

00377  
6



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO**



POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
FACULTAD DE CIENCIAS

"EVALUACION DE LOS CAMBIOS DE LA COBERTURA VEGETAL Y DEL RIESGO DE LAS ESPECIES DE PLANTAS EN LA REGION DE NIZANDA (OAXACA, MEXICO)".

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
**(BIOLOGIA AMBIENTAL)**  
P R E S E N T A :  
**M A R I A C O L I N G A R C I A**

DIRECTOR DE TESIS: DR. JOSE ANTONIO MEAVE DEL CASTILLO



MEXICO, D.F.

2003

COORDINACIÓN

III



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



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

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

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

## POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS COORDINACIÓN

Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la  
UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el  
contenido de mi trabajo de tesis.

NOMBRE: María Colín  
García

FECHA: 27.08.03

FIRMA: [Firma]

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 30 de junio de 2003, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del alumno(a) **Colin García María**, con número de cuenta 92368592, con la tesis titulada: "Evaluación de los cambios de la cobertura vegetal y del riesgo de las especies de plantas en la región de Nizanda (Oaxaca, México).", bajo la dirección del(a) **Dr. Jorge Arturo Meave del Castillo**.

Presidente:	Dra. Irma Aurora Rosas Pérez
Vocal:	Dra. Ella Gloria Vázquez Domínguez
Secretario:	Dr. Jorge Arturo Meave del Castillo
Suplente:	Dr. Jean Francois Mas Causel
Suplente:	M. en E.B. Eduardo Alberto Pérez García

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Cd. Universitaria, D.F., a 21 de agosto de 2003.

[Firma]  
Dr. Juan José Morrone Lupi  
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

## *Agradecimientos*

*La verdad, aún cuando es única, es ilimitada. La ilimitada unidad se revela en la ilimitada multitud (R. Tagore).*

Hay muchas personas a las que debo agradecer en esta tesis:

Al Dr. Jorge A. Meave del Castillo por haber aceptado la dirección de esta tesis y por las discusiones tan nutridas y enriquecedoras.

A los miembros del Comité Tutorial: el Dr. Jorge A. Meave, la Dra. Irma Rosas Pérez y el Dr. Jean François Mas por haber estado pendientes del desarrollo del trabajo y por la revisión del texto.

A la Dra. Ella Vázquez y al M. en E. B. Eduardo Pérez García por formar parte del jurado asignado a la revisión, por el tiempo dedicado y por los comentarios para mejorar el trabajo.

Al CONACYT por la beca de estudios otorgada y a la DGEP (UNAM) por el apoyo económico brindado.

A la UNAM por todas las oportunidades que ofrece, por ser institución, pero además punto de encuentro, discusión, diversión, trabajo, cultura, desvelo, pero sobre todo por ofrecer lo mejor en todos los campos.

A la Dra. Teresa Valverde y a la M. en C. Mariana Hernández por ayuda con el manejo de matrices.

A la familia Reyes Manuel por su apoyo en el campo y por todas las demostraciones de cariño.

A los integrantes del Laboratorio de Recursos Naturales de la UAM-Iztapalapa por haberme adoptado con los brazos tan abiertos durante tanto tiempo. A la Dra. Beatriz Rendón y a la M. en C. Martha González por su amable trato y charla. A los amigos (Esther, Juan Carlos, Miguel, Anabel, Maribel, Vero) por ser los mejores compañeros que haya tenido, por su inmensa demostración de cariño y apoyo. De manera muy particular a una persona sin la cual esta tesis nunca hubiera sido: el Biólogo Gilberto Hernández Cárdenas, por su apoyo incondicional, por su ayuda con los SIG (digitalización, fotointerpretación, producción de los mapas), por proporcionarme todo (material, equipos, libros, asesoría) lo que necesité, por responder a todas mis dudas, por aceptar mis opiniones y por enseñarme tanto, mil gracias Gil.

A mis amigos de toda la vida. Susana, por que quiero verte sonreír con el corazón; Jorge primer y gran amigo por animarme en todo aún en los peores momentos; a Remo, por enseñarme muchas cosas buenas de la vida; a Elena, por su amistad incondicional; a Toña, por ser la Alegría; a Perla, Iván, Mónica y los demás medicuchos, por ser mis amigos, por las fiestas y los recuerdos tan hermosos; a Juan Carlos (J. C.) por los días de charla, por mostrarme que en el mundo hay personas buenas, como él. A Ara por su gran amistad. A Maru por ser mi amiga, por ser tan clara, honesta y coherente. A la familia Méndez por ser todos mis amigos del alma.

A los amigos por la amistad profunda y perdurable: Lili por ser amiga en todos los tiempos, Vicky y Edwin por la amistad crónica y aguda. A Carlitos, Bety, Adriana O. y Vicky Cervantes por su constante motivación, respaldo y apoyo incondicional. A Arellópsida por ser siempre luz a pesar de la oscuridad; a Catalina por luchar contracorriente e ir a la cabeza. A Danielito por el tiempo compartido en casa y por ser como es. A Ranita-pep por todo lo que compartimos y por ser un gran hombre. A Gaby por ser mi amiga cuando más necesitaba una. A

Leo por ser una magnífica persona, por su apoyo en todo este tan largo tiempo de amistad. A Aurea por ser buena en todas las dimensiones. A Polo por no detenerse y ser un hombre ejemplar y admirable. A Carmen porque algún día llegará el tiempo en que todo irá mejor. A Marce y Andrés por compartir su espacio y su tiempo, por ser magníficas personas y amigos muy valiosos.

