

30 SEP 2004

RECIBIDO

Turrialba, Costa Rica

Distribución potencial y características del paisaje asociadas al hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México

MERCEDES CONCEPCIÓN GORDILLO RUIZ

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

**PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO
Y LA CONSERVACIÓN**

ESCUELA DE POSGRADO

**DISTRIBUCIÓN POTENCIAL Y CARACTERÍSTICAS DEL PAISAJE
ASOCIADAS AL HÁBITAT DEL TAPIR (*Tapirus bairdii*) EN LA RESERVA DE
LA BIOSFERA LA SEPULTURA, CHIAPAS, MÉXICO**

**Tesis sometida a consideración de la Escuela de Postgrado, Programa de Educación
para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de
Investigación y Enseñanza como requisito parcial para optar al grado de:**

Magister Scientiae

Por

Mercedes Concepción Gordillo Ruiz

CATIE

Turrialba, Costa Rica 2004

Biblioteca Conmemorativa
ORTON - IICA - CATIE

30 SEP 2004

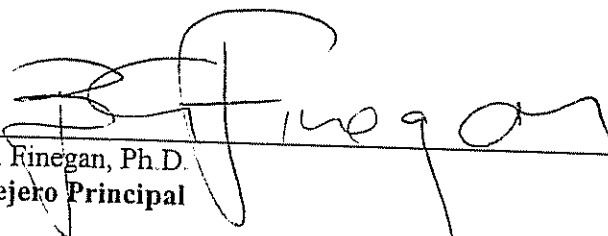
RECIBIDO

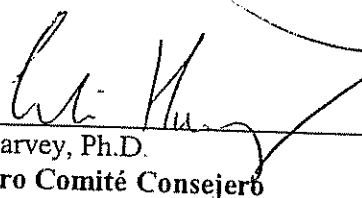
Turrialba, Costa Rica

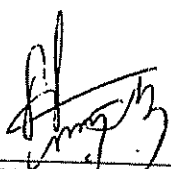
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

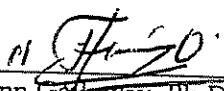
MAGISTER SCIENTIAE

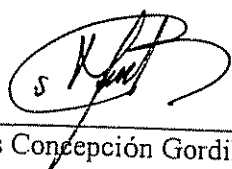
FIRMANTES:


Bryan Finégan, Ph.D.
Consejero Principal


Celia Harvey, Ph.D.
Miembro Comité Consejero


Sergio Velásquez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero


Glenn Galloway, Ph.D.
Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado


Mercedes Concepción Gordillo Ruiz
Candidata

DEDICATORIA

**A mi dios, por regalarme este amor, sensibilidad
y compromiso de trabajo hacia la NATURALEZA!!**

**A mi amado esposo Jorge Cruz,
gracias CIELO por tu infinito amor, confianza
y apoyo durante este proceso**

A mi querido Chiapas y su biodiversidad

***Pues, meramente !!danta!!
(Dicho popular Chiapaneco)***

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi sincero agradecimiento al programa de becas préstamo del CATIE y la fundación C&G, por el apoyo financiero que permitió la realización de mis estudios de maestría.

Agradezco a mi consejero, el Ph. D. Bryan Finegan por los conocimientos proporcionados, lucha compartida y los ejercicios de reflexión que apoyaron mi proceso de formación durante estos dos años. Gracias profesor!!

A los miembros del comité asesor, Ph. D. Celia Harvey y MSc. Sergio Velásquez, por la guía, discusiones y sugerencias al trabajo de tesis.

Al Instituto de Historia Natural y Ecología, en particular al M. en C. Epigmenio Cruz Aldan, coordinador del proyecto Ecología, biología y conservación del tapir (*Tapirus bairdii*) en Chiapas, quien gracias a su asesoría en campo y apoyo logístico hicieron posible la realización de esta investigación.

Al LAIGE- Ecosur, en especial al M. en C. Miguel A. Castillo y M. en C. Alejandro Flamenco, por el apoyo académico, de información y logístico proporcionado a la autora permitiéndole adquirir conocimientos y habilidades en el manejo de los SIG.

A la CONANP y la administración de la REBISE, Biol. Carlos Pizaña e Ing. Victor Negrete, por el apoyo logístico y facilitación de las instalaciones de la reserva.

A las comunidades y autoridades ejidales que habitan en la REBISE, por la información y ayuda prestada durante para la realización del trabajo de campo.

A Julio, Diego Díaz (ECOSUR), Carlos Chávez, Jorge *el colicho*, Julio Ballinas, Daniel Ruiz, Daniel Gómez, José Domingo Cruz, Antonio Escobar, Juvenal (INHyE) y Rafael Arzate (CONANP), quienes por su valiosa ayuda en campo y laboratorio fueron piezas claves para la realización de este trabajo.

A Malenita Martínez (ECOSUR), por su amistad y ayuda en la facilitación de información a distancia. Gracias Male!!

A mis hermanas adoptivas Zayrita Ramos y Lorca León, quienes con sus consejos y apoyo moral, facilitaron mi estancia en CATIE. Además, gracias por compartir conmigo el sabor y olor de una *buena amistad*, las quiero mucho chicas!!

A Adrián Sarabia, por su infinita paciencia, el cafecito y amistad que hicieron agradable mi estancia en San Cristóbal de la Casas.

A mis amigos, Susy Guardia, Mónica Salazar, Mario Chacón, Lorena Romero, Tangaxuan Llanderal, Jannette Cárdenas, Róger Meneses, Yosette Mata, por compartir su cultura y hacerme sentir en familia durante mi estadía en CATIE.

Gracias a mi nueva familia Concepción López, Romeo Cruz, Sandra y J.J. Cruz López, por adoptarme como hija y brindarme su apoyo incondicional en todo momento.

A las niñas de mis ojos Tere y Vero, por su amor y paciencia durante todo este tiempo.

A mis padres Luci y Paco, que han estado en todo momento apoyándome y aconsejándome
Gracias Padres!!!

A mi colega y esposo Jorge A. Cruz López, quien fue eje transversal y luchó mi lado día a día
para ayudarme a sacar adelante este reto.

A cada uno de las personas que de manera directa e indirectamente hicieron posible alcanzar
esta meta, un sincero agradecimiento.

CONTENIDO

APROBACIÓN	ii
DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
CONTENIDO	vi
RESUMEN	viii
SUMMARY	ix
ÍNDICE DE CUADROS	x
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
2. OBJETIVOS Y HIPÓTESIS	3
2.1. OBJETIVO GENERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
2.3. HIPÓTESIS	3
3. REVISIÓN DE LITERATURA	4
3.1. PÉRDIDA DEL HÁBITAT, FRAGMENTACIÓN Y SUS EFECTOS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE ...	4
3.2. ASPECTOS DE LA ECOLOGÍA DE PAISAJE A CONSIDERAR EN EL DISEÑO DE ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD ANIMAL EN PAISAJES FRAGMENTADOS	6
3.3 EL MODELAJE COMO HERRAMIENTA PARA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	7
3.4. APLICACIONES DE LOS SIG EN LA FAUNA SILVESTRE	8
3.5. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA DEL TAPIR MESOAMERICANO (<i>TAPIRUS BAIRDII</i>).....	9
3.6. ESTUDIOS RELACIONADOS CON EL TAPIR EN LA REBISE	10
4. LITERATURA CITADA	11
ARTICULO I	
CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE Y SU RELACIÓN CON EL HÁBITAT DEL TAPIR (<i>TAPIRUS BAIRDII</i>), EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA, CHIAPAS, MÉXICO	
1. RESUMEN	15
2.-INTRODUCCIÓN	16
3. METODOLOGÍA	17
3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	17
3.2. CARACTERÍSTICAS DE LOS PAISAJES DE ESTUDIO	18
3.3. CLASIFICACIÓN DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN	20
3.4. CÁLCULO DE LAS MÉTRICAS E ÍNDICES DESCRIPTIVOS DEL PATRÓN DEL PAISAJE	21
3.5. MÉTRICAS ASOCIADOS A LA PRESENCIA DEL TAPIR	22
3.6. ANÁLISIS DE DATOS.....	23
4. RESULTADOS	24
4.1 DESCRIPCIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE EN LOS SECTORES DE ESTUDIO	24
4.2 REGRESIÓN LOGÍSTICA	32

5. DISCUSIÓN	33
5.1 FACTORES DE DISTURBIO EN LOS PAISAJES DE ESTUDIO	33
5.2 CONFIGURACIÓN DE LOS PAISAJES	34
5.3 CONSIDERACIONES EN LA DESCRIPCIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE	36
5.4 ATRIBUTOS DEL PATRÓN DEL PAISAJE QUE MODELAN LA PRESENCIA DEL TAPIR.....	37
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	39
7. LITERATURA CITADA	40
ARTICULO II	
MODELAJE DEL HÁBITAT ADECUADO DEL TAPIR CENTROAMERICANO (TAPIRUS BAIRDII), EN UN PAISAJE ANTROPOGÉNICO BASADO EN EL USO DEL SIG	
1. RESUMEN.....	45
2. INTRODUCCIÓN	46
3. METODOLOGÍA	47
3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	47
3.2 DATOS SOBRE LOCALIZACIONES DE TAPIR EN EL ÁREA DE ESTUDIO	49
3.2.1. Datos anecdóticos	49
3.2.2. Evidencias de Tapir	49
3.3 SITIOS CONTROL Y UNIDAD DE MUESTREO	51
3.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS FACTORES DE PAISAJE	53
3.5 ANÁLISIS DE DATOS.....	56
3.5.1. Validación de la predicción del modelo logístico.....	57
3.6 MAPA DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL TAPIR.....	58
4. RESULTADOS	58
4.1 ANÁLISIS UNIVARIADOS	58
4.2 REGRESIÓN LOGÍSTICA	61
4.3 DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL TAPIR EN LA REBISE.....	64
5. DISCUSIÓN	65
5.1 SELECCIÓN DE LAS VARIABLES AMBIENTALES	65
5.2 FACTORES QUE MODELAN LA OCURRENCIA DEL TAPIR	68
5.3 CONSIDERACIONES DEL MODELO PREDICTIVO	69
5.4 IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN DEL TAPIR EN EL ÁREA DE ESTUDIO	70
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	71
7. LITERATURA CITADA	72

Gordillo, RM. 2003. Distribución potencial y características del paisaje asociadas al hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México

RESUMEN

El tapir (*Tapirus bairdii*), importante dispersor y depredador de los bosques de Mesoamérica. Sin embargo, su estado de conservación en su rango de distribución actual es crítico, esto debido a la pérdida y fragmentación de sus hábitats originales. El objetivo de la presente investigación fue aportar información espacial para contribuir al desarrollo de estrategias de conservación del tapir mesoamericano (*T. bairdii*) y sus hábitats en la Reserva de la Biosfera, La Sepultura (REBISE), en la escala de paisaje local.

Del análisis al mapa de vegetación y uso del suelo (escala 1:50, 000) en dos sectores de estudio (Palmita y Tres Picos) a través del programa *Fragstats 3.3.*, se obtuvieron características del patrón del paisaje relacionadas con los hábitats del tapir en el área de estudio. A partir, de mediciones hechas a radios (312 ha) que corresponden a datos puntuales obtenidos de áreas actualmente ocupadas (sitios activos) por la especie y de sitios generados al azar (sitios control); y, el uso de técnicas de regresión logística y SIG, se definieron los descriptores cuantitativos del patrón del paisaje y factores ambientales asociados al hábitat adecuado de la especie.

Los resultados obtenidos sugieren que la especie esta habitando áreas fragmentadas pero que guardan buen estado de conservación y alta heterogeneidad. Los pastizales representan una potencial amenaza para inducir a cambios en la configuración espacial de los hábitats (selva media y baja, bosque de pino-encino y acahuales) preferidos por *T. bairdii*. La pendiente del terreno fue la variable predictora más importante en el modelo de regresión logística. Modelo que refleja la distribución potencial de la especie, hacia los lugares más escarpados y de mayor conservación de la REBISE, como son las zonas núcleo. Sin embargo, fuera de estas zonas, el hábitat disponible esta altamente fragmentado y con poca conectividad física. Lo cual, significa que menos del 50% del territorio del área de estudio, presenta atributos de hábitat adecuado para la ocurrencia de la especie. Por ello, es necesario que las estrategias de conservación de la especie y sus hábitats en la reserva, contemple los requerimientos espaciales de ésta y principios de ecología del paisaje.

Palabras claves: *Tapirus bairdii*, patrón del paisaje, hábitat, SIG, regresión logística, heterogeneidad, pastizal, pendiente, modelo y fragmentación.

Gordillo, RM. 2003. Potential Distribution and Landscape Characteristics Associated with the Tapir (*Tapirus bairdii*) Habitat in the Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico

SUMMARY

The tapir (*Tapirus bairdii*) is an important disperser and predator of seeds in the Mesoamerican forests. However, its conservation status in its current distribution range is critical. This is due to the loss and fragmentation of its original habitat. The objective of the current study was to provide spatial information in order to contribute to the development of conservation strategies for the Mesoamerican tapir (*T. bairdii*) and its habitat in the Sepultura Biosphere Reserve (REBISE) on a local landscape level.

Landscape pattern characteristics for the tapir habitat in the study area were obtained by using the program *Fragstats 3.3* to analyze vegetation and land use maps (1:50,000 scale) in two sectors of the study (Palmita and Tres Picos). The quantitative descriptors for the landscape pattern and the environmental factors associated with the suitable habitat for the species were defined from measurements with a radius of (312 ha) which corresponded to the exact data obtained in areas that are currently used by the species (active sites) and from randomly chosen sites (control sites) as well as the use of logistical regression techniques and GIS.

The results suggested that the species inhabits fragmented areas but that maintain a good state of conservation and have high heterogeneity. Pastures represented a potential threat for inducing changes in the spatial configuration of the habitat (medium and low forests, pine-oak forest, and second-growth forest) preferred by *T. bairdii*. Slope was the most important predictor variable in the logistical regression model. This model reflected the potential distribution of the species in the steeper areas with better conservation as the REBISE nucleus zones. However, outside of these zones, the available habitat is highly fragmented and has little physical connectivity. This means that less than 50% of the territory in the study area showed attributes with suitable habitat for the species. Therefore, it is necessary that conservation strategies for this species and its habitat in the reserve consider spatial requirements and landscape ecology principles.

Key words: *Tapirus bairdii*, landscape pattern, habitat, GIS, logistical regression, heterogeneity, pasture, slope, model and fragmentation

ÍNDICE DE CUADROS

CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE Y SU RELACIÓN CON EL HÁBITAT DEL TAPIR (*Tapirus bairdii*), EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA, CHIAPAS, MÉXICO

- Cuadro 1.** Reclasificación de los tipos de vegetación y usos del suelo original, incluidas en el análisis del patrón del paisaje y los diferentes niveles de uso del hábitat por el tapir en la REBISE 20
- Cuadro 2.** Métricas e índices empleados para describir la estructura y composición del paisaje y su aptitud de hábitat para el tapir centroamericano en la REBISE 22
- Cuadro 3.** Modelos logísticos exploratorios y significancia de las variables del patrón del paisaje asociadas a los sitios activos (n=24) y aleatorios (n=24), en un área de 312 ha respecto al ámbito hogareño del tapir centroamericano, en la REBISE 32

MODELAJE DEL HÁBITAT ADECUADO DEL TAPIR CENTROAMERICANO (*Tapirus bairdii*), EN UN PAISAJE ANTROPOGÉNICO BASADO EN EL USO DEL SIG

- Cuadro 1.** Categorías de zonificación y política de manejo de la REBISE, Chiapas 58
- Cuadro 2.** Relación entre los factores ambientales (valores de las medias, con las desviaciones estándares entre paréntesis), para sitios activos (n=24) y sitios control (n=24), en un área de 312 ha respecto al ámbito hogareño del tapir centroamericano, en el área de estudio 59
- Cuadro 3.** Modelos logísticos exploratorios y significancia de los factores ambientales asociados a los sitios activos (n=24) y aleatorios (n=24), en un área de 312 ha respecto al ámbito hogareño del tapir centroamericano, en la REBISE 61

ÍNDICE DE FIGURAS

CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE Y SU RELACIÓN CON EL HÁBITAT DEL TAPIR (*Tapirus bairdii*), EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA, CHIAPAS, MÉXICO

Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México.....	18
Figura 2. Ubicación de las subunidades de paisaje (La Palmita y Tres Picos) en la REBISE.....	19
Figura 3. Mapa de los tipos de parches asociados a los hábitats originales, vegetación perturbada y usos de la tierra, en las subunidades de paisaje del área de estudio.....	25
Figura 4. Representación de las diferentes tipos de hábitats en relación al porcentaje del área total, en los sectores de estudio.....	26
Figura 5. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación a la densidad de parches, para cada sector de estudio.....	26
Figura 6. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación al tamaño promedio de los parches y sus respectivas desviaciones estándares, para cada sector de estudio.....	27
Figura 7. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación al promedio del índice de forma de la dimensión fractal (1-2), respecto a los paisajes de estudio....	28
Figura 8. Representación de las diferentes categorías de ambientes en relación a la densidad de borde total (m/ha), para cada sector de estudio.....	29
Figura 9. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación a la proporción de área interior, para cada sector de estudio.....	30
Figura 10. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación a la distancia del vecino más cercano (m) y sus desviaciones estándares, respecto a los paisajes de estudio.....	30
Figura 11. Representación de los diferentes ambientes en el estudio con relación a los valores de interinspección y juxtaposición (%), respecto a los paisajes de estudio .	31

MODELAJE DEL HÁBITAT ADECUADO DEL TAPIR CENTROAMERICANO (*Tapirus bairdii*), EN UN PAISAJE ANTROPOGÉNICO BASADO EN EL USO DEL SIG

Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México.....	48
Figura 2. Localizaciones de tapir (<i>T. bairdii</i>) en los últimos dos años en la REBISE....	50
Figura 3. Modelo de hábitat potencial del tapir (<i>T. bairdii</i>) en la REBISE.....	52
Figura 4. Modelo de distribución potencial del tapir (<i>T. bairdii</i>) en la REBISE.....	63
Figura 5. Representación de las clases de probabilidad de ocurrencia del tapir (<i>T. bairdii</i>), para cada categoría de zonificación de manejo de la REBISE.....	64

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El tapir mesoamericano (*Tapirus bairdii*), es considerado como el mamífero más grande del neotrópico (Eisenberg 1997), un importante dispersor y depredador de semillas y una fuente ocasional de alimento para muchas personas que habitan en las áreas rurales del trópico americano (Matola *et al.* 1997, Foerster 1998, Cruz 2001). El tapir existe en poblaciones fragmentadas que van desde el sur de México, a través de Centroamérica hasta el norte de Colombia y las tierras bajas del noroeste de Ecuador (Eisenberg 1997). Dentro de esta región se considera a México junto con Guatemala y Belice constituyen más del 50% del total del hábitat disponible para *T. bairdii* (March 1994). Sin embargo, el estado de conservación actual de esta especie es crítica en toda su área de distribución, siendo las principales amenazas la pérdida de sus hábitats naturales, la fragmentación y la cacería excesiva (Naranjo y Cruz 1998, Cruz 2001).

Las razones particulares que han provocado la pérdida del hábitat del tapir varían entre las diferentes regiones del país en donde se distribuye, pero la tendencia dominante ha sido la transformación de las áreas boscosas para convertirlas en pastizales para la ganadería (March 1994). En México, los grandes proyectos de desarrollo que han promovido la ganadería extensiva, las plantaciones agrícolas a gran escala y en ocasiones la colonización en sitios con vocación forestal, han tenido un fuerte impacto sobre las áreas de hábitat disponible para el tapir en el país (CONABIO 2002).

En México las principales regiones donde persisten poblaciones de tapir son las selvas en el Istmo de Tehuantepec (aprox. 5,000 km²; incluyendo los Chimalapas, Oaxaca; la Selva El Ocote, Chiapas; y Uxpanapa, Veracruz), la Sierra Madre de Chiapas (aprox. 3,000 km²), la Selva Lacandona (aprox. 5,000 km²) en Chiapas y el sur de la península de Yucatán (aprox. 20,000 km²), en Campeche y Quintana Roo (Matola *et al.* 1997). Las mayores poblaciones de tapir se reportan en las áreas protegidas de sur del país, principalmente en los estados de Campeche y Chiapas (Matola *et al.* 1997, March 1994). No obstante, las características biológicas de la especie tales como el bajo potencial biótico (una cría cada dos años en condiciones ideales), y su baja densidad poblacional (menos de un individuo por kilómetro cuadrado). Así como, la pérdida de sus hábitats naturales y la presión por cacería, han colocado a la especie dentro de las listas de especies amenazadas en el ámbito nacional (Nom-Ecol-059) e internacional (UICN y CITES) (Matola *et al.* 1997, Foerster 1998).

Las principales áreas con hábitat para el tapir ya han sido identificadas, sin embargo, la mayor parte de estas se ubican en paisajes fragmentados, con constante amenaza por el cambio de

uso de la tierra y conflictos por la tenencia de la tierra (March 1994, Matola *et al.* 1997). Estos escenarios pueden tener graves implicaciones para la conservación de *T. bairdii* en la región mesoamericana, pues por efectos de la fragmentación y cambios en los patrones de uso del suelo, se produce una reducción del área total disponible y en la diversidad de hábitats naturales importantes para la especie (Primack *et al.* 2001). Aspectos que pueden ocasionar cambios en la oferta de recursos y calidad de los hábitats que pueden repercutir en la dinámica poblacional de la especie en el largo plazo (Bennett 1999, Kattan 2002). También, el aislamiento geográfico, causado por la destrucción y fragmentación del hábitat, puede causar un empobrecimiento genético, que le resta viabilidad a las poblaciones biológicas (Saunders *et al.* 1991). El riesgo de extinción puede verse exacerbado, además, por la vulnerabilidad que adquieren estas poblaciones a otras intervenciones humanas, como la cacería (Robinson 1996) o los incendios provocados por los sistemas de producción tradicionales -tumba y quema- que prevalecen el trópico americano (Ojasti 1993).

En un paisaje fragmentado, las estrategias de conservación que se emprendan deben tomar en cuenta los requerimientos de la flora y fauna que este paisaje alberga y de sus potenciales amenazas (Sanderson *et al.* 2002). En este contexto, es notable que uno de los principales elementos que debe considerarse para cualquier acción de protección y manejo para el tapir, es el *hábitat*. Esto, bajo el supuesto de que si reconocemos que el hábitat suministra una combinación de recursos (ej. agua, alimento, áreas de reproducción y resguardo), que promueve la ocupación por una determinada especie. El identificar factores de hábitat, claves y limitantes, permitirá promover la conservación de las especies a través del manejo de sus hábitats (Noon *et al.* 1980, Morrison *et al.* 1992, Ojasti 2000).

Además, especies como el tapir, con grandes rangos de ámbito de hogar y que requieren para el mantenimiento de poblaciones viables, especies mayores que el delimitado por las áreas protegidas (Morrison *et al.* 1992). El patrón de selección de su hábitat, puede verse fuertemente influenciado por los elementos del paisaje, tales como ríos, carreteras, cercanía a poblados, entre otros factores (Senft *et al.* 1987, Pearson *et al.* 1995, Flesher y Ley 1996, Muench 2001). Desafortunadamente, se cuenta con poca información acerca de los parámetros espaciales del tapir y como los cambios en la distribución de los recursos y sus potenciales amenazas pueden influir en sus diferentes niveles de respuesta en su proceso de selección de hábitat y distribución en el paisaje.

En función de lo antes expuesto la presente investigación constituye un primer esfuerzo para obtener información sobre aspectos espaciales del tapir mesoamericano (*T. bairdii*) y de sus hábitats en el sur de México. En particular, se determinaron características del patrón del paisaje asociadas al hábitat de la especie, en la Reserva de la Biosfera de la Sepultura (REBISE). Y de factores ambientales (paisaje, beneficio y antropogénicos), relacionados con la aptitud de hábitat para la especie en la escala de paisaje local. Esta información aporta insumos para identificar factores claves y amenazas potenciales de los hábitats preferidos por la especie en el área a esta escala. Aspectos, de la ecología de la especie que permitan direccionar esfuerzos de conservación a través del manejo del paisaje (REBISE) y de las áreas con diferente probabilidad de presencia de la especie.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Aportar elementos de información que contribuyan a desarrollar estrategias de conservación del tapir mesoamericano (*Tapirus bairdii*) y sus hábitats en la REBISE.

2.2. Objetivos específicos

2.2.1. Describir el patrón paisaje en dos sectores la REBISE, para promover el manejo de los hábitats preferidos por la especie, a esta escala.

2.2.2. Identificar factores de paisaje, beneficio, antropogénicos asociados a la presencia del tapir que permitan modelar la ocurrencia de la especie en el área de estudio.

2.2.3. Determinar áreas de distribución potencial de *T. bairdii* en el reserva

2.2.4. Con base en lo anterior establecer implicaciones para conservación de la especie en el área de estudio.

2.3. Hipótesis

2.3.1. Existe relación entre índices y métricas del paisaje y la presencia del tapir en la reserva

2.3.2. La cobertura, ríos, pendiente, atributos de paisaje, caminos, poblados y densidad humana, presentan relación con la distribución espacial del tapir en el área de estudio.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Pérdida del hábitat, fragmentación y sus efectos sobre la fauna silvestre

La transformación de los bosques húmedos tropicales que resultan de las actividades humanas es una de las principales causas por las que la diversidad biológica se está perdiendo en el mundo (Kattan 2002). La FAO (2001), reporta que alrededor del 47% (1, 800 millones de ha) de los bosques en el mundo son tropicales, los cuales albergan más de la mitad de la riqueza de especies en el planeta. Sin embargo, durante el decenio de 1990, la pérdida total de bosques naturales ascendió a 16 millones de hectáreas por año, de las cuales 15,2 millones se perdieron en los trópicos. Cabe señalar que la deforestación en el trópico no ha sido un fenómeno aleatorio desde el punto de vista espacial, si no que se ha concentrado en sitios de interés para actividades humanas, por lo que en una región se puede llegar a perder totalmente ciertos tipos de hábitats (Kattan 2002).

En los bosques tropicales, la deforestación ha creado paisajes fragmentados en los que algunos remanentes o parches de bosque original, de tamaño y formas variables, quedan inmersos en una matriz de hábitats transformados (Kattan 2002). Las consecuencias de la fragmentación progresiva incluyen la disminución del hábitat para algunas especies vegetales y animales, la creación de nuevos hábitat, disminución en la conectividad, del tamaño de los parches, incremento de las distancia entre parches, aumento de la expansión del borde al interior del hábitat y cambios en los componentes bióticos y abióticos del paisaje, entre otros fenómenos de naturaleza desconocida (Saunders *et al* 1991). Actualmente esta tendencia es considerada una de las principales causas de extinción de especies de fauna silvestre tanto a nivel local como regional (Kattan 2002). La pérdida del hábitat y la fragmentación, por ejemplo, son identificadas como las principales causas para el estado de amenaza del 75% de los mamíferos, 44% de las aves, 68% de los reptiles, 58% de los anfibios, 55% de los peces y 47% de los insectos presentes en la lista roja de animales amenazados o en peligro de extinción (UICN 2000).

La extinción de especies en principio es resultado de dos fenómenos que ocurren a diferentes escalas, que son: a nivel de paisaje (regional) y a escala local (fragmentos) (Morrison *et al*. 1992). El primer proceso involucra la reducción de la cobertura boscosa, con ello se reduce no solo diversidad de hábitats a nivel regional, si no el área total de hábitat disponible afectando a las especies que necesitan hábitats continuos para mantener poblaciones viables (Kattan 2002; Bennett 1999). A escala local, la fragmentación deja poblaciones aisladas en los parches

remanentes y por aislamiento geográfico, estas poblaciones tienden a reducir el tamaño poblacional, lo cual incrementa su riesgo de extinción, ya sea por factores demográficos (bajo número de individuos) o por factores estocásticos (Saunders *et al* 1991, Bennett 1999, Telleria 2000, Kattan 2002).

