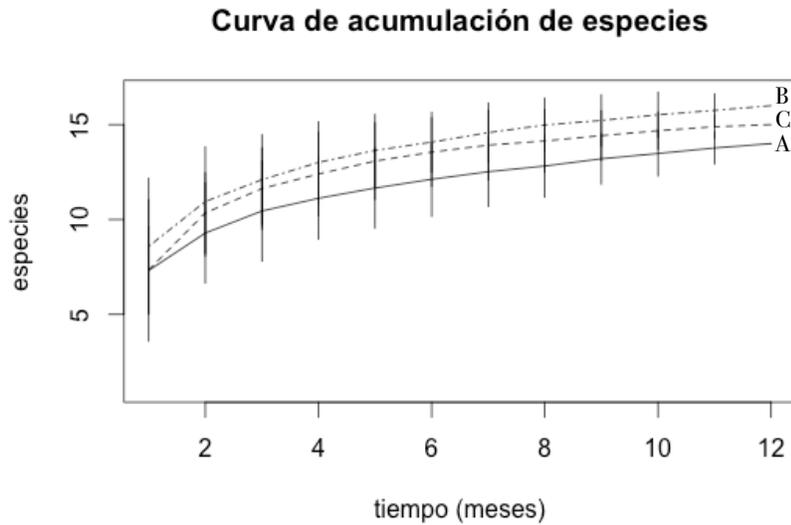


Figura 3. Curvas de acumulación de especies, con su desviación estándar para las tres áreas de estudio (A, B y C). El eje X representa el tiempo de muestreo en meses (mayo 2011-abril 2012) y el eje Y la riqueza estimada de especies por el método “random”.

5. Discusión. La riqueza de mamíferos terrestres en la RBMA.

En este trabajo, se logró identificar el 78% de las especies de mamíferos terrestres, medianos y grandes, registrados para la RBMA. Ocho de los once carnívoros fueron fotografiados. Depredadores como el jaguar, el puma y el ocelote son comunes en las tres áreas de estudio; mientras que aquellos de talla mediana como el coatí y el tigrillo fueron detectados esporádicamente.

El número de capturas independientes de especies de talla mediana como el tepezcuintle o el armadillo (Tabla 1), indican que no existe un sesgo hacia el muestreo de especies de mayor tamaño. Por ello, es posible que dichas diferencias en los carnívoros estén más relacionadas con la tendencia a evitar grandes competidores y posibles depredadores que puede tener un efecto sobre la abundancia de las especies de depredadores pequeños.

De las especies no detectadas, se ha documentado que el yaguaroundi esta presente en densidades muy bajas, que están negativamente relacionadas a la densidad de felinos más grandes (IUCN 2012); de ello la baja probabilidad de captura en las áreas de estudio. Por su parte, tanto el zorro como el mapache (*Procyon lotor*), son especies oportunistas que se han asociado a zonas abiertas y perturbadas en la zona ejidal que circunda la reserva (Falconi 2011), su rango de distribución es amplio (IUCN 2012) y es de esperarse que no sean comunes en zonas de bosque primario bien conservado. Por lo tanto, su ausencia puede ser un indicador de un alto grado de conservación al interior de la RBMA.

Se fotografiaron cuatro de las cinco especies de ungulados registradas para la zona. Las especies con mayor número de registros en las tres áreas de estudio fueron el tapir, el venado temazate y el pecarí de collar (Tabla 1). La ausencia del pecarí de labios blancos en un periodo de muestreo tan largo, puede resultar alarmante, en especial tomando en cuenta que la RBMA se considera uno de los últimos remanentes que conservan poblaciones viables de esta especie en el país (Medellín 1994; Ceballos y Oliva 2005; Naranjo y Bodmer 2007). Sin embargo, la falta de registros no es un indicador de su ausencia en la reserva, pues ha sido reportada en diversas ocasiones (Bolaños y Naranjo

2001; Falconi 2011) e incluso ha sido fotografiada por nuestras cámaras en sitios de estudio con características de vegetación inundable (ver Anexo 3).

La falta de fotografías de *Odocoileus virginianus* en el área de muestreo A, coincide con el bajo número de registros obtenido por Falconi (2011) en zonas adyacentes. En general la especie es raramente avistada en esta porción de la RBMA (obs. pers). Esto puede ser explicado porque; el tipo de vegetación que predomina en el sitio es la selva alta perennifolia (Siebe et al. 1996; Martinez com. pers.) y la especie, suele encontrarse en mayor abundancia en bosques de vegetación secundaria e incluso en sitios perturbados (Gallina y Lopez Arevalo 2008). Sin embargo, también podría ser un indicador de su extinción local debido a una alta presión de cacería.

Se detectó a los dos roedores de talla mediana reportados para la región. El número y la frecuencia de registros es mayor para el tepezcuintle (*Cuniculus paca*), que para el guaqueque (*Dasyprocta punctata*) el cual, fue fotografiado en pocas en las áreas A y B y sin registros para el área C. La conducta territorial de ambas especies (Lessa et al 2008) y la alta abundancia de tepezcuintle reportada para la RBMA (Falconi 2011), podrían ser un indicador de competencia interespecífica que tiene un efecto sobre la abundancia de *D. punctata*.

De las especies pertenecientes a la familia Dasypodidae, el armadillo común (*Dasypus novemcinctus*) fue registrado con regularidad en las tres áreas de estudio y no se detectó al armadillo de cola desnuda (*Cabassous centralis*). Esta especie es considerada rara, la información sobre sus poblaciones es escasa (IUCN 2012) y los pocos registros recientes en la región están asociados a zonas fuera de la RBMA (Gonzales-Zamora et al. 2011). Por ello, es recomendable realizar muestreos dirigidos, para tener un mejor entendimiento de la ecología de la especie.

Se sabe que la riqueza de especies de un sitio se ve afectada por diversas variables ambientales como el tipo de vegetación y la estacionalidad (Medellin 1994; Haugaasen y Peres 2005), esta es la razón por la cual, los modelos que mejor se ajustan a los datos son el Mh y el Mth, que toman en cuenta la variación espacial y temporal. Del mismo modo,

el modelo robusto presenta un buen ajuste, comparado con modelos que son exclusivamente para poblaciones cerradas o abiertas.

Al comparar las variaciones temporales de la riqueza en cada área se observa una mayor riqueza en el área C durante el final de la sequía y el inicio de las lluvias; mientras que, durante la temporada de transición y la sequía, la riqueza es mayor en el área B. Por su parte, los valores de riqueza durante todos los periodos de muestreo son menores para el área A.

En general, pareciera que los modelos CR subestiman el número total de especies en cada área. Sin embargo, estos valores son el resultado de registros únicos de especies como el tigrillo y el tamandua. Como los modelos estiman la riqueza total para una población abierta, consideran que aquellos organismos que aparecieron en pocas ocasiones son transeúntes y no forman parte de la comunidad. Dado que estas especies están descritas como parcialmente arborícolas (Medellin 1994; Ceballos y Oliva 2005), el uso preferencial de dosel puede generar un sesgo en el muestreo.

6. Conclusiones.

Dada la conducta esquiva de las especies de mamíferos en los bosques tropicales húmedos, las cámaras trampa resultan una excelente opción para la identificación y estudio de la comunidad de mamíferos medianos y grandes. Las fotografías de las cámaras trampa constituyen registros confiables de la presencia de las especies (Anexo Fotográfico).

De acuerdo con los resultados aquí presentados, con las cámaras trampa se observó una gran parte de los mamíferos terrestres de talla mediana y mayor descritos para la zona. La ausencia de registros fotográficos de algunas especies como el zorro y el yaguarundi puede ser un indicador de que la composición de la comunidad es la típica de una selva bien conservada. Sin embargo, es necesario considerar con mayor detalle los hábitos de las especies y la estructura tridimensional (estratificación vertical) de las selvas para tener una mejor imagen de la comunidad de mamíferos en este ecosistema y no obscurecer las conclusiones sobre su composición.

Las diferencias en los valores estimados de riqueza entre las áreas de estudio, puede ser corroborada con las curvas de acumulación de especies que nos indican que la riqueza es menor en el área A, comparado con las áreas B y C.

Se sabe que en el área de estudio A predomina la selva alta perennifolia, mientras que en las áreas B y C son más diversas en tipos de hábitat presentando mosaicos de selva mediana subcaducifolia y selva alta (Martinez com. pers.). Esto podría explicar dichas diferencias en la riqueza entre las áreas de estudio, pero resulta necesario realizar replicas y pruebas de similitud para poder describir mejor a la comunidad.

El uso de los modelos de ocupación para estimar la riqueza podría ser una herramienta más útil y flexible para analizar el efecto de covariables como el tipo de hábitat. Los modelos estacionales pueden ser utilizados para detectar diferencias en el tiempo (MacKenzie et al. 2006). A pesar de el gran potencial de estos modelos, pocos han sido los estudios donde se aplican a datos de cámaras trampa para estimar la riqueza de especies (Linkie et al. 2007), sin embargo, no debe descartarse la posibilidad de realizar un análisis de riqueza con la información de este estudio donde se apliquen este tipo de modelos.

V. Abundancia relativa de los mamíferos de talla mayor en el sur de Montes Azules.

1. Introducción.

1.1 Los modelos de ocupación para estimar la abundancia.

Una de las principales metas en los estudios de ecología, es comprender el efecto que tienen diferentes variables ambientales sobre los cambios en patrones espaciales y temporales de abundancia de las especies (Fiske y Chandler 2011). La abundancia (N), es uno de los atributos más importantes para describir el estado de las poblaciones. Sin embargo, su estimación resulta sumamente compleja debido a que, la detección de todos los individuos de una especie en un área determinada es imperfecta (Kery y Royle 2009, O'Brien 2011); es decir, que la probabilidad de detección (p) de cada individuo en una población generalmente es menor a 1 (Williams et al. 2002; Karanth et al. 2004).

Cuando solamente se consideran conteos para estimar índices de abundancia, sin tomar en cuenta la probabilidad de detección, la abundancia real de la población tiende a ser subestimada (MacKenzie y Nichols 2004). Además, los patrones espaciales y temporales observados en este tipo de índices, pueden ser resultado tanto de los patrones de abundancia como de los patrones de detección. Como consecuencia, las inferencias resultantes pueden ser incorrectas (Royle et al. 2009). Para obtener cálculos más precisos de la abundancia, que tienen como finalidad analizar tendencias temporales en las poblaciones o diferencias a nivel espacial, es necesario estimar por separado la abundancia y la probabilidad de detección (MacKenzie y Kendall 2002; Royle et al. 2009; O'Brien 2011).

Algunos de los métodos para estimar abundancia, que incorporan la probabilidad de detección, son aquellos basados en los “muestreos de distancia” (Buckland et al. 2001) y los modelos de “captura-recaptura” (Williams et al. 2002). Dichos modelos pueden ser

utilizados en especies fácilmente detectables y proporcionar estimaciones confiables de la abundancia (Nichols et al. 2000; Nag 2008). Sin embargo, cuando se estudian especies crípticas y difíciles de observar, los muestreos de distancia no pueden ser utilizados y aquellos de captura-recaptura involucran metodologías invasivas y muy costosas (Nag 2008).

Los muestreos con cámaras trampa, representan una técnica no invasiva que permite estimar las abundancias con modelos de captura-recaptura. No obstante, dicha aplicación está restringida a aquellas especies con marcas naturales, cuyos individuos pueden ser fácilmente identificados (Karanth et al. 2004). Para aquellas especies donde no es posible identificar individuos, los estudios fotográficos solamente generan datos de presencia-ausencia (o mejor dicho, de detección-no detección- Nag 2008).

En los últimos años, se han logrado avances significativos en el análisis de los datos de detección-no detección provenientes de diferentes metodologías. El uso de este tipo de información ha evolucionado a modelos rigurosos y confiables conocidos como los “modelos de ocupación” (MacKenzie et al. 2006).

Los modelos de ocupación utilizan datos de detección-no detección obtenidos de diferentes sitios de muestreo, potencialmente ocupados por las especies de estudio (Williams et al. 2002). Con esta metodología, es posible estimar la proporción de área ocupada (ψ) por las especies de interés, dicha estimación toma en cuenta el problema de la detección imperfecta cuando se realizan muestreos repetidos en cada sitio de estudio (MacKenzie et al. 2004). De este modo, los modelos de ocupación, también consideran una debilidad fundamental en los métodos analíticos tradicionales, que son incapaces de distinguir entre la ausencia verdadera de la no detección de una especie (Nag 2008).

La utilidad de estos modelos reside en que, conceptualmente, proporcionan una forma mecánica de describir los conteos de organismos como resultado de dos procesos estocásticos vinculados: uno ecológico y uno dependiente del proceso observacional (Kery y Royle 2009).

Los datos obtenidos de un diseño con fototampas, colocadas en pequeñas unidades de muestreo (estaciones), se pueden utilizar como puntos de muestreo para estimar la abundancia local. En este procedimiento, es de esperarse que el tamaño de la población en cada cámara sea pequeño e incluso cero.

Los conteos repetidos en cada sitio, (i) pueden ser analizados como variables binomiales con los parámetros de abundancia local (N_i) y probabilidad de detección (p_i) (O'Brien 2011). En estas circunstancias, los estimadores de N_i pueden ser escuetos, pero la estimación total (N^*) para toda el área de estudio es robusta (Royle y Nichols 2003). Dicho promedio de las abundancias locales, puede ser considerado un estimador de la abundancia con corrección de la detectabilidad y ser utilizado para identificar cambios en el tiempo y el espacio (O'Brien 2011).

Tanto el muestreo con cámaras trampa, como los modelos de ocupación, que incorporan la probabilidad de detección (p), han abierto nuevas puertas en el entendimiento de especies donde resulta difícil identificar a los individuos, estos permiten estimar abundancias poblacionales (Royle y Nichols 2003) o al menos, índices confiables de abundancia relativa (Nag 2008). Por ello, representan una herramienta robusta para el monitoreo de diferentes especies, que antes no hubiesen podido ser estudiadas con el mismo rigor (Nag 2008; O'Brien 2011).

El razonamiento detrás del uso de las estimaciones de ocupación, como sustituto de la abundancia, reside en que ambas variables están correlacionadas positivamente; es decir que los valores de ocupación deben aumentar conforme la abundancia incrementa y viceversa (MacKenzie y Nichols 2004).