A los amigos del Laboratorio de Ecología: Claudia por los mundos descubiertos, Víctor por los momentos agradables y los chistes, a René por las clases y opiniones compartidas, a Diana por ser perseverante, Yuriana por su valentía y sencillez, a Ramiro por tener lo que a muchos les falta para ser seres-humanos, a Iván por ser amigo completo. A Lalo por toda la ayuda para mejorar esta tesis, pero más que nada por ser amigo. A Marco por su ayuda con las computadoras y en la impresión de la tesis. A los compañeros del Laboratorio, gracias.

A mis amigos y compañeros de las clases de Ruso y Francés del CELE: Abraham, Esperanza y Christian, los mejores violinistas y el mejor marimbista, respectivamente, para que un día muy próximo puedan demostrar sus cualidades (que son muchas) y tener más oportunidades; a Silviyu por su amplia sonrisa y para que la Filología tenga a otro verdadero profesional muy pronto, a Moni por ser ante todo solidaria; a Flora por ser tan generosa. A Miriam B., la socióloga-amiga con la que vale la pena sentarse a descansar. A Svetlana M. por ser una persona tan valiente en este camino incierto.

A mis amigos del Instituto de Ciencias Nucleares por su apoyo en todo momento, por la ayuda ilimitada, la convivencia, por todo lo demás. Un abrazo gigante a la Dra. Alicia Negrón, el Dr. Sergio Ramos, Berta, Claudia, Don Pepe, Betza, Belem y Elena. A Rina por ser tan especial y una de las personas más maravillosas que conozco, por ayudarme en todo lo que puede, que es mucho. A Francisco G. por su confianza, su amistad y su sencillez. A Vicente por su ayuda matemática y comentarios para la creación del índice y por ser un buen amigo. A Toño por su ayuda cuando algo en cómputo se atora.

A mi familia, en particular a las mujeres de mi vida por enseñarme todas las virtudes con su ejemplo. En especial a una persona sin la cual yo no podría ser lo que soy, por ser la mejor, por el cariño, por el respeto a todas mis decisiones, por ser abierta, amorosa, perseverante, trabajadora, constante y por todas las virtudes que no puedo enumerar por falta de espacio: ¡gracias mamita!. A mi padre por estar pendiente siempre. A mis padres de corazón: Chuy, Marce, Yola, Chago por su apoyo en todo momento y lugar, por aceptarme como soy y por el inmenso amor y confianza que no sé cómo compensar. A mis hermanos verdaderos: Andrea, Montse, Miguel y Bety por las tardes de juegos, por los días de risas, por los llantos, por todo eso que hemos compartido y que me hace quererlos tanto. A los ángeles que me hacen sonreír a pesar de los pesares: Ale, Naye (Wendy Boo), Betsy y Waldo, para que tengan alas siempre.

Con verdadera admiración a los que la muerte me arrebató en estos años aciagos, en particular a mis abuelos: Carmelita que nunca vio a su hija terminar el colegio, Mary y Teo por todas las muestras de afecto. A mis amigos que han muerto, pero que nunca olvido.

A los amigos lejanos en espacio pero no en tiempo ni en sentimiento: Body (Beto) por ser un hombre ejemplar y un amigo tan auténtico (le meilleur), por las charlas en los idiomas en común, por quererme tanto y por ser todo lo bueno que yo desearía poder ser. A Wagner por su cariño que siento tan cercano pela amizade taõ bonita e por naõ me esquecer.

A Andy por ser mi pareja, compañero, amigo, amante y amable siempre; por el apoyo, las conversaciones, las sonrisas, la ayuda, las terapias psicológicas, el aliento, el consuelo, la fuerza, la presencia, la charla, los consejos, el amor y tantas otras cosas que hacen que TODO tenga un significado muy distinto y hermoso. ¡Gracias Amor por ser y por estar!

**Con amor a las personas que sólo me han dado eso...  
A lo que está muerto y, sin embargo, perdura...  
A lo que amé, que destruyeron y que no será...  
A lo que con los años morirá pero que nunca se desvanecerá...  
A lo que nunca tendrá fin, por ser eterno principio...**

*Si sobrevives, si persistes canta, sueña, emborráchate.  
Es el tiempo del frío: ama, apresúrate.  
El viento de las horas barre las calles, los caminos.  
Los árboles esperan: tú no esperes, éste es el tiempo de vivir, el único.*

**Jaime Sabines**

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

## RESUMEN

La situación actual de pérdida acelerada de la biodiversidad ha conducido al desarrollo de varios métodos para estimar el nivel de riesgo de extinción local de las especies. En este estudio se propuso un método de evaluación de riesgo basado en dos variables críticas: (1) el tamaño del hábitat y (2) el cambio en la extensión del mismo. El método fue probado para un conjunto de especies de plantas de la región de Nizanda (Oaxaca, México).

La extensión del hábitat de las especies fue equiparada con el área de los diferentes tipos de vegetación de la zona. Con las fuentes de información utilizadas (fotografías aéreas) fue posible delimitar las siguientes categorías de cobertura: (1) selva baja caducifolia-matorral espinoso, (2) matorral xerófilo, (3) sabana, (4) selva baja espinosa caducifolia, (5) selva mediana, (6) vegetación secundaria (acahuales y desmontes), (7) poblados, y (8) cultivos. Usando una imagen de satélite (ETM) se discriminó además a la selva baja caducifolia con elementos del matorral xerófilo.