Así, las probabilidades de extinción de las especies dependen de los patrones de fragmentación a nivel de paisaje y de algunas propiedades críticas de las especies como la habilidad de dispersión, requerimientos especiales de hábitat y la resistencia a efectos de borde (Dale *et al.* 1994). Por ejemplo, la vulnerabilidad a la fragmentación en animales grandes o depredadores superiores está en función de la configuración del mosaico de hábitats, en la escala media o grande (decenas o centenares de km²), más que del área misma de los fragmentos individuales, esto debido a que el ámbito de actividades de estos organismos es normalmente mayor que la extensión de los fragmentos (Adrén 1994, Kattan 2002).

En un paisaje variegado donde la matriz continua siendo boscosa, lo más probable es que los patrones de movilización y supervivencia de estos animales se vean poco afectados (Thiollay 1989). Tal situación obedece a que un animal con área de actividad grande normalmente se desplaza a través de una gran variedad de hábitats, donde cada hábitat puede servir como complemento en el desempeño de sus funciones vitales (Parks y Harcourt 2002). Sin embargo, a medida que aumenta la deforestación, es posible que se comience a perturbar los patrones de movilización y la dinámica poblacional de estos organismos.

Por consiguiente, aún a un nivel intermedio de deforestación, una población puede extinguirse. Los grandes depredadores, por ejemplo, necesitan moverse, diaria y estacionalmente, a escalas muy grandes, por ejemplo un jaguar puede requerir un área de 25 km² (Aranda 1996, Kattan 2002). Incluso los depredadores medianos y pequeños (por ej *Herpailurus yaguaroundi*, *Leopardus pardalis* y *Urocyon cineroargenteus*) necesitan una escala espacial muy grande para mantener una población viable (García 2000). Por ello, es importante comprender los mecanismos en que se ven afectadas las especies de la fauna silvestre por la fragmentación de sus hábitats, información que permitirá establecer estrategias de conservación para minimizar el riesgo de extinción local y el impacto de los procesos ecológicos en los que participan estas especies para el mantenimiento de la dinámica de los bosques tropicales (Ojasti 1993 y 2000).

3.2. Aspectos de la ecología de paisaje a considerar en el diseño de estrategias para la conservación de la diversidad animal en paisajes fragmentados

A la luz de nuevas teorías que ayuden en la conservación de la biodiversidad, surge la *ecología de paisaje*, el campo de estudio de ésta, subyace en la interrelación espacial y temporal entre los elementos de un paisaje (patrón espacial) y su relación con la flora y fauna que allí habitan. Asimismo, esta subdisciplina pone énfasis, en que cambios en la heterogeneidad (patrón espacial) de un paisaje, puede tener efectos sobre la diversidad y disponibilidad de hábitats, patrones de movimiento de las especies y la estructura espacial de las poblaciones (Turner 1989, Turner *et al.* 2001, Kattan 2002). Temática, que cobra importancia en particular en las regiones tropicales, donde las actividades humanas han modificado el ambiente, hasta el punto que los patrones más comunes en muchos paisajes son mosaicos de asentamientos humanos, terrenos agrícolas y remanentes de bosque original (Bennett 1999, Kattan 2002). Por lo general, esta transformación implica la aparición de parches o hábitats, de tamaños y formas variables, los cuales quedan inmersos en una matriz de hábitats simplificados como monocultivos y pastizales (Kattan 2002).

Para la fauna silvestre un paisaje esta conformado por un mosaico de parches de distintos tipos de hábitats (Kattan 2002). Donde las unidades o elementos espaciales reconocibles de un paisaje son: los parches y la matriz. Un parche es un área no lineal relativamente homogénea que difiere del área adyacente. La matriz es el elemento predominante en el mosaico del paisaje, y se caracteriza por tener área extensa, alta conectividad y control de la dinámica del paisaje (Forman 1995). Aquí, la heterogeneidad de un paisaje esta representada por los distintos tipos de hábitats, geofomas, la disposición o entremezcla de estos elementos y la yuxtaposición de los parches que conforman el hábitat de una especie (McGarigal *et al.* 2002, Turner *et al.* 2001).

Una tendencia hacia la reducción de la heterogeneidad espacial puede inducir a cambios en la distribución de recursos y requerimientos esenciales, lo cual puede traducirse en efectos adversos sobre el crecimiento, reproducción, y dispersión de las especies (Hobbs 1993, Ojasti 2000). Esto permite sugerir, a los componentes de la estructura del paisaje como los atributos como importantes en la delimitación del área efectiva hábitat para la fauna (Dale *et al.* 1994, Quitana 1996). Por ello, si se desea conservar especies, es necesario entender la capacidad de éstas para vivir dentro de los hábitats, movilizarse entre éstos y reconocer que los procesos ecológicos del ambiente, pueden influir en la dinámica de población de la fauna silvestre (Bennett 1999).

Dentro de los paisajes antropogénicos, los hábitats remanentes pueden variar en calidad, término que difiere de acuerdo con la especie. Sin embargo, para algunas de estas especies, los remanentes pueden resultar poco adecuados para contener poblaciones de suficiente tamaño para mantener su viabilidad. Por lo que, la extinción sería inevitable si no fueran conectadas a metapoblaciones, a éstas se les denomina “subpoblaciones sumidero”. En cambio otros remanentes de mayor tamaño presentan las condiciones adecuadas para el mantenimiento de subpoblaciones grandes, denominadas “subpoblaciones fuente” (Kattan 2002). Los efectos del proceso de fragmentación a esta escala, pueden ser determinantes importantes de la dinámica de las metapoblaciones al interior de los parches de hábitat y para la continuidad de los procesos ecológicos. Hipotéticamente, el proceso puede afectar parámetros poblacionales clave, como las tasas de supervivencia y reproducción, patrones de migración y dispersión, donde las poblaciones y la diversidad genética se reducen entre otros (Terborgh 1992, Carrillo 2000). En la práctica, resulta difícil identificar hábitats fuente y sumidero, para aquellas especies que se comporten como metapoblaciones (Turner *et al.* 2001). Por ello, contar con una caracterización de la composición y arreglo espacial de los hábitats, definir áreas potenciales de hábitat y señalar los patrones de movimiento de las especies de fauna silvestre, puede ayudar a determinar los hábitats-parche (sumidero y fuente), elementos importantes para mantener la viabilidad de las especies en paisajes culturales.

3.3 El modelaje como herramienta para conservación de la biodiversidad

En los últimos años se ha puesto mayor interés al estudio de las relaciones entre especies y las áreas de hábitats que ocupan, debido a las implicancias que pueden tener en la conservación de éstas (Turner 1989, McCoy y Mushinsky 1994, Kattan 2002). En este trabajo se adopta la definición de Nelson y Hooper (1974), considerando al *hábitat*, como la suma de los factores ambientales que una determinada especie requiere para poder sobrevivir y reproducirse en un área. Una consideración del análisis del hábitat, es su utilidad como herramienta para determinar áreas potenciales para la distribución de la biodiversidad. Y los insumos que pueda proporcionar en la búsqueda estrategias rápidas y aplicadas para el manejo de paisajes culturales, que puedan favorecer la conservación de los hábitats de la fauna silvestre y la biodiversidad en general (Turner *et al.* 2001, Kattan 2001).

Un modelo involucra la construcción de representaciones simbólicas de la función de un sistema, los atributos a evaluar variarán de acuerdo con la especie o grupo focal a estudiar. Éstos, se utilizan para registrar o predecir la respuesta de una especie a su ambiente. Dos principales

tipos de predicción se pueden derivar de ellos: (a) la primera, corresponde a la explicación de los patrones observados en la presencia o abundancia de una especie, en el tiempo y en el espacio en el que fueron tomados los datos originalmente; (b) la segunda implica la predicción de la respuesta de la especie en condiciones de espacio y tiempo no representadas por los datos usados para generar el modelo (Morrison *et al* 1992). Indistintamente, es necesario realizar una validación de los modelos de hábitat para poder utilizarlos con fines predictivos. Esto, debido a que los sistemas biológicos cambian en el tiempo y que la mayoría de los modelos son específicos para una determinada área y período de tiempo. A pesar de la limitación impuesta por la especificidad de los modelos de hábitat pueden resultar aproximaciones valiosas para análisis y evaluación de los hábitats para una especie, la planificación de áreas protegidas y la toma de decisiones para su conservación (Retamosa 1999).

El modelaje es más frecuentemente empleado para predecir la distribución de la fauna en áreas extensas, sobre todo para aquellas especies que naturalmente tienen bajas densidades, móviles y que además son difíciles de muestrear en campo, como por ejemplo los felinos y herbívoros grandes (Treweek 1999). En general, un modelo de hábitat potencial puede ser construido a partir de información disponible sobre los rangos de distribución, requerimientos esenciales; interrelaciones especie-hábitat y algunas variables antropogénicas que pudieran amenazar la calidad del hábitat para las especies (Treweek 1999; Patton 1992).

En el presente, se han desarrollado diversos métodos para analizar y evaluar las variables físico-biológicas del hábitat de la vida silvestre con el fin de obtener modelos que permitan deducir la probabilidad de un hábitat para una determinada especie (Gyse y Lyon 1987). Para tal propósito se han empleado las siguientes metodologías: Evaluación regional del paisaje para la vida silvestre (Anderson *et al.* 1987), modelos de regresión lineal múltiple (Gaudette y Stauffer 1988), modelos de regresión exponencial (Patton 1992), modelos de gradiente de hábitat (Short 1982) y el procedimiento de evaluación de hábitat (U.S. Fish and Wildlife Service 1980), entre otros.

3.4. Aplicaciones de los SIG en la fauna silvestre

En la actualidad la disponibilidad de contar con instrumentos de teledetección remota y los sistemas de información georeferenciada (SIG), los han convertido en herramientas indispensables en la investigación de problemas ecológicos a distintas escalas espaciales (Chuvieco 1996). A través del uso de los SIG se permite el manejo simultáneo de una base de

datos recabados con diversos fines. Además, se emplean en el ordenamiento territorial basándose en el principio del uso múltiple de la tierra (March *et al.* 1995). En consecuencia, la compatibilidad entre el ordenamiento jerárquico de los tipos de hábitats y las clasificaciones de suelos, relieve, clima, vegetación, uso de la tierra entre otros incrementa el valor agregado de esta herramienta en el estudio de los hábitats de la fauna silvestre (Ojasti 2000). Por ejemplo, estudios realizados para el oso grizzly en Norteamérica, han demostrado la funcionalidad de los sistemas de percepción remota para esta especie en la región (Craighead *et al.* 1982). Asimismo, el procesamiento de tales insumos se ha sistematizado por medio de la utilización del SIG.

Los SIG son programas capaces de almacenar datos de la localización de entidades espaciales y relacionarlos con uno o más de sus atributos. Permiten además sobreponer o relacionar cuantitativamente diferentes tipos de mapas e información selectiva y flexiblemente, presentando los resultados de una manera comprensible y fácil de interpretar (Grainger *et al.* 1995). Esta tecnología se ha difundido entre los manejadores de vida silvestre y alguno de sus campos de aplicación son: evaluación y mapeo de hábitat para la vida silvestre, predicción de abundancia y modelado de la distribución de especies animales y vegetales, la caracterización de la estructura espacial del hábitat, diseño de reservas y evaluación de los impactos de la estructura espacial del hábitat, entre otros (Jonson 1993). Además permite identificar áreas críticas para la conservación o desarrollar mapas identificando tipos y tamaños de hábitat que pudieran ser usados como alternativas para mitigar impactos ambientales (Anderson *et al.* 1987).

3.5. Caracterización ecológica del tapir Mesoamericano (*Tapirus bairdii*)

En general, el tapir centroamericano se encuentra asociado con hábitats húmedos, desde el nivel del mar hasta los 3600 m (Eisenberg 1989, March 1994, Naranjo y Cruz 1998, Naranjo y Vaughan 2000). Éstos incluyen vegetación primaria de bosque tropical húmedo, bosques riparios, humedales y pantanos, manglares, bosque tropical seco, bosque mesófilo y áreas con vegetación secundaria, estos de preferencia acahuals jóvenes por encima de la vegetación arbórea (Naranjo y Vaughan 2000). Los diferentes tipos de coberturas asociadas a la especie indican un amplio uso de coberturas, pero habitualmente se considera que la especie posee una mayor preferencia por los bosques húmedos (Naranjo 1994, Motola *et al.* 1997, Foerster 1998, Muench 2001, Gálvez 2002).

En particular, en la Reserva la Sepultura, Naranjo y Cruz (1998) señalan a las selvas medianas subperennifolias y bajas caducifolias como los ambientes más preferidos por el tapir. Los autores consideran que esta preferencia se debe a que las coberturas pueden ofertar mayor

disponibilidad de agua, alimento y áreas de refugio para la especie en comparación con el resto de tipos de vegetación dentro de la reserva. Condiciones que son de gran importancia para la especie sobre todo durante la época de secas, que es cuando hay una escasez de agua en toda la Reserva (Gálvez 2002).

En paisajes antropogénicos, como la REBISE, la existencia de otros elementos del paisaje, tales como los caminos y las localidades, deben ser considerados como factores que podrían influir en distribución pueden establecer barreras para en las rutas de movimiento y en la calidad de los hábitats, sobre de aquellos que destinados para la reproducción de la especie (Benette 1999, Muench 2001, Lira 2002). Si bien, aún no se han evaluado en la zona la relación de estos factores con la especie, en la literatura se señala que la probabilidad de uso de un sitio por el tapir, disminuye al aumentar la distancia a poblados, sobretodo en áreas altamente pobladas y dispersas (Muench 2001, Fleisher y Ley 1996). Para el caso de los caminos, Flores (2001), reporta que a pesar de que la especie presenta una alta capacidad de movilización y de requerimientos de hábitats tolerantes, las poblaciones declinan por la influencia de los caminos, sobretodo en presencia de caminos secundarios -terracería permanente- a partir de una distancia no mayor a 4 km.

3.6. Estudios relacionados con el tapir en la REBISE

Naranjo y Cruz (1998), realizaron un estudio sobre diferentes aspectos ecológicos de la especie en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, en la cual presentan la frecuencia relativa, preferencias del hábitat, hábitos alimentarios e impacto de la cacería sobre el tapir, encontrando que la cacería de tapires tiende a disminuir en al área, y que la mayor amenaza para la especie es debida a la pérdida de hábitat, lo cual acelera el aislamiento de las poblaciones existentes.

Cruz, (2001) realizó un estudio sobre hábitos alimentarios del tapir, así como una evaluación sobre el papel de los tapires en la dispersión y germinación de las semillas y una estimación del impacto de las actividades humanas sobre la especie en la REBISE, encontrando que el tapir consume alrededor de 113 especies vegetales y que el impacto por cacería ha disminuido. Gálvez (2002) estimó el impacto de la cacería, abundancia, densidad y uso del hábitat del tapir en la Sierra Madre, registrando que las selvas bajas y medianas juegan un papel importante al mantener áreas bien conservadas, con abundante alimento y cuerpos de agua durante todo el año, los cuales pueden estar manteniendo poblaciones pequeñas de *T. bairdii*, además de que son los hábitats más utilizados por la especie.

En la actualidad, el Instituto de Historia Natural y Ecología del Estado de Chiapas, continua con el proyecto "Ecología, biología y conservación del tapir (*Tapirus bairdii*) en Chiapas, México". Este proyecto inició en 1995 y hasta la fecha posee una base de datos que contempla 975 datos sobre rastros (huellas, excretas y observaciones directas), de la especie en el sector noroeste del área de estudio. Asimismo existen 13 transectos permanentes de 1.2 - 12 km, los cuales involucran un esfuerzo de muestreo de 729.25 km, y están ubicados en los diferentes tipos de vegetación natural y secundaria reportados para la región (Cruz *com. pers.* 2003).

4. LITERATURA CITADA

Anderson, W.; Wentz W.; Treadwell B. 1987. Una guía sobre sensores remotos para biólogos especializados en vida silvestre. *In*: Rodríguez, R. ed. Manual de gestión en vida silvestre. 4 edición. Wildlife Society. p 305-320.

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 7: 355-366.

Aranda, JM. 1996. Distribución y abundancia del jaguar (*Phantera onca*) (Carnívora; Felidae) en el estado de Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 68:45-56.

Bennett, A. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza. UICN. 240 p.

Carrillo, E. 2000. Tema III. Criterios biológicos para el diseño y establecimiento de corredores biológicos. Ponencia presentada *In* Memoria Taller: Criterios para el diseño y establecimiento de corredores biológicos. CATIE, PNUD, MINAE, UICN. Comité organizador: Montero, VV; Bermúdez, F; Carrillo, E; Rodríguez, E; Mata, E; Guereña, A; Salas, A. Edición Fernando Bermúdez. 27 y 28 de Julio, Turrialba, CR. 9-11 p.

Craighead, J; Sumner J; Scaggs G. 1982. A definitive system for analysis of grizzly bear habitat and other wilderness resources. Wildlife-wildlands Institute, Missula, Montana. 279 p.

Cruz, AE. 2001. Hábitos alimenticios e impacto de la actividad humana sobre el tapir en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. Tesis Maestría en Ciencias. San Cristóbal de las Casas, México. El Colegio de la Frontera Sur. 35 p.

Chuveico, E. 1996. Fundamentos de teledetección espacial. 3ª. ed. Ediciones Rialp, S.A. Madrid, España. 568 pp.

Dale, VH; Offerman H; Frohn R; Gardner RH. 1994. Landscape characterization and biodiversity research. *In*: Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mail, Thailand). Proceedings. Malaysia. P. 47-65.

Eisenberg, JF. 1997. Tapires. *In*: Brooks, MD; Bodmer RE; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapires. UICN/SSC. Cambridge, UK. p. 65- 66.

FAO (Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT). 2001. Situación de los bosques del mundo. FAO p. 28-59.

- Flesher, K; Ley E. 1996. A frontier model for landscape ecology: the tapir in Honduras. *Environmental and Ecological Statistics* 3: 119-125.
- Foerster, RC. 1998. Ecología de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*) en un bosque húmedo tropical de Costa Rica. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 82 p.
- Forman, RT. 1995. Land mosaics- the ecology of landscape and regions. Cambridge university Press, Cambridge, Great Britain. 632 p.
- Gálvez, MR. 2002. Relación entre impacto de la cacería, y abundancia, densidad y uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en la reserva de la biosfera la Sepultura, Chiapas. Tesis Lic. Biól. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. UNICACH. 45 p.
- García, L. 2000. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con carnívoros en el corredor biológico de Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 106 p
- Gaudette, M; Stauffer D. 1988. Assessing habitat of white-tailed deer Southwestern Virginia. *Wildl. Soc. Bull.* 16 (2): 284-290.
- Grainger, A; Rose A; Trisurat Y; Brockelman W. 1995. A GIS approach to mapping spatial variation in tropical region. *In: Churchill, SP; Balselv H; Forero E; Luteyn JL. eds. Biodiversity and conservation of neotropical montane forests. The New York Botanical Garden. p. 295-300.*
- Hoobs, RJ. 1993. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 1:29-38.
- IUCN (International union for conservation of nature). 2000. UICN reed list of threatened animals (en línea). Consultado 11 de Enero 2003. Disponible en: http://www.redlist.org/categories_criteria.html#categories
- Jonson, L. 1993. Ecological analyses using geographic information systems. *In: McLaren, S; Braun, J. eds. GIS applications in mammalogy. Oklahoma museum of natural history, USA. p.27-30.*
- Kattan, HG. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In: Ecología de bosques neotropicales. Guariguata, RM; Kattan, HG. eds. Cartago, Ediciones LUR. p.562-590.*
- Lira, I. 2002. Ecología del Tapir (*Tapirus bairdii*), dentro de la zona núcleo y amortiguamiento del Polígono I, de la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México. Tesis Maestría en Ciencias. San Cristóbal de las Casas, México. El Colegio de la Frontera Sur. 46 p.
- March, MI. 1994. Situación actual del tapir en México. Serie monografías, no. 1. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste (CIES). San Cristóbal de las Casas, México. 41 p.
- March, MI; Muñoz A; Navarrete D; Macias C; Alba P; Fuller M; Utrera M; Domínguez R; Vidal R; Bubb P; Reyes I; Fuentes I. 1995. Evaluación y análisis geográfico de la diversidad faunística de Chiapas (1ª etapa). El Colegio de la Frontera Sur- ECOSFERA-PRONAURA: Chiapas Informe Final para la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 337 p.

- Mccooy, E; Mushinsky R. 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrate of the Florida scrub habitat. *Ecology*, 75: 446-457
- McGarigal, K; Cushman AS; Neel CM 2002. Fragstats 3.3: Spatial patterns analysis for categorical maps program. University of Massachussets, U.S.A. Consultado: 20 de Mayo de 2003. Disponible en: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Matola, S; Cuarón DA; Rubio H. 1997. Evaluación del estado actual y plan de acción del tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*). In: Brooks, D; Bodmer R; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapirs. UICN/SSC. Cambridge, UK. p. 89-106
- Morrison, M; Marcot G; Mannan W 1992. Wildlife-habitat relationships, concepts and applications. The Univ. of Wisconsin, USA. 343 p.
- Morrison, M; Hall, L. Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and application. 2002. In: Scott, M; Heglund P; Haufler J; Raphel M; Wall W; Samsom F. eds. Predicting species occurrences issues of accuracy and scale. Washington, USA. Island press. P.45-46.
- Muench, SC. 2001. Patrones de uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en dos localidades de la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis Lic. Biol. DF. México. UNAM. 67 p.
- Naranjo, PE. 1994. Abundancia y uso de hábitat del tapir y hábitos de alimentación del tapir *Tapirus bairdii* en un bosque lluvioso tropical de Costa Rica. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 70 p.
- Naranjo PE; Cruz AE. 1998. Ecología del Tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 111-125.
- Naranjo, PE; Vaughan C. 2000. Ampliación altitudinal del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). *Biología Tropical* 48:724.
- Nelson, L; Hopper, J. 1974. Principles of wildlife management. Division of agricultural sciences, University of California. 15 p.
- Noon, B; Dawson D; Inceley D; Anderson s. 1980 Consistency in habitat preference of forest bird species. *Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 45. p. 226-224.
- Ojasti, J. 1993. Utilización de la fauna silvestre en América Latina: situación y perspectivas para un manejo sostenible. FAO-25 Roma, Italia. p. 156-179.
- Ojasti, J. 2000. Manejo de vida silvestre neotropical. F. Dallmeier ed. SIMAB Series No. 5 Smithsonian Institution/ MAB Program, Washington, D.C. 290 p.
- Parks, S; Harcourt A. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S protected areas. *Conservation biology* 16 (3):800-808.
- Patton, D. 1992. Wildlife habitat relationships in forested ecosystems. Timber Press, Oregon, USA. 392 pp.

- Pearson, MS; Tuner, GM; Wallace LL; Romme HW. 1995. Winter habitat use by large ungulates following fire in northern Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 5(3): 744-755.
- Primack R; Rozzi R; Massardo F; Feinsinger P. 2001. Destrucción y degradación del hábitat. *In* Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger P; Dirzo R; Massardo F. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. México, D.F. Fondo de Cultura Económica. p. 183-223.
- Quintana, RD. 1996. Relación entre la estructura del paisaje en un humedal y la fauna silvestre: el carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*) como estudio caso (en línea). Consultado: 10 de Septiembre de 2002. Disponible en: www.unesco.org.uy/mab/documentospdf/11.pdf
- Retamosa, IM. 1999. Selección de hábitat y características del paisaje asociadas con la distribución del pájaro sobrilla (*Cephalopterus glabricollis*: Cotingidae) en la Cordillera de Tilarán y su Vertiente Atlántica, Costa Rica: implicaciones para su conservación. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 84 p
- Robinson, J. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. *In*: Schelhas, J; Greenberg, R. eds. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, USA. p. 111-130.
- Sanderson, E; Redford, K; Vedder, A.; Copplillo, P; Ward, S. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and urban planning* 58: 41-56.
- Saunders, DA; Hoops RJ; Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Seft, RL; Coughenour MB; Bailey DW; Rittenhouse LR; Sala OE; Swift DM. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies: Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. *BioScience*, 37(11): 789-798.
- Telleria, J. 2000. Consecuencias ecológicas de la fragmentación del paisaje. Consultado: 29 Mayo 2002. Disponible en: http://www.cma.junta-andalucia.es/revistama/revista_ma35/ma35_11.html.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b):283-292.
- Thiollary, J. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation biology* 3:128-137.
- Treweek, J. 1999. *Ecological impact assessment*. Blackwell Science, Oxford, England. 351 p
- Turner, GM. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- Turner, GM; Gardner H; O'neill R. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York Inc, USA. 401 p.

ARTICULO I

CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE Y SU RELACIÓN CON EL HÁBITAT DEL TAPIR (*Tapirus bairdii*), EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA, CHIAPAS, MÉXICO

1. Resumen

Los objetivos de la investigación fueron determinar características del patrón del paisaje relacionadas con los hábitats preferidos del tapir (*Tapirus bairdii*), en dos sectores de la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México, e identificar índices y métricas asociadas a la ocurrencia de la especie en el área de estudio. La diferencia en la frecuencia de avistamientos de la especie permitió la división del paisaje (reserva) en dos subunidades o sectores de estudio, la Palmita (Pm) y Tres Picos (Tp). La composición y estructura del paisaje se obtuvo del análisis al mapa de vegetación y uso del suelo de la zona, escala 1:50, 000 a través del programa *Fragstats 3.3*. A partir, de mediciones hechas a radios (312 ha) que corresponden a datos puntuales obtenidos de áreas actualmente ocupadas por la especie y de sitios generados al azar (sitios control) y el uso de técnicas de regresión logística permitió definir los descriptores cuantitativos del patrón del paisaje. En total se evaluaron 13 descriptores a nivel de clase de parches y 12 de la categoría de paisaje. Los resultados señalan que los tapires del sector Pm, habitan en un paisaje fragmentado, cuyos remanentes de hábitats originales y preferidos (selva media, baja y bosque de encino-pino) están distribuidos dentro de una matriz de pastos con vegetación secundaria. Este patrón difiere en el sector Tp, el cual presenta características de un paisaje variegado donde aún se mantiene el 86% de cobertura asociada a hábitats originales. La comparación de los valores de las métricas e índices reportados para los sectores de estudio, sugieren que el tapir está ocupando áreas fragmentadas, pero con un alto grado de entremezcla entre los diferentes tipos de hábitats preferidos (selvas medias y bajas, bosque encino-pino y acahuales). En contraste, los pastizales representan una potencial amenaza que puede inducir cambios en la configuración espacial de estos hábitats, en el corto plazo, sobretodo en el sector Pm. A nivel de paisaje, la ocurrencia de la especie parece estar determinada por el aumento de la densidad de áreas de borde (m/ha). Estos resultados constituyen un aproximado al tipo de configuración de los hábitats preferidos por la especie en la reserva. Información que debe tomarse en cuenta para el manejo del paisaje que favorezca los hábitats preferidos del tapir en la Sierra Madre de Chiapas.

Palabras claves: Paisaje, *Tapirus bairdii*, índices y métricas, regresión logística, avistamiento, Palmita, Tres Picos, entremezcla, pastizal

2.-Introducción

En los paisajes fragmentados, la estructura y configuración de los hábitats disponibles para las especies pueden verse alterados por efecto de perturbaciones naturales o actividades antropogénicas (Turner 1989). Estos cambios pueden interrumpir la integridad estructural de los paisajes, lo cual en algunas ocasiones puede facilitar o crear barreras para el movimiento de las especies a lo largo de los paisajes (Fahring y Merriam 1994, Dale *et al.* 1994). Por lo cual, modificaciones en el patrón del paisaje pueden comprometer la funcionalidad de los sistemas por interferir con procesos ecológicos necesarios para la persistencia y mantenimiento de las poblaciones (Turner 1989, McGadrigal 1999).