1.2 Modelos de ocupación en múltiples temporadas y áreas de estudio.

La mayoría de los estudios de ecología de poblaciones, se enfocan en hacer comparaciones de la abundancia de las especies en múltiples sitios en el tiempo (Williams et al. 2002). En esencia, esto representa un estudio metapoblacional (Royle 2004); sin embargo, los análisis de abundancia y detección sitio por sitio, pueden resultar altamente ineficientes y en ocasiones imposibles debido a que, frecuentemente, el tamaño

de la muestra a nivel local es muy pequeño e incluso igual a cero (Kery y Royle 2009). En su lugar, es necesario realizar un análisis integrado, que nos permita el uso eficiente de los datos disponibles para modelar directamente los patrones de abundancia.

Los modelos dinámicos de ocupación, desarrollados por MacKenzie et al. (2003) y descritos como un tipo de modelo jerárquico por Royle y Kery (2007), toman en cuenta el sesgo producido por los cambios en probabilidad de detección y permiten la generalización de un modelo metapoblacional que, incluye un sub-modelo para el proceso observacional (Kery y Chandler 2012). Estos modelos, son aplicados a muestreos realizados en distintos tiempos y toman en cuenta las diferentes dinámicas de ocupación entre las temporadas (Kery y Chandler 2012).

Para estimar los parámetros de un modelo dinámico de ocupación, es necesario realizar muestreos repetidos en periodos (temporadas) en los que se asume que la población esta cerrada (MacKenzie et al 2003). Las variables modeladas (y_{ijt}), son indicadores de la detección en el sitio i ($i=1,2,\dots,M$), durante los muestreos j ($j=1,2,\dots,J$), en las temporadas t ($t=1,2,\dots,T$). De modo tal que, si $y_{ijt} = 1$, al menos un individuo fue detectado y si $y_{ijt} = 0$ ningún individuo fue detectado (Kery y Chandler 2012).

Los supuestos del modelo son: 1. Las replicas de los muestreos durante una misma temporada deben ser independientes (de lo contrario, la dependencia debe ser incluida en el modelo), 2. La ocupación no cambia en los muestreos de un sitio (i) durante cada temporada (t) y 3. No existen falsos positivos; es decir, una especie no puedes ser detectada donde no está presente (Kery et al. 2009).

El modelo completo consiste en una serie de submodelos; uno que describe el proceso ecológico y otro que describe el proceso observacional. El proceso ecológico explica las dinámicas de ocupación de la especie estudiada. La función *colext* incluida en el paquete *unmarked* (Fiske y Chandler 2012) desarrollado para el software R (R Development Core Team 2008) puede ser utilizado con estos fines (Kery y Chandler 2012).

2. Objetivo.

Calcular las abundancias relativas de los mamíferos de talla mayor en las tres áreas de estudio utilizando modelos de ocupación.

3. Método.

En el presente estudio, se utilizaron los modelos dinámicos de ocupación combinados con las técnicas de captura fotográfica provenientes de cámaras trampa, para estimar la ocupación como sustituto del índice de abundancia de las siete especies de mamíferos terrestres de talla mayor que habitan en la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Se eligieron estas especies por ser aquellas que primero desaparecen en un ecosistema perturbado (Dirzo y Miranda 1991) y pueden ser consideradas indicadores del estado de conservación del ecosistema.

El muestreo en este trabajo, fue diseñando específicamente para la maximizar la probabilidad de captura de las especies de estudio. Los análisis se llevaron a cabo utilizando el paquete *unmarked* del software R (R Development Core Team 2008).

Para el análisis, se relajó el supuesto de que las capturas son independientes entre sitios, pues, a pesar de que las cámaras están separadas la suficiente distancia para representar el territorio de algunas especies, el supuesto no se cumple para los grandes depredadores (Anexo 1). En cambio, se asume que la abundancia en cada sitio permanece constante, de tal modo que el parámetro de abundancia es interpretado como el promedio de las abundancias en el área, lo cual requirió de un esfuerzo de muestreo igual en cada sitio, por lo que, se eliminaron los datos de todo el muestreo cuando alguna cámara falló.

Se construyeron los modelos de ocupación, utilizando una matriz de detección-no detección de cada mes de muestreo (mayo 2011 a abril 2012) y en cada estación de fototrampeo, para las especies de mamíferos terrestres de talla mayor detectadas en el estudio. En todos los modelos se incluyó al tiempo (mes de muestreo) como una variable aleatoria, que modela tanto la proporción de áreas ocupadas (ψ), como la probabilidad de captura (p).

Se construyó un modelo nulo (M0) para cada especie en el que no se toma en cuenta ninguna covariable que afecte el proceso observacional (detección) y el proceso ecológico (ocupación). También se construyeron modelos que toman en cuenta el área donde se localizaban las estaciones de muestreo (M1), el tipo de vegetación (M2) (Anexo 5. Tabla 1.).

4. Resultados. Los mamíferos de talla mayor en la RBMA.

4.1 Generales.

Se obtuvo un alto número de registros independientes de cada especie durante el estudio (Tabla. 3). En general, las especies con el mayor número de capturas son el tapir (*T. bairdii*) y el venado temazate (*M. temama*). Dichos conteos representan el total de las apariciones en los seis sitios de muestreo por cada área y no toman en cuenta las diferencias en la probabilidad de detección entre cada sitio.

El sitio B presenta un alto número de capturas de venado temazate (*M. temama*) y pecarí de collar (*P. tajacu*). La mayoría de las capturas están acotadas a una temporada y estación de muestreo particulares. A pesar de que hay un alto número de fotografías, la especie fue capturada solamente en algunas estaciones de muestreo y en repetidas ocasiones en la misma temporada. Por ello se decidió utilizar los modelos de ocupación para describir con mayor exactitud la proporción de sitios utilizados y obtener un mejor estimado de las abundancias relativas en cada área de estudio.

4.2 Modelos de ocupación.

Para todas las especies, el modelo M1 presentó un menor valor de AIC al compararlo con M0 y M2. Este resultado, es un indicador de que, el área donde se localizaban las cámaras tiene una influencia en la probabilidad de detección y la de ocupación; de modo que, es posible inferir que las abundancias en cada área de estudio son distintas. Los resultados de los modelos con mejor ajuste se enlistan a continuación.

Tabla 3. Capturas independientes de cada especie en las tres áreas de estudio: A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Se muestra la suma total de fotografías de cada especie capturadas en de las seis estaciones de muestreo (cámaras trampa) en cada una de las áreas de estudio durante los doce meses de muestreo.

Área/ Especie	<i>T. bairdii</i>	<i>T. tajacu</i>	<i>M. temama</i>	<i>O. Virginianus</i>	<i>P. Onca</i>	<i>P. Concolor</i>
A	103	22	39	0	27	29
B	207	41	167	62	37	13
C	31	19	22	4	10	5
Total	341	82	228	66	74	47

A. Tapir (*Tapirus bairdii*)

Los cálculos de la probabilidad de ocupación indican una mayor proporción de área ocupada en el área de muestreo B ($\psi = 0.83$, SE= 0.15) comparado con las áreas A ($\psi = 0.48$, SE= 0.26) y C ($\psi = 0.50$, SE= 0.20), las cuales presentan valores de ocupación similares (Figura 4.). Dichos resultados son consistentes con las observaciones empíricas y la identificación, mediante los patrones de manchado, de al menos 8 individuos diferentes en el área con mayor ocupación, lo cual sugiere que la especie es más abundante en esta zona de la RBMA.

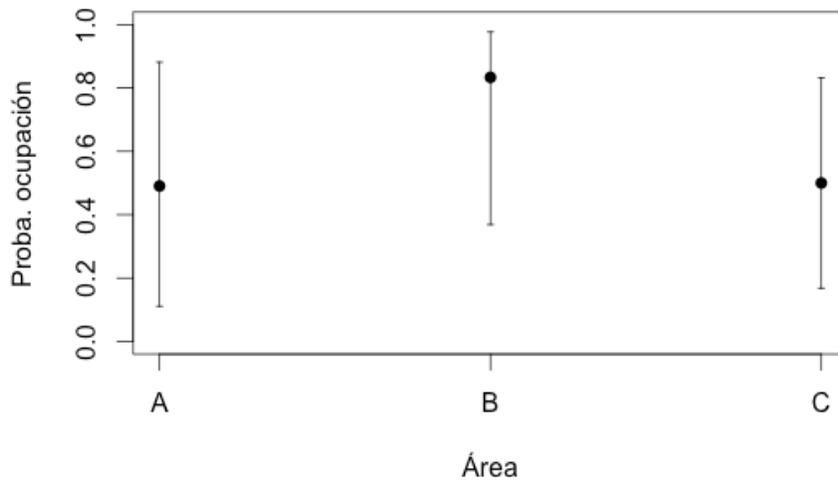


Figura 4. Proporción de área ocupada por *T. bairdii* en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Estimado a partir del un modelo que considera cada área como un parámetro para describir las diferencias en la probabilidad de ocupación. Se muestran los valores predichos (puntos) y sus intervalos de confianza (95%).

B. Temazate (*Mazama temama*)

Contrario al tapir, la abundancia de temazate es menor en el área B ($\psi = 0.16$, SE= 0.15) al compararla con las estimaciones para el área A ($\psi = 0.80$, SE= 0.32) y C ($\psi = 0.96$, SE= 0.19). Los intervalos de confianza y el error estándar de la estimación son muy grandes (Figura 5.).

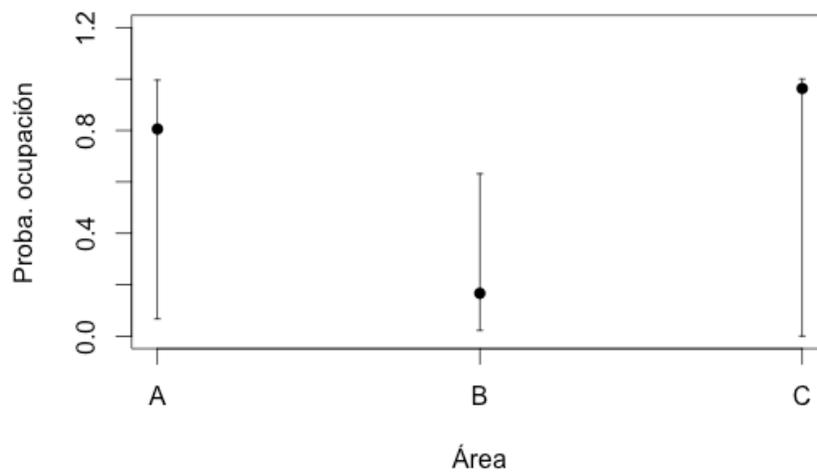


Figura 5. Proporción de área ocupada por *M. temama* en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Estimado a partir del un modelo que considera cada área como un parámetro para describir las diferencias en la probabilidad de ocupación. Se muestran los valores predichos (puntos) y sus intervalos de confianza (95%).

C. Pecarí de collar (*Pecari tajacu*)

Se fotografiaron grupos de entre 2 y 12 individuos de pecarí de collar en las tres áreas. En este caso, la proporción de área ocupada, es estimada por grupos en lugar de individuos. En general la proporción de área ocupada es similar entre las áreas de estudio (Figura 6.), aunque nuevamente el menor valor se encuentra en el área B ($\psi = 0.50$, SE= 0.20) al compararla con las estimaciones para el área “A” ($\psi = 0.60$, SE= 0.34) y C ($\psi = 0.66$, SE= 0.19).

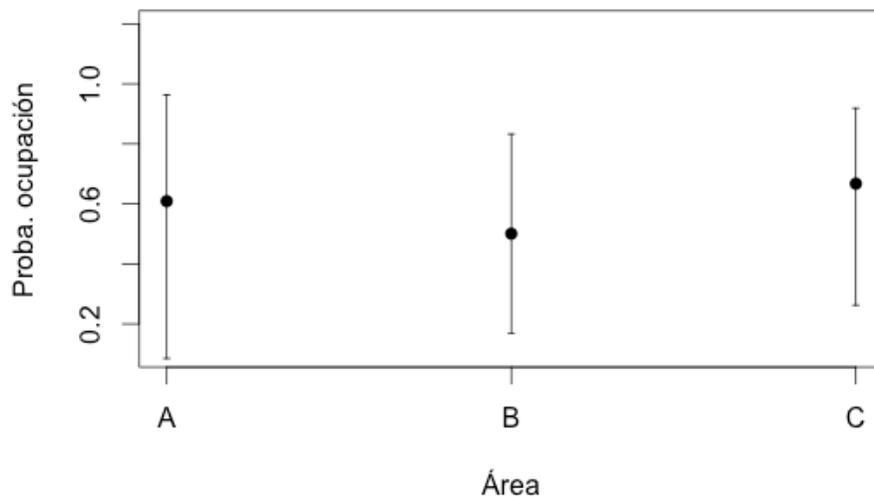


Figura 6. Proporción de área ocupada por *P. tajacu* en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Estimado a partir del un modelo que considera cada área como un parámetro para describir las diferencias en la probabilidad de ocupación. Se muestran los valores predichos (puntos) y sus intervalos de confianza (95%).

D. Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*)

En cuanto al venado cola blanca, hay pocos registros de la especie tanto en el área B como en C y no se obtuvo ningún registro para el área A. La especie parece ser más abundante en el área C ($\psi = 0.09$, SE= 0.03) y a pesar de haber sido fotografiado en repetidas ocasiones en el área B ($\psi = 0.07$, SE= 0.03), los registros están limitados exclusivamente a dos de estaciones de muestreo; mientras que en el área C la especie fue registrada en tres de las seis cámaras. Por su parte, la ocupación de cero en el área A ($\psi = 0$, SE= 2.6), refleja la falta de registros para la especie en la zona. En general, la abundancia de la especie en la región estudiada es muy baja, el número de registros es muy pequeño y los resultados de estas estimaciones son poco confiables.

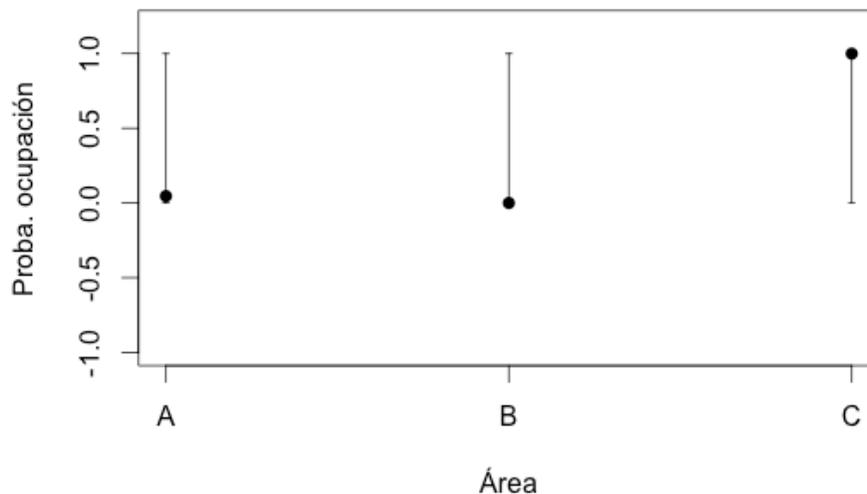


Figura 7. Proporción de área ocupada por *O. virginianus* en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Estimado a partir del un modelo que considera cada área como un parámetro para describir las diferencias en la probabilidad de ocupación. Se muestran los valores predichos (puntos) y sus intervalos de confianza (95%).