A partir de mapas generados con fotografías aéreas se analizó el cambio en área de las coberturas para el periodo 1991-1996. Contrariamente a lo esperado sólo la superficie de la selva baja espinosa caducifolia cambió drásticamente (tasa de deforestación anual = 0.25%). Las sabanas y el complejo selva baja caducifolia-matorral espinoso mostraron un ligero incremento de área (0.006% y 0.183%, respectivamente). Para otras categorías, como la selva mediana y el matorral xerófilo, no se observaron cambios. Se proyectaron los cambios futuros de las coberturas mediante un modelo matricial. Se modeló el cambio de coberturas cuando la permanencia en la categoría selva baja-matorral espinoso puede modificarse.

Se hicieron dos estimaciones del valor de riesgo, con y sin ponderación por tamaño de hábitat. En el primer caso se calculó el cociente de la proporción estimada respecto de la original, lo que describió la magnitud del cambio. En el segundo caso se incluyeron la proporción absoluta y la tasa de deforestación. Estos datos fueron evaluados sólo para las categorías de vegetación y para combinaciones de éstas que representan los hábitats de especies presentes en más de un tipo de vegetación.

Los resultados indican que el nivel de riesgo es variable dependiendo del método de evaluación utilizado. Para el primero los valores de riesgo calculados son variables entre las categorías de vegetación (hábitat) y consecuentemente para las especies de plantas que ahí se encuentran. Los valores de riesgo fluctúan para algunas categorías, o incluso son iguales a cero, pero siempre son muy pequeños.

Para el segundo procedimiento las categorías tienden a permanecer con el mismo nivel de riesgo relativo y la categoría de especies más amenazadas corresponde a las que se presentan solamente en el matorral xerófilo, seguido por las exclusivas de la selva mediana y después por las exclusivas de la selva espinosa.

De acuerdo con el primer modelo, en la zona de estudio las especies de plantas no se encuentran actualmente en riesgo de extinción. La creciente alteración de la vegetación observada en Nizanda en los últimos años señala la necesidad de evaluar la magnitud de cambio de hábitat más reciente.

Las limitaciones de la escala del estudio inherentes al método empleado no permitieron analizar a especies que se encuentran exclusivamente en el tipo de vegetación más afectado en la región, que es el bosque de galería, por lo que se sugiere hacer un estudio más detallado para este hábitat. La evaluación del riesgo de extinción local podría mejorarse con la inclusión de datos espaciales, de información de uso y aprovechamiento de las especies, además de la consideración de variables demográficas.

## ABSTRACT

The actual biodiversity crisis has led to the development of several methods for estimating species local extinction risks. In this study a method was proposed for the evaluation of extinction risk based on two critical variables: (1) habitat size, and (2) change in habitat size. The procedure was tested for the vascular plant species occurring in the region of Nizanda (Oaxaca, Mexico).

Habitat size of a species was equaled to the surface area of the different vegetation types where it occurs. By using aerial photographs the following cover categories were distinguished: (1) seasonally dry tropical forest-spiny scrub, (2) xerophytic scrub, (3) savanna, (4) deciduous spiny dry forest, (5) semi-evergreen tropical forest, (6) secondary vegetation (second growth plus clearings), (7) towns, and (8) crops. In addition, the seasonally dry tropical forest with elements of xerophytic scrub was discriminated when an ETM satellite image was used.

Based on aerial photographs-generated maps change in cover was analyzed for the period 1991-1996. Contrary to expectations, only the surface area of the deciduous spiny dry forest changed drastically (annual deforestation rate = 0.25%). Savannas and the seasonally dry tropical forest-spiny scrub complex showed a slight increment in area (0.006% and 0.183%, respectively). For other categories, such as semi-evergreen and xerophytic scrub, no changes were observed. Future changes for the various cover types were projected through a matrix model; the change in cover for seasonally dry tropical forest-spiny scrub complex was modeled by allowing permanence in this category to vary.

Two estimates of risk values were made, namely with and without weighting by habitat size. In the first case, the ratio of the estimated proportion for each time over the original one was calculated, which allowed to describe the magnitude of the change. In the second, the absolute proportion and the deforestation rate were included. These data were evaluated only for those categories corresponding to vegetation types or combination of these representing habitats of species that occur in more than one vegetation type.

The results showed variable risk levels depending on the evaluation method employed. For the first one, risk values were variable among vegetation categories (habitats) and, consequently, for those plant species occurring in them. Risk values vary for some categories, or are equal to zero, but they are always very low. According to the second procedure, categories tend to have constant relative risk values and the most endangered species are those which inhabit xerophytic scrub only, followed by those exclusive of semi-evergreen tropical forest and those

exclusive of deciduous spiny dry forest.

According to the first model, in the study area plant species are not in risk of extinction at present. However, the observed growing alteration of the vegetation cover at Nizanda in recent years pinpoints the need of evaluating permanently the magnitude of the changes for the different habitats.

Because of the limitations of the study scale inherent to the utilized method it was not possible to analyze those species which occur exclusively in gallery forest, which is the most endangered regional vegetation type. A more detailed study for this vegetation unit is recommended. Evaluation of local extinction risk could become better by including spatial data, information of use and exploitation of the species, as well as demographic variables.