Lo antes expuesto cobra importancia si se considera que muchos de los paisajes en el trópico americano están fragmentados (Bierregaard *et al.* 1992, Hobbs 1993, Ojasti 2000). Estos paisajes se caracterizan por contener parches de bosques intervenidos e inmersos en una matriz de tierras agrícolas en constante cambio (Gallego 2003). Escenarios que se presentan en zonas ecológicas bajo protección legal, donde la biodiversidad que se resguarda se encuentra bajo amenaza o en peligro de extinción (Primack *et al.* 2001).

En este contexto, se ubica la Reserva de la Biosfera la Sepultura (REBISE), localizada en la Sierra Madre de Chiapas, es una de las regiones de México con mayor diversidad natural. Además, el área sirve de hábitat para una gran variedad de fauna endémica, rara y en peligro de extinción (INE 1999). Dentro de ésta fauna destaca la presencia del tapir centroamericano (*T. bairdii*), una de las especies de mamíferos de mayor tamaño en Mesoamérica (Eisenberg 1997), y de gran importancia biológica de los bosques donde habita, a través de los procesos de herbivoría y dispersión de semillas (Olmos 1997, Naranjo y Bodmer 2002). Sin embargo, la especie está considerada en peligro de extinción local, debido principalmente a la pérdida de hábitat y a la cacería excesiva en casi todo su rango de distribución (March 1994, Motola *et al.* 1997, Naranjo y Cruz 1998, Naranjo 2000, UICN 2000).

La principal amenaza de tapir en la REBISE, es la pérdida de hábitat, (Naranjo y Cruz 1998, Cruz 2001). En la Sepultura, gran parte del deterioro del hábitat para la especie subyace en la conversión de una considerable extensión de áreas de selvas medias perennifolias y bajas caducifolias (hábitats preferidos) a zonas de pastoreo extensivo de ganado y cultivos agrícolas (Naranjo y Cruz 1998). Por lo que, de mantenerse este patrón del uso de la tierra en la reserva, es posible que la viabilidad de las poblaciones de tapires dependa de la capacidad que tengan éstas

para movilizarse a través de la matriz de pastos y el éxito de habitar en los fragmentos de hábitats originales dentro de un escenario de metapoblación (Medici 2001, Naranjo 2002).

En particular, especies como el tapir, con un rango amplio de ámbito hogareño y diversidad en el uso de hábitats, los niveles de respuestas a los procesos ecológicos deben contemplar la escala de paisaje (Kattan 2002, Foerster y Vahugan 2003). Por ello, el entendimiento de las relaciones entre los elementos del paisaje (parches, matriz, corredores, asentamientos humanos, carreteras, entre otros) y el patrón de distribución *T. bairdii*, es componente indispensable para establecer cualquier estrategia de conservación que promueva el movimiento y continuidad de la población (Fahrig y Merriam 1994, Turner 1989, Ojasti 2000).

Un primer acercamiento para tratar de establecer estas relaciones es el estudio del arreglo espacial y calidad de los hábitats que ofrece el paisaje para la especie (Bennett 1999). Estudios de este tipo se ven apoyados por el análisis de métricas e índices del patrón del paisaje que miden el tipo, forma, tamaño, forma, configuración y conexiones potenciales de los parches que conforman el mosaico de hábitats (Turner 1989, Turner *et al.* 2001). Sin embargo, para la especie aún se desconoce varios aspectos sobre su ecología y biología, en particular, de las repuestas de la población a nivel de paisaje.

Partiendo de las necesidades de información sobre datos espaciales, el presente trabajo tuvo como propósitos, describir el patrón paisaje en dos sectores de la reserva para determinar características espaciales relacionadas con los hábitats adecuados para el tapir e identificar métricas e índices asociados a la ocurrencia de la especie en el área de estudio. Esto, como una aproximación entre la relación de la especie con el patrón de paisaje y de las características espaciales que presentan los hábitats preferidos por el tapir (selva media, selva baja, bosque encino-pino, bosque mesófilo y acahuales) y sus posibles amenazas dentro de un paisaje fragmentado, como la REBISE.

3. Metodología

3.1 Descripción del área de estudio

La REBISE se localiza en la región suroeste del estado de Chiapas, en la porción noroeste de la Sierra Madre; comprende parte de los municipios de Arriaga, Cintalapa, Jiquipilas, Tonalá, Villacorzo y Villaflores (**Figura 1**). Cubre una superficie total de 167,310 ha. El rango altitudinal en la reserva se eleva desde los 60 hasta los 2,550 msnm, en el cerro de Tres Picos, uno de los cerros más altos de la Sierra Madre (Hernández 1995).

De acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (1981) en el área de estudio están presentes diferentes tipos climáticos que van desde los cálidos (húmedo y subhúmedo), pasando por los semicálido, hasta llegar a los templados húmedos con abundantes lluvias en verano y precipitación total anual entre 2,000 y los 3,000 mm.

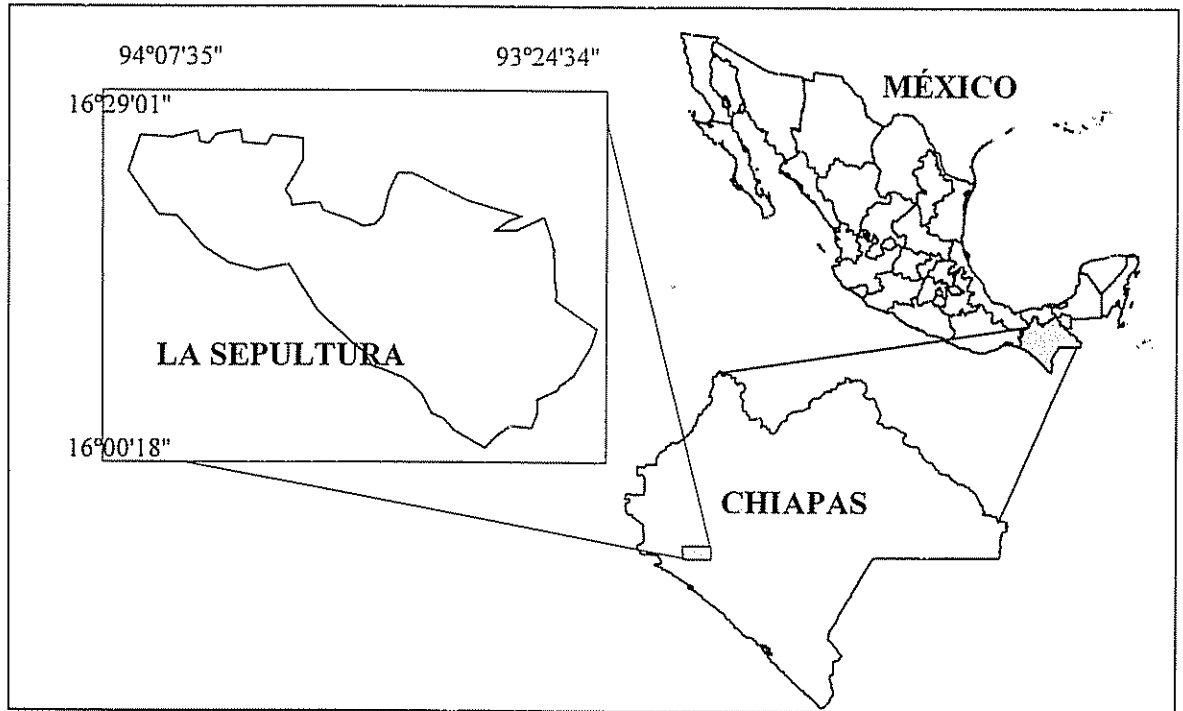


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México.

La exposición de la REBISE, la amplia variación de la elevación hacia dos vertientes (Pacífico y Golfo de México) de la Sierra, y su ubicación en el Istmo de Tehuantepec con una alta influencia de vientos, ha permitido el desarrollo de por lo menos 10 de los 18 tipos de vegetación primaria reportados para el estado de Chiapas. Del total de los tipos de vegetación, destacan la presencia de las selvas tropicales, por ser ambientes que poseen altos niveles de endemismo y diversidad biológica, tales como el bosque mesófilo, el chaparral de niebla y las selvas bajas caducifolias. Asimismo, el área sirve de hábitat para numerosas especies de flora y fauna endémicas de la región, raras, amenazadas y en peligro de extinción (Miranda 1998, INE 1999).

3.2. Características de los paisajes de estudio

Una exploración preliminar sobre evidencias de tapir (observaciones directas, excretas, huellas, caminaderos y echaderos), en los últimos cinco años dentro de la REBISE, indica diferencias en las frecuencias de avistamientos hacia ciertos sectores de la reserva. Por lo que, el

patrón de distribución de las localizaciones, la alta diversidad de ambientes y los tipos de presión antropogénica sobre los ecosistemas de la Sepultura, sugieren posibles variaciones en las características del patrón del paisaje (REBISE) que pueden influir en la configuración espacial de los hábitats favorables para *T. bairdii* a lo largo del área de estudio.

Para poder detectar las características espaciales e identificar factores potenciales de perturbación y amenaza, que pueden inducir a cambios en la estructura del paisaje y los procesos ecológicos de la especie, se establecieron dos *subunidades* de paisaje (**Figura 2**). La división del paisaje en subunidades de estudio, se basó en dos criterios: la presencia de carreteras y grado de fragmentación de los segmentos. Un primer paisaje denominado *La Palmita*, se ubica hacia la porción noroeste y presenta una extensión territorial de 40,872 ha. El área involucra tres de las cinco zonas núcleo (áreas con alto grado de conservación) que posee la REBISE, sin embargo, en apariencia presentan ambientes muy fragmentados y sus límites están interpuestos por carreteras de alto tránsito. Un segundo paisaje, designado como la zona de *Tres Picos*, se ubica hacia la porción este y más ancha del área de estudio. El sector incluye casi el doble del área señalada para el anterior paisaje (77,000 ha). Aquí, se localiza la zona núcleo de mayor tamaño que posee la reserva y donde los hábitats para la especie parecen estar menos fragmentados y la disponibilidad de parches continuos.

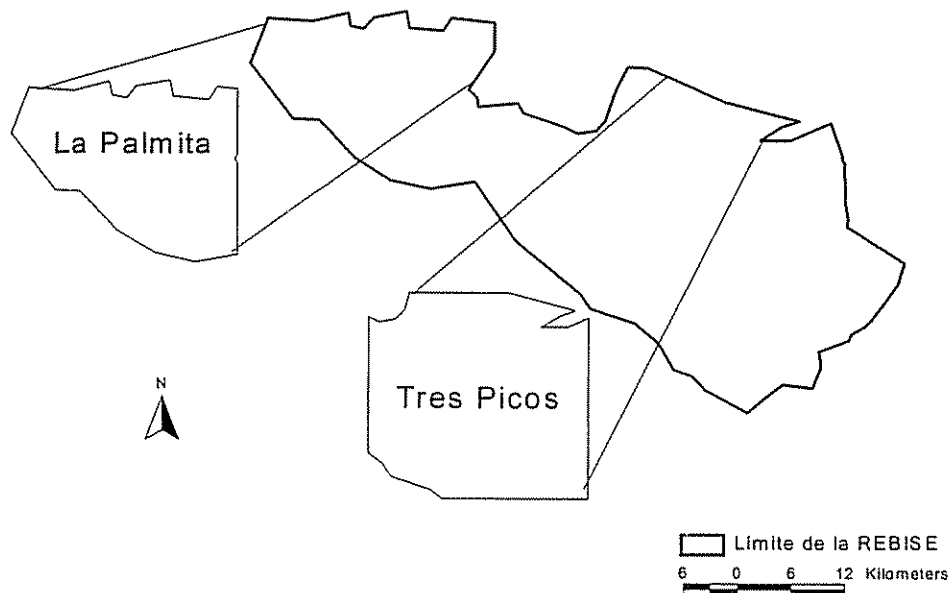


Figura 2. Ubicación de las subunidades de paisaje (La Palmita y Tres Picos) en la REBISE.

3.3. Clasificación de los tipos de vegetación

El mapa de cobertura y usos del suelo es la base para el análisis de la composición y estructura del paisaje en el área de estudio. No obstante, debido a que la REBISE no contaba con datos recientes y georeferenciados sobre los tipos de coberturas vegetales y usos del suelo, se generó el mapa actualizado de vegetación y uso del suelo a partir de interpretación de una imagen de satélite Landsat 7ETM 2249xs00 img-2003. La unidad de resolución espacial de la imagen fue 30 x 30 metros. El proceso de clasificación de la imagen siguió el protocolo de la clasificación no supervisada, continuando con la clasificación supervisada donde el especialista (Geog. Rafael Arzate) determinó *a priori* las coberturas a verificar en campo. El mapa final, se elaboró a la escala 1:50,000, con un tamaño mínimo de polígono de 6 ha, contemplando 18 tipos de vegetación y usos del suelo. Sin embargo, para la obtención de las métricas e índices de paisaje este mapa se reclasificó en ocho categorías (**Cuadro 1**), tomando como criterio la intensidad del uso de los hábitats, señaladas por Naranjo y Cruz (1998), para el tapir en el área de estudio.

Cuadro 1. Reclasificación de los tipos de vegetación y usos del suelo original, incluidas en el análisis del patrón del paisaje y los diferentes niveles de uso del hábitat por el tapir en la REBISE.

Reclasificación	Coberturas originales	% del paisaje	Tipo de uso ^(a) del hábitat por el tapir
Pastizales	Pastos naturales, pastizales introducidos, pastos con vegetación secundaria	20.9	Evitan
Bosque de pino-encino	Bosque dominado por <i>Pinus oocarpa</i> y en menor proporción por <i>Quercus conspersa</i>	21.1	Tránsito
Bosque de encino-pino	Bosque dominado por <i>Q. conspersa</i> y <i>Q. peduncularis</i> y en menor proporción <i>P. oocarpa</i>	7.3	Tránsito y forrajeo
Selvas media	Selva media subperennifolia y selva media subcaducifolia	29.2	Forrajeo, refugio y reproducción
Selva baja	Selva baja caducifolia y vegetación riparia	4.6	Forrajeo, refugio y reproducción
Acahuales	Vegetación secundaria con especies asociadas a selvas bajas y medias	12.7	Forrajeo
Bosque de montaña	Bosque mesófilo de montaña	2.8	Forrajeo, refugio y reproducción
Otros	Uso urbano, áreas sin vegetación y represa Rosendo Salazar	0.9	-

^(a) Naranjo y Cruz (1998). Fuente: Mapa de vegetación y usos del suelo (CONANP 2003)

3.4 Cálculo de las métricas e índices descriptivos del patrón del paisaje

Se seleccionaron un total de 13 descriptores a nivel de clases de parches y 12 a nivel de paisaje (**Cuadro 2**). En la categoría de clases de parches se calcularon siete métricas para cada uno de los tipos de parches o hábitats que contempla el mapa base de vegetación y usos del suelo de la reserva (**Cuadro 1**). A nivel de paisaje, el análisis contempló un total de 10 métricas, donde se analizaron todas las clases de parches o hábitats como un solo mosaico (McGarigal *et al.* 2002). En el presente estudio, se define al parche como un área no lineal relativamente homogénea que difiere del área adyacente (Forman 1995) y es considerado como la unidad básica en el análisis de los elementos del paisaje (Turner 1989). La selección de las métricas e índices del paisaje se basó en la relevancia potencial que éstas tendrían para describir la configuración espacial de los hábitats de preferencia del tapir en el área de estudio (Motola *et al.* 1997, Naranjo 2002, Turner *et al.* 1994, Muench 2001, Medici 2001, Salas 2002, Fragoso 2003). En general, se consideraron las métricas e índices asociadas con el área, densidad de parches, tamaño de parche, borde, forma, área interior, vecindad, diversidad, contagio e interinspección.

Para el análisis del patrón de paisaje y fragmentación, se empleó programa *Fragstats 3.3* (McGarigal *et al.* 2002). Debido a que el programa trabaja en interfase con el Arcview, el archivo de entrada consistió en un *grid*, con una definición de píxel de 50 m. Indistintamente, a cada paisaje se le definió un área borde de un kilómetro de longitud, medida establecida desde el límite de la imagen hacia el interior de la misma. A pesar de que no existen reportes sobre el patrón de dispersión del tapir, se optó ajustar esta longitud de acuerdo con el estimado promedio del radio del ámbito hogareño (1 km) de la especie en condiciones de hábitat favorable (Motola *et al.* 1997). Por lo tanto, este buffer representó una medida hipotética del área mínima para dispersión de los individuos de tapir a los ambientes vecinos.

El tapir centroamericano mantiene un patrón de comportamiento de forrajeo similar a la de otros ungulados, el cual le permite conducirse con preferencia al interior de los hábitats. No obstante, algunas investigaciones señalan que la especie obtiene beneficios alimenticios en los bordes de los fragmentos (Sentf *et al.* 1987, Vahugan y Rodríguez 1991, Motola *et al.* 1997, Naranjo 2000). Así, para obtener las métricas de área, densidad y borde, se asumió una longitud de borde de 100 m, distancia reportada en literatura como límite donde se producen diferentes cambios que pueden afectar la composición y estructura del bosque (Primack, *et al.* 2001, Bierregaard *et al.* 1992).

Asimismo, no se incluyeron en el análisis las métricas relacionadas con el grado de contraste entre hábitats e índices de proximidad. Esto debido, a que para su cálculo era necesario archivos anexos, donde el investigador asigna *a priori* los pesos correspondientes a cada situación. Además, considerando las fuertes limitaciones de información sobre el comportamiento de la especie en las áreas de borde y su patrón de dispersión local, el cálculo de estas métricas se efectuaría bajo criterios arbitrarios, que probablemente no logren ajustarse a la realidad de la especie.

Cuadro 2. Métricas e índices empleados para describir la estructura y composición del paisaje y su aptitud de hábitat para el tapir centroamericano en la REBISE.

Categoría	Nivel de análisis	Métricas y abreviación
<i>Área, Densidad y tamaño de parches</i>	Clase de parches	% de paisaje que representa la clase
	Clase/paisaje	Densidad de parches (No./100 ha)
	Clase/paisaje	Media del tamaño de los parches (ha)
	Clase/paisaje	Desviación estándar de la media de los parches (ha)
	Clase/paisaje	Coefficiente de variación del tamaño de los parches (%)
<i>Borde, forma área interior y aislamiento</i>	Clase de parches	Índice del parche más grande (%)
	Clase/paisaje	Densidad de borde (m/ha)
	Clase/paisaje	Índice de la media de forma de la dimensión fractal
	Clase/paisaje	No. de áreas de interior
	Clase/paisaje	Índice de la media de área interior
	Clase de parches	Media de la distancia del vecino más cercano (m)
<i>Diversidad Interinspección y contagio</i>	Clase de parches	Desviación estándar del vecino más cercano (m)
	Clase/Paisaje	Índice de interinspección y yuxtaposición
	Paisaje	Índice de contagio
	Paisaje	Índice de diversidad de Shannon
	Paisaje	Índice de diversidad de Simpson

3.5. Métricas asociadas a la presencia del tapir

La información sobre los sitios de avistamientos de tapir en el presente trabajo se obtuvo a partir de la base de datos generados por el proyecto “Ecología, biología y conservación del tapir (*Tapirus bairdii*) en Chiapas”, datos anecdóticos y recorridos en campo. En total se trabajaron con 24 puntos de avistamientos (sitios activos), que representan las evidencias (huellas, excretas, caminaderos y observaciones directas) de la especie de los últimos cinco años en el área de estudio. Sin embargo, para efectos de comparación y poder identificar si la especie discrimina en cuanto a características del paisaje, se generó un igual número de puntos aleatorios o sitios control, a través de la opción *random points*, modulo del Arcview 3.3.

La generación de los sitios control se basó sobre áreas que presentan características potenciales de hábitat, pero que no se tiene reportes de haber observado a la especie en años

recientes. Del total, de la extensión territorial de la reserva, se excluyeron aquellas áreas donde el tipo de vegetación existente corresponde a bosque de pino-encino y pastizales, ya que la especie no obtiene beneficios de hábitat en estas coberturas (Naranjo y Cruz 1998).

Para establecer la relación entre el patrón del paisaje y la ocurrencia del tapir, en la escala de paisaje local, se determinó utilizar como unidad de muestreo el área del radio de acción de la especie. Aunque, todavía no se ha determinado para los tapires de la Sepultura el radio de acción local, se adoptó el valor de 1 km, que de acuerdo con la literatura corresponde al tamaño del ámbito hogareño de la especie bajo condiciones de hábitat favorable (Motola *et al.* 1997). Después, se creó un área circular de 1 km de radio centrada desde cada punto de avistamiento (sitio activo y aleatorio). A partir, de estos círculos se calcularon las métricas e índices del patrón del paisaje asociadas a los sitios activos y aleatorios. Para ello, se siguieron las mismas especificaciones señaladas en el acápite 2.3. e incluyeron en el análisis las métricas de paisaje definidas en el **Cuadro 2**.

3.6. Análisis de datos

Para estimar y comparar las características de la composición y estructura de cada paisaje se utilizaron métricas descriptivas y de distribución. Conjuntamente para establecer la relación entre los descriptores del paisaje y la ocurrencia del tapir se usaron técnicas de regresión. En el que dada la naturaleza binaria de la variable de respuesta (Y =presente o ausente) y la disponibilidad de datos de variables independientes (métricas e índices del paisaje), se desarrollaron modelos logísticos.

En el presente trabajo la variable dependiente (Y) asume valores los binarios de 1 (sitios activos) y 0 (sitios control). En el cual, los errores de la variable de respuesta son evaluados a través de la transformación *logit* (Trexler y Travis 1993). Esta transformación funciona como el enlace entre el *predictor lineal* (1) a los valores de P (2):

$$\ln [(p(y)/1-p(y))] = \alpha + B_1x_1 + B_2x_2 \dots B_nx_n \quad (1)$$

La ecuación de probabilidad puede sintetizarse como:

$$P = e^{\alpha - B_1x_1} / 1 + e^{\alpha - B_1x_1} \quad (2)$$

Donde la P y $(1-p)$ representan la probabilidad de que el tapir este presente o no en un sitio dado dentro del área de estudio, X son los valores absolutos de las métricas e índices del paisaje (variables regresoras) y $\alpha, B_1 \dots B_n$, son los parámetros estimados.

Inicialmente se elaboraron modelos logísticos univariados para detectar la relación individual de cada variable independiente y su contribución para explicar la variabilidad asociada a las variables de respuesta (Y). Para ello, se realizaron análisis exploratorios con cada una de las variables explicativas al modelo nulo (parámetro intercepto), y se determinó su efecto en la contribución de la varianza residual, mediante la prueba de chi-cuadrado, a un nivel de significancia de 0.05 %. Al conjunto de variables que resultaron significativas, se le aplicó la prueba de correlación *Pearson* y cuando se obtuvieron dos variables altamente correlacionadas, se seleccionó la de mayor aporte en la disminución de la varianza.

Posteriormente al grupo de variables preseleccionadas, se les aplicó el procedimiento denominado Stepwise (SAS Institute 1999). En donde se fijó al modelo nulo (sólo el intercepto), la variable de mayor aporte en la disminución de la varianza residual, y después se verificó el aporte del resto de variables significativas, mediante la prueba de chi-cuadrado a un nivel de significancia del 0.05%. Para obtener el conjunto de variables que integren los modelos finales que permitan predecir la ocurrencia de la especie en el área de estudio. El ajuste de los modelos finales fue evaluado con la prueba *likelihood ratio* o desviación a un nivel de significancia del 0.05%. Además, se comprobó la significancia de los parámetros de cada modelo por medio de la prueba de máxima verosimilitud y el porcentaje de clasificación correcta, destinando a la probabilidad 0.5 como el valor mínimo de predicción (SAS Institute 1999).

4. Resultados

4.1 Descripción del patrón del paisaje en los sectores de estudio

En el sector la Palmita (Pm), el patrón del paisaje sugiere que se trata de un paisaje fragmentado, cuyos remanentes de hábitats originales están distribuidos dentro de una matriz de pastos con vegetación secundaria (McIntyre y Hoobs 1999). Este patrón difiere para el sector Tres Picos (Tp), el cual presenta características de un paisaje variegado (McIntyre y Hoobs 1999, Kattan 2002), donde aún se mantiene el 86% de la cobertura de hábitat natural remanente que ha sido fragmentadas por causa de las actividades agropecuarias que en la zona se efectúan (Figura 3).

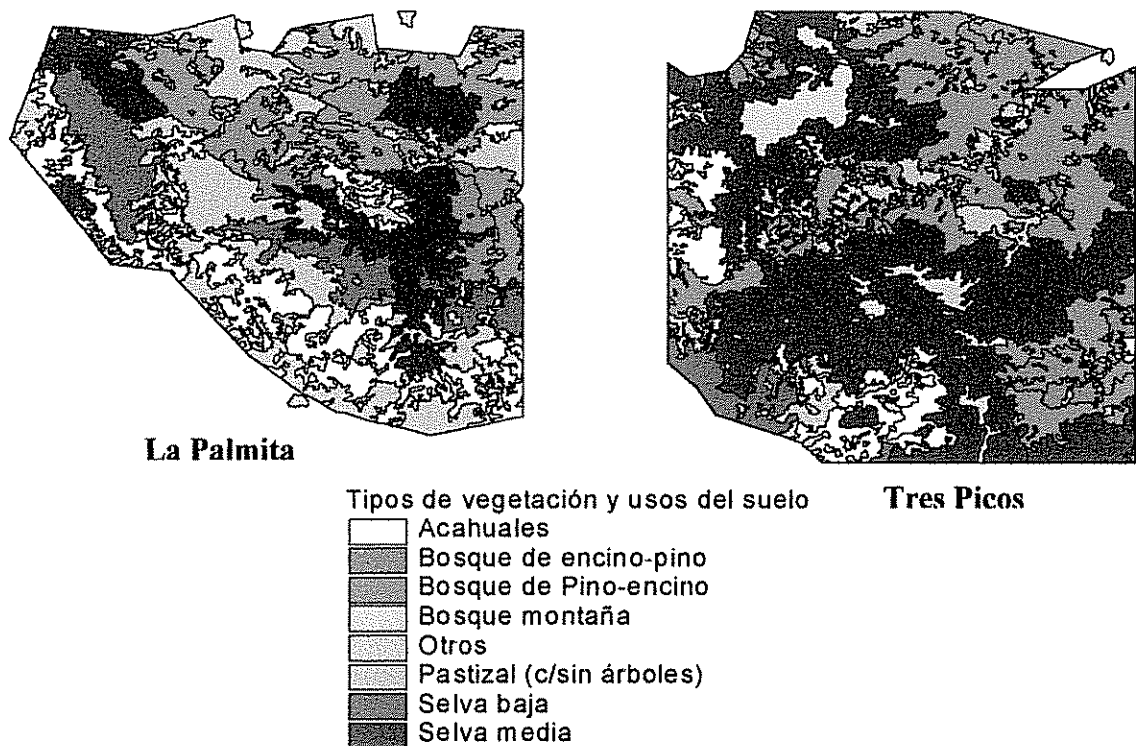


Figura 3. Mapa de los tipos de parches asociados a los hábitats originales, vegetación perturbada y usos de la tierra, en las *subunidades* de paisaje del área de estudio

En suma las coberturas de selvas y bosques templados, son los ambientes que dominan el paisaje la Pm (55%), seguidos por los pastizales (27%) y los acahuales (18%) (Figura 4). En el sector Tp, la selva media es el tipo de cobertura que domina el paisaje (43%), seguida por el bosque de pino-encino (25%), los pastizales (12%) y en menores proporciones el bosque de encino-pino, la selva baja, el bosques mesófilo y los acahuales (Figura 4). El porcentaje de representación de cada tipo de cobertura en el paisaje ofrece una idea sobre la disponibilidad de hábitats de importancia para el tapir (selva media y bajas, bosque mesofilo, bosque de pino-encino y acahuales). En este caso, los resultados muestran que la especie podría disponer de mayor cantidad de áreas de hábitats favorables (selva y bosques) en el sector Tp que dentro del sector Pm.