E. Jaguar (*Panthera onca*)

A la fecha se han identificado (a través de los patrones de manchado; Anexo Fotográfico) un total de 5 individuos en el área A, 8 individuos en el área B y 6 individuos en el área C, sumando un total de 21 individuos en las tres áreas de estudio.

A pesar de que resulta posible calcular la abundancia de jaguar con modelos de captura recaptura (C-R), pues la especie presenta marcas que nos permiten identificar a cada individuo, se estimaron los valores de ocupación con la finalidad de que fuesen comparables con las demás especies de estudio (Figura 8). Los resultados indican que la proporción de sitios ocupados es mayor en el área B ($\psi = 0.67$, $SE = 0.65$), seguido por el área C ($\psi = 0.50$, $SE = 0.20$) y la menor proporción en el área A ($\psi = 0.19$, $SE = 0.17$).

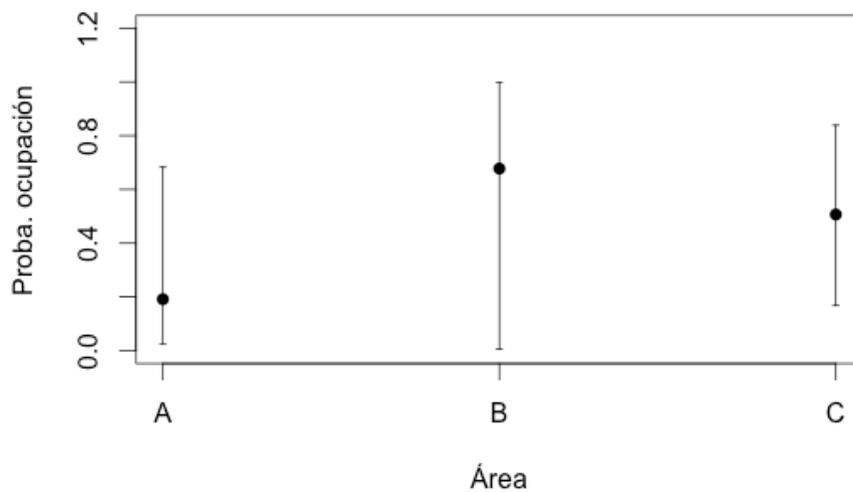


Figura 8. Proporción de área ocupada por *P. onca* en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Estimado a partir del un modelo que considera cada área como un parámetro para describir las diferencias en la probabilidad de ocupación. Se muestran los valores predichos (puntos) y sus intervalos de confianza (95%).

F. Puma (*Puma concolor*)

El índice de ocupación del puma es alto en una de las áreas (A $\psi = 0.99$, SE= 0.005) y sumamente bajo en las áreas B ($\psi = 0.0001$, SE= 0.01) y C ($\psi = 0.001$, SE= 0.04). En general, la especie fue poco fotografiada y contrario al jaguar, resulta sumamente difícil la identificación de individuos.

Similar a lo que ocurre con el venado cola blanca, el número de registros es muy pequeño y los resultados de estas estimaciones son poco confiables. Sin embargo, en este caso los cálculos de probabilidad de ocupación coinciden con las observaciones empíricas, ya que se registró un mayor número de fotografías de la especie y estuvo presente en todos los sitios de muestreo dentro del área A.

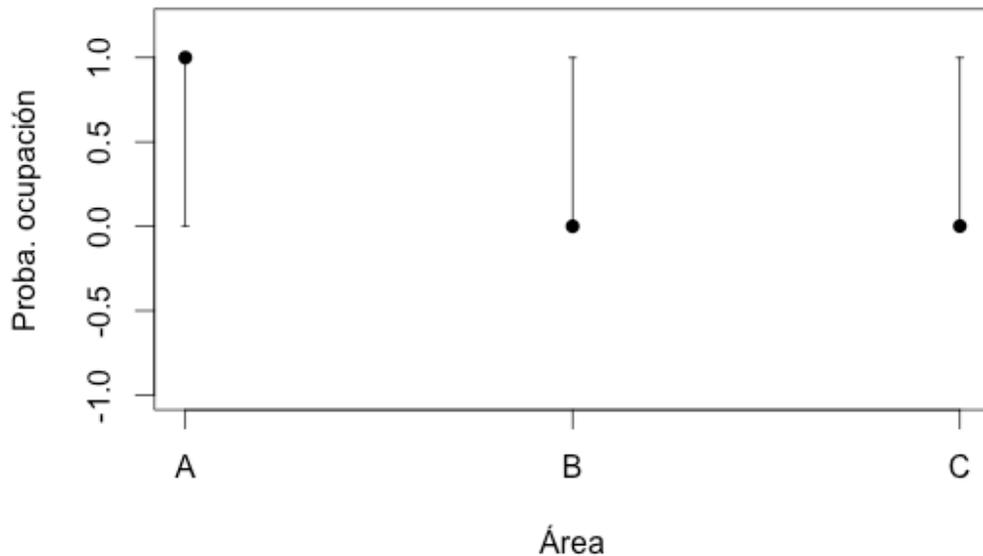


Figura 9. Proporción de área ocupada por *P. concolor* en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Estimado a partir del un modelo que considera cada área como un parámetro para describir las diferencias en la probabilidad de ocupación. Se muestran los valores predichos (puntos) y sus intervalos de confianza (95%)

5. Discusión.

En general, las estimaciones de la probabilidad de ocupación resultantes de el muestreo presentan valores altos de errores estándar, por ello la confianza del estimador es muy baja y no es posible calcular abundancias absolutas (Nag 2008). Sin embargo, se pueden utilizar dichas estimaciones como un índice de abundancia, que es comparable en escalas temporales y espaciales, proporcionando información importante sobre las dinámicas poblacionales.

La baja probabilidad de ocupación de *M. temema* y *T. tajacu* en el área B, puede estar relacionada con la alta probabilidad de ocupación de *P. onca* en el mismo sitio, el cual depreda ambas especies (IUCN 2012) y posiblemente esté regulando sus poblaciones. Lo contrario se observa en las áreas A y C, donde el jaguar es menos abundante y ambas especies de ungulados presentan una mayor proporción de áreas ocupadas. Por otro lado, estas estimaciones, también podrían ser un indicador de que la presión de cacería en el área B es mayor, pues estas se encuentran dentro de las especies más buscadas dentro de la RBMA por su carne (Naranjo 2008).

En cuanto al venado cola blanca, los resultados aquí presentados coinciden con las bajas densidades y abundancias reportadas históricamente para la región sur de la RBMA (Bolaños y Naranjo 2001; Falconi 2011). En todos los casos, la especie ha mantenido un bajo e incluso nulo número de registros, ya sean provenientes de fotografías o muestreos indirectos. Estos datos, son un indicador contundente de su baja abundancia en esta porción de la reserva, que puede ser explicada por la preferencia de la especie a habitar sitios perturbados con vegetación secundaria (Ceballos y Oliva 2005; IUCN 2012) los cuales son poco comunes dentro de la RBMA.

Por su parte, contrario a lo reportado en otros trabajos tanto en la región de estudio como en la Selva Zoque en México (Lira-Torres y Briones Salas 2011; Falconi 2011; Bolaños y Naranjo 2001), donde se obtuvo un alto número de registros de *T. pecari*; en este trabajo, el número de fotografías de la especie en las áreas de estudio es cero. Sin embargo, se considera que esta especie tiene un uso particular del hábitat, utilizando principalmente

sitios con vegetación tipo palmar e inundables, lo cual explica la ausencia de registros en este trabajo y podría tener una influencia importante sobre las estimaciones abundancia, ya que esta se puede subestimar al muestrear sitios con otro tipo de vegetación o sobreestimar si se muestrean sitios donde predomina este tipo de vegetación (Anexo 3).

Finalmente, en cuanto a los depredadores, resulta interesante la observación de que el área A, con la menor proporción de sitios ocupados por *P. onca*, es a su vez el área con mayor proporción de sitios ocupados por *P. concolor* y se observa lo contrario en las áreas B y C. A pesar de que se ha observado que ambos depredadores coexisten (Scognamillo et al. 2003), estos resultados podrían indicar que las especies se evitan y está documentado que incluso pueden modificar su dieta para prevenir la competencia (Aranda y Sánchez-Cordero 1996).

6. Conclusiones.

Diferentes autores, han expresado su desacuerdo con el uso de índices para monitorear las poblaciones, debido a que es sumamente difícil cumplir con los supuestos de independencia y homogeneidad en la probabilidad de captura (Williams et al. 2002). De ello que las inferencias de los datos provenientes de cámaras trampa, requiere modelos analíticos innovadores.

Los modelos de ocupación, utilizados para entender los datos de detección-no detección a partir de técnicas de fototrampeo, son una alternativa para el monitoreo de diversas especies esquivas (Nag 2008). El presente estudio utiliza estos modelos para analizar los datos obtenidos de muestreos con fototrapas y calcular la probabilidad de ocupación, a la vez que incorpora la detectabilidad de los individuos como un proceso que influye directamente en las observaciones y por ende en los resultados.

En general, se puede considerar que las poblaciones de las especies de estudio se encuentran en buen estado, a pesar de que las tasas de ocupación estimadas en este trabajo son menores a las esperadas, en particular para las especies de ungulados. Esto está relacionado con los altos valores del error estándar, los cuales son de esperarse

cuando la probabilidad de detección de los individuos es muy pequeña, como sucede en este estudio.

Las estimaciones obtenidas en este trabajo representan el primer esfuerzo para calcular un índice confiable de abundancia de especies de mamíferos de talla mayor en la RBMA. Además, el esfuerzo de muestreo realizado no tiene precedentes y es el primer estudio que busca estimar abundancias poblacionales en áreas al interior de la reserva.

VI. El impacto humano sobre las poblaciones de mamíferos en el sur de Montes Azules.

1. Introducción.

El disturbio es un componente clave de todos los ecosistemas y tiene un efecto en una amplia variedad de escalas temporales y espaciales sobre todos los niveles de organización biológica (Fraterrigo y Rusak 2008). Los orígenes del disturbio pueden ser tanto naturales, como antrópicos y del mismo modo las respuestas a diferentes tipos de disturbio son muy diversas (White y Jentsch 2001).

Las actividades humanas como la cacería e incluso el simple tráfico de personas en un área, son consideradas un disturbio que puede tener efectos en la ecología y conducta de los animales y por ende en la dinámica del ecosistema (Griffiths y Van Schaik 1993; Redford 1992). Los cambios conductuales de algunas especies en respuesta al disturbio humano, pueden tener como consecuencia el aumento o disminución de las poblaciones de especies de depredadores, presas o competidoras; de ello, que el impacto de la presencia humana puede ser de largo alcance (Griffiths y Van Schaik; 1993).

La mayoría de los estudios de los efectos del disturbio humano están enfocados a aquellos fácilmente identificables, conocidos como “disturbio agudo” (grandes áreas deforestadas, fragmentación y cambio de uso de suelo- Martorell y Peters 2005). De modo contrastante, las formas de “disturbio crónico”, son aquellas sutiles, en las que los pobladores constantemente remueven una porción de la biomasa forestal, como leña, productos no maderables y fauna (Myers 1995).

El problema con el disturbio crónico es que frecuentemente, las poblaciones no tienen la oportunidad de regenerarse, provocando efectos adversos en la dinámica natural de los ecosistemas. Este tipo de disturbio se conoce como la forma más común de destrucción en los países en desarrollo, pues sus efectos son acumulativos (Rapport y Whitford 1999).

Una de las principales complicaciones para evaluar el impacto del disturbio crónico en la vida silvestre, es que los cambios producidos no siempre son perceptibles a simple vista (Martorell y Peters 2005).

En los últimos años, se ha incrementado la presencia humana con fines de investigación y turísticos en la porción sur de la RBMA. Además, la fauna silvestre, constituye una fuente de proteína animal para los habitantes de los ejidos colindantes con la RBMA, que como parte de su dieta, consumen mamíferos de talla mediana y grande como el, pecari de collar, el pecari de labios blancos y los venados temazate y cola blanca (Naranjo 2008).

Determinar el grado de disturbio en sitios como el interior de la RBMA, donde las modificaciones antrópicas del ambiente no son fáciles de identificar, es una tarea compleja pero necesaria para establecer una línea base que oriente los futuros estudios y pueda ser útil para el manejo y conservación de las especies de fauna silvestre.

2. Objetivo.

Evaluar la relación entre las variables indicadoras de actividad humana y los valores de proporción de área ocupada de los mamíferos de talla mayor en las áreas de estudio.

3. Método.

En el este estudio, se utilizaron indicadores indirectos de actividad humana que constituyen componentes del disturbio crónico, con el objetivo de evaluar su efecto en las poblaciones de mamíferos de talla mayor dentro de la RBMA.

En los sitios donde se colocaron las cámaras trampa, se midieron las variables de actividad humana (modificado de Martorell y Peters 2005) que se enlistan a continuación:

1.- Densidad de caminos humanos (DC): Se cuentan los caminos (senderos) utilizados por personas en un diámetro de 1km alrededor de cada cámara. Se considera que entre mayor número de caminos es más accesible el área lo cual incrementa la presencia humana.

2.- Proximidad al poblado (DP): Se define como la distancia del poblado mas cercano en Km. Se espera que las áreas lejanas de los establecimientos humanos se visiten con menor frecuencia y por lo tanto están menos perturbados.

3.- Distancia a Cabecera Municipal (DCM): El sitio con mayor actividad humana y por ende mayor demanda de “carne de monte”, se toma en cuenta pues se considera que entre más cercana se encuentre el área de estudio, mayor presión de los pobladores de la Cabecera Municipal.