## CONTENIDO

<b>RESUMEN</b>	ix
<b>ABSTRACT</b>	xi
<b>CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN</b>	1
1.1 El problema de la extinción de especies	1
1.2 Causas antropogénicas de la pérdida de especies	1
1.3 La pérdida de la cubierta vegetal y la diversidad biológica	2
1.4 Magnitud de la deforestación	2
1.5 Consecuencias de la deforestación	4
1.6 La relación especies-área	5
1.7 Determinación del riesgo de extinción de las especies	7
1.8 Planteamiento del problema	8
<b>CAPÍTULO II ÁREA DE ESTUDIO</b>	9
2.1 Localización	9
2.2 Clima	9
2.3 Geología y edafología	9
2.4 Relieve	11
2.5 Hidrología	11
2.6 Vegetación	12
<b>CAPÍTULO III MÉTODO</b>	15
3.1 Elaboración de mapas	15
3.1.1 Modelo digital de elevación, mapa altimétrico y mapa de pendientes	15
3.1.2 Mapas de vegetación	15
3.1.3 Cambio en el uso de suelo	17
3.2 Estimación del riesgo de extinción de las especies	17
3.2.1 Suposiciones básicas del modelo	17
3.2.2 Fuente y tratamiento de los datos	18
3.2.3 Determinación del riesgo de las especies	18
3.2.4 Conexión entre el cambio de cobertura y el riesgo	21
<b>CAPÍTULO IV RESULTADOS</b>	23
4.1 Mapa altimétrico	23
4.2 Valores de pendiente	23
4.3 Clasificación de las coberturas	23
4.4 Estimaciones de la superficie de las coberturas	26
4.4.1 Mapa producto de una imagen de satélite	28
4.5 Cálculo de los cambios	28
4.6 Evaluación del riesgo de las especies	29
4.6.1 Distribución de las especies por conjuntos de vegetación	30
4.6.2 Cambio en las proporciones de las coberturas	33
4.7 Cálculo de los valores de riesgo	37
4.7.1 Pérdida en el número de especies cuando se modifica el área	37
4.7.2 Riesgo calculado sin ponderar el tamaño de la vegetación	37
4.7.3 Riesgo de las especies según el modelo de proporción y cambio	43
4.7.4 Análisis del riesgo por familias de plantas	43

<b>CAPÍTULO V DISCUSIÓN</b>	50
5.1 Discusión	50
5.1.1 Evaluación del riesgo de las especies	50
5.1.2 Consideraciones sobre los niveles de riesgo estimados	59
5.2 Consideraciones finales	62
<b>LITERATURA CITADA</b>	64
<b>GLOSARIO</b>	70

## CAPÍTULO PRIMERO

### INTRODUCCIÓN

#### 1.1 El problema de la extinción de especies

Todas las especies presentan un ciclo de existencia, es decir, tienen un origen, una etapa de desarrollo y finalmente una declinación. En el registro fósil se ha podido establecer que la "vida promedio" de una especie, desde su origen hasta su extinción, es de aproximadamente cuatro millones de años (Barbault y Sastrapradja 1995). Antes de que hubiera algún tipo de intervención humana, la desaparición de cualquier especie se compensaba con la aparición de muchas más. Sin embargo, en los últimos años las actividades humanas han cambiado tan drásticamente la estructura y la dinámica de varios sistemas naturales (Lugo *et al.* 1993), que el proceso de extinción de las especies se ha acelerado (Wilson, 1988), con lo que la posibilidad de recuperación natural de la diversidad ha disminuido. En particular, llama la atención la presión ejercida sobre los ecosistemas por el crecimiento exponencial de la población humana (Pimm *et al.* 1995, Parhari y Murai 1999).

No se conocen con certeza las tasas actuales de extinción de especies, pero las estimaciones son alarmantes. Para numerosos autores, ésta es una de las peores crisis de la biodiversidad en la historia de la vida sobre la Tierra (Ehrlich y Ehrlich 1981, Primack 1993, Young 2000, Purvis y Hector 2000). Incluso la magnitud de la disminución actual de especies ha sido comparada con los eventos de extinción masiva del pasado (Chapin *et al.* 1998, Gibbs 2001, Godfray y Lawton 2001). Si bien la pérdida de biodiversidad es sólo uno de los problemas ambientales actuales, ésta es diferente de los otros por tratarse de un proceso no reversible (Takuya *et al.* 1997). Esta particularidad la hace un tema prioritario que debe ser discutido a fondo, con el fin de desarrollar estrategias para evaluar la magnitud de la pérdida, conocer sus causas, identificar a las entidades vulnerables (genes, poblaciones, especies) y, por último, tratar de detener y revertir el daño.

#### 1.2 Causas antropogénicas de la pérdida de especies

La pérdida de especies ocasionada por las actividades humanas tiene diversos orígenes. Entre los más importantes se encuentran la fragmentación, la alteración y la destrucción de los hábitats, la introducción de especies exóticas y la sobreexplotación de los recursos naturales (Mefee y Carrol 1997, Collins *et al.*

1998). La pérdida de hábitat se relaciona directamente con la pérdida de cobertura vegetal y la deforestación; la primera se refiere a la disminución de cualquier tipo de vegetación natural (sabana, matorral, etc.), mientras que la segunda implica sólo la pérdida del bosque.