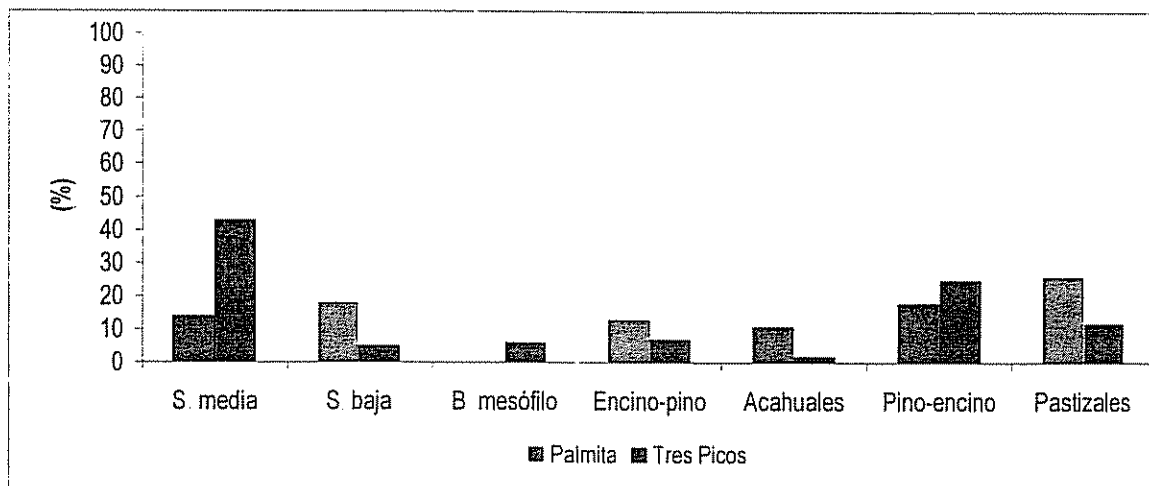


Figura 4. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación al porcentaje de área total, en los sectores de estudio.

A nivel de clases de parches, los valores de la densidad de parches muestran que las mayores densidades (No./100 ha) se concentran en la categorías de pastizales ($P_m=0.36$ y $T_p=0.29$ No./ha) y acahuales ($P_m=0.13$ y $T_p=0.05$ No./ha), mientras que las coberturas boscosas reportan las menores densidades de parches en ambos paisajes de estudio (**Figura 5**).

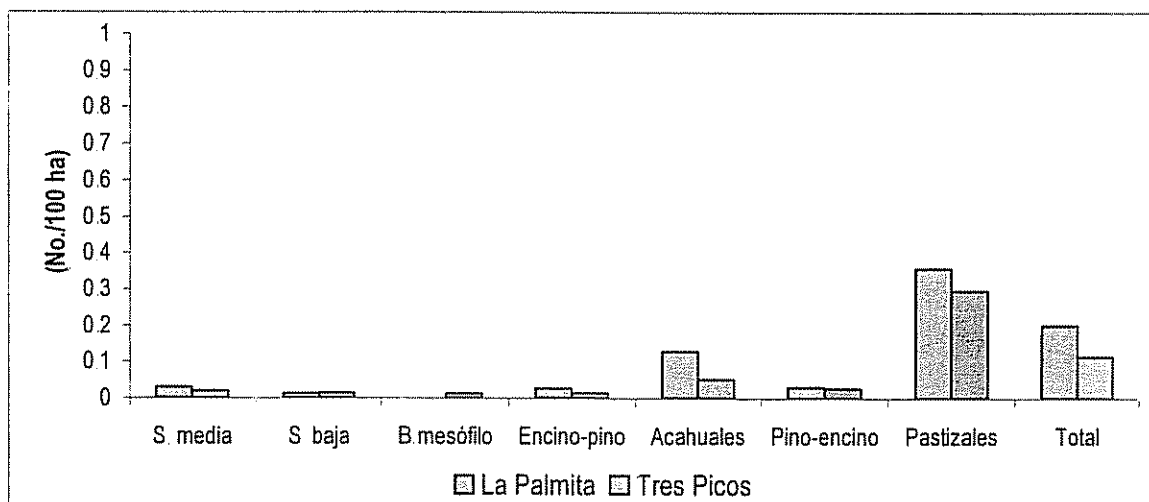


Figura 5. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación a la densidad de parches, para cada sector de estudio.

Estos resultados sugieren que los paisajes de estudio están siendo fragmentados por parches de hábitat de vegetación contrastante como son los pastos, siendo la P_m el sector más fragmentado dentro de la REBISE. Lo cual, puede verse reflejado por el patrón de utilización de la tierra por las comunidades campesinas que habitan al interior de la REBISE o que poseen terrenos dentro de ésta. En términos de la especie, éstos resultados señalan que los hábitats

preferidos por el tapir, como son las selvas, el bosque de encino-pino y de montaña, se encuentran poco fragmentados, a excepción de la categoría de acahuales en el sector Pm.

Respecto al tamaño de los parches, ambos paisajes de estudio difieren ampliamente en el tamaño promedio de parches ($Pm=1,779$ ha, $Tp=17,000$ ha), siendo el sector Tp el que presenta los parches de mayor tamaño. A nivel de clases de parches, el análisis revela que en el sector Pm los acahuales es la categoría que posee el mayor tamaño promedio de parches (2047 ha), seguida por selvas (media=1982 ha, selva baja=1658 ha); mientras que los menores tamaños corresponden a las categorías de bosque templados y los pastizales (**Figura 6**). En contraste, en el sector Tp, el valor más alto en el promedio del tamaño de los parches lo reportaron la selva media (24,494 ha) y el bosque de pino-encino (9,611 ha), y los menores promedios correspondientes al bosque de encino-pino, la selva baja, el bosque mesófilo y los pastizales (**Figura 6**).

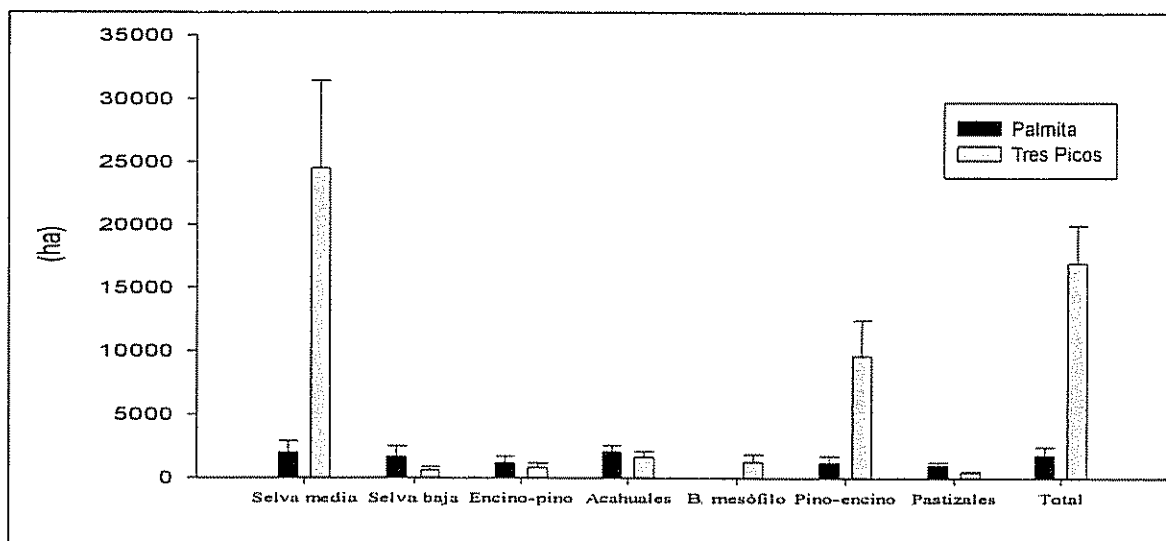


Figura 6. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación al tamaño promedio de los parches y sus respectivas desviaciones estándares, para cada sector de estudio.

En general, los resultados sugieren que los paisajes de estudio se caracterizan por la presencia de parches de tamaño mediano (>400 ha) y grande (>1500 ha). Además, que el sector Tp podría albergar parches más continuos que el sector Pm. No obstante, éstos resultados no deben tomarse como concluyentes, en particular los resultados del sector Tp, pues existe una alta variación los valores de las medias del tamaño de los parches, específicamente de las categorías selva media y bosque de encino (**Figura 6**). Este efecto se atribuye al elevado porcentaje del área total de cada una de las clases de estudio, la cual se encuentra concentrada en pocos parches de

gran tamaño, como puede verse en la **Figura 4**, donde un parche muy grande de (25,000 ha) selva media domina el paisaje Tp

Los resultados del índice de forma de la dimensión fractal obtenido para ambos paisajes y sus respectivas categorías de hábitat, revelan una forma similar de los parches dentro estos (**Figura 7**). Es decir, que la forma de los parches que predomina en ambos paisajes de estudio, se caracterizan por poseer formas simples, equivalentes a los círculos o cuadrados, con pocas irregularidades y lóbulos sobresalientes. Es posible que la simplicidad en la forma de los parches esté asociada al patrón de uso del suelo de la región, donde las actividades antropogénicas representada por los pastos y acahuales ejercen una fuerte presión sobre los hábitats originales como son las selvas y bosques templados.

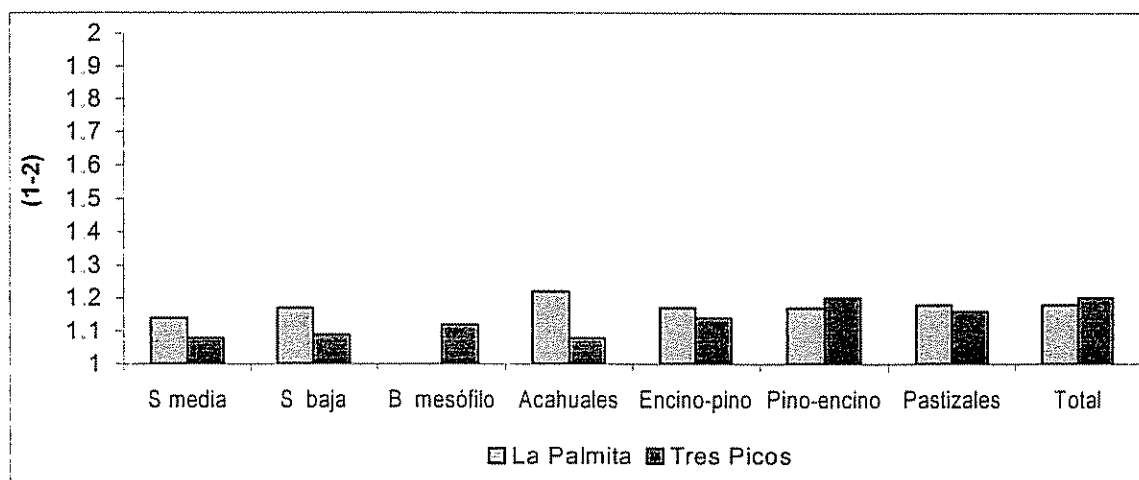


Figura 7. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación al promedio del índice de forma de la dimensión fractal (1-2), respecto a los paisajes de estudio.

A pesar que las coberturas boscosas dominan en ambos sectores de estudio, en términos de área total, los fragmentos boscosos en su mayoría se ven perturbados, esto al establecer un área de borde de 100 m, reduciendo por defecto el porcentaje de hábitat interior. Esto obedece a que los acahuales y pastizales son ambientes transformados por si mismos pueden considerarse como áreas borde. Por tal razón, éstos se excluyeron del análisis de las métricas borde y área interior. Los resultados muestran similitud en cuanto a la densidad de borde total ($Pm=2.8$ m/ha, $Tp=3.1$ m/ha) presente en cada uno de los sectores de estudio (**Figura 8**). Las densidades de áreas de borde total pueden considerarse bajas en correspondencia con la cantidad de área interior disponible, donde los valores del índice indican que del total de área que poseen las coberturas originales al menos un 70% puede considerarse área interior (**Figura 9**).

El análisis de las clases de parches muestra que en el sector la Pm, la categoría de selva media (3.6 m/ha) presenta la mayor cantidad de áreas con borde, seguidas por la selva baja y bosque de encino-pino (**Figura 8**). Igualmente, en el sector Tp, la selva media y el bosque mesófilo son las coberturas que presentan las mayores densidades de borde (3.3 m/ha y 2.5 m/ha). No obstante, las menores densidades las reportaron las categorías de selva baja y bosque de encino-pino (**Figura 8**). Para ambos paisajes y todas las clases de parches, excepto para la selva baja, hay una disminución del área interior equiparable con éstas densidades (**Figura 9**). Resultados que en conjunto sugieren que, a pesar de que los paisajes de estudio se encuentran fragmentados, las hábitats originales de preferencia para la especie aún mantienen un buen estado de conservación. Asimismo, partiendo del entendido sobre los hábitos de forrajeo de la especie en las áreas de borde, la suma de porcentajes de la cantidad de área de borde aquí encontrada (Pm=30%, Tp=20%), más la proporción de las áreas de acahuales (Pm=18% y Tp=7%; **Figura 5**), en conjunto señalan que en el sector la Pm existe mayor disponibilidad de áreas de borde para forrajeo del tapir en comparación con el sector Tp

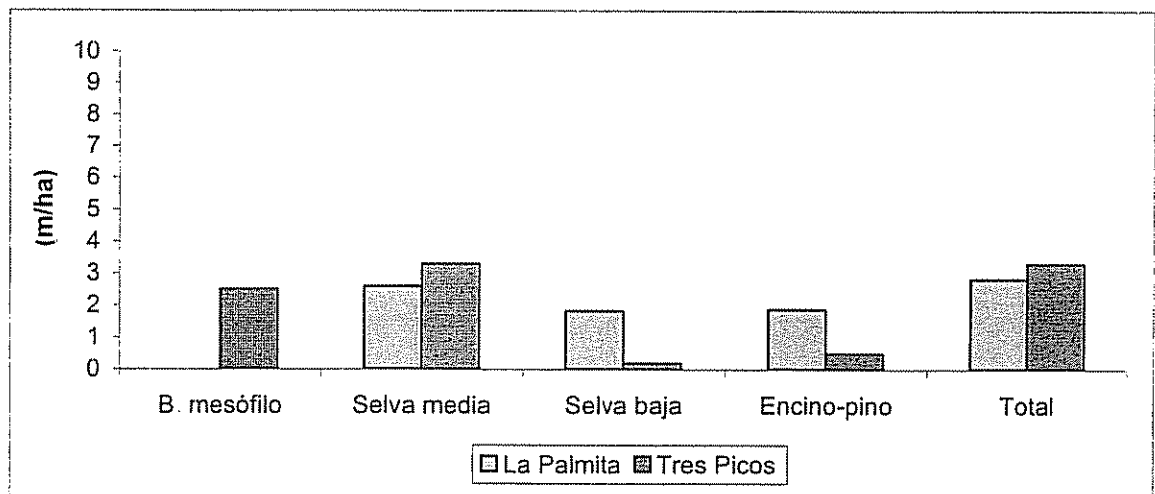


Figura 8. Representación de las diferentes categorías de ambientes con relación a la densidad de borde total (m/ha), para cada sector de estudio.

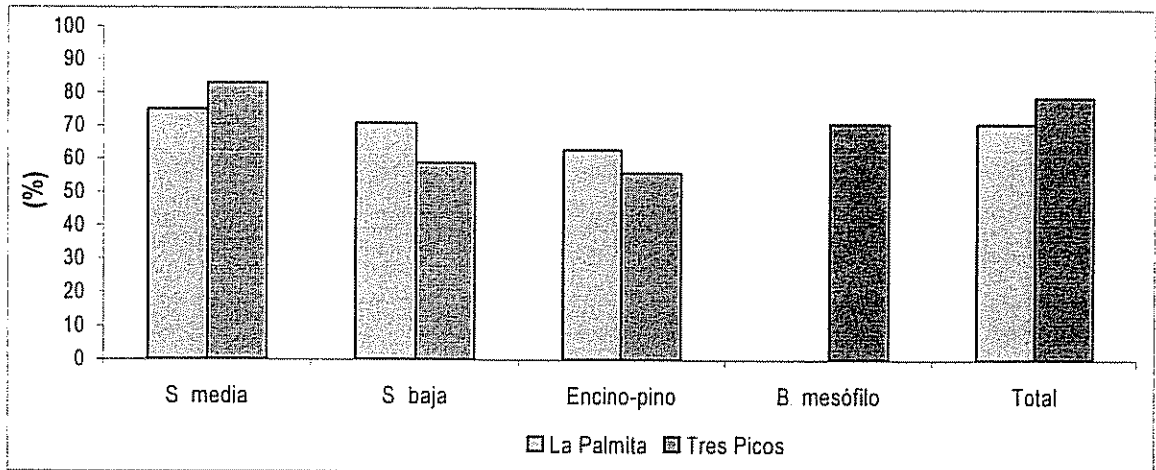


Figura 9. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación a la proporción de área interior, para cada sector de estudio.

Respecto a las métricas de vecindad los resultados señalan una amplia variación en las distancias promedio entre las diferentes categorías de parches en ambos paisajes de estudio. En el caso del sector la Pm, la categoría de selva baja reportó las distancias más alejadas entre sus parches (2032 m), seguida por la selva media y el bosque de pino-encino. Las distancias más cortas entre parches pertenecen a las categorías del bosque de pino-encino, acahuales y pastizales (Figura 10). De igual manera, para el sector Tp, los parches de bosque de encino-pino presentan las distancias más largas entre sí (3,113 m), seguidos por los parches de bosque mesófilo y la selva baja, a diferencia de las distancias más cortas reportadas por los parches de acahuales, bosque de pino-encino y los pastos.

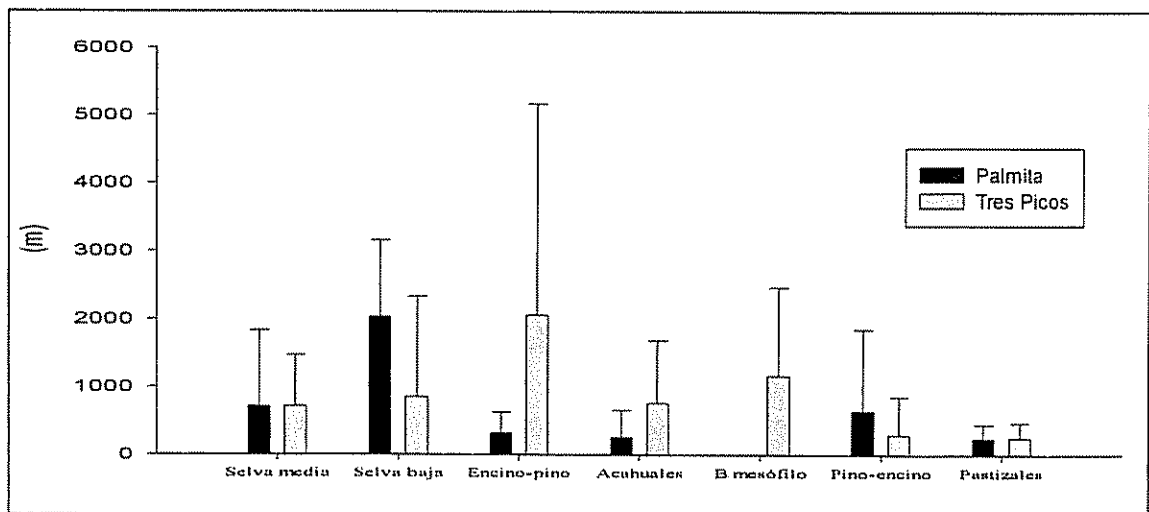


Figura 10. Representación de los diferentes tipos de hábitats con relación a la distancia del vecino más cercano (m) y sus desviaciones estándares, respecto a los paisajes de estudio.

En general, los resultados anteriores señalan que en ambos paisajes de estudio, los parches de hábitats originales se encuentran mucho más dispersos entre sí y respecto a las distancias reportadas en los parches de hábitats transformados (pastizales y acahuales). Esta sugerencia se apoya en la alta variación encontradas en los valores de las distancia promedio para cada categoría de parches de hábitat y sus vecinos más cercanos (**Figura 10**); y en los bajos valores del índice de contagio para ambos paisajes de estudio ($P_m=45\%$ y $T_p=64\%$).

Los altos valores del índice de interinspección y yuxtaposición ($P_m=79\%$ y $T_p=72\%$), corresponden con los bajos porcentajes de contagio de los parches. Es decir, aunque en ambos paisajes de estudio el arreglo de los parches de hábitat original siguen un patrón disgregado y aislados, el grado de heterogeneidad y entremezcla es alto (**Figura 11**)

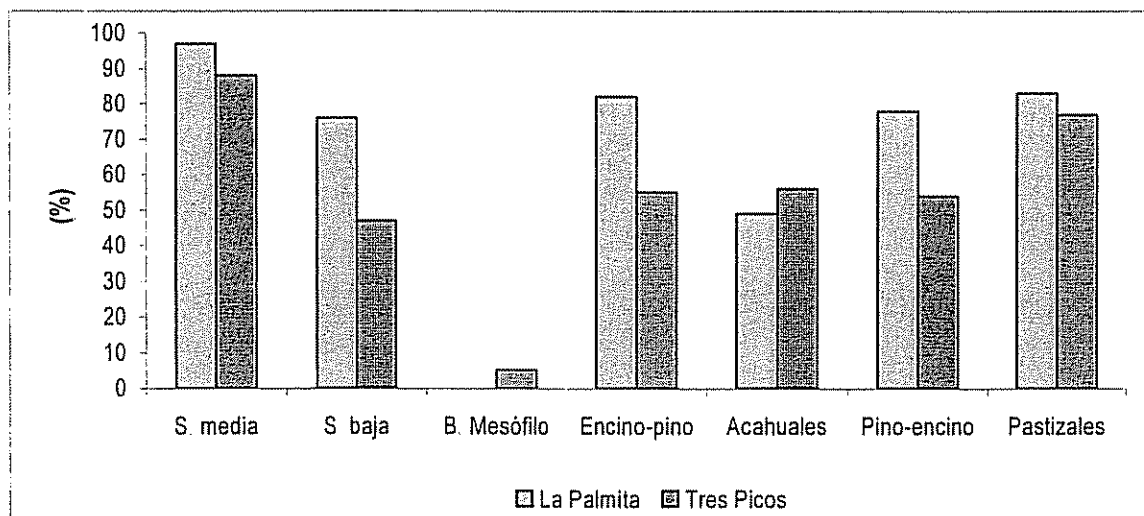


Figura 11. Representación de los diferentes ambientes en el estudio en relación con los valores de interinspección y yuxtaposición (%), respecto a los paisajes de estudio.

A nivel de clases de parches, los niveles más altos de entremezcla en ambos paisajes de estudio, los reportan las selvas medias ($P_m=97\%$, $T_p=88\%$) y los pastizales ($P_m=83\%$, $T_p=77\%$), seguidos por los bosques de pino-encino, bosque de encino-pino y la selva baja, y en menor grado el bosque mesófilo y los acahuales (**Figura 11**). El alto porcentaje de entremezcla que reportó la categoría de pastizales, es un resultado que llama la atención pues este valor indica que este ambiente se encuentra muy mezclado con el resto de los tipos de hábitats.

Por último, los altos valores obtenidos de los índices de diversidad de Shannon (H'), señalan al sector la P_m ($H'=1.36$), como un paisaje más diverso que el sector T_p ($H'=1.04$). Sin embargo, en términos de diversidad, el índice de Simpson puede resultar más útil para comparar los paisajes de estudio, ya que éste refleja la equidad de distribución entre las clases de parches.

En este caso, los valores del índice D señalan que el paisaje Pm (D=0.7391) es un área más heterogénea y de una mayor equitatividad entre las áreas de bosque y no bosque, respecto al paisaje Tp (D=0.51).

4.2. Regresión logística

Del análisis de regresión individual con cada una de las variables regresoras (métricas e índices de paisaje), únicamente dos variables a nivel de clase de hábitats (densidad de borde total y índice promedio del área interior) y una nivel de paisaje (Densidad de borde total; Cuadro 3) contribuyeron a explicar la variable de respuesta (sitios activos y control). Por lo cual, la siguiente etapa del análisis estadístico solo se aplicó a las métricas a nivel de clase de parches.

De acuerdo con el análisis de correlación las variables preseleccionadas no presentaron problemas de autocorrelación. Por ello, fueron tratadas mediante el procedimiento de regresión *stepwise*. Análisis que permitió conocer la importancia de cada una de las variables en el ajuste del modelo. En particular, la importancia de una variable en la construcción de los modelos se derivó a partir de la significancia estadística del coeficiente (Bx) de la misma (Hosmer y Lemeshow 1989). Sin embargo, debido al poco número de variables que se utilizaron para la construcción del modelo logístico solamente se realizó una corrida para obtener las variables que mejor explicaran la presencia del tapir.

Cuadro 3. Modelos logísticos exploratorios y significancia de las variables del patrón del paisaje asociadas a los sitios activos (n=24) y aleatorios (n=24), en un área de 312 ha respecto al ámbito hogareño del tapir centroamericano, en la REBISE.

Tipos de coberturas incluidas para cada nivel de análisis	Métrica e índices	Pr<0.05 (a)	Pr<0.05 (b)
	No. de parches	0.7538	-
<i>Clases de parches (a)</i>	Densidad de parches (No./100 ha)	-	0.3420
Selva media	Media del tamaño de los parches (m)	0.9513	0.7413
Selva baja caducifolia	Densidad de borde (m/ha)	0.0178*	0.0072*
Bosque de mesófilo	Índice de la media de forma de la dimensión fractal	0.7679	0.6345
Acahuales (de selvas bajas)	Índice de la media de área interior	0.0494*	0.5988
Bosque de encino-pino	Media de la distancia al vecino más cercano (m)	0.6981	0.8625
<i>Paisaje(b)</i>	Índice de interinspección y yuxtaposición	&	&
Bosque de encino-pino	Índice de Contagio	-	0.2831
Selvas medias	Índice de diversidad de Shannon	-	0.2663
Selva baja caducifolia	Índice de diversidad de Simpson	-	0.3243
Acahuales (selvas bajas)			
Bosque de montaña			

*Significativo con un 95% de confiabilidad. & No se obtuvieron datos

De acuerdo, al procedimiento antes señalado, a nivel de clases de parches ninguna métrica fue significativa, por lo consiguiente a esta escala no se obtuvieron modelos. A nivel de paisaje, sola una variable integró el modelo predictivo final. El modelo matemático se define con base a la siguiente ecuación:

$$\text{Logit}(p) = -0.6898 + [0.0974 (\text{ED})] \quad (3)$$

Donde p , es la probabilidad de presencia del tapir y ED densidad de borde total (m/ha). La función indica que la probabilidad de ocurrencia de la especie, puede aumentar conforme exista mayor cantidad de áreas de ecotonos dentro de su ámbito hogareño. Acorde con la prueba de desviación ($-2n$ [likelihood ratio]), el ajuste del modelo ($\chi^2=7.23$ df 1, $P=0.0072$) fue altamente significativo. La significancia del único parámetro en el modelo predictivo derivado de las métricas a nivel de paisaje ($\chi^2=5.93$, $p=0.0148$) también fue consistente.

Los valores de probabilidad de presencia/ausencia de tapir para cada nivel de análisis, fueron calculados con base la función (3) a partir de la siguiente ecuación:

$$P = 1 / 1 + e^{\text{logit}(p)}$$

Donde p , es la probabilidad de ocurrencia de la especie y e el exponente natural.

La validación interna de la predicción del modelo, basada en el porcentaje de clasificación de los errores (SASInstitute 1999), señala que internamente el modelo predictivo es poco robusto ya que el porcentaje de clasificación correcta de los eventos (punto de corte $p > 0.5$) fue bajo (64%); es decir, que de los 14 eventos seleccionados solamente ocho clasificaron correctamente.

5. Discusión

5.1. Factores de disturbio en los paisajes de estudio

El patrón del paisaje en los sectores donde actualmente se encuentran tapires sugiere que la especie está habitando áreas que difieren en el grado de fragmentación y configuración espacial de sus hábitats preferidos. Aunque en la literatura se ha señalado al tapir como una especie tolerante a la perturbación de sus hábitats (Fragoso 1991, Motola *et al.* 1997), es importante conocer el grado de fragmentación de sus hábitats y cuales han sido las causas subyacentes de la alteración del hábitat.