4.- Evidencia de cacería (CA): Se hicieron entrevistas a diez guardaparques, para obtener un estimado de la presión de cacería en las tres áreas. En los cuestionarios se incluyeron preguntas sobre el tipo y número de animales cazados o capturados, sitios de captura y métodos de caza. Además, se pidió a los entrevistados que enumeraran las áreas de estudio de acuerdo a la presión de cacería que ellos consideraban, siendo uno el área con mayor presión y tres el área con la menor presión. Posteriormente, se les pidió que asignaran un valor a cada sitio dentro de cada área de estudio. El índice de cacería, se estimó a partir de la información de las entrevistas y se designó un valor de presión de cacería entre 0 y 1 para cada área

Con los datos georeferenciados de cada una de las cámaras trampa, basado en el sistema de proyección UTM (Universal Transversal of Mercator) con el datum WGS84, que se importaron de un GPS Garmin CsX. Se trabajó con el software SIG ArcView 3.2 (ESRI 1999), para cartografiar el sistema de instalación de las fototrampas en los sitios de estudio sobre una imagen satelital. En dicho software, se estimaron atributos medibles, como la distancia entre las cámaras, la cabecera municipal y el poblado más cercano.

Posteriormente, se buscó establecer si existe una relación entre la probabilidad de ocupación (Capítulo IV) de las seis especies de mamíferos de talla mayor, detectadas en cada estación de muestreo y las variables indicadoras de la actividad humana. Para ello, se diseñaron modelos lineales mixtos, que son usados cuando los datos tienen algún tipo de agrupación como el caso de el presente estudio (Faraway 2006). Los modelos mixtos, permiten tener coeficientes fijos (aquellos cuyos niveles son de interés para el

experimentador) y aleatorios (aquellos cuyos niveles son solo una porción de todos los posibles niveles procedentes de una población).

Podemos observar que las varianzas de las variables entre las áreas no son homogéneas (Figuras 4 a 9) y sabemos *a priori*, que los valores de la probabilidad de ocupación no son independientes entre los sitios dentro de cada área. Por ello, se decidió utilizar un modelo mixto que incorpore la heterogeneidad de las varianzas y al área como un factor aleatorio (bloque), de modo que se tome en cuenta la no independencia de los datos. Todas las variables se transformaron a logaritmo para homogeneizar su distribución.

En el presente estudio, los coeficientes fijos son, tanto las probabilidades de ocupación calculadas para cada especie, como las variables de actividad humana. Por su parte, se consideró como coeficiente aleatorio cada área de estudio, que agrupa los datos en bloques. Estos modelos son utilizados para introducir una estructura de correlación en los datos y le da sentido al hecho de que estos, solo representan una muestra de la población (Faraway 2006).

Se ajustaron varios modelos para describir la probabilidad de ocupación de cada una de las especies: Un modelo nulo (M0) sin coeficientes fijos pero con el área como variable aleatoria; un modelo aditivo de todas las variables de actividad humana como coeficientes fijos y área como variable aleatoria (M1) y los modelos M2 a M5 con cada variable de forma independiente. Por último, para descartar que otras variables tienen mayor influencia sobre la proporción de área ocupada que los indicadores de actividad humana, se ajustaron modelos incluyendo la altura y el tipo de vegetación alrededor de cada cámara como variables fijas (Anexo 5: Tabla 1).

A partir de los modelos mencionados se estableció la estructura de las variables fijas y aleatorias, se seleccionaron los modelos con mejor ajuste con el método de criterio de información de Akaike (AIC) y se ajustó un modelo final. El análisis se realizó utilizando el paquete nlme (Pinheiro et al. 2009) diseñado para el software R (R Development Core Team 2008).

4. Resultados.

Las variables de actividad humana difieren entre las áreas de estudio (Figura 10.). El 80% de los entrevistados señalaron que, el área B es la que presenta un mayor incidencia de cacería, por su cercanía a la cabecera municipal. El 70% señaló que consideraban el área A, como aquella con el segundo lugar en incidencia de cacería y el 90% señaló que el área C, por ser de difícil acceso, es donde menos personas entran a cazar.

El área con mayor número de caminos es el área A, seguida del área B y por último el área C, donde el número de caminos es cero. La distancia entre las cámaras y el poblado más cercano no es muy diferente entre las áreas A y B, que están a distancias similares (entre 2 y 8 km) de los poblados de Boca de Chajul y Reforma Agraria respectivamente; mientras que en el área C, las cámaras se ubican a más de 16 km del poblado Lopez Mateos. Por su parte, el área B es la más cercana a la cabecera municipal, seguida del área C y por último el área A.

La diferencia de la distancia a la cabecera municipal entre las áreas es estadísticamente significativa ($F=50.9, Gl=20.7, p<0.05$), al igual que el índice de cacería ($F=19, Gl=20.9, p<0.05$) y la densidad de caminos ($F=19, Gl=20.7, p<0.05$), mientras que la diferencia es marginalmente significativa para la distancia al poblado ($F=5.04, Gl=20.4, p<0.1$).

Para *T. bairdii* el modelo con mejor ajuste fue el modelo aditivo ($AIC=34.3$), que incluye tanto el índice de cacería que tiene un efecto positivo ($V=0.28, SE=0.02, p<0.01$) y la distancia a la cabecera municipal ($V=0.75, SE=0.1, p<0.01$) como variables predictoras, con una estructura de varianzas heterogéneas entre las áreas y el área como variable aleatoria. El caso de *O. virginianus* es similar; el modelo con el mejor ajuste es el mismo ($AIC=73.8$) (Tabla. 4), pero en este caso la presión de cacería tiene un efecto negativo ($V=-1.33, SE=0.6, p<0.05$) y la relación con distancia a la cabecera municipal es positiva ($V=3.3, SE=1.2, p<0.05$).

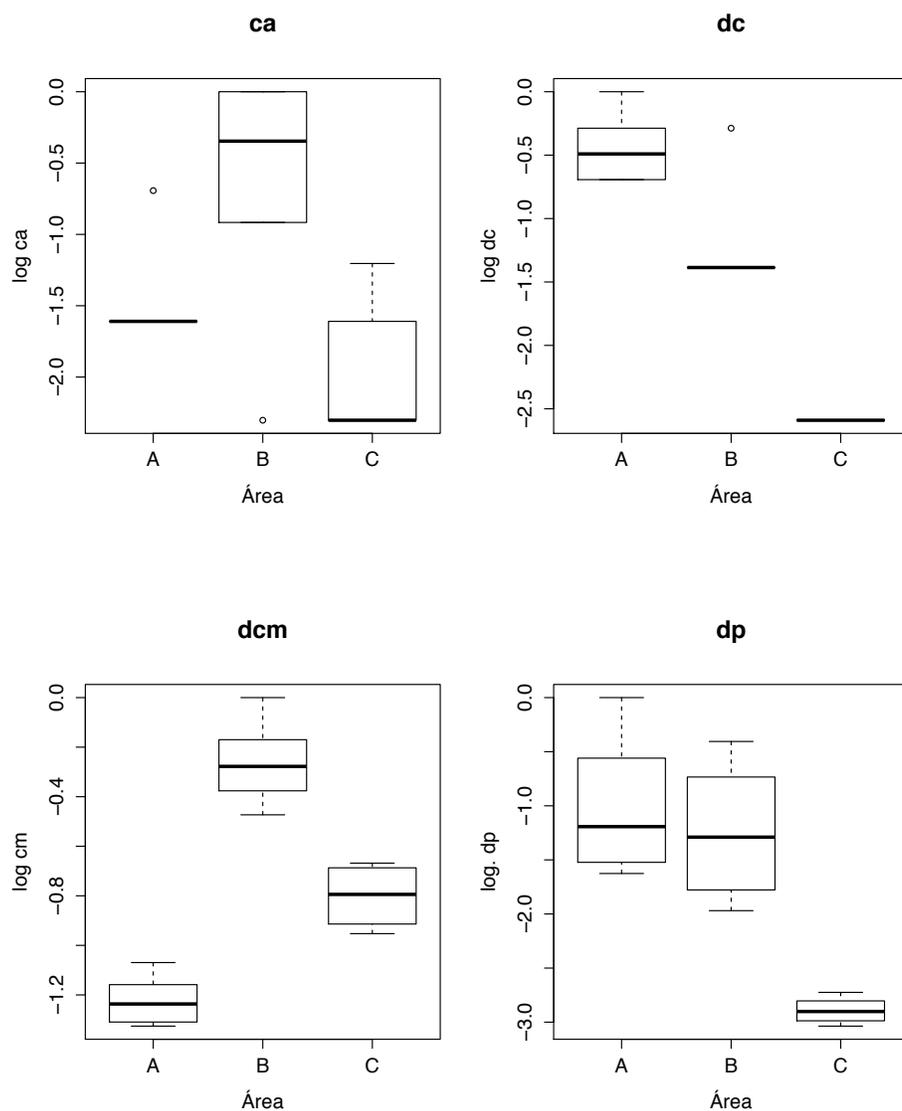


Figura 10. Diferencias entre las variables indicadoras de presencia humana: CA (Cacería), DC (distancia al poblado), DCM (distancia a la cabecera municipal), DP (distancia al poblado más cercano) en las tres áreas de estudio A y B (límite de la RBMA) y C (interior de la RBMA). Los valores del eje Y son las transformaciones logarítmicas de las variables. La cabecera municipal es el poblado de Zamora Pico de Oro. Los poblados más cercanos según el área son: Boca de Chajul (A), Reforma Agraria (B) y Lopez Mateos (C).

Tabla 4. Tendencias de relación entre las variables indicadoras de actividad humana y la probabilidad de ocupación de las especies. En las variables de distancia, A se refiere a un aumento en la probabilidad de ocupación conforme aumenta la distancia y D a una disminución conforme más cercano DP o DCM. En las otras variables, A se refiere a un aumento conforme aumenta el índice de cacería o el número de caminos y D viceversa. En la última columna se describe la forma final del modelo lineal mixto: $x =$ proba ocupación de la especie, $R =$ efectos aleatorios, $VarHet =$ Varianzas heterogeneas entre grupos. En negritas se resalta aquellas tendencias que fueron estadísticamente significativas para los modelos lineales mixtos (ANOVA $p > 0.05$).

Especie	Variables de actividad humana				
	No. caminos 1km a la redonda (dc)	Dist. Poblado km (dp)	Dist. CM km (dcm)	Cacería (ca)	Modelo mixto $lme(x \sim y, R = \sim 1 z)$
<i>T. bairdii</i>	A+ (p>0.05)	D - (p>0.05)	A+ (p<0.05)	A+ (p<0.05)	$x \sim ca + dcm, R = \sim 1 area, VarHet$
<i>M. temama</i>	D - (p>0.05)	A+ (p>0.05)	A+ (p>0.05)	D - (p>0.05)	Modelo nulo (M0)
<i>P. tajacu</i>	NR	A+ (p>0.05)	A+ (p<0.05)	D - (p>0.05)	$x \sim dcm, R = \sim 1 area, VarHet$
<i>O. virginianus</i>	A+ (p>0.05)	D - (p>0.05)	A+ (p<0.05)	D - (p<0.05)	$x \sim ca + dcm, R = \sim 1 area, VarHet$
<i>P. onca</i>	A+ (p>0.05)	D - (p>0.05)	A+ (p>0.05)	A+ (p>0.05)	Modelo global (M1)
<i>P. concolor</i>	A+ (p<0.05)	A+ (p>0.05)	A+ (p>0.05)	A+ (p>0.05)	$x \sim dc, R = \sim 1 area, VarHet$

Por su parte, *T. tajacu* presentó una relación positiva con la distancia a la cabecera municipal ($V=4.6$, $SE=1.5$, $p<0.05$) y por ello, el mejor ajuste es para el modelo que solo incluye esta variable predictora, estructura de varianzas heterogéneas y el área como coeficiente aleatorio ($AIC=91.6$). El modelo con el mayor grado de ajuste para *M. temama* es el modelo nulo (M_0 , $AIC=-264$), sin variables predictoras y con el área como coeficiente aleatorio.

Para los depredadores *P. onca* y *P. concolor*, el modelo con mejor ajuste fue el modelo global (M_1 , $AIC=119$ y 99 respectivamente), que incluye todas las variables de actividad humana, heterogeneidad en las varianzas y el área como coeficiente aleatorio. Sin embargo, no se encontraron relaciones significativas con ninguna de las variables. Para el jaguar, la relación es marginalmente significativa con la distancia a la cabecera municipal ($V=36.6$, $SE=19.3$, $p=0.08$) y en general, los errores estándar son muy grandes. En cuanto a la probabilidad de ocupación del puma, el modelo que solo incluye la densidad de caminos como variable predictora y el área como variable aleatoria mostró una relación significativamente positiva ($V=2.2$, $SE=0.9$, $p<0.05$).

En resumen, *T. bairdii*, *O. virginianus*, *P. concolor* y *P. onca* presentan una tendencia de aumento en la probabilidad de ocupación, en los sitios donde hay un mayor número de caminos, siendo significativa para puma (ANOVA $p<0.05$); mientras que en el venado temazate disminuye y no se encontró relación de esta variable con la probabilidad de ocupación del pecarí de collar. Por su parte esta última especie junto con el venado temazate y el puma tienden a aumentar conforme aumenta la distancia al poblado, contrario al venado cola blanca, el tapir y el jaguar que muestran una tendencia a disminuir. Sin embargo, ninguna de estas tendencias es significativa en términos estadísticos (ANOVA $p>0.05$).

La presión de cacería, afecta negativamente a la probabilidad de ocupación de los tres ungulados artiodáctilos de talla mayor que habitan la RBMA, pero la relación no es estadísticamente significativa (ANOVA $p>0.05$). En cuanto a el tapir, el jaguar y el puma aumentan a mayor presión de cacería, siendo significativa la relación para el puma y el tapir (ANOVA $p<0.05$).

Todas las especies, muestran una tendencia de aumento en la probabilidad de ocupación conforme aumenta la distancia del sitio a la cabecera municipal (Zamora Pico de Oro), siendo esta relación significativa (ANOVA $p < 0.05$) para el tapir, el pecarí de collar y el venado cola blanca y marginalmente significativa (ANOVA $p < 0.1$), para el venado temazate.

Ninguno de los modelos que incluían el tipo de vegetación y la altura del dosel como coeficientes fijos, mostraron una relación significativa con la probabilidad de ocupación de las especies de estudio.

5. Discusión.

La relación entre los las poblaciones de vertebrados y sus interacciones ecológicas varía considerablemente en escalas espaciales, incluso en sitios donde la presencia humana y el disturbio antrópico son muy bajos (Peres 2000; Emmons 1990). Sin embargo, en el presente estudio no se encontraron relaciones significativas entre el tipo de vegetación y la probabilidad de ocupación de las especies, esto puede deberse a que el muestreo no fue diseñado para detectar dichas diferencias y es recomendable realizar más estudios que nos permitan esclarecer cuales son estas tendencias en las especies de mamíferos estudiados.