### **1.3 La pérdida de la cubierta vegetal y la diversidad biológica**

La disminución de la cubierta vegetal asociada a las actividades humanas resulta de cambios en el uso de suelo, generalmente para el desarrollo de prácticas agrícolas (Sayer y Whitmore 1991) o ganaderas (Toledo 1988; Maass 1995). En muchos lugares de América Latina, por ejemplo, los cultivos agrícolas no son sostenibles a largo plazo y después de un breve periodo la agricultura se sustituye por ganadería (Toledo 1988).

Cuando se reduce la extensión de la cubierta vegetal el componente biológico se ve afectado, pues la diversidad de la zona se reduce a unas cuantas especies vegetales y animales. Las especies se encuentran finamente adaptadas a los ambientes donde viven y cualquier cambio brusco en su hábitat puede conducir a la extinción (Ehrlich y Ehrlich 1992). En las regiones tropicales del planeta, donde la destrucción de los bosques ha sido considerada como la principal causa de la reducción en la biodiversidad, el estudio y seguimiento del cambio del uso del suelo es fundamental (Maass 1995, Lambin *et al.* 2001). Es necesario, por lo tanto, tener un panorama de lo que sucede en el ámbito mundial con los bosques, en particular con los tropicales estacionalmente secos.

### **1.4 Magnitud de la deforestación**

Las estimaciones de las pérdidas de los bosques varían de una fuente a otra; las diferencias se deben a la falta de consenso sobre el significado de la palabra bosque y a los métodos usados para cuantificarla. La FAO publicó en 1981 el primero de una serie de reportes sobre la magnitud de la deforestación para varios países (Sayer y Whitmore 1991); éste es el mejor estudio del seguimiento de la cobertura forestal en los últimos 20 años y por ello se tomó como referencia en el presente trabajo.

La FAO (1999) señala que las tasas mundiales de deforestación anual para el periodo 1981-1995 se acercaron a los 7.5 millones de ha. Esto significa que la cubierta vegetal disminuyó en casi 180 millones de ha durante dicho periodo. Durante el mismo lapso las naciones en desarrollo presentaron una pérdida de 200 millones de ha (9.1% del total en 1980), mientras que en los países desarrollados aumentaron su superficie forestal en 20 millones de ha (2.7% del

original para 1980). Las principales causas de dicha discrepancia son la transformación de bosques en tierras de cultivo en los países en desarrollo y el aumento de los bosques en tierras agrícolas abandonadas en los países desarrollados.

En 1995 la superficie de los bosques a nivel mundial, incluyendo los naturales y las plantaciones comerciales, se estimaba en 3454 millones de ha (25% de la superficie de las tierras emergidas del planeta); 55% de dicha superficie estaba localizada en países en desarrollo y el 45% restante en países desarrollados. En la Tabla 1 se resumen los cambios en la cubierta forestal para algunos países de América Latina y del Caribe para el periodo 1990-1995. En algunos países como México y Brasil, la tasa de variación anual fue inferior al 1%; no obstante, la superficie arbolada que se perdió es enorme, ya que alcanzó más de dos millones de hectáreas para México y casi trece millones para Brasil.

Tabla 1. Tendencias de cambio en la cubierta vegetal para algunos países de América Latina y del Caribe. Modificada de FAO (1999).

País	Superficie forestal total en 1990 (10 <sup>3</sup> ha)	Superficie forestal total en 1995 (10 <sup>3</sup> ha)	Variación 1990-1995 (10 <sup>3</sup> ha)	Variación anual (10 <sup>3</sup> ha)	Tasa de variación anual (%)
El Salvador	124	105	-19	-4	-3.3
Costa Rica	1455	1248	-207	-41	-3.0
México	57 927	55 387	-2 540	-508	-0.9
Nicaragua	6314	5560	-754	-151	-2.5
Jamaica	254	175	-79	-16	-7.2
Bolivia	51 217	48 310	-2 907	-581	-1.2
Brasil	563 911	551 139	-12 772	-2 554	-0.5
Colombia	54 299	52 988	-1 311	-262	-0.5
Perú	68 646	67 562	-1 084	-217	-0.3
Venezuela	46 512	43 995	-2 517	-503	-1.1

En otros países de la región las tasas de variación anual son superiores al 2% (Nicaragua, El Salvador y Costa Rica); estos países, además, presentan una superficie forestal pequeña, lo que pone de manifiesto una vez más la situación crítica de sus bosques. Jamaica representa un caso extremo Jamaica, con una tasa de variación anual de -7.2%, mientras que Perú y Colombia, con una

superficie forestal similar (Colombia, 54 millones 299 mil ha) o mayor que la de México (Perú, 68 millones 646 mil ha) presenten tasas de variación muy por debajo de las que se observan a nivel nacional, es decir, -0.5% para Colombia y -0.3% para Perú. El balance global señala una tendencia general de disminución de la cubierta vegetal en la región, a pesar de que ésta se considerada como clave para la conservación de especies por sus altos niveles de endemismo y diversidad.

#### 1.4.1 Los bosques tropicales secos y sus tasas de pérdida

Los bosques tropicales secos han recibido poca atención, a pesar de que representan el 42% de los bosques tropicales y subtropicales del mundo (Murphy y Lugo 1986). Janzen (1998) afirma que éstos son los sistemas tropicales más amenazados, pues en Centroamérica ocupan sólo el 0.1% de su extensión original. Asimismo, en Costa Rica estos bosques presentan una tasa de deforestación mayor que los bosques tropicales húmedos (Saeder y Joyce 1988).