En general una especie como el tapir con un área de actividad grande, bajas tasas de reproducción y densidad poblacional, los efectos de la fragmentación podrían operar a una escala espacial que va de relativamente mediana (paisaje local) a grande (escala regional; Kattan 2002). Así, la vulnerabilidad a la fragmentación sobre la especie puede estar en función de la configuración de los hábitats más que del área misma de los fragmentos individuales (Kattan 2002, Bissonette *et al.* 1997, Turner 1989). Por lo cual, era imprescindible conocer la configuración que poseen los parches de los hábitats preferidos por la especie, en el área de estudio.

La fragmentación de los paisajes de estudio, puede estar asociada al patrón de deforestación en la región. Sin embargo, no hay que dejar de lado, que las complejas características ambientales que presenta la reserva hayan permitido establecer ciertos límites naturales entre algunos de estos parches, como se puede observar en el sector Tres picos, donde los únicos parches de bosque mesófilo se encuentran inmersos en un gran parche selva media (**Figura 3**).

De acuerdo con March y Flamenco (1996), el patrón histórico en el cambio de uso del suelo de la reserva produjo la eliminación de la cobertura boscosa desde las zonas ubicadas en las partes bajas y de menor altitud hacia las zonas con mayor complejidad del terreno y poca accesibilidad. Patrón que puede apreciarse en el arreglo espacial que presentan las áreas de pastizales y terrenos agrícolas abandonados o acahuals, los cuales se disponen desde las partes bajas hacia las áreas con mayores altitudes dentro de los sectores de estudio. Otros factores de perturbación que no han sido abordados directamente en el presente trabajo pero que forman parte de la dinámica ecológica de la REBISE son: los incendios forestales, cambio en el uso del suelo derivado de los conflictos por los regímenes de tenencia de la tierra y el establecimiento carreteras pavimentadas. Dichos elementos podrían tener efectos directos e indirectos sobre la diversidad biológica que resguarda la reserva e inducir cambios en la configuración de los hábitats preferidos por la especie.

5.2. Configuración de los paisajes

El análisis de la estructura de los paisajes de estudio revela diferencias en la configuración de los paisajes de estudio y su aptitud para ofertar hábitats adecuados a esta escala. En paisajes heterogéneos, como la Sepultura, la configuración espacial del mosaico de fragmentos y tipo de matriz dominante podrían influir en primera línea sobre las rutas de movimiento de los individuos de las poblaciones que ahí habitan (Quintana 1995, Johnson *et al.* 2002). Aunque la estructura y

dinámica espacial de las poblaciones de tapir aún es un tópico poco abordado para todo su rango de distribución en Mesoamérica, estudios particulares sobre la ecología del tapir sugieren que la especie presenta escala-dependencia, conduciéndose en el paisaje a través del uso de hábitats de diferente calidad, en busca de recursos claves para cumplir sus funciones vitales (Fragoso 1997, Naranjo 2000).

Para el caso de los tapires de la Sepultura, Cruz (2000) y Gálvez (2002), documentan que la especie selecciona sus hábitats en un proceso guiado por la búsqueda de refugio, alimento y agua, donde son las selvas medias y selvas bajas quienes ofrecen todos éstos servicios a diferencia de los acahuales y bosque de encino que son hábitats más utilizados para forrajear. En contraste evitan los pastizales y el bosque de pino, por ser coberturas pobres, que no ofrecen ningún beneficio de hábitat. Foerster y Vahugan (2002), señalan que en apariencia la mezcla entre bosques primarios y vegetación secundaria constituyen un arreglo adecuado de los paisajes donde habita. En este sentido, es importante conocer el arreglo espacial que exhiben éstos hábitats dentro de los paisajes de estudio, para obtener información de cómo este componente estructural podría influir en la conectividad potencial que puedan ofertar los parches de hábitat en los paisajes de estudio.

En el sector Tres Picos, paisaje ligeramente deforestado, donde la matriz continúa siendo boscosa y los parches conservan una buena cantidad área interior, los patrones de migración y dispersión puede que no se vean tan afectados en el corto plazo, debido a que los individuos de la población tendrían la oportunidad de desplazarse entre parches de gran tamaño correspondientes a hábitats poco contrastante entre sí y de alta intensidad de uso de hábitat, como son la selva media, bosque de encino-pino y el bosque mesófilo (Kattan 2002). No obstante, la presencia de parches de tamaño medianos (400 ha) de pastos y su alto grado de entremezcla (77%) con el resto de la coberturas, pueden representar un factor de amenaza por el manejo tan intensivo que se le dan y en última instancia podría actuar como rutas de acceso a factores amenazantes como la cacería furtiva y extracción de productos forestales.

Para el sector la Palmita, el hecho de que la matriz del paisaje este representada por un tipo de hábitat contrastante (pastos) y que además se encuentre altamente entremezclado (88%) entre las coberturas de importancia de hábitat para la especie, es un resultado que llama la atención en términos conservación de los hábitats de la especie. Para el caso, podría sugerirse que de mantenerse dicho patrón, en el corto plazo, la matriz podría funcionar como un filtro fino

(Malcolm 1994, Gaston *et al* 1999). Sugerencia que se basa en dos consideraciones: a) primero observaciones en campo señalan que el tapir es una especie capaz de atravesar las áreas de pastos, siempre y cuando existan pequeños arroyos. No obstante, durante su paso por estos ambientes y sin la presencia de cuerpos de agua la especie no conseguirá beneficios de hábitat, por el contrario esta condición representa un alto riesgo para su seguridad ante la exposición de sus depredadores (Naranjo 2003 *com pers.*) y b) el manejo intensivo de los pastizales, debido a que son áreas donde anualmente se queman para favorecer el rebrote del forraje para el ganado y que generalmente terminan ocasionando fuertes incendios que se propagan hacia las coberturas forestales de importancia de hábitat para el tapir (selvas bajas y medias; March y Flamenco 1996). Patrón que puede incidir en la calidad de estos hábitats y en el comportamiento de los individuos al modificar sus rutas de movilización dentro de un paisaje con un terreno escarpado.

5.3. Consideraciones en la descripción del patrón del paisaje

El uso de imágenes de satélite ha sido ampliamente utilizada para el análisis de los patrones estructurales de paisaje, sobre todo cuando tiene que hacerse mediciones dentro de áreas extensas como la Sepultura (167,000 ha; Kramer 1997). Sin embargo, el cálculo e interpretación de dichos parámetros puede tener limitantes vinculadas con la resolución espacial. La escala espacial involucra dos aspectos básicos, el tamaño del grano y la extensión (Turner *et al.* 2001; Gallego 2003). El tamaño del grano, en términos del fenómeno de investigación es la unidad mínima, a la cual el tapir responderá a los procesos de selección de hábitat. La extensión tiene que ver con el tamaño de los paisajes de estudio (Bissonette *et al.* 1997, Turner *et al.* 2001). Dado que los aspectos de la escala definen el límite superior e inferior de resolución de la imagen, la definición de correcta de estos aspectos puede tener gran influencia sobre los resultados del patrón de descripción de la composición y estructura de los paisajes de estudio.

Aunque la definición de la escala adecuada, es una consideración ambigua y compleja, pues los niveles de respuesta a los que las especies actúan varían en múltiples escalas (Bennett 1999), la consistencia de los resultados aquí obtenidos se vean afectados por aspectos como la definición del tamaño de píxel (grano) y el proceso de reclasificación del mapa de vegetación y usos del suelo de la reserva. Así, la resolución espacial del tipo de imagen (Landsat TM) empleada para generar el mapa base de vegetación, establece un tamaño de píxel de 0.9 ha, sin embargo la unidad mínima mapeable con la cual se elaboró éste mapa fue de 6 ha. A este nivel de detalle es posible que se perdieran la identificación de ambientes como pastos debajo de fragmentos boscosos y los bosques riparios, los cuales se han señalado como hábitats importantes

para el tapir en función que pueden actuar como corredores naturales para la especie (Williams 1984, Muench 2001, Naranjo 2002). Respecto al proceso de reclasificación, el agrupar polígonos de diferentes tipos de hábitat en una nueva categoría implica la eliminación de polígonos adyacentes. Por lo cual, al disolver los polígonos se corre el riesgo de perder información sobre los límites naturales de los fragmentos (Corrêa 2000).

5.4. Atributos del patrón del paisaje que modelan la presencia del tapir

El incorporar el patrón del paisaje a las características del hábitat puede tener potencial para modelar la ocurrencia de las especies en paisajes locales (Lawler *et al.* 2002). Para el tapir, esta herramienta parece viable desde dos puntos de vista. Primero el uso de parámetros espaciales y la relación con su hábitat ha sido un tema poco abordado, por lo cual, el efectuar análisis exploratorios a través de la generación de modelos podría permitir identificar las características espaciales que la especie percibe dentro de su ámbito hogareño (Bissonette *et al.* 1997, Trani 2002). En segundo, dado que los paisajes actuales donde habita la especie están fragmentados por las actividades humanas (Motola *et al.* 1997), la determinación de los cambios de estas características espaciales en los paisajes podría ayudar a visualizar cómo estos cambios influyen en la distribución potencial de la especie y en su condición de hábitats favorables para el mantenimiento de poblaciones viables.

Pese a lo anterior, se tuvo poco éxito al tratar de establecer la relación entre el patrón del paisaje y la ocurrencia del tapir, tal como lo indica el reducido número de variables con potencial explicativo a partir de características a nivel de clases de parches y de paisaje. Así como, por el bajo valor de clasificación del único modelo predictivo (64%) en el punto de corte > 0.5 . Sin embargo, se considera que las limitaciones de estos análisis pueden estar más relacionadas con deficiencias técnicas y el acceso a datos espaciales adecuados, más que de la naturaleza misma del fenómeno de investigación.

Por ejemplo, el tipo de clasificación de la vegetación empleada para el análisis del paisaje, pudieron resultar categorías muy gruesas para poder identificar este tipo de relación, esto debido, a que el tapir es una especie propia de sotobosque y primordialmente ramoneador, que se le relaciona más con ciertos tipos de asociaciones vegetales (parches de palmas) que ocurren dentro de grandes comunidades vegetales (Muench 2001, Fragoso 2003) y de ambientes en sucesión como las áreas de acahuales. En este caso, un mapa basado en clases diamétricas o de bosques con diferentes niveles de sucesión, podría ser de mayor utilidad para lograr este propósito.

Otro factor es la escala de medición, específicamente con la definición del tamaño del grano del mapa de origen (6 ha). En el caso hipotético de contar con el mapa adecuado y la unidad mínima de medición fuera 6 ha, este tamaño también podría considerarse como un grano grueso, pues al menos estudios con otras especies de ungulados (venado, alce y bisonte), sugieren que para generar modelos predictivos basados en las características del paisaje, debe usarse una unidad mínima de mapeo o tamaño del píxel de 1 ha (Boroski *et al.* 1996, Turner *et al.* 1994, Pearson y Turner 1995).

Los datos de origen sobre las localizaciones de tapir en el área de estudio es otro factor de influencia. Aquí, dos tipos de problemas pudieron surgir y que limitaron el poder explicativo del procedimiento estadístico: a) el primero está relacionado con la potencial inexactitud que presenta los datos de avistamientos que provienen de localizaciones sobre hojas cartográficas, b) segundo, el haber asumido que cada punto de avistamiento de los sitios activos corresponde a un individuo representa un sesgo grande, ya que estas podrían ser muestras no independientes, siendo lo recomendable contar con información local proveniente de estudios de radiotelemetría (Dickson 2002).

Indistintamente de las consideraciones antes expuestas, el haber encontrado una relación potencial entre la densidad de borde total (m/ha) y la probabilidad de presencia del tapir, información que debe analizarse en campo, ya que el modelo refleja aspectos de la biología de la especie que se conocen, pero que han sido poco explorados. En principio se sabe que los tapires en el área gustan de forrajear en ambientes disturbados, tales como los claros dentro de los bosques, bordes de los parches y en los acahuales, donde la especie puede disponer de mayor cantidad de herbáceas para forrajear (Foerster y Vahugan 2002, Cruz 2003 *com. pers.*). Motola *et al.* 1997, consideran que a pesar que el tapir pueden adaptarse a vivir en paisajes fragmentados, la especie no es capaz de tolerar la amplia deforestación que ha ocurrido en muchas porciones dentro de su área de distribución. Por lo cual, la relación aquí encontrada donde a mayor cantidad de áreas de borde mayor probabilidad de presencia de la especie, no puede ser concluyente, pues los supuestos beneficios que la especie pudiera obtener de los ambientes perturbados solo contempla uno de sus requerimientos esenciales (alimento) de hábitat. Además, no hay que dejar de lado, que los bordes representan una vía para la entrada de enfermedades y parásitos, que pueden afectar la salud de las poblaciones. Por ejemplo, en los últimos años investigaciones no documentadas señalan la presencia de parásitos propios de animales domésticos (bovino) locales

en excretas de tapir, evidencias posiblemente estén relacionadas en el contacto que tiene la especie y el ganado, que a veces suele forrajear en los bordes (Guiris 2003 *com. pers.*).

6. Conclusiones y Recomendaciones

La presente investigación constituye un primer esfuerzo al poco conocimiento que se tiene sobre las características espaciales del hábitat del tapir, esto basado en el análisis estructural de paisajes locales, donde la especie actualmente se distribuye. Sin embargo, considerando la limitante de no poseer datos espaciales óptimos (mapa de vegetación y usos del suelo), los resultados aquí encontrados deben tomarse con reservas y considerarse como un aproximado al tipo de configuración de los hábitats preferidos por la especie en la reserva. Por ello, se insta a los administradores y en general al personal que realizan investigaciones en la reserva a invertir en la generación de mapas más detallados, que permitan realizar mediciones más confiables para identificar posibles cambios en el patrón del paisaje y su influencia en la distribución de recursos para la especie.

Tomando en cuenta lo antes expuesto y de acuerdo con la comparación entre los atributos de los paisajes, se concluye que el tapir está ocupando áreas fragmentadas, pero con un alto grado de entremezcla entre los diferentes tipos de hábitats preferidos (selvas medias y bajas, bosque encino-pino y acahuales). Patrón que puede considerarse adecuado partiendo del entendido que la especie realiza diferentes funciones en cada uno de estos ambientes (Naranjo y Cruz 1998). En contraste, los pastizales representan una potencial amenaza que puede inducir cambios en la configuración espacial de estos hábitats, en el corto plazo. Información, que debería tomarse en cuenta para el manejo del paisaje que favorezca a los hábitats de la especie. En este caso, se recomienda partir de la identificación zonas de restauración para aumentar la conectividad física de parches de hábitats favorables, sobretodo hacia el sector la Palmita, en donde las áreas de pastos están más agregadas y entremezcladas con el resto de los tipos de hábitats. Asimismo, debe involucrarse a las comunidades que allí habitan, para buscar alternativas en el tipo de manejo que le dan a los pastizales y efectuar actividades de educación ambiental que ayuden a concientizar a los pobladores sobre la importancia ecológica que representa la especie en los bosques donde habita

Dado que los paisajes de estudio difieren en cuanto al grado de fragmentación y en el tipo elemento que domina el paisaje, es posible que también difieran en el nivel de conectividad o permeabilidad entre los elementos del paisaje para mantener el flujo de individuos a través de

ellos. El enfoque del trabajo en este aspecto es limitado en su explicación, pues no se pudo contar con datos sobre el patrón y rutas de movilización de los individuos de la especie dentro de los paisajes en cuestión. Por lo que, se recomienda prioritario invertir esfuerzos para coleccionar datos sobre los patrones de movilización y uso de hábitat, basado en estudios de radiotelemetría a fin de conocer las rutas de dispersión y migración temporal de los individuos. Información indispensable para determinar el grado de conectividad física que ofrece el paisaje e identificar áreas que puedan servir como corredores naturales para el movimiento de la especie en sitios donde se haya perdido ésta conectividad.

El uso de modelos empíricos y SIG pueden ser herramientas de gran utilidad para predecir la ocurrencia de las especies y modelar la influencia de los cambios en el patrón del paisaje sobre las relaciones hábitat-especie. Desafortunadamente, el no contar con datos espaciales adecuados y las complicaciones para obtener datos *in situ* sobre localizaciones de especies con baja abundancia como el tapir representó una fuerte limitante para la construcción de modelos predictivos.

Derivado de las anteriores consideraciones, surgen interrogantes que podrían ayudar a tener una mejor comprensión sobre la relación del tapir y su hábitat en la escala de paisaje:

- ¿La cantidad de hábitat disponible encontrada es la mínima para mantener poblaciones viables de tapir?
- ¿La especie puede movilizarse con facilidad a través de una matriz de hábitat contrastante?
- ¿Cuáles son las rutas de migración y dispersión de los tapires?
- ¿La especie utiliza corredores naturales para movilizarse entre parches de alta calidad?
- ¿El contexto del paisaje tiene influencia sobre la especie y su delimitación de hábitat?
- ¿La quema de los pastos puede ser un factor de perturbación temporal de riesgo para la especie y sus hábitats?

7. Literatura citada

Bennett, AF. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza. UICN. 240 p.

Bierregaard Jr., RO; Lovejoy TE.; Kapos V; Santos dos AA; Hutchings RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience* 42 (11): 859-866.

- Bissonette, JA; Harrison DJ; Hargis CD; Chapin TG. 1997. The influence of spatial scale and scale sensitive properties on habitat selection by American marten. *In*: Bissonette JA. ed. *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. Springer-Verlag Publ., N.Y. p 368-385
- Boroski, BB; Barrett RH; Timossi IC; Kie JG 1996. Modelling habitat suitability for black-tailed deer (*Odocoileus hemionus columbianus*) in heterogeneous landscapes. *Forest Ecology and Management* 88: 157-165.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Protegidas). 2003. Carta de vegetación y uso del suelo de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, escala 1:50,000.
- Corrêa do, CA. 2000. Evaluación de un paisaje fragmentado para la conservación y recuperación de biodiversidad área demostrativa Mirafior-Moropotente, Esteli, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 136 p.
- Cruz, AE. 2001. Hábitos alimenticios e impacto de la actividad humana sobre el tapir en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. Tesis Maestría en Ciencias. San Cristóbal de las Casas, México. El Colegio de la Frontera Sur. 35 p.
- Dale, VH; Offerman H; Frohn R; Gardner RH. 1994. Landscape characterization and biodiversity research. *In*: *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest*, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mail, Thailand). Proceedings. Malaysia. P. 47-65.
- Dickson, GB. 2002. Home-range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of wildlife management* 66(4): 1235-1245.
- Eisenberg, JF. 1997. Tapires. *In*: Brooks, MD; Bodmer RE; Matola S. eds. *Status and conservation action plan tapirs*. UICN/SSC. Cambridge, UK. p. 65- 66.
- Fahring L; Merriam G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Fragoso, JM. 1991. The effect of hunting on tapir in Belice. *In*: Robinson, J; Redford K. eds. *Neotropical wildlife use and conservation*. USA, The university of Chicago Press. p. 154-162.
- Fragoso, JM. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology*, 84(8): 1998-2006.
- Foerster, RC; Vahugan C. 2003. Ecología de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*) en un bosque húmedo tropical de Costa Rica. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 82 p.
- Gallego, CB. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadores en una zona de bosque muy húmedo tropical, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 103 p.
- Gálvez, MR. 2002. Relación entre impacto de la cacería, y abundancia, densidad y uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en la reserva de la biosfera la Sepultura, Chiapas. Tesis Lic. Biol. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. UNICACH. 45 p.

García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen: para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía-Universidad Nacional Autónoma de México. D.F, México. 95 p.

Gaston, C.; Lovejoy ET; Bierregaard Jr. OR; Malcolm JR; Stouffer CP; Vasconcelos LH; Laurence FW; Zimmerman B; Tocher M; Borges S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical remnants. *Biological Conservation* 91: 233-229.

Hernández, Y. 1995. Propuesta para establecer el área natural protegida (Reserva de la Biosfera) La Sepultura, en la porción oeste de la Sierra Madre de Chiapas, México. Tesis Lic. Biología. México, Universidad Veracruzana. 110 p.

Hobbs, RJ. 1993. Can revegetation assist in the conservation of diversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 9(6): 324-337.

Hosmer, D; Lemeshow S. 1989. Applied logistic regression. Wiley-Intersciencie. 307 p.

INE (Instituto Nacional de Ecología). 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura. INE-SEMARNAP México, D.F 247 p.

IUCN (International union for conservation of nature). 2000. IUCN red list of threatened animals. Consultado: 11 de Enero 2003. Disponible en: http://www.redlist.org/categories_criteria.html#categories

Jonhson, MC; Johnson BL; Richards C.; Beasley V. 2002. Predicting the occurrence of amphibians: an assessment of multiple-scale models. *In*: Scott, JM; Henglund JP; Morrison LM; Haufler J; Raphael M; Wall W; Samson F. eds. Predicting species occurrences issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, D.C. p. 157-168.

Kattan, HG. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies *In*: Guariguata, RM; Kattan HG. Eds. Ecología de bosques neotropicales. Cartago, Ediciones LUR. p. 562-590.

Kramer, E. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forest. *In*: Laurance, WF; Bierregaard Jr. OR. eds. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. The Chicago University of Chicago, USA. p. 387-399.

Forman, RT. 1995. Land mosaics: the ecology of landscape and regions. Cambridge University. Great Britain. 632 p.

Malcolm, JA. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-2445.

March, MI. 1994. Situación actual del tapir en México. Serie monografías, no. 1. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste (CIES). San Cristóbal de las Casas, México. 41 p.

March, MI; Flamenco A. 1996. Evaluación rápida de la deforestación en las áreas naturales protegidas de Chiapas (1970-1993) Informe para Nature Conservancy. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 105 pp.

Matola S; Cuarón DA; Rubio, H. 1997. Evaluación del estado actual y plan de acción del tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*). In: Brooks, MD; Bodmer RE; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapirs. UICN/SSC. Cambridge, UK. p. 89-106.

Medici, P. 2001. Conservation biology of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) and their potential as *landscape detectives* in the Pontal do Paranapanema region –São Paulo state- Brazil. Consultado el 29 de Octubre 2003. Disponible en: <http://www.tapirbakc.com/tapirgal/lowland/medici/01-jan/2001capt.doc>

Miranda, F. 1998. La vegetación de Chiapas. 3ª edición. Consejo Estatal para la Cultura y las Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. p. 86-104.

McGarigal, K; Cushman AS; Neel CM. 2002. Fragstats 3.3: Spatial patterns analysis for categorical maps program. University of Massachusetts, U.S.A. Consultado: 20 de Mayo de 2003. Disponible en: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

McIntyre, S; Barrett GW. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292.

McIntyre, S; Hobbs R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292.

Muench, SC. 2001. Patrones de uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en dos localidades de la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis Lic. Biol. DF. México. UNAM. 67 p.

Naranjo, PE; Cruz AE. 1998. Ecología del Tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 111-125

Naranjo, PE. 2000. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon forest, Mexico. Thesis Ph.D. University of Florida, Gainesville, FL. USA. 105 p.

Naranjo, PE. 2002. El Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*) (en línea). Consultado: 1 de Octubre de 2002. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/institucion/conabio_espanol/doctos/tapir.html.

Naranjo, PE; Bodmer ER. 2002. Population ecology and conservation of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon forest, Mexico. *Tapir Conservation*, 11(2): 25-33

Olmos, FA. 1997. Tapires como dispersores y depredadores de semillas. In: Brooks, MD; Bodmer RE; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapirs. UICN/SSC. Cambridge, UK. p. 67-74.

Ojasti, J. 2000. Manejo de vida silvestre neotropical. F. Dallmeier ed. SIMAB Series No. 5 Smithsonian Institution/ MAB Program, Washington, D.C. 290 p.

Pearson, MS; Tuner, GM; Wallace LL; Romme HW. 1995. Winter habitat use by large ungulates following fire in northern Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 5(3): 744-755.

Primack R; Rozzi R; Massardo F.; Feinsinger P. 2001. Destrucción y degradación del hábitat. In Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. México, D.F. Fondo de Cultura Económica. p. 183-223.

Quintana, DR. 1996. Relación entre la estructura del paisaje en un humedal y la fauna silvestre: el carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*) como estudio caso (en línea). Consultado 10 de Septiembre de 2002. Disponible en: www.unesco.org.uy/mab/documentospdf/11.pdf

SAS Institute. 1999. Software version eight for windows. N.C. USA.

Salas, AL; Kim BJ. 2002. Spatial factors and stochasticity in the evaluation of sustainable hunting of Tapirs. *Conservation Biology*, 16(1): 86-96.

Seft, RL; Coughenour MB; Bailey DW; Rittenhouse LR; Sala OE; Swift DM. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies: Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. *BioScience*, 37(11): 789-798.

Trani, MK. 2002. The influence of spatial scale on landscape pattern description and wildlife habitat assessment. In: Scott, JM; Henglund JP; Morrison LM; Haufler J; Raphael M; Wall W; Samson F. eds. Predicting species occurrences issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, D.C. p. 141-154.

Trexler, CJ; Travis J. 1993. Nontraditional regression analyses. *Ecology*, 74(6): 1629-1637.

Turner, GM. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.

Turner, GM; Wu Y; Wallace LL; Romme WH; Brenkert A. 1994. Simulating winter interactions among ungulates, vegetation, and fire in northern Yellowstone Park. *Ecological applications* 4(3): 472-496.

Turner, GM; Gardner H; O'Neill R. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Springer-Verlag, New York Inc, USA. 401 p.

Vaughan, C; Rodríguez M. 1991. Administración del venado cola blanca en Costa Rica. In: Robinson, J.; Redford K. eds. Uso y conservación de la vida silvestre neotropical. The University Chicago. Fondo de Cultura Económica. p. 341-353.

Williams, K. 1984. The Central American tapir (*Tapirus bairdii*) in northwestern Costa Rica. Thesis Ph.D. Michigan State University, East Lansing, Michigan, USA. 84 p.

ARTICULO II

MODELAJE DEL HÁBITAT ADECUADO DEL TAPIR CENTROAMERICANO (*Tapirus Bairdii*), EN UN PAISAJE ANTROPOGÉNICO BASADO EN EL USO DEL SIG

1. Resumen

En este estudio se utilizó SIG y datos espaciales de tapir (*Tapirus bairdii*), obtenidos a partir de localizaciones en campo, literatura y entrevistas, en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México (REBISE), para evaluar la importancia de factores ambientales en la delimitación del hábitat adecuado de la especie. De la construcción de un modelo de regresión logística múltiple aplicado en áreas con características de hábitat potencial y donde actualmente se le ha visto, se estimó la cantidad y distribución espacial del hábitat adecuado de la especie en el área de estudio. Diversas variables fueron significativas en la comparación de sitios activos con respecto a las áreas control, incluyendo a la distancia a caminos primarios y secundarios, pendiente del terreno, selva baja, bosque mesófilo y densidad del borde total. La pendiente del terreno fue la variable predictora más importante en el modelo de regresión logística. Los resultados indican que la distribución de la especie, se encuentra restringida hacia los lugares más escarpados de la REBISE, en correspondencia con las zonas más conservadas (zonas núcleo). Sin embargo, fuera de estas zonas, el hábitat disponible esta altamente fragmentado y con poca conectividad física. Esto significa que menos del 50% del territorio de la REBISE presenta atributos de hábitat adecuado para la ocurrencia de la especie. Donde los pastizales, por la intensidad de uso, representan la mayor amenaza para la sobrevivencia de especie y la conservación de sus hábitats. Por ello, es imperante verificar si las áreas de mayor probabilidad están siendo ocupadas por la especie y si es capaz de movilizarse a través de la matriz de pastos dentro de una dinámica de *fuelle y sumidero*.

Palabras claves: SIG, *Tapirus bairdii*, hábitat adecuado, modelo, pastizal.