De acuerdo con los resultados presentados, cada especie presenta una vulnerabilidad diferente a la presión de cacería dependiendo de su atractivo como presa, esto ha sido reportado en selvas Neotropicales del Amazonas y las Guianas (Robinson y Redford 1991; Peres 2000). De manera similar, en este trabajo, las especies de ungulados que presentan una mayor presión de cacería, de acuerdo con las entrevistas y lo reportado por Naranjo (2008), son a su vez, aquellas cuya probabilidad de ocupación disminuye conforme aumenta el índice de cacería.

Estas tendencias se pueden observar en las áreas de estudio y son especialmente significativas para el venado temazate y el pecarí de collar en el área B, con mayor presión de cacería y la más cercana a la cabecera municipal. De manera contrastante, las

especies de depredadores y el tapir de bairdii responden positivamente y son más abundantes en el área B (ver Capítulo IV).

Los efectos de largo plazo de la presencia humana, pueden ser similares a los efectos de la cacería, la presencia humana puede reducir la depredación de las especies habituadas a la presencia humana, provocando que dichas especies aumenten en número (Isbell y Young 1992). Ese podría ser el caso del tapir, que tiende a ser más abundante en sitios cercanos a los poblados humanos y donde hay una mayor densidad de caminos. Contrario a lo reportado comúnmente (IUCN 2012), según los resultados del presente análisis, esta especie parece ser tolerante e incluso beneficiarse de la presencia humana cuando no es cazado.

Algo similar ocurre con el venado cola blanca, que suele ser más abundante en sitios perturbados (IUCN 2012) y que, a pesar de tener una fuerte presión de cacería presenta una tendencia de aumento en la probabilidad de ocupación en sitios con mayor densidad de caminos. Sin embargo, en general, la especie se ha reportado en bajas densidades para la zona (Falconi 2011), aunque cada vez es más común en los ejidos colindantes con la RBMA (obs. pers.) y claramente la presión de cacería tiene un mayor efecto sobre su abundancia de acuerdo con los resultados de este estudio.

Se ha reportado que, tanto jaguares como pumas utilizan comúnmente los caminos humanos, siendo el puma la especie que los usa con mayor frecuencia, mientras que sus presas generalmente presentan una relación negativa o ninguna relación (Harmsen et al. 2010). Esto coincide con la relación significativamente positiva, entre la probabilidad de ocupación de *P. concolor* y la densidad de caminos, particularmente en el área A; mientras que no se observa tal relación para *M. temama* y *T. tajacu*, que han sido reportadas como sus presas potenciales (Ceballos y Oliva 2005; Mendes Pontes y Chivers 2007).

Los sitios con altas densidades de poblaciones humanas, como lo es en este caso la cabecera municipal (Zamora Pico de Oro), generalmente están mejor desarrollados y tienen un mayor acceso a la infraestructura y tecnologías como armas y trampas

especializadas que benefician a los cazadores (Cuaron 2000). Por ello, resulta sumamente interesante, la tendencia de la probabilidad de ocupación de todas las especies a aumentar conforme existe una mayor distancia a la cabecera municipal. Esto, es un indicador de que este núcleo poblacional ejerce una fuerte presión sobre las poblaciones de mamíferos de talla mayor, comparado con otros poblados que, a pesar de estar más cerca no presentan una relación tan clara con la probabilidad de ocupación (Tabla. 4).

6. Conclusiones.

La degradación ambiental causada por el disturbio de tipo crónico, ha sido observada en diferentes regiones de los países en desarrollo (Martorell y Peters 2005), las variables utilizadas en este estudio son consideradas indicadores indirectos del disturbio crónico (Martorell y Peters 2005) y nuestros resultados indican que diferentes especies responden de manera diferente a cada variable.

En general, todas las especies responden de forma negativa a la cercanía con la cabecera municipal y como era de esperarse, las especies de ungulados más buscadas por su carne son especialmente susceptibles a la presión de cacería. Por su parte, tanto el tapir como los grandes depredadores, parecen beneficiarse de esta situación, aumentando su probabilidad de ocupación en sitios cercanos a poblados y con altas densidades de caminos.

Sin embargo, aún no queda muy claro las tasas de tráfico humano, la densidad exacta de caminos y los niveles de presión de cacería que tienen como consecuencia un cambio drástico en la abundancia de mamíferos de talla mayor. Por ello, es sumamente importante llevar a cabo un mayor número de estudios que nos permitan tener un mejor entendimiento del efecto de la presencia humana en este ecosistema para, eventualmente, diseñar programas que eviten un fuerte impacto en la zona.

El presente estudio, representa un esfuerzo por generar una línea base que nos permita tener una mejor comprensión de estas relaciones hombre-fauna. Los modelos mixtos pretenden encontrar patrones generales que describan la dinámica de una población, más allá de la muestra estudiada (Faraway 2006) y son estadísticamente robustos. Por lo que,

los resultados arrojados en este estudio son confiables. A pesar de ello, aún es necesario expandir las áreas de muestreo, perfeccionar las metodologías e incorporar diferentes tipos de distribución, con modelos mixtos generalizados, que permitan describir con mejor exactitud las tendencias detectadas.

VII. Conclusiones generales. Implicaciones de los resultados en la conservación.

1. Estimaciones de riqueza y abundancia.

Hoy en día, los conflictos entre la fauna y el humano son cada vez más comunes y persistentes. Por ello, resulta de suma importancia plantear alternativas que ofrezcan una solución equilibrada y que permitan una sana coexistencia entre el hombre y su entorno (Woodroffe et al. 2005). Una de las metas de las Areas Naturales Protegidas (ANP's) es evitar los efectos negativos de la explotación de recursos, sin embargo, vale la pena evaluar que tan efectivas son para alcanzar dichos objetivos. Tal es el caso de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA).

Los mamíferos que habitan la Selva Lacandona han sido atendidos en cuanto a estudios ecológicos se refiere (Medellin 1994; Naranjo y Bodmer 2007; Naranjo 2009; Falconi 2011), particularmente, diversas variables relacionadas con poblaciones de ungulados y su estado de conservación. A pesar de ello, la falta de información y los datos austeros acerca de la dinámica poblacional a largo plazo (densidad, distribución y abundancia), dificulta la toma de decisiones sobre el manejo de las poblaciones existentes en dichos ecosistemas.

Las estimaciones de probabilidad de ocupación, reportadas en este trabajo, sugieren que las poblaciones de mamíferos de talla mayor al interior de la RBMA, se encuentran en buen estado de conservación. La composición de la comunidad es la típica de la selva perennifolia centroamericana y la falta de registros de especies como la zorra gris, el mapache y el yaguaroundii son característicos de sitios donde predomina la vegetación primaria. Sin embargo, la ausencia de detecciones del pecarí de labios blancos, es un foco rojo, que sugiere alguna presión que ha mermado las poblaciones de la especie.

No obstante, los valores estimados no pueden ser directamente comparados con los de otros estudios pues comúnmente, en la región, se han utilizado índices indirectos basados en conteos de rastros (Naranjo y Bodmer 2007) o índices de abundancia relativa a partir de los datos de cámaras trampa (Falconi 2011). Dichos índices, no incorporan a la probabilidad de detección y deben ser interpretados con cuidado debido a que, la supuesta relación entre los conteos directos y la abundancia puede ser el resultado de diversas causas (Gese 2001; Williams et al. 2002) y enmascarar los verdaderos patrones en la riqueza y abundancia de las especies estudiadas (Kery 2009).

En medida en que los datos de detección-no detección puedan ser utilizados para estimar las abundancias de diferentes especies, o al menos calcular un índice de abundancia que tome en cuenta la probabilidad de detección, el estudio de la fauna logrará un mejor entendimiento de las dinámicas poblacionales (Nag 2008) y consecuentemente un diseño perfeccionado de los planes de manejo y estrategias de conservación.

Además pueden ser utilizados para evaluar y monitorear esfuerzos para el manejo y conservación de fauna silvestre, o determinar sitios prioritarios para la protección de especies amenazadas. En el caso de especies presas, como ungulados, proveen información complementaria importante para investigaciones y planes de conservación de grandes carnívoros como jaguares y pumas.

En el presente estudio, se utilizaron metodologías de análisis innovadoras que incorporan la detectabilidad y otras covariables para estimar la abundancia y riqueza de las especies de mamíferos que habitan en la RBMA. De ello que, en este trabajo se sientan las bases para el diseño de un programa de monitoreo de mayor escala temporal y que tenga como objetivo el entendimiento del efecto de variables indicadoras de actividad humana sobre las poblaciones de fauna silvestre.

Aún queda un largo trecho por recorrer. El monitoreo es necesario para describir la dinámica de las comunidades animales, comprender las consecuencias de la influencia humana, predecir y/o prevenir cambios en el ecosistema. Este, debe ser un programa a

largo plazo para que podamos entender las tendencias naturales de las poblaciones y no confundirlas con interpretaciones erróneas provocadas por falta de información.

2. Impacto de la presencia humana.

Conforme las poblaciones humanas se expanden, los hombres y la vida silvestre entran en mayor contacto y en competencia directa por los recursos naturales que a su vez son más escasos (Woodroffe y Thirgood 2007). El impacto de las actividades humanas es perceptible en todos los ecosistemas y ha sido muy intenso en los bosques tropicales, ya que la continua exposición al disturbio humano puede tener efectos en la biología y comportamiento de la fauna silvestre (Lira-Torres y Briones-Salas 2011). De ello, que el entendimiento de los efectos del disturbio en las áreas naturales protegidas, es necesario para proponer soluciones al conflicto hombre-fauna y así conservar la vida silvestre.

El gran reto para la conservación, consiste en entender como utilizar los recursos de los bosques tropicales sin afectar sus dinámicas naturales a largo plazo y manteniendo los beneficios sociales que proveen. El presente estudio representa un esfuerzo por identificar, el efecto que tienen algunas variables indicadoras de la presencia humana sobre la probabilidad de ocupación de las especies de mamíferos de talla mayor que habitan la zona de estudio.

A pesar de que los resultados sugieren que la comunidad de mamíferos en la RBMA se encuentra en buen estado de conservación, el efecto que tienen algunas variables indicadoras de la actividad humana, sobre la dinámica poblacional de los mamíferos terrestres objeto de este estudio, podrían ser desfavorables para su supervivencia a largo plazo; particularmente en sitios con elevada presión de caza y cercanos a la cabecera municipal.

Estos resultados, son relevantes para la futura evaluación del impacto ecoturístico, de las actividades de subsistencia e incluso de las actividades de investigación, todas ellas relacionadas al disturbio crónico. Especialmente cuando el interés está centrado en habitar a los animales a la presencia humana, pues dichas actividades pueden provocar

cambios ecológicos, dando lugar a incrementos o disminuciones en las poblaciones de algunas especies (Griffiths y Van Schaik 1993).

Dar continuidad y homogeneizar este tipo de estudios, es de suma importancia para mitigar los efectos negativos del disturbio humano, al establecer el umbral en el que se pueden dar cambios drásticos en la composición y dinámicas de las selvas. Mientras tanto, es recomendable que, en las áreas donde se encuentran poblaciones vulnerables al disturbio se controle y vigile el tráfico humano. Al mismo tiempo, se pueden designar áreas limitadas para actividades turísticas y recreativas.

Las consideraciones de índole social también son sumamente importantes, pues la mayoría de las regiones con bosques tropicales en el mundo se encuentran en los países más pobres, donde las instituciones sociales no son sólidas y existe una gran demanda de recursos para satisfacer las necesidades locales y nacionales (Cuaron 2000; Carabias et al. 2009).

Los mamíferos, generalmente son un grupo muy aprovechado por los pobladores de los ejidos circundantes a la RBMA, representan una fuente de proteína e ingresos económicos y forman parte de la cultura local. Además, muchas especies de mamíferos como el tapir y el jaguar son sumamente carismáticas y han sido utilizadas como especies sombrilla para promover la conservación de las regiones tropicales (Ray 2005). De tal modo que su estudio, puede ser considerado como una herramienta importante para los programas de conservación de las selvas tropicales en el país.

En general, los resultados de este estudio son un indicador de que el ecosistema se encuentra en buen estado de conservación, lo cual, refleja la importancia de las Áreas Naturales Protegidas en la conservación de la biodiversidad, patrimonio natural de México.

LITERATURA CITADA

- Achard, H., H. Eva, P Stibig, . J Mayaux, T. Gallego, Richards y Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297:999–1002.
- Allaby, M. 2006. *Tropical Forests*. Chelsea house Books., Hong Kong.
- Alvarez del Toro, M. 1966. A note on the breeding of Baird's tapir at Tuxtla Gutiérrez Zoo. *International Zoo Yearbook* 6:196-197.
- Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa, Veracruz, México.
- Aranda, M., V. Sanchez-Cordero. 1996. Prey spectra of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Felis concolor*) in tropical forests of Mexico. *Studies of Neotropical Fauna and Environment* 31: 65-67
- Baillargeon, S., y L.P. Rivest. 2007. Rcapture: Loglinear models for capture-recapture in R. *Journal of Statistical Software* 19(5). <http://www.jstatsoft.org/>.
- Boddicker., Rodriguez y Amanzo. 2002. Indices for assesment and monitoring of large mammals within an adaptive managment framework. *Environmental Monitoring and Assessment*. 76:105–123.
- Bolaños, E., y E. Naranjo. 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:45-57.
- Bunge, J., y M. Fitzpatrick. 1993. Estimating the number of species: a review. *Journal of American Statistical Association* 88:364–373
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, y L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press. Oxford.
- Burnham, K. P., y W. S. Overton. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60:927–936
- Cam, E., J. D. Nichols, J. E. Hines, J. R. Sauer, R. Alpizar-Jara, y C. H. Flather. 2002. Disentangling sampling and ecological explanations underlying species-area relationships. *Ecology*. 83:1118–1130
- Carabias, J., G. Hernández y P. Meli. 2009. Análisis comparativo de la deforestación de los ejidos de Marqués de Comillas y determinación de corredores biológicos que conecten los fragmentos de selva de los ejidos con la Reserva de la Biofera Montes Azules. México: INE-UNAM.
- Cardillo, M., A. Purvis. W. Sechrest, J. L. Gittleman, J. Bielby y G. M. Mace. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2:909- 914.
- Ceballos, G., y G. Oliva (eds). *Los Mamíferos de México*. Fondo de Cultura Económica. México. D.F. 1:512-513.
- Ceballos, G., y P. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296:904-907.
- Ceballos, G., y A. Miranda. 2000. *Guía de los Mamíferos de la Costa de Jalisco, México*. Fundación Ecológica de Cuixmala, A. C. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ceballos, G., y C. Galindo. 1984. *Mamíferos Silvestres de la Cuenca de México*. Limusa. México.
- Challenger, A., y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: *Capital natural de México (Sarukhán, J., coord.)*. vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Colwell, R. K., y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*. 345:101–118
- Corlett, R. 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica*. 39: 292-30.