La amenaza principal sobre estos bosques es el fuego, usado para aclarar y evitar la regeneración y para promover el rebrote de hierbas de las que se alimenta el ganado ovino y caprino. En África, la India y Sudamérica la recolección de leña y la elaboración de carbón son factores importantes para su degradación, aunque la causa principal es el desmonte para el pastoreo (Maass 1995). En México, los bosques secos cubrían 14% de la superficie del país antes de la intervención humana (Trejo y Dirzo 2000). Sin embargo, para 1990 sólo 27% de dicha área correspondía a bosque intacto, proporción similar a la del bosque alterado, mientras que 23% había sido desplazado por otros usos de suelo.

### 1.5 Consecuencias de la deforestación

Las consecuencias de la deforestación son múltiples. A escala local, el clima puede volverse más extremo y los suelos pueden sufrir modificaciones físicas, químicas y biológicas. En el ámbito global, los patrones climáticos pueden sufrir fuertes modificaciones.

Una de las preocupaciones más grandes es que la deforestación conduce a la pérdida de especies (Sayer y Whitmore 1991, Tilman 2000, Chapin *et al.* 2000, Kinzig *et al.* 2002). Para algunos autores, cualquier reducción en el área forestal representa necesariamente una disminución del número de especies (Brooks *et al.* 1999), de acuerdo con el modelo de biogeografía de islas (Mac Arthur y Wilson 1967) y la relación "especies-área" (Reid 1992). Para otros, las predicciones de la pérdida de biodiversidad basadas en la relación especies-área son demasiado alarmantes y deben ser tomadas con cautela (Sayer y Whitmore 1991).

En la mayoría de los casos la deforestación crea mosaicos no naturales. En ellos, islas de vegetación se encuentran inmersas en mares de áreas aclareadas (Janzen 1983, Simberloff 1992, Turner y Corlett 1996, Martínez-Garza 1999, Hamilton 1999). Al proceso que conduce a la formación de mosaicos no naturales se le llama fragmentación. Estos dos procesos (fragmentación y deforestación) que afectan la cubierta vegetal (reduciéndola y modificando su configuración espacial) tienen enormes repercusiones en el componente biológico.

Las actividades humanas no se concentran exclusivamente en los bosques; por el contrario, existen otros tipos de comunidades vegetales que son afectadas (por ejemplo, las sabanas, los matorrales, etc.), los cuales han recibido poca atención, pero que merecen ser considerados en las estimaciones de la pérdida de la vegetación, pues representan la pérdida de hábitat para las especies que ahí se encuentran.

### **1.6 La relación especies-área**

La conexión entre la pérdida de vegetación y el riesgo de extinción de las especies radica en que al reducir el área de una comunidad disminuye también el número de especies que la habitan (Terborgh 1976). El hecho de que en un área mayor se presenten más especies ha recibido varias explicaciones. La primera sugiere que el patrón se debe a la distribución aleatoria de las especies; por simple probabilidad, al aumentar el área de la muestra la posibilidad de incluir un número mayor de especies también se incrementa (Coleman 1981, Gotelli 1998). Otra posible explicación es la conocida como "diversidad de hábitats", que sostiene que este patrón puede deberse a una mayor probabilidad de encontrar hábitats diferentes en áreas más grandes, lo cual favorece la existencia de más especies (Connor y McCoy 1979, Gotelli 1998). La tercera propuesta es la hipótesis de los disturbios que propone que las áreas pequeñas tienen pocas especies pues son más sensibles a los disturbios (Simberloff y Levin 1985).

A partir de un modelo matemático propuesto por Arrhenius y modificado por Preston (Rosenzweig 1995), Mac Arthur y Wilson (1967) formularon hace 36 años la teoría de biogeografía de islas, la cual afirma que el número de especies en una isla obedece a las tasas de extinción local y de inmigración de nuevas especies; la tasa de inmigración hacia la isla depende de la distancia entre ella y la fuente de dispersión, mientras que la tasa de extinción local depende del tamaño de la isla (Gotelli 1998; Pozo y Llorente 2001).

Existen varios patrones que relacionan el número de especies con el área de una determinada zona. El primero corresponde a la curva de acumulación de

especies que presenta un patrón de distribución anidado; en él, los grupos de especies representan subconjuntos de una muestra más grande, es decir, son parte de una biota. De este patrón se deduce la relación general de especies-área:

$$S = CA^z$$

donde: S = número de especies, A = área, C = constante que varía con el grupo taxonómico que se estudia y la región biogeográfica, z = constante que varía poco entre taxa y que es igual a la pendiente que se obtiene al graficar el logaritmo de S contra el logaritmo de A. Esta transformación, conocida como la "Ecuación de Arrhenius", constituye la ecuación lineal estándar de la curva especies-área:

$$\log S = \log C + z \log A.$$

El valor de z depende del traslape en la composición de especies de las localidades usadas para construir la curva. Si se comparten muchas especies, el valor de z aumenta poco a poco (curvas intraprovinciales), pero si el número de especies compartidas es bajo, el incremento en la pendiente es muy grande (curvas interprovinciales; Collins *et al.* 2002).

El segundo patrón aparece al relacionar el número de especies que se encuentran en cada isla de un archipiélago. La diferencia entre éste y el primer patrón es el valor de z (0.25 a 0.35 en las islas *vs.* 0.12 a 0.18 para los subconjuntos; Mac Arthur y Wilson 1967, Connor y McCoy 1979, Reid 1992). El valor de z es el parámetro crítico para estimar las tasas de extinción de las especies. En el caso de la disminución de la superficie forestal, las estimaciones deben ajustarse al primer patrón (*e.g.* Rosenzweig 1995).