2. Introducción

El tapir mesoamericano (*Tapirus bairdii*) es considerado el mamífero más grande del neotrópico (Eisenberg 1997), un importante dispersor y depredador de semillas y una fuente de alimento ocasional para muchas personas que habitan en las áreas rurales del trópico americano (Matola *et al.* 1997, Foerster 1998, Cruz 2001). No obstante, las bajas tasas de reclutamiento, además de las amenazas por la pérdida de hábitat y la cacería de subsistencia, han colocado a la especie dentro de las listas de especies en peligro de extinción en México (Nom-Ecol-059, SEMARNAT 2003) y a nivel internacional (UICN 2000).

Una de las principales regiones de México, donde aún persisten poblaciones de tapires, es la Sierra Madre de Chiapas (March 1994, Motola *et al.* 1997). Entre los diferentes esfuerzos que se han realizado para la conservación de la especie y en general la biodiversidad local de la Sierra, destaca el establecimiento de áreas naturales protegidas, entre las que destaca la Reserva de la Biosfera la Sepultura (REBISE), por presentar altos grados de heterogeneidad y endemismo (INE 1999). La principal amenaza al tapir en la REBISE, es la pérdida de hábitat (Naranjo y Cruz 1998, Cruz 2001). Gran parte del deterioro y reducción del hábitat favorable de la especie se debe al patrón histórico del uso del suelo, donde una extensión considerable de las selvas medias perennifolias y bajas caducifolias, hábitats preferidos de la especie, han sido convertidas en zonas de pastoreo extensivo de ganado bovino y cultivos agrícolas (Naranjo y Cruz 1998). Patrón que aún no se ha logrado detener y que de continuar, puede tener graves implicancias sobre la viabilidad de la población, pues la eliminación y fragmentación del hábitat original, potencialmente provoca el aislamiento geográfico de las subpoblaciones, las cuales resultan más vulnerables a los procesos estocásticos y de depresión endogámica (Saunders *et al.* 1991, Kattan 2002, Ojasti 2000).

En este contexto, un primer acercamiento para promover la conservación de la especie y sus hábitats, es el entendimiento de la relación del tapir con su hábitat (Smithers 2000). Así, partiendo del concepto de hábitat, como un espacio que integra una serie de recursos indispensables para la sobrevivencia de la especie (Noon *et al.* 1980; Morrison *et al.* 1992; Ojasti 2000). Y si se logra identificar los factores claves y limitantes del hábitat asociados a la ocurrencia de la especie en el área, se podrá estimar la disponibilidad y calidad de los mismos. Información indispensable para establecer estrategias que favorezcan su manejo y el mantenimiento poblaciones viables (March 1990; Morrison *et al.* 1992; Treweek 1999).

Además, especies como el tapir, con grandes radios de acción y que requieren para el mantenimiento de poblaciones viables mayor espacio que el delimitado por las áreas protegidas (Morrison *et al.* 1992), el patrón de selección de su hábitat puede verse fuertemente influenciado por los elementos del paisaje, tales como los ríos, carreteras, cercanía a poblados, entre otros factores (Senft *et al.* 1987; Pearson *et al.* 1995; Flesher y Ley 1996; Muench 2001). Sin embargo, evaluar la influencia de estos factores en la definición de hábitat dentro de su ámbito de acción y poder extrapolar esta información a escalas mayores, resulta complicado sobre todo para una especie que ocurre en bajas densidades y de alta movilidad (Pearson *et al.* 1995). En respuesta a esto, el empleo de modelos de hábitat y el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han resultado ser una importante herramienta para construir y predecir éstas relaciones (Patton 1992; Morrison *et al.* 1992; Treweek 1999).

En función de lo antes expuesto, la presente investigación estableció como objetivos: a) identificar factores ambientales asociados al hábitat del *T. bairdii* en la REBISE y definir su importancia en distribución potencial de la especie, en la escala de paisaje local. b) determinar áreas de probabilidad de ocurrencia *T. bairdii*, como un indicador indirecto para estimar la disponibilidad y calidad del hábitat para la especie en el área de estudio.

3. Metodología

3.1. Descripción del área de estudio

El trabajo se realizó en el Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE), área natural considerada como un importante centro de diversificación y endemismo del sur de México. La REBISE, se localiza en la región suroeste del estado de Chiapas, en la porción noroeste de la Sierra Madre, comprende parte de los municipios de Arriaga, Cintalapa, Jiquipilas, Tonalá, Villacorzo y Villaflores (**Figura 1**). Cubre una superficie total de 167,310 ha. El rango altitudinal en la reserva se eleva desde los 60 hasta los 2,550 msnm, en el cerro de Tres Picos, uno de los cerros más altos de la Sierra Madre (Hernández 1995).

De acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (1981) en el área de estudio están presentes los tipos climáticos, que van desde los cálidos (húmedo y subhúmedo), pasando por los semicálidos, hasta llegar a los templados húmedos con abundantes lluvias en verano y precipitación total anual entre 2,000 y los 3,000 mm. La exposición de la REBISE, la amplia variación de la elevación hacia dos vertientes (Pacífico y Golfo de México) de la Sierra, y su ubicación en el Istmo de Tehuantepec con una alta influencia de vientos, ha permitido el

desarrollo de por lo menos 10 de los 18 tipos de vegetación primaria reportados para el estado de Chiapas. Del total de los tipos de vegetación, destacan la presencia de las selvas tropicales, por ser ambientes que poseen altos niveles de endemismo y diversidad biológica, tales como el bosque mesófilo, el chaparral de niebla y las selvas bajas caducifolias. Asimismo, el área sirve de hábitat para numerosas especies de flora y fauna endémicas de la región, raras, amenazadas y en peligro de extinción (Miranda 1998, INE 1999).

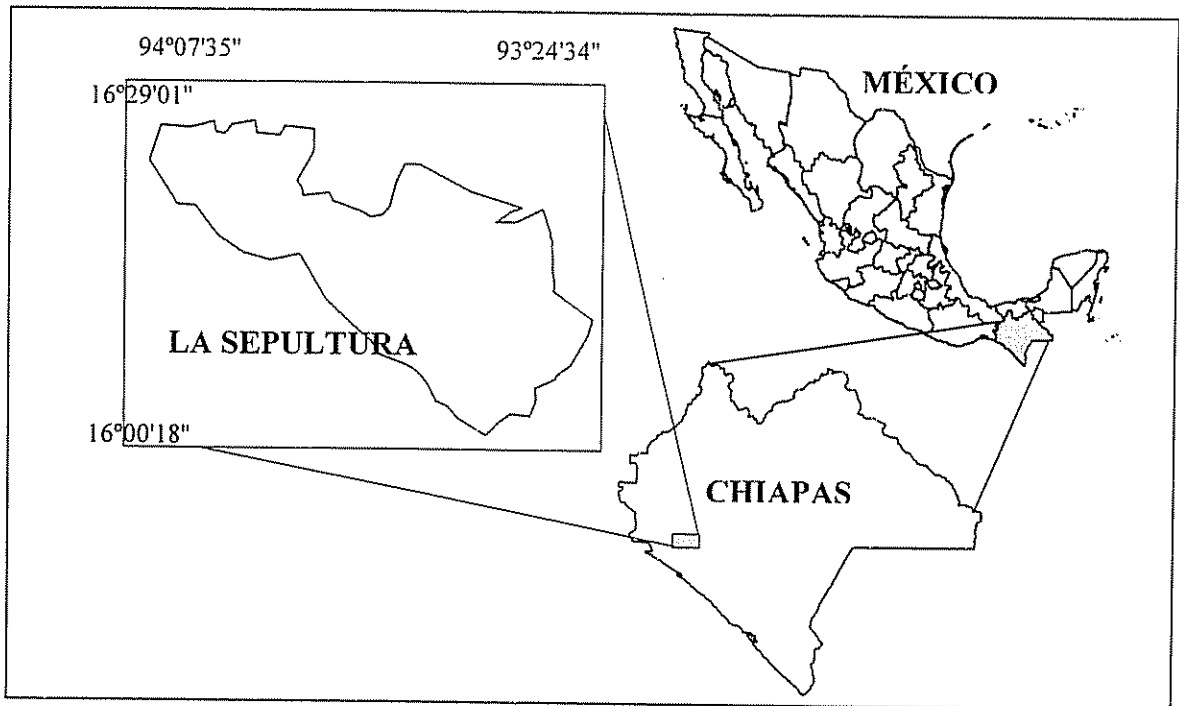


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México.

La situación ambiental de la reserva está influenciada por las actividades agropecuarias y sus prácticas culturales de roza-tumba-quema, donde la quema de pastos deriva en fuertes incendios forestales. El crecimiento desordenado de los centros urbanos y el establecimiento de nuevos centros de población irregulares, hace más crítica esta situación debido a la introducción de nuevos proyectos de construcción de carreteras y la adquisición de predios para atender las demandas de tierras en la entidad (INE 1999). Estos factores han provocado la fragmentación de las áreas forestales originales en diferentes niveles a lo largo del paisaje (REBISE). Como consecuencia, en la actualidad la reserva presenta características de un paisaje cultural, donde fragmentos boscosos o remanentes de hábitat originales, que varían en tamaño y forma, se encuentran inmersos en una matriz de hábitats perturbados, como son pastos asociados con vegetación secundaria (Gordillo en prensa).

3.2 Datos sobre localizaciones de tapir en el área de estudio

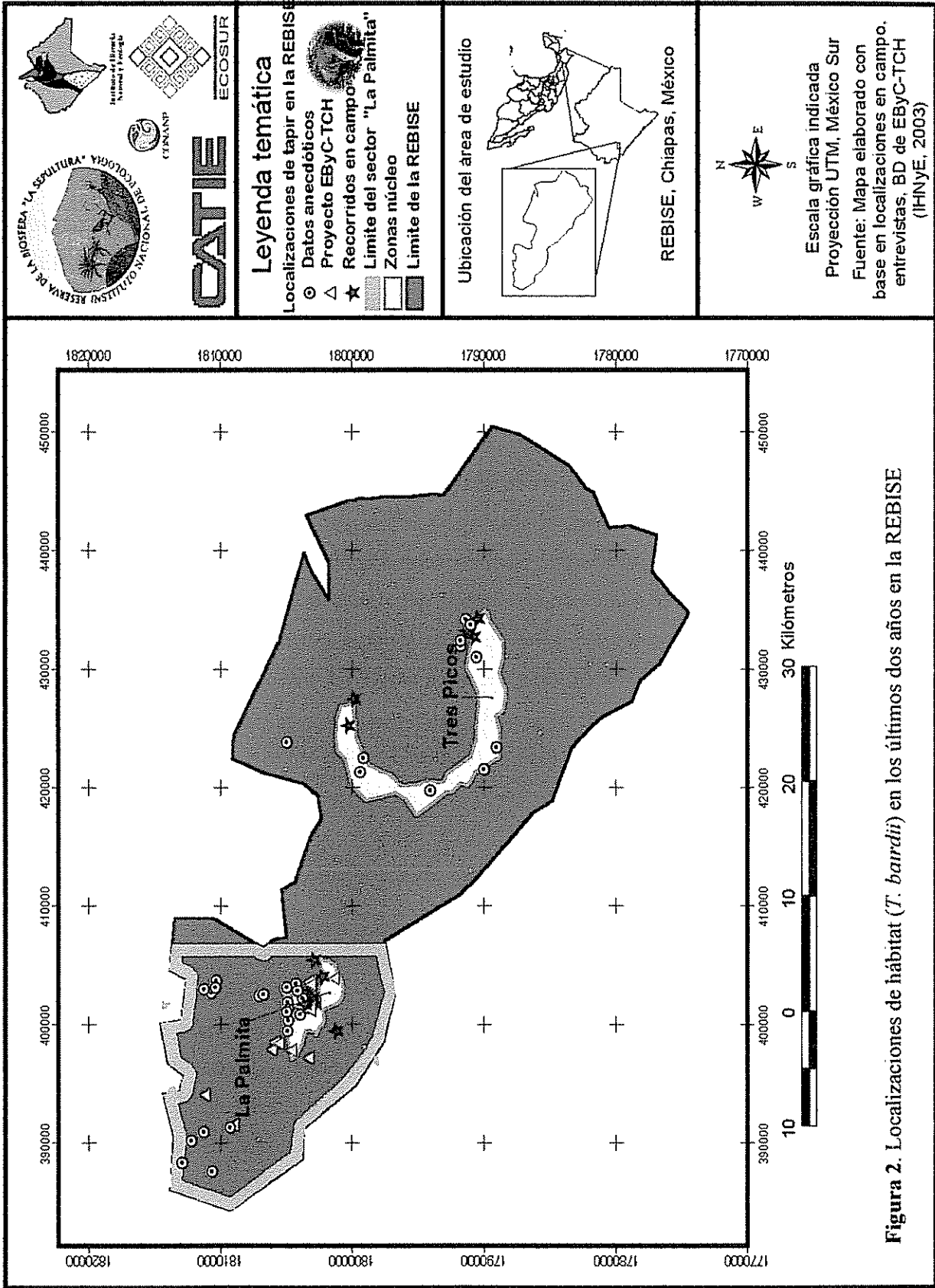
La información sobre las áreas que actualmente esta ocupando el tapir dentro de la REBISE, se determinaron con base en datos anecdóticos y evidencias en campo (**Figura 2**). También se consultó la base de datos del proyecto “Ecología, biología y conservación del tapir (*Tapirus bairdii*) en Chiapas (EByC-TCH)”, investigación que ha sido efectuada por el Instituto de Historia Natural y Ecología de Chiapas.

3.2.1. Datos anecdóticos

Parte de la información sobre la presencia del tapir en la REBISE, se obtuvo a través de la aplicación de entrevistas a informantes claves, que habitan en comunidades dentro y adyacente a la poligonal de la reserva. Con el apoyo de los administrativos y guardaparques de la reserva se seleccionaron las comunidades e identificaron a los informantes claves (cazadores, ex-cazadores, palmeros y campesinos). Para determinar la familiaridad de los entrevistados con la especie, se les preguntó aspectos como: apariencia de la especie (tamaño y color), características del tipo de evidencia (huella, excretas u observaciones directas), la frecuencia con que la habían visto, descripción general del lugar donde le vieron (selva o bosque), fecha del último avistamiento y su percepción sobre las amenazas a la especie en el área de estudio. En especial, los datos obtenidos sobre las localizaciones de tapir fueron marcadas en hojas topográficas (E15C76, E15C77, E15C78 y E15C87; INEGI 1987), escala 1:50,000, y su ubicación en el área se hizo con la ayuda del personal de la REBISE. En total se entrevistaron a 143 personas pertenecientes a 25 localidades, consiguiéndose información sobre de la especie en un período de 20 años, en alrededor de 1169 km² (70%) de la extensión territorial de la REBISE.

3.2.2. Evidencias de Tapir

La búsqueda de evidencias sobre el tapir (huella, excretas, echaderos, caminaderos, ramoneo y observaciones directas) se realizó a partir de la información que se obtuvo de las entrevistas referente a las localizaciones de la especie de los últimos dos años en el área de estudio. Cabe señalar, que la mayor parte de éstos sitios se ubicaron dentro de las zonas núcleo de la reserva (**Figura 2**), sin embargo, por limitaciones logísticas y de acceso sólo pudieron visitarse dos zonas, la Palmita y Tres Picos, con el apoyo de los guardaparques, técnicos especializados en mamíferos de la región y algunas veces en compañía de las personas entrevistadas, se realizaron recorridos en campo. Para ello, se siguieron los cursos de los ríos y se atravesaron las cañadas hasta llegar a los mojones o parajes de referencia, en donde la gente había reportado la presencia de la especie. Durante estos recorridos, de las evidencias encontradas se registraron sus coordenadas geográficas utilizando un geoposicionador global (Garmin 12XL, 12



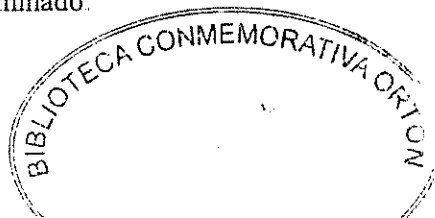
canales Software 4.58 versión 2.1). En total, se realizaron cuatro visitas entre los meses de abril a agosto del 2003, cada una con duración de siete días y un promedio 8 horas de recorridos hasta encontrar una evidencia, que en total suman 224 horas de muestreo.

Como producto de estas técnicas se generó una base de datos digital que integra un total de 84 registros sobre avistamientos de la especie, contemplando un período entre 1999 a 2003. Sin embargo, para el análisis de factores ambientales asociados a la presencia del tapir en la REBISE, se determinó utilizando solamente 24 registros (sitios activos), debido, a que muchos de estos puntos se traslapaban en el mismo sitio, con lo cual se corría el riesgo de pseudoreplicar la muestra. Los registros aquí utilizados involucran siete referencias de verificaciones efectuadas en campo, 4 registros del proyecto EByC-TCH y 13 localizaciones producto de las entrevistas.

3.3. Sitios control y unidad de muestreo

Para determinar si el tapir está estableciéndose en áreas seleccionadas con base a factores ambientales relevantes, escogidos *a priori*, fue necesario tener un grupo control o sitios con el cual comparar los datos de las áreas (sitios activos) que actualmente ocupa en la REBISE (Pereira e Itami 1991). Para este fin se generó un número proporcional de puntos aleatorios o *sitios control*; los sitios se obtuvieron a partir de un muestreo de puntos al azar, con ayuda de la extensión *random points* (Huber 2003), del programa Arcview 3.3.

La generación de estos puntos aleatorios se basó en áreas que presentan características potenciales de hábitat, pero que se localizan dentro del polígono en donde se realizó el trabajo de campo (**Figura 2**). La identificación de las áreas de hábitat potencial, se obtuvo a partir del cruce de mapas (raster) ranqueados (escala 1 a 10) que representan a los factores de bienestar para la especie, como son tipos de vegetación, distancia a cuerpos de agua y tamaño mínimo de parche. La valoración de estos mapas se derivó de la información de literatura reportada para la ecología de la especie, así la unidad mínima 1 hace referencia a la condición de hábitat menos favorable para la especie y el valor máximo de 10 representa las áreas con mayores características de hábitat potencial. Este, es un modelo preliminar de hábitat potencial y excluye a los ambientes de bosque de pino y pastizales, por ser coberturas que no ofrecen ningún beneficio de hábitat al tapir (Naranjo y Cruz 1998, Cruz 2001). Los puntos se generaron en aquellas áreas que presentaron mayor puntaje (20-30; **Figura 3**) de la sumatoria de los mapas ranqueados y además cuando un sitio control se ubicó cayo sobre un sitio activo fue eliminado.



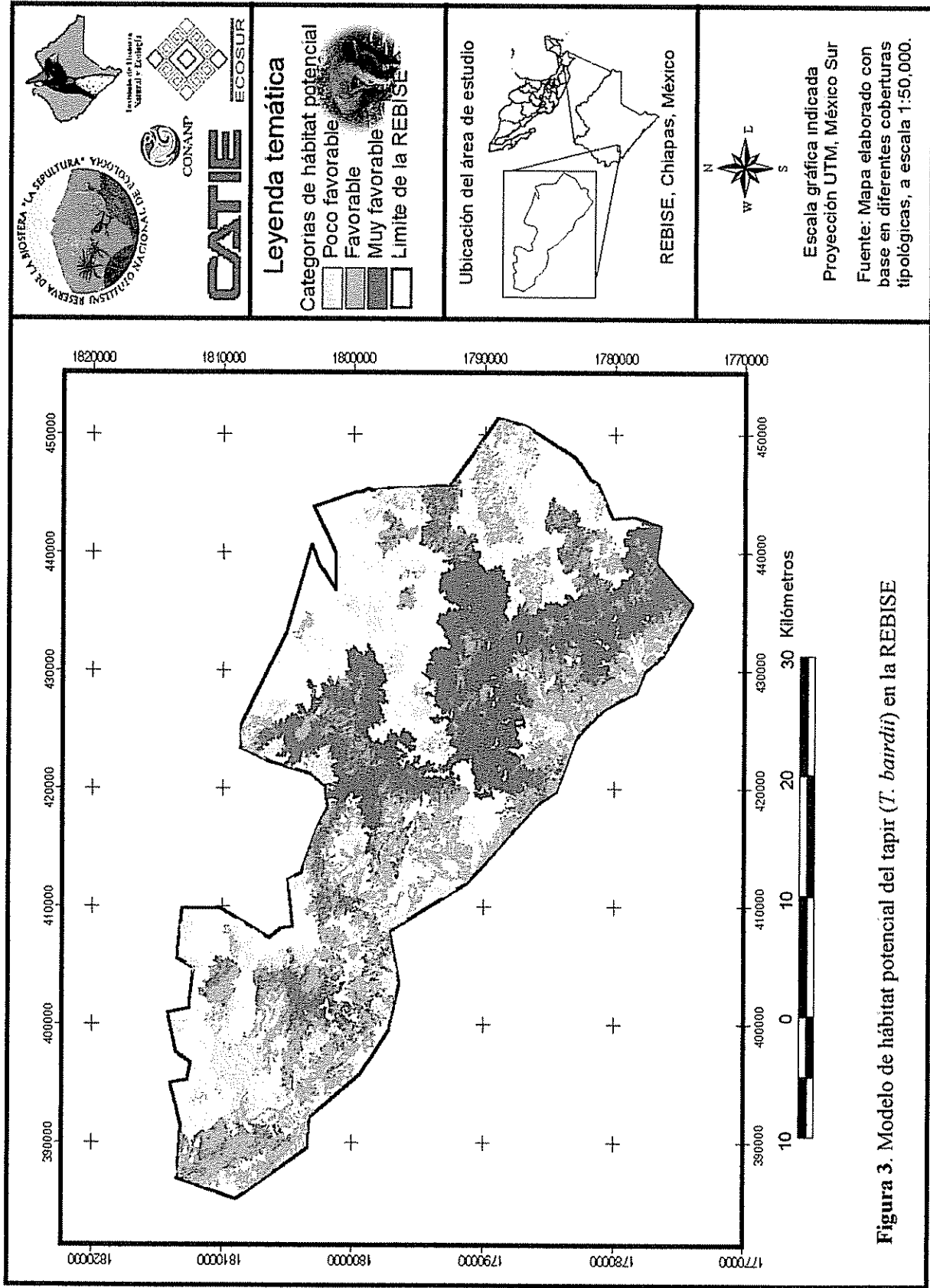


Figura 3. Modelo de hábitat potencial del tapir (*T. bairdii*) en la REBISE

Por último, el uso de puntos geográficos involucra errores de localización espacial, lo cual puede incrementar el riesgo de obtener datos erróneos acerca de las variables que se están midiendo (Dickson 2002). En este caso se habla de los factores ambientales asociados con la presencia del tapir, para ello se optó por utilizar como unidad de muestreo un área que representa el radio de acción de la especie. De esta manera, se estableció un área circular de 1 km de radio, centrada a partir de cada punto de avistamiento (sitio activo y aleatorio). Cabe mencionar, que como aún no se ha determinado para los tapires de la REBISE el radio de acción local, el 1 km de radio corresponde al valor sugerido en la literatura como el tamaño del ámbito hogareño ideal para la especie bajo condiciones de hábitat favorable (Motola *et al.* 1997).

3.4. Caracterización de los factores de paisaje

A partir de la revisión de literatura existente sobre el tapir centroamericano y el criterio de expertos, se seleccionó un conjunto de variables representativas de los factores de bienestar de la especie; así como, aquellos que pudieran tener efectos negativos en la determinación de la distribución y selección de hábitat de la población de tapires en el área de estudio. En total, se analizaron los siguientes factores de paisaje: a) tipos de vegetación; b) disponibilidad de cuerpos de agua; c) pendiente del terreno; d) métricas e índices espaciales, e) red de caminos; f) distancia a poblados y g) densidad humana.

Para evaluar las variables b,c,e,f y g, se utilizó la opción *summarize zones* de la extensión *Spatial Analyst* del Arcview 3.3. Dicha opción permite estimar los valores promedios de la variable de interés (factores base) a partir de la intersección del mapa de cada una de las variables, con el mapa de las localizaciones de tapir (sitios activos y control) en el área de estudio. A continuación se detalla los tipos de mapas base y la información extraída para el análisis de las variables en cuestión.

a) Tipos de coberturas

Para evaluar los tipos de cobertura asociados a la especie, se empleó el mapa de vegetación y uso del suelo (CONANP 2003), escala 1:50,000. Se determinó trabajar con las siguientes coberturas: bosque mesófilo, bosque de encino, selva media perennifolia, selvas baja caducifolia y acahuales por ser hábitats de importancia para la supervivencia de la especie (Naranjo y Cruz 1998, Gálvez 2002 y Lira 2002). Además, se excluyeron del análisis los bosques de pino y pastizales, por ser coberturas de poco aporte al hábitat favorable de la especie (Naranjo y Cruz 1998) y por la constante presión antropogénica que sufren, ya que la mayoría son zonas de pastoreo o cultivos anuales (INE 1999). Para obtener la información de esta variable, se

sobrepuso mediante la ayuda del SIG, el mapa de los sitios de avistamiento (activos y aleatorios) sobre el mapa de vegetación y uso del suelo y a través de la opción *Intersect themes* de la extensión *X-tool* (Delaune 2003) del Arcview 3.3 y se extrajo el área (ha) de las coberturas que coincidían dentro del área buffer correspondiente a cada sitio de avistamiento.

b) Disponibilidad de cuerpos de aguas permanentes y temporales

Del mapa de ríos a escala 1:50,000, se derivó el mapa en formato *grid* de distancia a ríos, con una definición de píxel de 20 m. A partir de este *grid* se obtuvo las distancias promedio asociadas a los radios de muestreo (sitios activos y control). Asimismo, para evaluar la posible relación entre la densidad de ríos (km/km^2) y la presencia del tapir en el área de estudio, se utilizó el mapa de ríos escala 1:50,000, a través de la intercepción con el mapa de avistamientos se extrajo la suma de las longitudes de los ríos asociada a cada sitio de avistamiento. Posteriormente, se dividió esta longitud entre el área total (312 ha) del buffer correspondiente a cada sitio activo o control para obtener la densidad total en un radio de 3.12 km^2 . Aquí, el modelo asume que a mayor densidad de ríos dentro del radio de acción, existe una mayor disponibilidad del recurso hídrico y cobertura de escape para la especie.

c) Pendiente del terreno

La estimación de esta variable se derivó a partir del modelo de elevación digital (DEM) para la zona de estudio. Sin embargo, debido a que para el área no existía el DEM, éste se elaboró a través de la digitalización de las curvas de nivel cada 20 m, basado en las hojas topográficas (E15C76, E15C77, E15C78 y E15C87) a escala 1:50,000 (INEGI 1987). El software *ArcInfo 8.2* fue utilizado para elaborar el DEM, mediante el uso del comando *Topogridtool*, con un tamaño del píxel de 20 m. A partir de este modelo se derivó el mapa de pendiente con la ayuda del módulo *Spatial Analyst* de ArcView 3.3, utilizando la opción *Slope* y así derivar el mapa final de pendiente para el área de estudio.

d) Métricas del paisaje

Se incluyeron en el análisis algunas características del patrón del paisaje, consideradas importantes para la especie y sus hábitats en el área de estudio (Gordillo en prensa). El cálculo de las métricas e índices de paisaje se basó en el análisis de los de hábitats preferidos por la especie (selva media, selva baja, bosque mesófilo y bosque de encino-pino). Esto a través del uso del *Fragstats 3.3*, software específico para el análisis de la estructura y composición del paisaje (McGarigal *et al.* 2002). Para el presente estudio, se consideraron las métricas de tamaño de los parches, borde del total e índice de área interior, calculados para los hábitats de preferencia para

el tapir en el área de estudio (Naranjo y Cruz 1998). El *tamaño* promedio de los parches (ha) en el paisaje, permite conocer la distribución de los tamaños de los hábitats de interés para la especie, resultando una medida asociada con el grado de fragmentación del área de estudio. La *densidad borde total* (m/ha) es el estimador estandarizado que cuantifica la cantidad de áreas con bordes en el paisaje. El *índice de área interior* provee un estimado de la proporción de hábitat interior que prevalece en el paisaje, como es una métrica asociada con el área y borde de los fragmentos, en conjunto permiten obtener información del grado de fragmentación de la clase de parche de interés (McGarigal *et al.* 2002, Retamosa 1999, Ojasti 2000, Turner *et al.* 2001).

e) *Red de caminos*

El análisis de la relación de los caminos con la presencia de la especie consideró toda la red agrupadas en las siguientes clases: a) caminos primarios, que contienen vías de terracería con mantenimiento permanente y carreteras pavimentadas; b) caminos secundarios, que involucran las veredas y brechas. Del análisis por clase de camino se obtuvo la distancia promedio del sitio de avistamiento al camino más cercano. Para ello, se empleó el mapa de caminos escala 1:50,000 (INEGI 1987), del cual se generó el *grid* distancia a caminos, para después interceptarse con el mapa de los sitios de avistamientos. Asimismo, se evaluó la relación de la densidad de caminos respecto a los sitios de avistamientos. Para evaluar esta relación, de la tabla de atributos asociada al *mapa* de caminos, se extrajo las longitudes de los caminos, para luego dividir esta longitud entre el área (ha) total de cada sitio de muestreo (activo y control) y así obtener la densidad total de caminos dentro de cada sitio.

f) *Distancia a poblados*

Para estimar la distancia promedio de los sitios de avistamiento al poblado más cercano, se empleó los datos estadísticos publicados en el censo de población y vivienda (INEGI, 2000). Del análisis sólo se consideraron los poblados localizados dentro y en los límites del polígono oficial de la REBISE. A partir del mapa de localidades escala 1:50,000, usando la opción *find distance* de la extensión *Spatial Analyst*, se derivó el *grid* distancia a poblados, el cual se interceptó con el mapa de localizaciones de la especie. Para obtener la distancia promedio de poblados asociada a los sitios de avistamiento.

g) *Densidad humana*

La densidad humana y su relación con la especie en la REBISE, puede evaluarse como un factor indirecto de la pérdida de hábitat. Esto, debido que las áreas con mayor densidad poblacional representan las áreas más transformadas y perturbadas de la poligonal de la REBISE,

señalándose a las selvas medias y bajas (vegetación de mayor preferencia por el tapir), como una de las coberturas naturales más afectadas (UACH 2002). Para la evaluación de esta variable se utilizó el censo de población y vivienda (INEGI 2000), donde a partir del atributo de población total y con la ayuda del módulo *calculate density* de la extensión *Spatial Analyst*, se derivó el mapa en formato de *grid* de densidad humana. Después, este mapa se interceptó con el mapa de localizaciones y así se obtuvo la media del número de habitantes asociada a los sitios activo y control.