- Crawshaw, P. y H. B. Quigley. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*. 223357-370.
- Cuarón. 2000. Habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*. 14(4):1574-1579.
- Currier, M.J.P. 1983. *Mammalian Species*. The American society of Mammalogists, Michigan, USA.
- De la Maza, J. y R. De la Maza. 1985. La fauna de mariposas de Boca del Chajul, Chiapas, México. *I.Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología* 9: 23-44.
- De la Torre, A. 2009. Estimación poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y abundancia relativa de sus presas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.
- Dewey, T., y A. Shivaraju. 2003. "Puma concolor" (On-line). *Animal Diversity Web*.
- Dirzo R., y E. Mendoza. 2001. Extinciones de procesos ecológicos: las interacciones entre plantas y mamíferos tropicales. En *Fundamentos de conservación biológica Perspectivas latinoamericanas* (R. Primarck, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, y F. Massardo, eds). Fondo de Cultura Económica. México.
- Dirzo, R., y E. Mendoza. 2007. Size-Related differential seed predation in heavily defaunated neotropical rain forest. *Biotropica*. 39(3): 355-362.
- Dirzo, R., y Miranda 1991. Altered patterns of Herbivory and Diversity in the Forest: A Case Study of the Possible Contemporary Defaunation. en: *Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. Price et. al. Jhon Willey.
- Dorazio, R. M., H. L. Jelks, y F. Jordan. 2005. Improving Removal-Based Estimates of Abundance by Sampling a Population of Spatially Distinct Subpopulations. *Biometrics*:1093–1101.
- Dorazio, R. M., J. A. Royle, B. Söderström, y A. Glimska. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*. 87:842–854.
- Emmons, L. H. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals, a Field Guide*. University of Chicago Press. Chicago, USA.
- Falconi, F. 2011. Densidad y abundancia de relativa de aves y mamíferos en el sector sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules y comunidades adyacentes de la Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chapas. México
- Faraway, J.J. 2006. *Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. Chapman y Hall/CRC Taylor y Francis Group. Florida, USA.
- Fiske, I. y R.B. Chandler. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10):1-23. URL <http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>.
- Fragoso, J. M. V. 1994. Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest. Tesis. University of Florida, Gainesville, Florida, USA.
- Fraterrigo, J.M. y J.A. Rusak. 2008. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. *Ecology Letters* 11: 756-770.
- Galindo-Leal, C. y M. Weber. 2005. Venado cola blanca. En: *Los Mamíferos de México* (Ceballos G. y G. Oliva, eds). Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- Gallina, S. 2005. Temazate. En: *Los Mamíferos de México* (Ceballos G. y G. Oliva, eds). Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- Gallina, S. y H. Lopez Arevalo. 2008. *Odocoileus virginianus*. En: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>
- García-Gil, J.G. y J. Lugo-Hupb. 1992. Las formas del relieve y los tipos de vegetación en la Selva Lacandona. En. *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación* (Vázquez-Sánchez M.A. y Ramos M.A, eds.). Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C. Publicaciones Especiales de Ecosfera 1, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Gentry, A. H. 1990. *Four neotropical rainforests*. Yale University. New Haven, Connecticut.
- González-Zamora, A., V. Arroyo-Rodríguez. A. González-Di Pierro, R. Lombera, E. De la

- Peña-Cuéllar, J. Peña-Mondragón, C. Hernández-Ordoñez, Muench, A. Garmendia y K. Stoner. 2011. The northern naked-tailed armadillo in the Lacandona rainforest, Mexico: new records and potential threats. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 581-586
- Gotelli. N. J., y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391
- Haugaasen T., y C. Peres. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 21:133-145
- Hill. J. y Hill R. 2001. Why are tropical rain forests so species rich? Classifying, reviewing and evaluating theories *Progress in Physical Geography* September. 25: 326-354.
- Hill. K., J. Padwe, C. Bejyvagi, A. Bepurangi, F. Jakugi, R. Tykuarangi, y T. Tykuarangi. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 6:1339-1353.
- Ibarra-Manríquez. G. y Martínez-Ramos M. 2002. Landscape variation of liana communities in a Neotropical Rainforest. *Plant Ecology* 160:91-112.
- Instituto Nacional de Ecología (INE) – Secretaria del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Montes Azules. 2000. Dirección Ejecutiva de Participación Social, Enlace y Comunicación. Instituto Nacional de Ecología. 255 pp.
- IUCN 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>
- Isbell, L.A. y T.P. Young. 1993. Human presence reduces leopard predation in a free-ranging population of vervet monkeys (*Cercopithecus aethiops*). *Animal Behaviour* 45: 1233-1235.
- Karanth, K. U. y M. E. Sunquist. 1995. Prey selection by tiger, leopard and hole in tropical forests. *The Journal of Animal Ecology*. 64:439-450.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, y N. S. Kumar. 2004. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. En: *Sampling rare or elusive species* (W. L. Thompson, ed.) Island Press, Washington, DC.
- Royle., J. A. y M. Kéry. 2007. A Bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology* 88:1813-1823
- Kéry, M., J. A. Royle, M. Plattner, y R. M. Dorazio. 2009. Species richness and occupancy estimation in communities subject to temporary emigration. *Ecology*. 90. pp:1279-1290.
- Kery. 2011. Species richness and community dynamics: a conceptual framework in Connell A. Nichols J. y Karanth K. *Camera traps in animal ecology*. Springer. London. 262p.
- Kery M. y R. Chandler. 2012. *Dynamic occupancy models in unmarked*. Swiss Ornithological Institute and USGS Patuxent Wildlife Research Center
- Lessa, E. , Ojeda, R., Bidau, C., Timm, T., Samudio, R. y Emmons, L. 2008. *Dasyprocta punctata*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>.
- Linkie, M., Y. Dinata, A. Nugroho, y I. A. Haidir. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation* 137:20-27
- Lira-Torres, I. y M. Briones-Salas. 2011. Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya* 2(3). pp:
- LoGiudice K. R Ostfeld. 2002 .Interactions between mammals and trees: predation on mammal-dispersed seeds and the effect of ambient food. *Oecologia* 130 (3), 420-425.
- Lomolino, M. V. 2000. Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 27: 17-26.
- MacArthur, R.R. y Wilson, E.O. (1967) *The theory of Island Biogeography* . Princeton University Press. Princeton. E.U.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, y A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200-2207

- MacKenzie, D. I. y Nichols, J. D., 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27.1: 461–467.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic, New York
- Martorell, C. y E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*. 124 pp: 199–207.
- Myers, N. (1995) Environmental unknowns. *Science* 269: 358–60.
- Medellín R. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, México. *Conservation Biology*. 8. pp:780-799
- Medellín, R. A. 1996. La Selva Lacandona. *Arqueología Mexicana*. 4 (22). pp:64–69.
- Mendes Pontes, A. R. and Chivers, D. J. 2007. Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology* 273. pp: 257–265.
- Mendoza E. 2005. Consecuencias de la defaunación contemporánea tropical: Efectos sobre la diversidad y procesos ecológicos. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Nag K. 2008. Assessing animal abundance from photographic capture data using an occupancy approach. Master Thesis. Manipal University. Bangalore. India.
- Naranjo, E.J. 2008. Uso y conservación de mamíferos en la Selva Lacandona, Chiapas, México. Pp. 675-691 en: C. Lorenzo, E. Espinoza y J. Ortega (eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México II*. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. (AMMAC). San Cristóbal de Las Casas, México. 691 pp.
- Naranjo E. 2009. Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*. 2:2. pp 140-158
- Naranjo, E. J y Cruz, E. 1998. Ecología del tapir en la Reserva de la Biósfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-125.
- Naranjo, J. E. y R. E. Bodmer. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Rain Forest. *Biological Conservation* 138. pp:412-420.
- Nichols, J. D., T. Boulinier, J. E. Hines, K. H. Pollock, and J. R. Sauer. 1998. Inference methods for spatial variation in species richness and community composition when not all species are detected. *Conservation Biology* 12:1390–1398.
- Nichols, J. D. and K. U. Karanth. 2002. Statistical concepts: assessing spatial distributions. Pages 29–38 in K. U. Karanth and J. D. Nichols, editors. *Monitoring tigers and their prey. A manual for wildlife managers, researchers, and conservationists*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore
- Nowak, M. R y J. L. Paradiso. 1983. Walker's Mammals of the world. 4th Edition. Vol II. The Johns Hopkins University press. Baltimore London. pp: 1065-1066.
- O'Brien T. M. Kinnaird y H.T. Wibisono. 2011. Estimation of Species Richness of Large Vertebrates Using Camera Traps: An Example from an Indonesian Rainforest. En: O'Connell A., Nichols J. D y Karanth K.U. (ed). *Camera traps in animal ecology, Methods and Analyses*. Springer. London. pp 233
- Orellana, L. R. 1978. Relaciones clima-vegetación en la región Lacandona, Chiapas. Tesis Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 78 p.
- Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White, and D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:1–135.
- Oksanen, J, F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, H. Wagner. 2013. Package Vegan. R project. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.
- Pennington, T. D., y J. Sarukhan. 1998. Árboles tropicales de México. UNAM. Fondo de Cultura Economica, México, D.F. México.
- Peres C. 2000. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conser. Biol*. 14. pp: 240-253.
- Pielou, E. C. 1977. *Mathematical ecology*. Wiley, New York.

- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S and Sarkar D 2009 R Development Core Team. *Nlme: Linear and Non-linear Mixed Effects Models*. R Package Version 3.1-92. <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Pollock, K. H. 1982. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46:757–760
- R Development Core Team. 2008. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>
- Ramírez D., Mejía y Mendoza E. El papel funcional de la interacción planta-mamífero en el mantenimiento de la diversidad tropical *Biológicas*, Julio 2010, 12(1) pp: 8 – 13
- Rapport, D.J., Whitford, W.G., 1999. How ecosystems respond to stress. *BioScience* 49, 193–203.
- Ray J. 2005. Large carnivorous animals as tools for conserving biodiversity: assumptions and uncertainties. pp.34-55 in Ray, J. C., K. H. Redford, R. S. Steneck y J. Berger (editores). *Large Carnivores and conservation of the biodiversity*. Island Press. Washington. 528 pp.
- Redford K. 1992. The empty forest. *BioScience*, 42(6). pp: 412-422.
- Redford, K. H. and Sanderson, S. E. (2000), *Extracting Humans from Nature*. *Conservation Biology*, 14: 1362–1364.
- Robinson J. y K. Redford (eds). 1999. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press. Chicago.
- Royle, J. A. 2004. N-mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics*, 60, 108–115.
- Royle, J. A. and J. D. Nichols, 2003. Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* 84:777–790
- Royle, J. A. and M. Kéry. 2007. A Bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology* 88:1813–1823
- Royle, J. A., J. D. Nichols, K. U. Karanth, and A. Gopalaswamy. 2009. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology* 46:118–127
- Schnitzer S. y S. Carson. (2008): *Tropical forest community ecology*. pp. 349–364. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Schmidt B.R. 2005. Monitoring the distribution of pond-breeding amphibians when species are detected imperfectly. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15. pp: 681–692.
- Scognamillo D. I. E. Maxit, M. Sunquist y J. Polisar. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuela llanos. *Journal of Zoology London*. 259. pp: 269-279.
- Scognamillo, D., I. E. Maxit, M. Sunquist y L. Farell. 2006. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los llanos venezolanos. In: Medellín, R. A., Equihua, C., Chetkiewicz, C., Rabinowitz, A., Crawshaw, P., Rabinowitz, A., Redford, K., Robinson, J. G., Sanderson, E. y Taber, A. (eds.), *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society. México D.F. pp: 139-149.
- Siebe, C., Martínez-Ramos, M., Segura-Warnholtz, G., Rodríguez-Velázquez, J. y Sánchez-Beltrán, S. 1996. Soil and vegetation patterns in the tropical rainforest at Chajul Southeast Mexico. In: D. Sigmarangkir (ed), *Proceedings of the International Congress on Soil of Tropical Forest Ecosystems 3rd Conference on Forest Soils (ISSS-AISS-)*
- Silveira, L., A. T. A. Jacomo, and J. A. F. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355
- Soberón, M. J. and B. J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7:480–488 pp.
- Sowls, L. K. 1984. *The Peccaries*. The University of Arizona Press. Tucson. 251 p.
- Terborgh, J., Nunez-Iturri, G., Pitman, N. C. A., Valverde, F. H. C., Alvarez, P., Swamy, V., Pringle, E. G., et al. (2008). Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*, 89(6). pp: 1757-1768.

Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percestequi, R. L. Pitman, R. Mares, and G. Powell. 2008. An evaluation of camera-traps for inventorying large and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178

White, P. y A Jentsch. 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany* 62:399-450.

Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy. 2002. Analysis and management of animal populations. Academic, San Diego, CA

Wilson EO. 1988. The current state of biological diversity. In: Wilson EO, editor. *Biodiversity*, pp. 3-18. Washington National Academic Press. , Washington National Academic Press.

Wright, S. J., H. Zeballos, I. Domínguez, Gallardo. Moremo M. C. y Ibáñez R.. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal and seed predation in a Neotropical forest. *Conserv. Biol.* 14. pp: 227–239.

Woodroffe R., S. Thirgood., and A. Rabinowitz. 2005. in Rosie Woodroffe, Simon Thirgood, Rabinowitz A, eds. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?* Cambridge: Cambridge University Press. 496 p.

ANEXOS

1. Mamíferos de talla mayor en Montes Azules.

Herbívoros:

1. Pecarí de collar (*Pecari tajacu*). Esta especie tiene hábitos tanto diurnos como nocturnos. Sin embargo, en el atardecer y amanecer se registra la mayor actividad (Ceballos y Miranda 2000). No tienen una época definida para reproducirse pero se ha observado un mayor número de crías en la temporada de lluvias (Sowls 1984). Son gregarios, forman grupos de 2 a 50 individuos, pero generalmente de 2 a 15, esto dependerá de la época del año, de la abundancia y distribución de la comida y de la presión de la caza (Aranda 2000). Cada piara de *P. tajacu* tiene una extensión territorial de 0.5 a 8 km² (Nowak y Paradiso 1983). Para la Selva húmeda de la RBMA se ha registrado una densidad de 0.56 rastros/km (Bolaños y Naranjo 2001).