Las grandes regiones naturales de la Tierra presentan historias evolutivas disímiles y también difieren en riqueza y composición de especies. Cuando se grafica el número de especies de diferentes regiones los valores de z exceden a los que se presentan entre islas separadas. En una gráfica de este tipo, la pendiente (z) de la recta logarítmica especies-área es mayor que en cualquiera de los dos casos anteriores y esto da lugar al tercer patrón.

Con estos elementos se puede calcular el número de especies que se extinguirían en una zona al disminuir el área. La relación especies-área predice que se presentará el fenómeno de relajación biótica, que implica que cuando se reduce el área disminuye el número de especies en ella, al alcanzarse un nuevo equilibrio entre la colonización y la extinción (Mac Arthur y Wilson 1967). Si bien este modelo indica cuántas especies se perderán o cuántas permanecerán, no es capaz de vislumbrar la identidad de esas especies.

### 1.7 Determinación del riesgo de extinción de las especies

La determinación de las tasas de extinción de las especies es motivo de debate e interés entre los encargados de establecer las prioridades para la conservación y la protección del ambiente (Regan *et al.* 2001). Las evaluaciones del riesgo de extinción se han centrado básicamente en datos demográficas (Young 2000), quizá por la necesidad de conservar la diversidad genética de poblaciones locales (Gibbs 2001) y porque se ha sugerido que la gran crisis de pérdida de diversidad tiene una base poblacional (Hughes *et al.* 1997). Por ello, se han hecho esfuerzos por simular los riesgos de extinción de las especies con base en dichos atributos (análisis de viabilidad de poblaciones; Nyhus *et al.* 2002). Del mismo modo, la planeación del manejo y conservación de la diversidad se han centrado con frecuencia en una sola especie, si bien las nuevas tendencias son las de manejar comunidades completas (Knight 1998, Hess y King 2002).

Las evaluaciones hechas por organizaciones internacionales interesadas en determinar el riesgo de las especies se basan en gran medida en análisis poblacionales, a partir de los cuales se generan inventarios de especies amenazadas, por ejemplo la "Lista Roja". Los listados publicados por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) incluyen numerosas especies, pero los datos tiene un sesgo taxonómico. Los porcentajes de especies amenazadas en cada grupo ilustran esto. De acuerdo con las cifras de la IUCN (2002), el mayor porcentaje de especies amenazadas (7%) corresponde a los vertebrados, seguidos por las plantas (2%) y al final se colocan los invertebrados (0.2%). Es evidente que existe una relación directa entre el número de especies enlistadas como amenazadas y el grado de conocimiento sobre el grupo. Así, aunque los mamíferos aparecen como el conjunto de vertebrados más amenazado (24% del total de los vertebrados amenazados), en realidad el valor indica que es el grupo más conocido.

El diseño de procedimientos precisos y confiables para evaluar el riesgo de extinción debe incluir parámetros intrínsecos (pertenecientes a las especies) y extrínsecos (que afectan a las especies sin depender directamente de ellas). Esto es difícil por los escaso, incompleto o inasequible de la información (Hess y King 2002). Si bien muchas evaluaciones se basan en datos poblacionales, generar esta información para una especie requiere de una gran inversión económica, de tiempo y de personal. Si es necesario evaluar muchas especies, la tarea se torna prácticamente imposible. Por ejemplo, en el área donde se desarrolló este estudio, el listado publicado por Pérez-García *et al.* (2000) casi llega a las 750 especies de plantas.

Ante el panorama de pérdida acelerada de especies y la necesidad de instrumentar métodos eficientes de evaluación de riesgo, este trabajo se centró en el desarrollo de un método alternativo. El método propuesto considera a la pérdida de hábitat como la causa principal y responsable directa de la pérdida de especies a nivel local. El modelo se probó con la flora de una región compleja y de gran riqueza biológica ubicada en el Istmo de Tehuantepec.

### **1.8. Planteamiento del problema**

El Istmo de Tehuantepec es una zona de alta diversidad biológica. Sin embargo, se han dedicado pocos esfuerzos por conocer la zona (Pérez-García *et al.* 2001). El área conocida como "Paso de Chivela", en particular la zona de Nizanda, destaca por su poco conocimiento y su gran diversidad de especies de plantas (Pérez-García *et al.* 2001), herpetofauna (Barreto-Oble 2000) y aves (V. Rodríguez-Contreras com. pers.).

Contando con un listado florístico para la zona y sabiendo que la región presenta cambios considerables de cobertura en los distintos tipos de vegetación se planteó la siguiente pregunta: ¿Es posible determinar el riesgo potencial de extinción local para las especies de la flora vascular de esta región a través de la evaluación de la velocidad de los cambios en las unidades de vegetación?

El trabajo de campo desarrollado en la zona durante más de ocho años y las observaciones personales muestran que el uso que los lugareños dan a cada sitio es selectivo y depende no sólo del tipo de vegetación sino de otros factores como el relieve, la litología y la profundidad del suelo (J. Meave y E. Pérez-García com. pers.). Ante esta situación, el presente estudio tuvo como objetivo principal evaluar el riesgo potencial de desaparición local de las especies vegetales a partir de la evaluación de los cambios de cobertura. Esta aproximación tiene varias características que la hacen interesante: es relativamente sencilla, no depende de información demográfica (que por cierto no existe para ninguna especie de la zona) y pretende ser útil para la evaluación de toda la flora y no sólo para una especie o un pequeño grupo de ellas.