3.5 Análisis de datos

Se utilizaron análisis univariados para explorar por separado la contribución de las variables a la determinación de la selectividad de hábitat del tapir en los sitios activos y aleatorios a una escala de paisaje local. Para ello, se aplicaron pruebas de medias *t-Student* y su equivalente no paramétrica *Wilcoxon*, para aquellas variables que no presentan una distribución normal (InfoStat 2003). El análisis individual permitió obtener un mejor entendimiento del papel que juegan cada una de los factores de paisaje, antes de proceder a desarrollar el modelo logístico.

Dada la naturaleza binaria de la variable de respuesta (Y =presente o ausente) y la disponibilidad de datos de variables independientes (factores de paisaje), se desarrollaron modelos de regresión logística. En el presente trabajo la variable dependiente (Y) asume valores binarios de 1 (sitios activos) y 0 (sitios control), donde los errores de la variable de respuesta son evaluados a través de la transformación *logit*. (Trexler y Travis 1993). Esta transformación funciona como el enlace entre el *predictor lineal* (1) a los valores de P (2):

$$\ln [(p(y)/1-p(y))] = \alpha + B_1x_1 + B_2x_2 \dots B_nx_n \quad (1)$$

La ecuación de probabilidad puede sintetizarse como:

$$P = e^{\alpha + B_1x_1} / 1 + e^{\alpha + B_1x_1} \quad (2)$$

Donde la P y $(1-p)$ representan la probabilidad de que el tapir este presente o no, en un sitio dado dentro del área de estudio, X son los valores absolutos de los factores de paisaje (variables regresoras) y $\alpha, B_1 \dots B_n$, son los parámetros estimados.

Inicialmente se elaboraron modelos logísticos univariados para detectar la relación individual de cada variable independiente y su contribución para explicar la variabilidad asociada a la variables de respuesta (Y). Para ello, se adicionó cada una de las variables explicativas al

modelo nulo (parámetro intercepto), y se comprobó su efecto en la disminución de la varianza residual mediante la prueba de chi-cuadrado, a un nivel de significancia de 0.05 %. Al conjunto de variables que resultaron significativas, se le aplicó una prueba de correlación *Pearson*; cuando se obtuvieron dos variables altamente correlacionadas, se seleccionó la de mayor aporte en la disminución de la varianza.

Posteriormente, al grupo de variables preseleccionadas se les aplicó el procedimiento denominado Stepwise (SAS Institute 1999). De acuerdo con Nicholls (1989), este procedimiento es recomendado para la elaboración de modelos exploratorios en estudios ecológicos en los que no existe un control experimental rígido de las variables. En donde se fijó al modelo nulo (solo el intercepto), la variable de mayor aporte en la disminución de la varianza residual, y después se verificó el aporte del resto de variables significativas, mediante la prueba de chi-cuadrado a un nivel de significancia del 0.05%. De esta manera, se obtuvo el conjunto final de variables que integran el modelo final multivariado, que permitió predecir la ocurrencia del tapir en el área de estudio.

3.5.1. Validación de la predicción del modelo logístico

El ajuste del modelo para predecir la presencia del tapir en el área de estudio fue evaluado a través de la prueba *likelihood ratio* o desviación a un nivel de significancia del 0.05%. Además, se comprobó la significancia de los parámetros del modelo por medio de la prueba de máxima verosimilitud y el porcentaje de clasificación correcta del modelo a partir de los datos originales de la variable de respuesta, destinando a la probabilidad 0.5 como el valor mínimo de la predicción de la ocurrencia de la especie (SAS Institute 1999).

Se realizó la validación externa del modelo a través de la técnica de validación cruzada. Este procedimiento permitió conocer el porcentaje de clasificación correcta del modelo predictivo aplicada en una región diferente para la cual se construyó el modelo (Retamosa 1999). El modelo logístico final fue aplicado en uno de los sectores de la reserva, denominado la *Palmita*. El sector se ubica en la porción noroeste de la reserva y representa el área donde se ha estado monitoreado a la especie por más de ocho años. Para ello, se utilizaron los valores de las variables finales, calculados para 20 sitios de avistamientos, distintos a los que se utilizaron en la elaboración del modelo logístico generado para toda el área de estudio.

3.6. Mapa de distribución potencial del tapir

Para conocer la distribución de las áreas con probabilidad de ocurrencia del tapir en la REBISE, se elaboró un mapa de probabilidad de presencia, a partir del mapa base de la variable que mejor explicó la presencia de la especie de acuerdo con el modelo final de regresión. Con este fin, se empleó el mapa en formato *raster* de la variable pendiente del terreno. Para vincular la información de este mapa, se utilizó la opción *Query build* del módulo *Spatial Analyst*. En las especificaciones del comando se aplicó la ecuación (2) y los valores de los parámetros calculados del modelo final. Después de obtener el mapa de probabilidad múltiple, se reclasificó en cuatro categorías de probabilidad: 0-25%, 25-50%, 50-75% y > 75%. Asimismo, se calcularon los valores de probabilidad de ocurrencia asociados a las categorías de zonificación política de manejo de la reserva, zonas que contemplan un gradiente de intensidad del uso de la tierra y sus diferentes restricciones (Cuadro 1).

Cuadro 1. Categorías de zonificación y política de manejo de la REBISE, Chiapas, México.

Tipo de zona	Acrónimo	Política de manejo
Núcleo	ZN	Áreas de máxima protección donde queda prohibido la realización de actividades extractivas y agropecuarias.
Naturales sobresalientes	ZNS	Áreas inmediatas a la zonas núcleo, donde parcialmente se permite desarrollar actividades extractivas y agrícolas de bajo impacto.
Aprovechamiento condicionado de los recursos naturales	ZACR	Áreas adyacentes a las ZNS, aquí se permite el desarrollo de actividades de educación ambiental, turísticas, extracción de recursos forestales bajo planes de manejo y restauración de bosques y selvas con especies nativas.
Agropecuario y forestal controlado	ZUAC	Áreas que por historia han estado sujetas a aprovechamiento forestal, actividades de agricultura y ganadería. Aquí puede efectuarse prácticas silvopastoriles, extracción forestal, reforestación, cacería de subsistencia y cinegética, entre otras.
Agropecuario y forestal en recuperación	ZUAR	Áreas degradadas por la deforestación o la alta incidencia de incendios forestales, que requieren ser sometidas a procesos de recuperación.
Agropecuario intensivo	ZUAI	Áreas que por sus características de topografía plana, suelo y condiciones climatológicas, son apropiadas para realizar actividades agrícolas y ganaderas.

Fuente INE (1999)

4. Resultados

4.1. Análisis univariados

Del total de los factores de paisaje asociados a la presencia del tapir en el área de estudio, los análisis sugieren que la especie discrimina con base en siete factores, a un nivel de significancia del 0.05% (Cuadro 2). En general, los factores seleccionados corresponden con lo

reportando en la literatura sobre la ecología de la especie en paisajes fragmentados (Jansen 1982, Williams 1984, March 1994, Naranjo 1994, Motola *et al* 1997, Olmos 1997, Naranjo y Cruz 1998, Foerster 1998, Brooks 1999, Cruz 2001, Naranjo 2000, Gálvez 2002, Muench 2001, Lira 2002, Aguilar 2002, Naranjo 2002).

Cuadro 2. Relación entre los factores ambientales (valores de las medias, con las desviaciones estándares entre paréntesis), para sitios activos (n=24) y sitios control (n=24), en un área de 312 ha respecto al ámbito hogareño del tapir centroamericano, en el área de estudio.

Factores ambientales	Sitios activos Media (Ds)	Sitios control Media (Ds)	Pr<0.05
<i>Tipos de coberturas (ha)</i>			
Selva media perennifolia	167.32 (116.66)	162.03(120.22)	0.8526
Selva baja caducifolia	32.00 (75.12)	4.25 (19.14)	0.0092 ^a
Acahuales	19.21 (56.91)	43.24(72.31)	0.1653
Bosque mesófilo	51.26 (90.27)	9.61 (31.28)	0.0416 ^a
Bosque de encino-pino	6.75 (19.75)	36.55(77.86)	0.3326
<i>Distancia a (km)</i>			
Cuerpos de agua	0.14 (0.038)	0.14 (0.034)	0.3025
Caminos primarios	7.26 (4.19)	11.28(4.52)	0.0026 ^a
Caminos secundarios	1.69 (0.98)	1.12(0.93)	0.0467 ^a
Poblados	2.32 (1.27)	1.75(0.87)	0.0756
<i>Densidad</i>			
Caminos (km/km ²)	0.23 (0.44)	0.46(0.56)	0.1234
Ríos (km/km ²)	1.97 (0.52)	2.07(0.69)	0.5614
Humana (indv/km ²)	1.57 (3.79)	2.9(5.87)	0.0180 ^a
<i>Pendiente del terreno (grados)</i>	23.20 (5.68)	17.8(5.69)	0.0019 ^a
<i>Atributos del paisaje</i>			
Densidad de borde total (m/ha)	10.82(62.94)	4.16(6.71)	0.0192 ^a
Promedio del tamaño del parche (m)	197(70)	191(73)	0.7159 ^a
Índice de área interior	54(28)	58(22)	0.8933 ^a

^aPrueba de Wilcoxon (Mann-Whitney), para los sitios activos y aleatorios de avistamientos de tapir. El resto de factores fueron evaluados con la prueba de t-Student. *Significativos al 95% de confianza

Respecto a los tipos de vegetación que el tapir puede disponer en el área de estudio, la especie sólo discrimina con base en dos tipos de coberturas que son la selva baja y el bosque mesófilo. La cantidad de área de selva baja es mayor en los sitios activos (32 ha), que el promedio de área registrada para los sitios control (4.5 ha). Al igual, el bosque mesófilo tiene mayor representación en los sitios activos (51 ha) que en los sitios control (9.6 ha). La relación de la especie con éstos ambientes concuerda con el reporte sobre patrón de uso de hábitat del tapir, ya que las selvas y el bosque mesófilo han sido señaladas dentro de los tipos de vegetación de mayor preferencia del tapir en el área de estudio (Naranjo y Cruz, 1998).

La pendiente del terreno es otro factor ambiental que participa en la discriminación de características de hábitat entre los sitios de estudio (activos y control). Aquí, el grado de

pendiente asociada a los sitios activos (23°) es mayor que el valor reportado para los sitios control (17°). Conforme a las características topográficas de la REBISE, se exhibe un gradiente en la constitución del terreno ($0- >40^\circ$), los valores encontrados sugieren que la especie está ocupando sitios donde el terreno es escarpado y probablemente de menor accesibilidad.

Respecto a los atributos del paisaje, la densidad de borde total (m/ha) fue la única métrica que la especie discriminó entre sitios activos y control. Los resultados indican que la cantidad de áreas de borde es mayor en sitios activos (10.82 m/ha) que la reportada para los sitios control (4.16 m/ha). Esta observación coincide con hábitos de forrajeo de la especie, la cual obtiene beneficios alimenticios en los bordes de los parches y de otros ambientes disturbados como los acahuales (Foerster y Vaughan 2002).

La distancia promedio desde un punto de avistamiento al camino primario más cercano fue una de las variables que mayor contribuyen en la diferenciación de factores ambientales entre sitios activos y aleatorios. La distancia media hasta un camino primario es menor para los sitios activos (7.26 km) que para los sitios control (12.09 km). El que los sitios activos se ubiquen a una distancia más corta que la reportada para los sitios control, evidencia la posibilidad de que los tapires establezcan sus radios de acción en zonas cercanas a carreteras de terracería o pavimentadas.

En el caso de la variable caminos secundarios, los resultados muestran similitud entre las distancias promedio obtenidas para los sitios de estudio (sitios activos=1.6 km, sitios control=1.1 km). La corta distancia desde un punto de avistamiento a un camino secundario, sugiere que la especie podría tolerar dentro de sus sitios de ocupación, la presencia de veredas y brechas. Esta sugerencia puede apoyarse en el hecho que más del 50% de los sitios activos incluyen caminos secundarios a menos de 1 km.

La evaluación de la densidad humana (indv/km^2) dentro de los sitios de estudio, reporta que existe una menor densidad humana asociada a los sitios activos ($1.5 \text{ indv}/\text{km}^2$) en referencia a los sitios control ($2.6 \text{ indv}/\text{km}^2$). No obstante, si comparamos estos valores con el estimado de la media poblacional calculada para la REBISE ($8 \text{ indv}/\text{km}^2$) hasta el año 2000, los valores obtenidos resultan bajos y con ello podríamos asumir que la especie está evitando las áreas densamente pobladas, puesto que más del 60% de los sitios activos contienen poblados con baja densidad ($1.5 \text{ indv}/\text{km}^2$).

4.2 Regresión Logística

Del análisis de regresión individual con cada una de las variables independientes (factores de paisaje), se preseleccionó un grupo de seis variables (distancia a caminos primarios y secundarios, pendiente del terreno, selva baja, bosque mesófilo y densidad del borde total; (Cuadro 3). De acuerdo con el análisis de correlación, ninguna de estas variables presentan problemas de correlación entre ellas. El conjunto de variables seleccionadas, excepto la distancia a caminos primarios, continuaron la siguiente etapa de análisis. La exclusión de esta variable parte de la alta significancia mostrada en el ajuste del modelo logístico individual; sin embargo, la relación potencial entre la distancia a caminos primarios y la presencia del tapir clasifica como negativa, donde la probabilidad de presencia de la especie disminuye conforme se aleja de los caminos primarios. Relación que desde el punto de vista de la ecología de la especie parece inconsistente, sugeriencia que puede apoyarse en que en la consideración de que ninguno de los sitios activos incluye dentro del radio de medición un camino primario. Además, el bajo valor del coeficiente de la variable indica que su aporte mínimo a la explicación de la varianza residual para modelar la ocurrencia de la especie.

Cuadro 3. Modelos logísticos exploratorios y significancia de los factores ambientales asociados a los sitios activos (n=24) y aleatorios (n=24), en un área de 312 ha respecto al ámbito hogareño del tapir centroamericano, en la REBISE. α =constante, B_i =coeficiente de la variable independiente.

Factores ambientales	Coficiente (α)	Coficiente (B_i)	Pr<0.05
<i>Tipos de coberturas (ha)</i>			
Selva media perennifolia	-0.06	3.9	0.8767
Selva baja caducifolia	-0.20	0.02	0.0492*
Acahuales	0.18	-0.01	0.1904
Bosque mesófilo	-0.29	0.01	0.0292*
Bosque de encino-pino	0.21	-0.01	0.0596
<i>Distancia a (km)</i>			
Cuerpos de agua	0.52	-3.6	0.6518
Caminos primarios	1.99	-2.2	0.0020*
Caminos secundarios	-0.88	6.3	0.0421*
Poblados	-1.00	-1.00	0.0692
<i>Densidad</i>			
Caminos (km/km ²)	0.31	-0.94	0.1134
Ríos (km/km ²)	0.59	-0.29	0.5503
Humana (indv/km ²)	0.14	-0.06	0.3067
<i>Pendiente del terreno (grados)</i>	-3.60	0.17	0.0015*
<i>Atributos del paisaje</i>			
Densidad de borde total (m/ha)	-0.68	0.09	0.0072*
Promedio del tamaño del parche (m)	0.61	0.01	0.1554
Índice de área interior	-0.35	0.01	0.5988

*Significativo con un 95% de confiabilidad

Las variables seleccionadas en el paso anterior fueron tratadas mediante el procedimiento *stepwise*. Este procedimiento permitió conocer la importancia de las variables en el ajuste del modelo. La importancia de una variable se definió de acuerdo con la significancia estadística del coeficiente (Bx) de la misma (Hosmer y Lemeshow 1989). Debido al reducido número de variables utilizadas para la construcción del modelo logístico solamente se realizó una corrida para obtener el conjunto final de variables que mejor explican la presencia del tapir.

De acuerdo al procedimiento antes señalado, sólo una variable integró el modelo final de presencia de la especie en el área de estudio. La expresión matemática de este modelo se define con base en la siguiente función:

$$\text{Logit}(p) = -3.5970 + [0.1734 (Pd)] \quad (3)$$

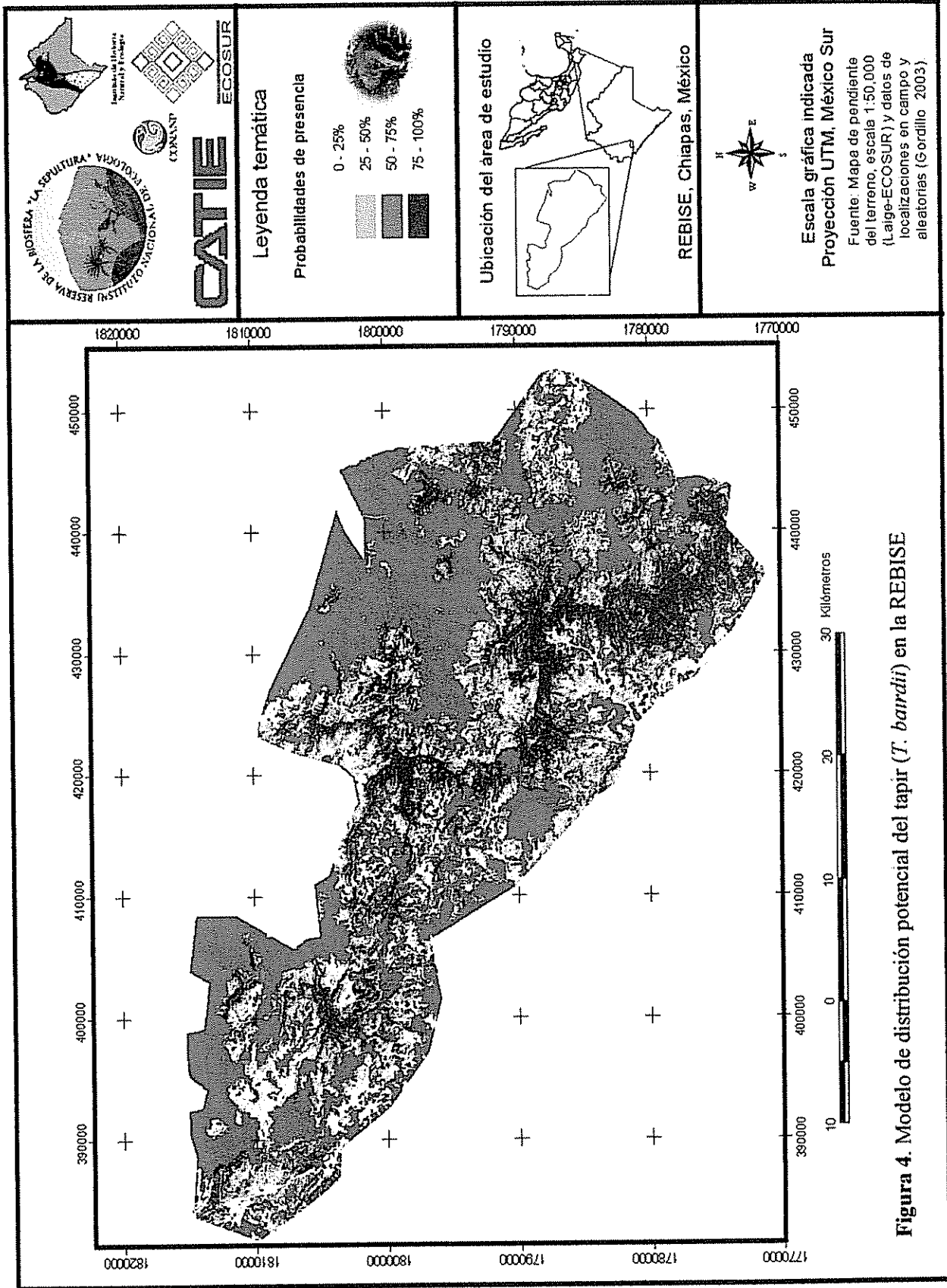
Donde p , es la probabilidad de presencia del tapir; Pd el grado de pendiente del terreno (Figura 4). La ecuación señala que la probabilidad de ocurrencia de la especie aumenta en zonas con pendientes moderadas. Conforme a la prueba de desviance (-2Ln [likelihood ratio]), el ajuste del modelo ($\chi^2=10.11$, df 1, $P=0.0015$), fue altamente significativo. La significancia del parámetro, basada en la prueba de máxima verosimilitud, muestra la importancia en el aporte de la pendiente del terreno ($\chi^2=7.56$, $p=0.0056$).

Los valores de probabilidad de presencia/ausencia de tapir en el área de estudio fueron calculados con base a la función (3) a partir de la siguiente ecuación:

$$P = 1 / 1 + e^{\text{logit}(p)}$$

Donde p , es la probabilidad de ocurrencia de la especie y e el exponente natural.

La validación interna de la predicción del modelo, basada en el porcentaje de clasificación de los errores (SASInstitute 1999), señala que la probabilidad de ocurrencia de la especie a partir del punto de corte $p > 0.5$, el modelo en general clasifica correctamente el 70% de los eventos. Es decir, que el efecto del modelo, -pendiente del terreno- permite la clasificación correcta de 18 y 16 eventos para los sitios activos y aleatorios, respectivamente. La validación externa del modelo logístico (3) aplicada en el sector la Palmita, reporta la clasificación correcta de 8 y 7 eventos para los sitios de avistamiento, lo que representa un porcentaje de clasificación correcta del 75% para el modelo en general.



4.3 Distribución potencial del tapir en la REBISE

Respecto a las categorías de manejo de la REBISE, la mayor probabilidad de ocurrencia (>50%) se localizó en las áreas de mayor protección y restricción en el uso de los recursos, áreas catalogadas como zonas núcleo, zonas natural sobresaliente y zonas de aprovechamiento condicionado de los recursos naturales (Figura 5). En correspondencia con la cantidad de área que ocupan estas zonas respecto al total de la extensión territorial de la REBISE, podría decirse que el 35% (59,982 ha) de la reserva, posee características de hábitat para que la especie ocurra en éste rango de probabilidad. En contraste, las áreas de menor probabilidad (< 50%), se localizaron en zonas donde se permite la explotación de los recursos forestales y actividades agrícolas bajo diferentes intensidades.

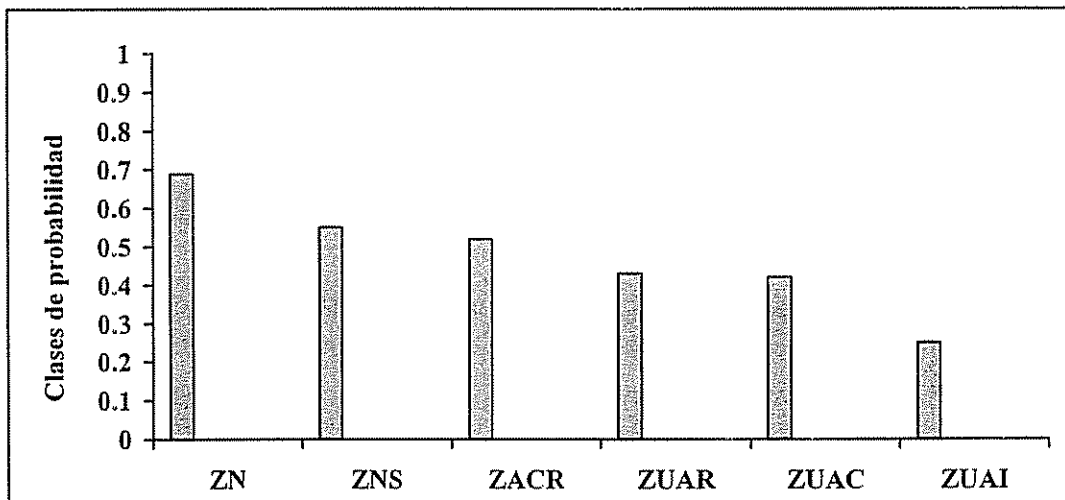


Figura 5. Representación de las clases de probabilidad de ocurrencia del tapir (*T. bairdii*), para cada categoría de zonificación de manejo de la REBISE, Chiapas, México.

En general, partiendo del entendido que solo el 57% del total de la extensión territorial con que cuenta la REBISE (95,932ha), presenta características de hábitat potencial y la proporción de áreas con alta probabilidad (>50%) de ocurrencia del tapir encontrada en este estudio, sugiere que al menos un 60% (59,982 ha) de las áreas con hábitat potencial poseen atributos para que la especie ocurra. Este porcentaje podría considerarse poco satisfactorio en términos de la disponibilidad y arreglo espacial de los áreas con potencial de hábitat; ya que éstas se distribuyen de forma discontinua en el paisaje, en donde otros elementos del mismo, tales como carreteras pavimentadas (con alto flujo de tránsito) atraviesan y fragmentan las áreas de alto potencial de hábitat (Figura 4).

5. Discusión

5.1. Selección de las variables ambientales

El análisis exploratorio con cada uno de los factores paisaje, bienestar y antropogénicos permitió conocer su participación en la definición de hábitat favorable para el tapir. Así como, identificar las posibles dimensiones, de las relaciones entre las características del hábitat y la especie que operan. Los factores de bienestar representados por los tipos de vegetación y disponibilidad de cuerpos de agua, señalados en la literatura como factores claves en la selección de hábitat de la especie (Naranjo y Cruz 1998, Gálvez 2002, Muench 2001), no jugaron un papel importante para explicar la ocurrencia de la especie en este estudio. Este hecho no significa que las variables tengan irrelevancia biológica para el tapir; por el contrario es probable que la escala de medición utilizada en el estudio, represente un filtro demasiado grueso para capturar las relaciones entre éstos factores y la definición de sitios con características potenciales para que el animal habite (Pearson *et al* 1995). Otras consideraciones como la naturaleza dinámica de éstos factores y el uso de datos espaciales donde no se tiene control de la variabilidad espacial pudieron influir en el establecimiento de éstas relaciones (Henglund 2002, Klute *et al.* 2002).