2. Pecarí de labios blancos "Senso" (*Tayassu pecari*). Son activos tanto de día como de noche, pero son principalmente nocturnos. Son una especie nómada, siempre en movimiento en busca de comida y agua (Dewey y Shivaraju 2003). Su rango territorial llega hasta los 110 Km² (Fragoso. 1994). Son gregarios y forman grupos de entre 4 y hasta 200 individuos (Mendes Pontes y Chivers 2007), o más. Viajan largas distancias y su presencia en un área determinada es episódica e impredecible. Por lo general, visitan un área determinada por unas horas al día o dos, a menudo dejando el suelo revuelto y lleno de huellas. Utilizan revolcaderos de lodo que visitan una y otra vez a lo largo de la misma ruta de viaje (Dewey y Shivaraju 2003). En el trabajo de Bolaños y Naranjo (2001), para la región sur de la RBMA se reporta que la densidad poblacional se encuentra dentro de los rangos estimados en otras localidades neotropicales con baja presión de cacería.

3. Tapir de Baird (*Tapirus bairdii*). El tapir Mesoamericano, es el mamífero más grande del Neotrópico. Comparado con otros mamíferos neotropicales, los tapires silvestres han sido poco estudiados, principalmente por sus bajas densidades y su conducta evasiva (Naranjo 2009). Esta especie es solitaria y activa tanto en el día como en la noche. sin embargo tienden a volverse puramente nocturnos cuando existe una fuerte presión de cacería. (Naranjo y Cruz 2011). Las hembras son reproductivas después de los tres años y el periodo de gestación dura alrededor de 13 meses (Alvarez del Toro 1996). La densidad estimada de tapir es de 0.20 ind/km² para la selva perennifolia en Chiapas (Bolaños y Naranjo 2001).

4. Venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*): El venado cola blanca es más activo durante las primeras horas de la mañana y en el crepúsculo. Sin embargo, su actividad varía según el sexo, edad, época reproductiva, condiciones del hábitat, alimento, patrones de actividad de los depredadores y presencia de los humanos (Galindo-Leal y Weber 2005). Esta especie presenta segregación sexual, es decir, las madres y crías forman grupos mientras que los machos son solitarios uniéndose al grupo sólo en la época reproductiva. El periodo de reproducción varía con la latitud, pero generalmente se realiza a mediados del invierno, las crías nacen entre junio y agosto después de un periodo de gestación de 210 días. (Ceballos y Galindo 1984). Su área de actividad es muy variable dependiendo de las condiciones ambientales y de la época del año. Las densidades más altas reportadas para México son de 25 a 930 individuos por km² (Ceballos y Galindo 1984). Para la selva húmeda tropical se estimó una abundancia relativa de 0.01 rastros/km (Bolaños y Naranjo 2001), considerándose muy baja.

5. Venado Brocket "Temazate" (*Mazama temama*). El temazate es una especie de hábitos tanto nocturnos como diurnos, son solitarios y muy difíciles de ver debido a su timidez y hábitos de permanecer inmóviles cuando perciben algún peligro (Emmons 1990). Su época reproductiva muestra muy poca estacionalidad, aunque se registra un pico de nacimientos en la temporada de lluvias, nace una cría y rara vez dos por parto después de 225 días de gestación (Gallina 2005). Su área de actividad se ha registrado de no más de

1 km de diámetro. La densidad de temazates varía de acuerdo al hábitat Bolaños y Naranjo (2001) reportan 0.33 rastros/km recorridos en selva húmeda tropical.

Estas especies, además de ser utilizadas ampliamente por los habitantes del medio rural debido al valor de su piel y su carne (Naranjo y Bolaños 1999). desempeñan funciones relevantes en la dinámica de los bosques tropicales a través de los procesos de herbívora, dispersión y depredación de semillas para numerosas especies vegetales (Dirzo y Miranda 1991; Mendoza 2005).

Depredadores:

6. Jaguar (*Panthera onca*): Al ser estrictamente carnívoro su densidad poblacional es baja (Crawshaw y Quigley 1991). Su ámbito hogareño es variable ya que depende del estado fisiológico, edad y sexo del animal, así como de la productividad del área, densidad y distribución de sus presas. (Scognamillo et al. 2006). Para la especie se ha estimado un ámbito hogareño de 10-78 km² (hembras) y de 31-130 km² (machos) (Scognamillo et al. 2006). En el sur de Montes Azules las densidades estimadas son de 1.8 - 2.6 jaguares / 100 km² para la temporada de secas y de 3.2 - 4.7 jaguares/100 km² para la temporada de transición lluvias-secas (De la Torre 2009).

7. Puma (*Puma concolor*). Los pumas son animales solitarios, a excepción de 1 a 6 días de las durante el apareamiento y los períodos de dependencia de las crías (Currier 1983). Las densidades de población varían desde un mínimo de un ejemplar por cada 85 kilómetros cuadrados hasta un máximo de uno por 13 a 54 kilómetros cuadrados, dependiendo de la densidad de presas y otros recursos en la zona (Dewey y Shivaraju 2003)

A estas especies, por ser grandes carnívoros se les ha atribuido un papel de gran importancia en mantener el funcionamiento natural de los ecosistemas (Ray 2005). Además son un grupo vulnerable a la extinción por varios factores. su especialización en la alimentación y uso de hábitat. sus bajas densidades poblacionales y las grandes áreas requeridas para su supervivencia (Cardillo et al 2004.)

2. Nota corta sobre la conducta del Tapir de Bairdi.

Baird's Tapir behavior captured in the wild in the Lacandon Rainforest, Mexico.

(En revisión para su publicación en la revista Mammalia)

Keywords: Lacandon Rainforest; Mexico; camera-trap; behavior; reproduction; family grouping; Baird's Tapir.

Tapirus bairdii (Gill. 1865), also known as central american tapir, is one of four species in the genus *Tapirus*, family Tapiridae (Foerster and Vaughan. 2002), considered to be one of the oldest living mammals in the world (Orcutt. 1948) and probably the least studied of a poorly known group. Tapirs are classified as the tenth rarest Neotropical forest mammal (Dobson and Jinping. 1993). It ranges from southern Mexico to western Ecuador (Terwillig. 1978), considered to be extinct in El Salvador and endangered throughout the rest of its range (IUCN. 20013). Tapirs are herbivores, important seed dispersers (Fragoso. 1997) and a potential important indicator species regarding the health of Neotropical rainforests (Dirzo and Miranda. 1991).

Nevertheless, few detailed studies on the ecology and behavior of the Baird's tapir exist. Their mostly nocturnal activity, coupled with its secretive behavior in dense tropical forests, make it difficult to study in the wild (Emmons and Feer. 1997). Literature that describes the behavior of tapirs is mainly based in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*; Montenegro. 1998, Tortato et al. 2007), therefore the study of Baird's tapir behavior, specially reproductive behavior, in their natural environment is of particular importance to improve the management and conservation of the specie (Taller Danta Centoamericana. 2005).

In Mexico, one of the areas where viable population of Baird's Tapir still exist, is the Montes Azules Biosphere Reserve, a natural protected area in the state of Chiapas. There, in the southern portion of the Reserve, we have been monitoring this mammal

populations, using indirect tracking techniques and camera traps from May 2010 to March 2012. By using photographic and video technologies we have been able to observe behavioral aspects of Baird's tapir, that would have been difficult to identify in the wild. Here, we report noteworthy visual evidence (a photograph series and video) that can help us have a better understanding of tapir behavior.

We placed camera traps in 22 different locations (trapping location) from May 2010 to March 2012. Two of the trapping locations showed a high tapir activity through the years. One (site A) is located two hundred meters from Chajul Field Station (UTM: 15Q0720358, 1782694), this is a seasonally flooded rainforest where plant species such as *Bravaisia integerrima*, *Brosimum alicastrum* and *Pouteria sapota* are common. The second camera (site B) is located in a spring (UTM: 0726587, 1804751), where plant species *Dialium guianensis* and *Hirtella americana* are abundant. There, we have recorded several ungulate species such as red brocket deer (*Mazama temama*), collar peccary (*Pecari tajacu*), white tailed deer (*Odocoileus virginianus*) and *T. bairdii*, that frequently visit the site to drink water, spending in average more than two minutes in the area.

After one year, we registered 89 and 94 independent captures (Yasuda. 2004) of the species in site A and B, respectively. As a result we were able to identify eight individuals, one female, one adult male, one subadult male and one young in each site. We removed the cameras in site A during the rainy season (end of August and September) and replaced them during the second week of October. On site B the cameras operated continuously during the whole monitoring period.

At the end of June 2010, we photographed one female with its young in site A. Also, repeatedly during the same days, we photographed two males that separately visited the site to eat saplings of *B. alicastrum* and the fruit of *P. sapota* (as confirmed in photographs and in situ identification of the species). The camera trap in this site did not capture any tapir, nor did we register any footprints from October 2010 to January 2011, with less than 5 captures until May 2011, when activity intensified. At this time we

repeatedly observed two male tapirs moving together. One appears to be a subadult without distinguishable scars in the body and both ears complete, the second one appears older with several scars in the body and ears broken.

During the last week of June and the first week of July 2011 we photographed the subadult male visiting site A, rubbing it's body against the trees and by the 5th of July we observed, through a serie of photographs that, both males charge each other in circles biting each other forelimbs and the older male tries to mount on the young one. Although this behavior is similar to courtship described elsewhere (Tortato et al. 2007), we interpret this as a territorial behavior where the older male attempts to show it's dominance, this ethology has been observed in other mammals, but to our knowledge it has never been described in tapirs before. The rest of the year we photographed the two male individuals independently and also the older male and female feeding and walking together. After the rainy season 2011, we observed the same pattern as in 2010, with no tapirs captured until february 2012.

In site B, during 2010 we detected a female and adult male, in September we photographed the female with it's young visiting the spring. The rest of the year we observed male and female visiting the site separately but never recaptured the young. By april 2011 we captured one adult male lacking an eye and one subadult male visiting the spring separately, simultaneously we photographed the adult male and female visiting the site several times together and in August 2011 we observed the female with obvious developed and hanging udders, identified as nursing female (Montenegro. 1998). Finally on February 2012 we captured in different videos the female with it's young (older than 6 months as observed in video, without yellow and white spots and stripes covering the body; Montenegro. 1998), by this time we had identified four different recognizable individuals visiting the area, and frequently captured in video the subadult male and the adult male with the female spending several minutes in the spring.

Most of the studies agree that tapirs are solitary animals (Vaughan. 1972, Naranjo. 2004) although, it has been previously described that both parents appear to have a role in

caring for their young as the entire family unit moves together (Terwilliger. 1978). Hence, we believe that our observations in both sites are an example of family grouping behavior, which appears to be more common than thought. Our results show that, in the wild, there is far more social interaction than commonly documented and that parental care is very important.

We are still working and processing valuable information on tapir behavior obtained from video cameras that help us have a better understanding on the ethology of the specie. Our observations are very relevant to the conservation and management of the specie, since they reveal that the recovery of the populations might not be easy due to slow reproduction rates, and that home range, territorial behavior and parental care are relevant dynamics that must be taken into account when designing management plans.

3. Pecarí de labios blancos: el caso de la Laguna Jacana.

El pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) es una de las tres especies de Tayassuyidos que habitan el Neotrópico. Es uno de los ungulados más grandes de los bosques tropicales en Centro y América del Sur (Fragoso 1998).

Son principalmente diurnos y forman mandadas de cien o más individuos (Ceballos y Oliva 2005) que ocupan grandes territorios (Kiltie y Terborgh 1983). Varios autores han sugerido que el pecarí de labios blancos es una especie nómada (Bodmer 1990), sin embargo tanto Fragoso (1998) como Mendes Pontes y Chivers (2007) encontraron evidencia de varios grupos que presentan un ámbito hogareño bien definido y no observaron migraciones.

El pecarí de labios blancos se encuentra en el Apéndice II de CITES (IUCN 2012) y en México se considera como una especie en peligro de extinción, posiblemente extirpado de Veracruz, Tabasco y Yucatan. Actualmente, es probable que solo subsista en algunos manchones de selva alta como Los Chimalapas, La Lacandona en Chiapas ; Calakmul y Sian Ka'an en Quintana Roo (Ceballos y Oliva 2005). Esta especie ha sido fuertemente aprovechada primeramente como fuente de alimento por grupos étnicos y rurales también utilizada con el objetivo de extraer pieles para la industria peletera en el mundo (Bolaños y Naranjo 2001).

En el presente estudio se colocaron cuatro cámaras trampa en un área (Área D, Sitio de Estudio. Figura 1) donde previamente se observó directa e indirectamente a la especie. Este sitio es una llanura inundable (Siebe et al. 1996) donde predomina la selva alta perennifolia y el estrato medio está dominado por palmas del género *Bactis sp.*, por lo que la vegetación se considera de tipo palmar (Martínez. com. pers.). El área esta rodeada por un meandro asociado al río Lacantún, que originó una laguna en forma de media luna. El área permanece inundada al menos tres meses cada año (obs. pers.).

Las cámaras operaron continuamente de abril a septiembre del 2011 (temporada de sequía), periodo tras el cual fueron retiradas debido a las inundaciones. Simultáneamente se realizaron muestreos en otras áreas circundantes como lo descrito en el método. Se consideró como registro independiente una observación cada 24 horas como lo descrito anteriormente, los registros, en este caso son por grupos en lugar de individuos.

Con un esfuerzo de 600 días trampa, se obtuvo un total de 41 registros independientes de la especie (Anexo Fotográfico). Siendo los meses de junio, julio y agosto aquellos con el mayor número de registros (Anexo 5: Figura 2). Los registros obtenidos son de grupos donde se cuentan hasta 30 individuos por fotografía y se observan machos de gran tamaño, juveniles, hembras y crías, por lo que se calcula que el tamaño de las piaras es mayor a treinta.

Esta especie se ha observado directamente en una ocasión en el área A y en un par de ocasiones en los alrededores del área B, sin embargo nunca fue fotografiada. Incluso, en el área D los registros fotográficos son pocos y el esfuerzo de muestreo es muy pequeño como para estimar probabilidades de ocupación y mucho menos comparar con las otras áreas de estudio. Sin embargo las diferencias en la presencia de la especie entre las áreas es notoria y por ello la importancia de los datos que aquí se presentan.

Una posible explicación a la presencia de esta especie en el área D, esta relacionada con las características del hábitat en dicho sitio: el tamaño del área alrededor de la laguna, el tipo de selva inundable donde se forman lodazales, la vegetación dominada por palmas de *Bactris sp.* y la escasa presencia humana en la zona podrían representar un ambiente idóneo para el pecarí, que por formar grandes manadas requiere un extenso territorio de selva bien conservada para su supervivencia.

Hasta el momento resulta difícil hacer inferencias confiables y es recomendable mantener el monitoreo en el área, así como localizar sitios con características de vegetación similares que nos permitan poner a prueba la hipótesis sobre la relación con el tipo de hábitat y tener un mejor entendimiento de la dinámica poblacional de esta especie.

4. Fototrampeo: Una herramienta para la difusión de la ciencia y la conservación.

Hoy en día, una de las herramientas más utilizadas para el estudio de la fauna silvestre es el “fototrampeo”, que consiste en la colocación, en sitios estratégicos, de cámaras especiales (llamadas “cámaras-trampa”) que se activan con un sensor térmico y de movimiento, retratando al instante al animal que pasa enfrente de ella. Esta técnica puede ser utilizada en cualquier ecosistema, pero resulta de gran utilidad en lugares donde las especies son evasivas, difíciles de observar directamente, o de hábitos nocturnos, como es el caso de las selvas tropicales.

Los estudios con cámaras trampa pueden resultar en historias de captura para especies cuyos individuos se pueden diferenciar (Anexo Fotográfico), así como historias de captura para especies que no se pueden identificar individualmente. En ambos casos, dependiendo de los objetivos del estudio, cada tipo de datos puede ser utilizado para estimar el tamaño de una población, la riqueza, la ocupación de un sitio o las abundancias relativas.

El uso de la fotografía para el estudio de la fauna silvestre se ha vuelto imprescindible, ya que además de facilitar el trabajo de los investigadores, se minimiza significativamente la perturbación a los animales que son el objeto de estudio, a diferencia de otros métodos utilizados para monitorear a la fauna como el uso de collares y la colocación de trampas de captura.

En el presente estudio, las cámaras trampa se han utilizado para comprender las dinámicas de las poblaciones de los mamíferos terrestres de talla mayor que viven en el sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Los casos de especies como el jaguar y del tapir, son especialmente importantes pues se encuentran enlistadas dentro de la NOM-059-ECOL-2001 como especies en peligro de extinción.

Con el tiempo, las cámaras trampa se han convertido en nuestros ojos. El uso de tecnología fotográfica ha revolucionado la forma de entender y estudiar los mamíferos

dentro de un ecosistema, minimizando la alteración del comportamiento natural de los animales y permitiendo observar lo que sucede en las selvas mientras nosotros no estamos ahí.

Gracias al uso de cámaras trampa se ha logrado determinar la presencia de las especies de interés (Anexo Fotográfico) y con la información obtenida hacer un estimado de su abundancia, la riqueza de la comunidad y la interacción entre estas y otras variables. No conformes con ello, mediante el uso de cámaras de video, ha sido posible comenzar a descifrar el comportamiento de los grandes depredadores y sus presas.

Las cámaras trampa de video han resultado una herramienta sumamente importante para la comprensión de la etología de algunas especies, como el tapir y el jaguar. Con estos videos se están analizando los datos a nivel ecológico a la par que se realizan breves cápsulas de difusión que tienen el objetivo de transformar la información a un lenguaje accesible para todo el público. Dichas cápsulas se pueden acceder en la dirección web: <https://vimeo.com/70806265> y <https://vimeo.com/70089955>

Las estrategias de comunicación son un requisito indispensable para influir en la opinión pública, las agendas públicas y de gobierno. La comunicación genera visiones colectivas y referentes comunes, moldea las percepciones y contribuye al entendimiento y la definición del problema a nivel público.

Estos videos, producto de metodologías científicas como el fototrampeo, pueden ser utilizados como una estrategia de comunicación y una herramienta para la educación ambiental que tiene como un objetivo otorgar valor ecológico, estético, económico y científico de cada recurso. Además, es un paso introductorio para el planteamiento de estrategias de conservación, pues es posible utilizar al jaguar y a al tapir como especies “bandera” para generar recursos para las organizaciones, los científicos y el gobierno; así como promover la conservación de los ecosistemas donde habitan.

5. Tablas, figuras y anexo fotográfico.

Tabla 1. Tipo de vegetación (SAP: selva alta perennifolia, SMS: selva mediana subcaducifolia, SBS: selva baja subcaducifolia y P: palmar) y altura del dosel (A>40 m y B< 40m) alrededor de los sitios donde se colocaron las cámaras trampa. El tipo de vegetación se determinó haciendo un listado de las especies de lianas y árboles que se encontraron en un diámetro de 50 metros alrededor de cada cámara y con la ayuda del experto en vegetación tropical, Biol. Esteban Martínez.

Area	Cámara	Veget	Alt
A	1	SAP	A
A	2	SAP	A
A	3	SBS	B
A	4	P	B
A	5	SAP	A
A	6	SMS	B
B	1	SMS	A
B	2	SAP	A
B	3	SAP	A
B	4	SAP	A
B	5	SMS	B
B	6	P	B
C	1	SAP	A
C	2	p	A
C	3	SMS	A
C	4	SAP	B
C	5	SMS	B
C	6	SMS	B

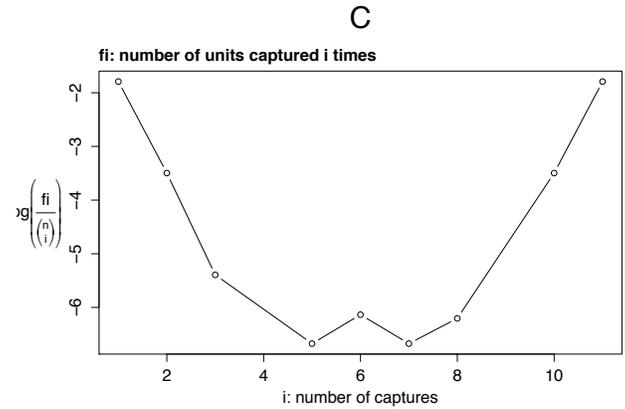
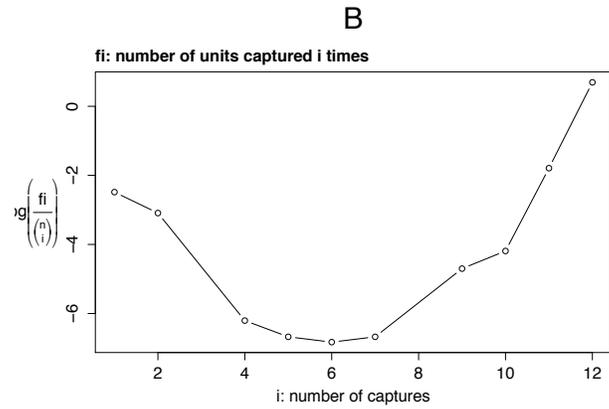
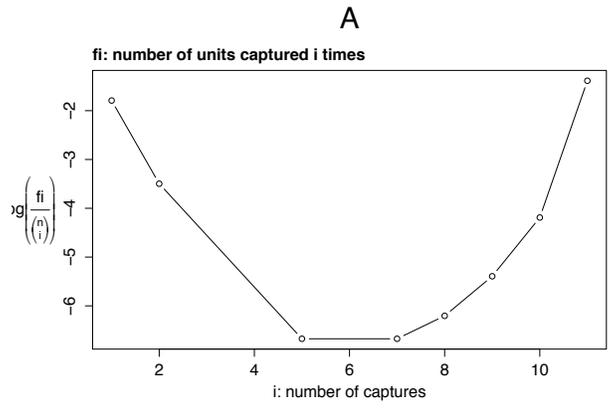


Figura 1. Gráficos exploratorios de f_i para los modelos C-R de la riqueza de especies en las tres áreas de muestreo (A, B y C). Las tres gráficas muestran una forma cóncava lo cual indica que hay heterogeneidad en las probabilidades de captura para cada especie.

Tabla 2. Variables de ocupación y actividad humana por cada sitio (S1-S18) utilizadas en los modelos lineales mixtos para describir la influencia de las variables estandarizadas (0-1, indicando con el 1 el sitio con el mayor valor) de actividad humana (dc=densidad de caminos, dp=distancia al poblado, ca=cacería, dcm=distancia a la cabecera municipal), sobre la probabilidad de ocupación de las especies (tb=T. bairdii, po=P.onca, mt=M.temama, pc=P. concolor, tt=T.tajacu, ov=O.virginianus) en las tres áreas de estudio (A, B y C).

Area	Sitio	dc	dp	ca	dcm	tb	po	mt	pc	tt	ov
A	S1	1	1	0.2	0.3432	1.44E-06	2.50E-04	0.99999	5.14E-07	1.00E+00	2.45E-03
A	S2	0.75	0.5714	0.2	0.314	3.69E-07	1.00E+00	0.99988	1.89E-08	1.00E+00	2.69E-04
A	S3	0.75	0.3529	0.3	0.2978	5.58E-07	1.84E-06	0.99989	3.16E-08	4.74E-02	2.45E-03
A	S4	0.5	0.2182	0.3	0.27	1.41E-06	2.50E-04	0.99998	2.20E-06	1.00E+00	2.45E-03
A	S5	0.5	0.2609	0.3	0.2832	7.11E-07	2.50E-04	0.99999	2.20E-06	1.00E+00	2.45E-03
A	S6	0.5	0.1967	0.2	0.2656	4.84E-07	3.16E-11	0.99998	2.93E-07	1.00E+00	2.45E-03
B	s7	0.75	0.48	0.7	0.7864	9.46E-07	2.50E-04	0.99999	1.73E-06	1.00E+00	1.00E+00
B	S8	0.25	0.6667	0.8	0.7297	5.47E-07	1.00E+00	0.99999	2.20E-06	1.44E-04	2.45E-03
B	S9	0.25	0.24	1	0.8438	5.54E-07	1.00E+00	0.99977	3.70E-07	7.81E-05	8.70E-05
B	S10	0.25	0.3158	1	1	5.58E-07	6.63E-15	0.99999	5.55E-07	8.16E-05	2.45E-03
B	S11	0.25	0.169	0.8	0.6864	5.58E-07	1.00E+00	0.99999	8.36E-08	4.74E-02	2.45E-03
B	S12	0.25	0.1395	1	0.6231	3.92E-07	1.00E+00	0.99999	1.00E+00	1.00E+00	2.45E-03
C	S13	0.08	0.0656	0.2	0.5031	5.58E-07	1.08E-08	0.99977	1.00E+00	1.00E+00	2.45E-03
C	S14	0.08	0.0606	0.2	0.5127	7.18E-07	2.66E-04	0.99977	5.07E-07	4.74E-02	2.45E-03
C	S15	0.08	0.0566	0.1	0.4765	3.69E-07	9.88E-05	0.99999	2.20E-06	1.00E+00	1.61E-04
C	S16	0.08	0.0533	0.1	0.4286	2.92E-06	1.00E+00	0.99992	5.67E-07	3.46E-04	2.66E-04
C	S17	0.08	0.0504	0.1	0.401	1.41E-06	2.50E-04	0.99998	2.20E-06	4.74E-02	2.45E-03
C	S18	0.08	0.048	0.1	0.3857	5.58E-07	4.51E-03	0.99995	1.02E-05	1.77E-01	3.84E-03

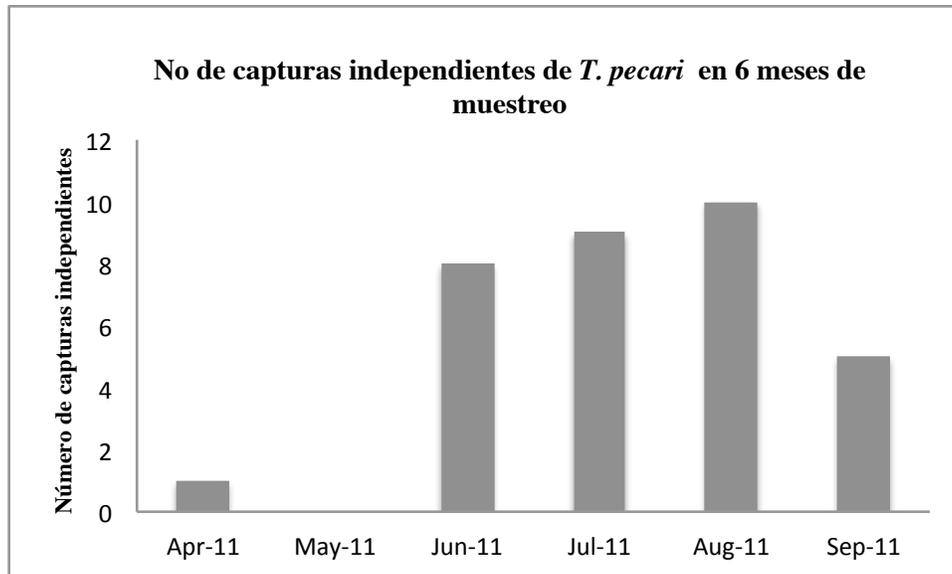


Figura 2. Número de capturas independientes de grupos de *T pecari* (pecarí de labios blancos) en el área de muestreo D (Figura 1, Capítulo 2) en seis meses de muestreo (de abril a septiembre del 2011).



ANEXO FOTOGRÁFICO.



PANTHERA ONCA
Área: "A"
Sitio: Sabana
Fecha: Marzo y Abril 2012
Sexo: Macho
ID: M4



PANTHERA ONCA
Área: "C"
Sitio: 3
Fecha: Febrero y Abril 2012
Sexo: Macho
ID: RTM1



LEOPARDUS PARDALIS
Área: "A"
Sitio: Mirandoa
Fecha: Diciembre 2010
Sexo: NA



MAZAMA TEMAMA
Área: "B"
Sitio: Blind
Fecha: Julio 2011
Sexo: Macho



TAPIRUS BAIRDII

Área: "B"

Sitio: Loma

Fecha: Abril 2012

Sexo: Macho y hembra



PUMA CONCOLOR

Área: "B"

Sitio: Loma

Fecha: Abril 2012

Sexo: NI



PECARI TAJACU

Área: "C"

Sitio: 4

Fecha: Mayo 2011

Sexo: NI



TAYASSU PECARI

Área: "D"

Sitio: 3

Fecha: Junio 2011

Sexo: NI (cría y adultos bañándose en lodazales)