Para el caso de la vegetación, investigaciones sobre el patrón de forrajeo en ungulados sugieren que pueden revelarse varias escalas, donde los individuos se conducen hacia la búsqueda de recursos en estaciones de forrajeo (microparches) o dentro de los ensamblajes de plantas que subyacen en los paisajes (Setf *et al* 1987, Pearson *et al.* 1995). Sin embargo, para la especie en cuestión, estudios del patrón del forrajeo aún no se han realizado, pero observaciones en campo sobre sus hábitos alimenticios y uso del hábitat pueden orientar en los mecanismos en que especie discrimina sus áreas de acción, basado en la búsqueda de alimento. El tapir es una especie de sotobosque que gusta consumir hierbas, renuevos y frutos disponibles hasta una altura promedio de 1.5 m (Fragoso 1997, Naranjo 1994, Foerster y Vaughan 2002). Muench (2001), sugiere que el patrón de uso de hábitat de los tapires de la Selva Lacandona está fuertemente ligado a la productividad de frutos, identificando al Canacoital como el ambiente de mayor preferencia para la especie, donde domina un tipo de palma (*Bactris baculifera*), que ocurre con una abundancia alta y en parches continuos, con un alta producción de frutos. Fragoso (2003) muestra una relación similar entre uso de hábitat del tapir y el patrón de agregación en parques pequeños de la palma *Maximiliana maripa*, en Maracá, Brasil. En la Sepultura, algunos estudios sobre los hábitos alimenticios del tapir (Cruz 2001, Gálvez 2002) y observaciones en campo por el autor, indican que dentro de las selvas medias la especie exhibe una marcada preferencia por las palmas

(*Chamaedorea spp.*) a diferencia del bosque de encino-pino, la cual gusta forrajear de un tipo de pasto (*Chusquea sp.*) dispuesto en pequeñas comunidades dentro del bosque.

Respecto al recurso hídrico, observaciones en campo muestran que el patrón de preferencia de los hábitats del tapir son aquellos ambientes donde la presencia de cuerpos de agua (arroyos y pozas) resulta abundante en áreas pequeñas. Naranjo (1994) señala que la abundancia de cuerpos de agua permanentes es uno de los factores determinantes en el uso de los yolillales y el bosque de bajura por los tapires del Parque Nacional de Corcovado, Costa Rica. El autor estima en promedio la presencia de, al menos tres cuerpos de agua (generalmente arroyos) en un radio inferior a 50 m, dentro de parcelas circulares de 10m². Adicional a los problemas de la escala de medición, el haber medido a los ríos como elementos lineales sin tomar en cuenta su dinamismo (ej. tipo de corriente) y considerar toda la compleja red de ríos que subyacen en el área de estudio, son aspectos que pudieron interferir en la medición de esta relación, evaluada a través de las variables la distancia de cuerpos de agua y densidad de ríos (km/km²) y la presencia del tapir (Klute *et al.* 2002). Asimismo, dado que la especie en el área de estudio, incluye dentro de sus sitios de acción una alta densidad de ríos (2 km/km²), donde la disposición espacial entre un tipo de corriente y otra (perenne y temporales) es tan estrecha que posiblemente la variabilidad exhibida desde una corriente respecto a su vecino más cercano y viceversa, propiciaron problemas de autocorrelación y su poca contribución en la explicación de la ocurrencia del tapir.

De acuerdo con Pearson *et al.* (1995), los ungulados pueden verse influenciados por la composición y arreglo espacial de los elementos del paisaje. No obstante, en el presente estudio ninguno de los descriptores del patrón del paisaje (densidad de borde total, tamaño promedio de parches y área interior) participaron en el modelo final para predecir la ocurrencia del tapir. Dos posibles factores, pudieron influir en estos resultados: a) primero la escala de medición, en particular el tamaño del grano o unidad mínima mapeable de 6 hectáreas pudo representar un filtro demasiado grueso para una especie que posiblemente percibe su paisaje ligada a pequeñas asociaciones vegetales que ocurren dentro de los bosques donde habita (Muench 2001, Fragoso 2003); b) segundo, análisis previos realizados muestran que muchas de las métricas e índices del paisaje poseen una alta variabilidad y están altamente correlacionadas entre sí. Por lo cual, es posible que la alta variabilidad presentada por los parámetros del paisaje hayan influenciado su eliminación cuando se analizaron en conjunto con los otros factores del hábitat del tapir.

Del total de factores antropogénicos analizados, la inconsistencia de la variable caminos primarios en la búsqueda de los modelos parsimonios para la modelación de la ocurrencia de tapir, puede estar asociada a factores como la naturaleza de los datos y a la toma de datos de los sitios de control. Para el caso, el hecho que se hayan obtenido datos constantes a partir de una muestra pequeña (pocos caminos), pudo sobrestimar la participación de esta variable en su efecto explicativo de la presencia del tapir en el área de estudio. Debido, a que la distribución espacial de los sitios control, no está sujeta a la condición de accesibilidad por parte de humanos como en el caso de los sitios activos, este evento posiblemente haya influido la cuantificación de mayores distancias en los sitios control. Pese a esto, en la literatura ya se ha advertido de los efectos negativos de los caminos sobre las poblaciones silvestres (Forman y Alexander 1998, Cosson *et al.* 1999, Bennett y Robison 2000, Carrillo *et al.* 2000), los resultados encontrados en este estudio no deben considerarse concluyentes en su explicación. Una alternativa para evaluar esta relación es categorizar los tipos de caminos de acuerdo con la intensidad del flujo de tránsito, el tipo de vehículos que por ahí transitan y el contexto en que esta inmerso éste, pues áreas donde aún se mantiene cobertura boscosa adyacente a los caminos es menos contrastante que con bordes humanizados.

Respecto a la cercanía de caminos secundarios dentro del radio de acción de la especie, se sugiere que este, es un elemento del paisaje que potencialmente no representa una barrera para el mantenimiento del tapir en áreas donde existen veredas y brechas abandonadas. Aunque esta relación ha sido poco documentada para la especie, observaciones en campo de otras regiones donde habita (Muench 2001, Flesher 1999) y por el autor en el área de estudio, coinciden con la idea de que la especie es tolerante a la presencia de caminos secundarios, pudiéndose movilizar a través de éstos e incluso en el transcurso aprovechar a forrajear los rebrotes que se encuentra en el camino.

Por último, la poca contribución de las variables, densidad humana y distancia a poblados en la explicación de la ocurrencia de la especie, no es tan fácil de establecer. No obstante, tomando en cuenta que el área se caracterizan por la presencia de pequeños poblados, distantes entre sí pero asociados a comunidades grandes, es posible que un mejor estimador para establecer la relación entre el factor humano y la especie, sea a través de la evaluación del patrón de distribución de las localidades. De acuerdo con Flesher y Ley (1996) una distribución agregada de poblados puede aumentar la probabilidad de representar una barrera para el movimiento de la especie en la mosquita hondureña. Además, existe otras razones que parten del factor humano,

pero que son difíciles de medir o percibir, como el caso que muchos pobladores en La Sepultura acostumbran mantener cierto número de perros, quienes les acompañan a sus sitios de trabajo. Aquí, la amenaza se vincula con el temor que los tapires muestran hacia estos animales, ya que por historia en el sitio, el método más efectivo para cazar a la especie han sido a través del uso de perros (Cruz 2001, Cruz 2003 *com pers.*).

5.2. Factores que modelan la ocurrencia del tapir

El generar un modelo predictivo sobre la ocurrencia del tapir, basado en el conocimiento que se tiene sobre la ecología de la especie, puede ser una herramienta valiosa para comenzar a entender la relación que guarda ésta con su hábitat a diferentes escalas espaciales. Así como a identificar sus requerimientos espaciales y las potenciales amenazas sobre la población de tapires un escenario fragmentado y cultural, como es la Sepultura (Heglund 2002). En el presente estudio, la topografía del área de estudio, en particular la pendiente del terreno parece influir en la selección de sitios donde la especie puede mantenerse, ya que la distribución potencial está sugerida hacia áreas con pendientes moderadas pero de difícil acceso.

En principio, el vínculo directo entre la pendiente del terreno y la presencia del tapir en el área de estudio no es tan fácil de entender. Sin embargo, considerando el patrón histórico del uso del suelo y lo escarpado del terreno donde se ubicaron los sitios activos, puede señalarse a la pendiente como un factor de restricción y riesgo para la distribución de la especie. De acuerdo con March y Flamenco (1996), durante el período de 1970-1994, el área donde hoy se asienta la reserva, presentaba una de las tasas anuales más elevadas de transformación y fragmentación de la vegetación natural del estado de Chiapas (3,848 ha/año). Durante este periodo, la deforestación ocurrió de manera más pronunciada en zonas con menor grado de pendiente y de complejidad del terreno, hacia las partes altas hasta donde la accesibilidad física y presencia de fuentes de agua lo permitió, siendo las selvas bajas y bosque de pino-encino los ecosistemas más afectados (UACH 2002). Naranjo y Cruz (1998), documentan que como resultado de éste patrón el hábitat disponible para los tapires se redujo grandemente, limitando su distribución a las cañadas y partes más abruptas que aún ofrecen refugio, alimento y sitios para la reproducción. Asimismo, Lira (2002) reporta que en el área protegida El Triunfo, Chiapas, reserva ubicada sobre el mismo gradiente de la Sierra Madre y contigua a la REBISE, las áreas actuales de movimiento de los tapires también se ubican en las zonas más escarpadas e inaccesibles de la reserva, sitios en los cuales, la especie suele permanecer largos períodos de tiempo, pudiendo efectuar sus funciones vitales.

Los incendios forestales es otro factor ambiental asociado con la pendiente que aun no ha sido evaluado directamente, pero que puede representar un riesgo para la sobrevivencia de la especie. Durante la época de secas, La Sepultura es considerada una de las reservas más vulnerables a los incendios forestales del estado de Chiapas, factor derivado de las actividades agropecuarias de la zona, específicamente de la quema de pastos para obtener forraje que alimente al ganado (Román 2002, UACH 2002). Con frecuencia, el fuego se extiende hacia los bosques de encino, bosque mesófilo y selvas medianas aledañas, hábitat utilizados intensamente por la especie. En este sentido, el régimen de incendios en combinación con pendientes pronunciadas podría afectar en la definición de radio de acción de la especie y disminución de la calidad de su hábitat, provocando migraciones temporales o abandono de éstos a otros sitios de menos calidad. Lo cual, en términos de energía y de seguridad podría representar un costo elevado para la especie (Turner *et. al.* 1994, Pearson *et al.* 1995, Vierira y Marinho 1998)

5.3. Consideraciones del modelo predictivo

La construcción de un modelo empírico basado en características ambientales de relevancia para el tapir, permitió obtener un mapa de áreas con diferente probabilidad de presencia de la especie. Aunque estadísticamente el modelo final muestra un buen ajuste ($P=0.0015$), éste no fue validado en campo y por lo tanto los resultados de su aplicación deben tomarse con discreción, dado que se tuvieron limitaciones técnicas y de información espacial para su diseño.

Los datos de origen sobre las localizaciones de tapir en el área de estudio pudieron influir en el modelo en dos aspectos: a) tratar a cada sitio activo como un individuo representa un sesgo grande, ya que éstos pueden no ser muestras independientes, siendo lo recomendable tener información local proveniente de estudios con radiotelemetría (Dickson 2002); b) a pesar de que el radio de acción considerado en este estudio (312 ha) es el que hipotéticamente tiene un individuo en condiciones favorables (Motola *et al.* 1997), otros estudios han estimado radios de acción de menor extensión (170 ha William 1984; 55 ha Foerster y Vaugan 2002; 220 ha Naranjo y Bodmer 2002), que varían de acuerdo al sexo, la estación y al contexto en que están inmersos.

El modelo no refleja la variabilidad temporal impuesta por las condiciones naturales del área de estudio (INE 1999). La estacionalidad adquiere importancia si uno de los fines del modelo es servir de guía para identificar áreas para la conservación de hábitat, pues la disponibilidad de recursos para la especie, difiere entre una estación y otra siendo la época seca la

de mayor limitación. La Sepultura, exhibe una marcada estacionalidad donde el factor hídrico se vuelve un recurso escaso en la época seca. De acuerdo con Gálvez (2002), quien realizó un análisis sobre el uso del hábitat de la especie a lo largo del año, durante la época de lluvias los tapires se dispersan más debido a que el agua y alimento son abundantes. En contraste, en la época seca los individuos se encuentran más cercanos a los cuerpos de agua permanentes, los cuales son escasos y se concentran en ciertas partes de la reserva. Esta es una evidencia empírica que la estacionalidad tiene efectos sobre el patrón de distribución de la especie, principalmente por la función clave de alimentación, refugio y reproducción, como señala Muench (2001), sobre la importancia de cuerpos de agua para los individuos como áreas de defecación y descanso (playones) adyacentes a los arroyos para los tapires de la Selva Lacandona.

Finalmente, los resultados pudieron estar afectados por la fuente de información y la escala de resolución de los mapas (Retamosa 1999). La base de datos cartográfica, a excepción del mapa de vegetación y uso del suelo, tiene más de 10 años de haberse elaborado. Otra fuente de variación importante, cuando se trabaja con mapas temáticos y que influye en la calidad de los datos, son los errores e inexactitudes que internamente traen éstos mapas, principalmente a escalas relativamente gruesas como la aquí utilizada (1:50,000).

5.4. Implicaciones para la conservación del tapir en el área de estudio

A pesar de las consideraciones antes expuestas reflexiones derivadas del análisis de la distribución de áreas con potencial de hábitat permiten sugerir algunas implicaciones para la conservación de la especie y sus hábitats en el área. Por ejemplo, realizando una extrapolación burda sobre el estimado de la densidad poblacional reportada para el sector la Palmita (**Figura 4**), de 0.20 ind/km² (Gálvez 2002) y multiplicada por la cantidad de hectáreas (59,982 ha) con alta probabilidad de hábitat (> 0.5), para que la especie habite, se obtiene que hipotéticamente la reserva sólo podría albergar 120 individuos. Tamaño poblacional inferior al valor sugerido de 500 individuos, como el tamaño mínimo para mantener poblaciones viables de la especie a largo plazo (Motola, *et al* 1997).

Otra aproximación que llama la atención, se relaciona con la distribución espacial de las áreas de alta probabilidad de presencia si consideramos que la distribución espacial de estas áreas de alta probabilidad se disponen en el paisaje (REBISE) en forma discontinua (**Figura 4**). Además, el contexto en el que éstas áreas están inmersas, rodeadas de zonas ecológicas degradadas y de uso agropecuario intensivo, elementos del paisaje, que podrían representar un

factor riesgo para la movilización de la especie en el paisaje o su aislamiento a unos cuantos sectores de la reserva.

6. Conclusiones y recomendaciones

A pesar de los vacíos de información sobre la especie, el presente trabajo representa un primer esfuerzo por conocer las características espaciales asociadas al hábitat de la especie, permitiendo elaborar un mapa preliminar sobre las áreas con potencial para que la especie ocurra. El contar con este tipo de información puede servir de guía para estimar la cantidad de hábitat disponible para la especie en el área y las probabilidades pueden funcionar como un indicador *proxy* de la calidad de los hábitats y de áreas claves para establecer corredores o áreas a restaurar. Por lo cual, se recomienda realizar la validación del modelo y sus ajustes en campo, esto para ayudar a los administradores de la reserva en la planificación hacia donde deben dirigir los esfuerzos de conservación para favorecer el mantenimiento de poblaciones viables de tapires. Además, es imperante verificar si estas áreas de alta probabilidad de ocurrencia, están siendo ocupadas, cual es la densidad poblacional, determinar si la especie es capaz de moverse a través de una matriz de pastos y cuales son sus posibles rutas de migración y dispersión en el área.

Derivado del modelo final predictivo, se concluye en el aspecto metodológico, que la escala aquí empleada para evaluar la pendiente del terreno y su relación con el hábitat de la especie se considera adecuada. En términos de conservación del tapir, el modelo indica que la especie está siendo restringida a sitios de terrenos escarpados, donde la disponibilidad de áreas con alto potencial de hábitat (>0.5) se distribuyen de forma discontinua y con baja representación respecto al total de áreas con atributos de hábitat en la REBISE. Partiendo de la consideración que la reducción de la cantidad del área de los hábitats preferidos para la especie ha sido a causa del patrón del uso histórico del suelo en la región, se recomienda a los administradores evaluar la posible relación entre las áreas con alta probabilidad de presencia que quedan fuera de las zonas núcleo (áreas de máxima protección) y la tenencia de la tierra. Esto, porque en una reserva como la Sepultura, donde la mayor parte del régimen de propiedad es privado, el cambio de uso del suelo puede estar sujeto a la voluntad de los propietarios aún expensas de la normatividad. También, debe realizarse esfuerzos por analizar la situación del hábitat para la especie desde un contexto regional, pues la REBISE está ubicada dentro de una larga cordillera (Sierra Madre), paisaje naturalmente aislado y además porque la cantidad de áreas de hábitat potencial representan el 50% del total de la extensión del área de estudio.

7. Literatura citada

- Bennett, E; Robinson J. 2000. Hunting of wildlife in tropical forest. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington, D.C. 40 p.
- Brooks, MD; Eisenberg FJ. 1999. Estado y biología de los tapires neotropicales: perspectiva general. *In*: Fang, T; Montenegro, O.; Bodmer, RE. eds., Manejo y conservación de Fauna Silvestre en América Latina La Paz, Bolivia, Instituto de Ecología. p 409-414.
- Cruz, AE. 2001. Hábitos alimenticios e impacto de la actividad humana sobre el tapir en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. Tesis Maestría en Ciencias. San Cristóbal de las Casas, México. El Colegio de la Frontera Sur. 35 p.
- Carrillo, E; Wong G; Cuarón DA. 2000. Monitoring mammals populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biological* 14(6): 1580-1591.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Protegidas). 2003. Carta de vegetación y uso del suelo de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, escala 1:50,000. Color.
- Cosson, JF; Pons JM; Masson D. 1999. Effect of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15:515-534.
- Dickson, B. 2002. Home-range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of wildlife management*, 66(4): 1235-1245.
- Delaune, M. 2003. Xtool extension for ArcView GIS. Consultado: 28 Febrero de 2003. Disponible en: <http://arcscrips.esri.com/details.asp?dbid=11526>.
- Eisenberg, JF. 1997. Tapires. *In*: Brooks, D.; Bodmer R.; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapires. UICN/SSC. Cambridge, UK. p. 65- 66.
- Flesher, K; Ley E. 1996. A frontier model for landscape ecology: the tapir in Honduras. *Environmental and Ecological Statistics* 3: 119-125.
- Flesher, K. 1999. Preliminary notes on the conservation status of Baird's tapir *Tapirus bairdii* in north-eastern Honduras. *Oryx*, 33(4): 294-300.
- Fragoso, JM. 1997. Tapir-generated seed-shadows: scale-dependent patchiness in the Amazonian rain forest. *Journal of Ecology*, 85: 519-529.
- Fragoso, JM. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees *Ecology*, 84(8): 1998-2006.
- Foerster, RC. 1998. Ecología de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*) en un bosque húmedo tropical de Costa Rica. Tesis Mag Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 82 p.
- Foerster, RC; Vahugan C. 2003. Home range, habitat use, and activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica*, 34(3): 423-437.
- Forman, RT; Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.

Gordillo, RM. 2003. Caracterización del patrón del paisaje y su relación con el hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*), en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. In: Gordillo RM. Distribución potencial y características del paisaje asociadas al hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*), en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. Tesis Mag. Sc, CATIE, Costa Rica. Pp. 18-43.

Gálvez, MR. 2002. Relación entre impacto de la cacería, y abundancia, densidad y uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en la reserva de la biosfera la Sepultura, Chiapas. Tesis Lic. Biól. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. UNICACH 45 p.

García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen: para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía-Universidad Nacional Autónoma de México. D F, México. 95 p.

Henglud, JP. 2002. Foundations of species-environment relations. In: Scott, JM; Henglund JP; Morrison LM; Haufler J; Raphael M; Wall W; Samson F. eds. Predicting species occurrences issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, D C. p. 35-45.

Hernández, Y. 1995. Propuesta para establecer el área natural protegida (Reserva de la Biosfera) La Sepultura, en la porción oeste de la Sierra Madre de Chiapas, México. Tesis Lic. Biól. México, Universidad Veracruzana. 110 p.

Hosmer, D.; Lemeshow S. 1989. Applied logistic regression. Wiley-Interscience. 307 p.

Huber, W. 2003. Simple random sample, extension for Arcview SIG. Consultado: 30 de Mayo de 2003. Disponible en: <http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=10192>

InfoStat. 2003. InfoStat versión 1.5. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

INE (Instituto Nacional de Ecología). 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura. INE-SEMARNAP México, D.F. 247 p.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1987. Carta topográfica San Pedro Tapanatepec E15C76, escala 1:50,000. Color

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1987. Carta topográfica Cristóbal Obregon E15C77, escala 1:50,000. Color

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1987. Carta topográfica Tonalá E15C87, escala 1:50,000. Color

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1987. Carta topográfica Monterrey E15C88, escala 1:50,000. Color

_____. 2000. Chiapas, XII Censo general de población y vivienda 1995-2000. Resultados definitivos. Datos por localidad. Instituto nacional de geográfica y estadística. D. F. México. 500 p.

IUCN (International union for conservation of nature). 2000. UICN reed list of threatened animals (en línea). Consultado 11 de Enero 2003. Disponible en: http://www.redlist.org/categories_criteria.html#categories

Lira, I. 2002. Ecología del Tapir (*Tapirus bairdii*), dentro de la zona núcleo y amortiguamiento del Polígono I, de la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México. Tesis Maestría en Ciencias. San Cristóbal de las Casas, México. El Colegio de la Frontera Sur. 46 p.

Janzen, D. 1982. Seeds in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19/20:129-135.

Kattan, HG. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In*: Guariguata, RM; Kattan HG. Eds. Ecología de bosques neotropicales. Cartago, Ediciones LUR. p. 562-590.

Klute, SD; Lovallo MJ; Tzilkowski MW. 2002. Autologistic regression modeling of American woodcock habitat use with spatially dependent data. *In*: Scott, JM; Henglund JP; Morrison LM; Haufler J; Raphael M; Wall W; Samson F. eds. Predicting species occurrences issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, D.C. p. 335-342.

March, MI. 1990. Evaluación de hábitat y situación actual del pecari de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 235 p.

March, MI. 1994. Situación actual del tapir en México. Serie monografías, no. 1. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste (CIES). San Cristóbal de las Casas, México. 41 p.

McGarigal, K; Cushman AS; Neel CM 2002. Fragstats 3.3: Spatial patterns analysis for categorical maps program. University of Massachussets, U.S.A. Consultado: 20 de Mayo de 2003. Disponible en: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

Matola S; Cuarón DA; Rubio, H. 1997. Evaluación del estado actual y plan de acción del tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*). *In*: Brooks, MD; Bodmer RE; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapirs. IUCN/SSC. Cambridge, UK. p. 89-106.

Morrison, M; Marcot G; Mannan W. 1992. Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications. The Univ. of Wisconsin Press, Wisconsin, USA. 343 pp.

Muench, SC. 2001. Patrones de uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en dos localidades de la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis Lic. Biól. D.F. México, UNAM. 67 p.

Miranda, F. 1998. La vegetación de Chiapas. 3ª edición. Consejo Estatal para la Cultura y las Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. p. 86-104.

Nicholls, A. 1989. How to make biological surveys go futre with generalized linear models. *Biological Conservation* 50:51-75.

Naranjo, PE. 1994. Abundancia y uso de hábitat del tapir y hábitos de alimentación del tapir *Tapirus bairdii* en un bosque lluvioso tropical de Costa Rica. Tesis Mag.Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 70 p.

- Naranjo PE; Cruz AE. 1998. Ecología del Tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera la Sepultura, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 111-125
- Naranjo, PE. 2000. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon forest, Mexico. Ph.D Thesis. Gainesville, FL. USA, University of Florida. 105 p.
- Naranjo, PE; Bodmer RE. 2002. Population ecology and conservation of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon forest, Mexico. *Tapir Conservation* 11(2): 25-33
- Noon, B; Dawson, D; Incley D; Anderson S. 1980. Consistency in habitat preference of forest bird species. *Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 45. p. 226-224.
- Olmos, FA. 1997. Tapires como dispersores y depredadores de semillas. *In*: Brooks, MD; Bodmer RE; Matola S. eds. Status and conservation action plan tapirs. UICN/SSC. Cambridge, UK p. 67-74.
- Ojasti, J. 2000. Manejo de vida silvestre neotropical. F. Dallmeier ed. SIMAB Series No. 5 Smithsonian Institution/ MAB Program, Washington, D.C. 290 p.
- Patton, D. 1992. Wildlife habitat relationships in forested ecosystems. Timber Press, Oregon, USA. 392 p.
- Pearson, MS; Tuner, GM; Wallace LL; Romme HW. 1995. Winter habitat use by large ungulates following fire in northern Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 5(3): 744-755.
- Pereira, J; Itami R. 1991. GIS-Based habitat modelling using logistic multiple regression: a study of the Mt. Graham red squirrel. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 57(11): 1475-1486.
- Retamosa, M. 1999. Selección de hábitat y características del paisaje asociadas con la distribución del pájaro sobrilla (*Cephalopterus glabricollis*: Cotingidae) en la Cordillera de Tilarán y su Vertiente Atlántica, Costa Rica: implicaciones para su conservación. Tesis Mag. Sc, Heredia, Costa Rica. Universidad Nacional. 84 p
- Roman, CR. 2002. Human and environmental factors influencing fire trends in different forest ecosystems. Ph.D Tesis. Madrid, España CREA. 54 p.
- SAS Institute. 1999. Software version eight for windows. N.C. USA.
- Saunders, DA; Hoops RJ; Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- SEMARNAT (Secretaría del medio ambiente y recursos naturales). 2001. Protección ambiental - especies nativas de México de flora y fauna silvestres - categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - lista de especies en riesgo NOM-O59. Consultado 29 de Octubre 2002. Disponible en:
http://sadgitx02.semarnat.gob.mx/wps/portal/.pcmd/changePageGroupJSPCommand/_s.155/1359?changePageGroupJSPCommand=%2Fwps%2Fportal%2F.cmd%2Fcs%2F.ce%2F155%2F.s%2F1501%2F_s.155%2F1359

Seft, RL; Coughenour MB; Bailey DW; Rittenhouse LR; Sala OE; Swift DM. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies: Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. *BioScience*, 37(11): 789-798.

Trexler, CJ; Travis J. 1993. Nontraditional regression analyses. *Ecology*, 74(6): 1629-1637.

Treweek, J. 1999. Ecological impact assessment. Blackwell Science, Oxford, England. 351 p.

Turner, GM; Wu Y; Wallece LL; Romme WH; Brenkert A. 1994. Simulating winter interactions among ungulates, vegetation, and fire in northern Yellowstone Park. *Ecological applications* 4(3): 472-496.

Turner, GM. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.

UACH (Universidad Autónoma de Chapingo). 2002. Diagnóstico social y diseño de estrategia operativa para la Reserva de la Biosfera la Sepultura. CONANP. 336 p.

Vieira, L; Marinho F. 1998. Pre-and post-fire habitat utilization by rodents do Cerrado from central Brazil. *Biotropica*, 30(3): 491-496.

Williams, K. 1984. The Central American tapir (*Tapirus bairdii*) in northwestern Costa Rica. Thesis Ph.D. Michigan State University, East Lansing, Michigan, USA. 84 p.