De este objetivo general se desprenden varios objetivos particulares: (1) evaluar las tasas de cambio de la vegetación original, (2) elaborar un modelo que represente la dinámica del cambio y relacionarlo con el riesgo de las especies, y (3) clasificar a las especies en grupos de riesgo relativo de extinción local en función del modelo elaborado.

## CAPÍTULO SEGUNDO

### ÁREA DE ESTUDIO

#### 2.1 Localización

La zona de estudio se ubica en el oriente del estado de Oaxaca, en la porción sur del Istmo de Tehuantepec (Figura 1). Está centrada en Nizanda, poblado que se localiza geográficamente a los 16°39' N y 95°00' O y que pertenece al Distrito de Juchitán, municipio de Asunción Ixtaltepec. La delimitación del área de estudio coincide parcialmente con la hecha por Pérez-García *et al.* (2001), donde el Cerro Naranjo y los lomeríos cubiertos por sabanas limitan al norte y la Planicie Costera del Pacífico al sur; por el oeste el límite corresponde a los cerros y colinas que circundan al poblado de El Zapote, mientras que el límite este se definió como una línea imaginaria que se prolonga de sur a norte, a partir del extremo más oriental del Cerro Verde.

#### 2.2 Clima

El clima de la zona no se conoce con precisión, debido a que no se cuenta con una estación meteorológica local. Para Ciudad Ixtepec, localizada a 13.5 km de Nizanda, el clima corresponde al menos lluvioso de los cálidos subhúmedos con lluvias en verano [ $Aw_o(w)igw$ ]. Pérez-García *et al.* (2001) deducen que la temperatura y la precipitación promedio deben estar alrededor de 25°C y 1000 mm, respectivamente. La región se distingue por tener una estacionalidad muy marcada, caracterizada por una época de lluvias (mayo a octubre) y una de secas (noviembre a abril; SPP 1984a,b).

Nizanda presenta un influjo muy grande de vientos, producido por el paso de los alisios a través del Istmo de Tehuantepec, los cuales atraviesan este paso interoceánico de baja altitud, encajonándose y golpeando de manera casi continua a la región (Rodrigo-Álvarez 1994). Este fenómeno repercute en la vegetación, ya que cuando ésta recibe directamente la influencia de los vientos del norte presenta una clara reducción de talla, pero al mismo tiempo su efecto refrescante puede ser responsable de la abundancia de epifitas y litófitas en las caras norte de los cerros (Pérez-García 2002).

#### 2.3 Geología y edafología

En el área predominan las rocas metamórficas (esquistos) del Mesozoico, aunque también existen afloramientos de calizas de edad Cretácica Inferior (SSP, 1981).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

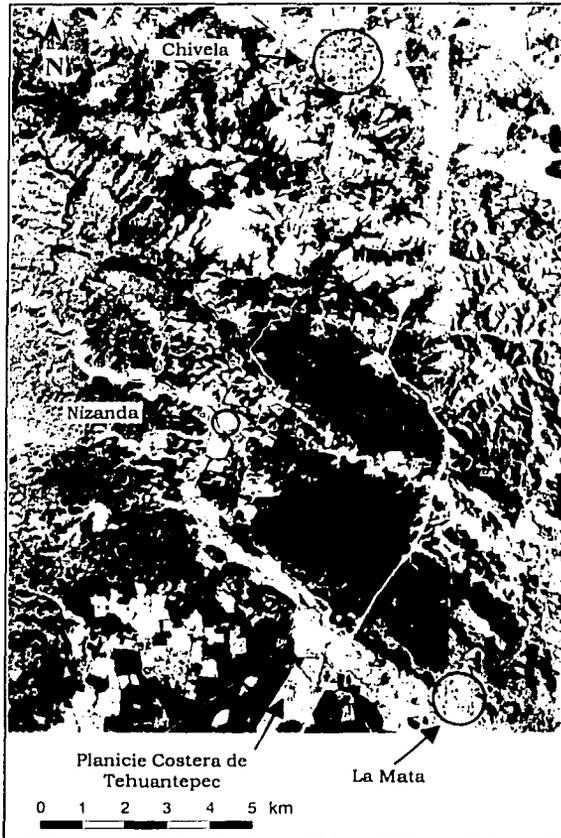


Figura 1. Localización del área de estudio (modificado de Pérez García *et al.* 2001).

Los suelos dominantes son Feozems háplicos y Regosoles eútricos. En áreas vecinas, como la Planicie Costera de Tehuantepec, dominan el Cambisol eútrico y el Cambisol crómico de textura media (SPP 1981).

Pérez-García *et al.* (2001) mencionan que los suelos de Nizanda son variables. En las lomas de esquistos los suelos son superficiales pero hacia el piedemonte están más desarrollados, mientras que los suelos más profundos se encuentran en las planicies aluviales, donde la vegetación presenta un mayor desarrollo. Por otra parte, los levantamientos de caliza presentan variaciones edáficas, ya que pueden tener suelos con profundidades de hasta 50 cm en el piedemonte y gran acumulación de materia orgánica en las grietas, mientras que en sus cimas casi no hay suelo. Las variaciones en la estructura edáfica y en el material parental parece ser determinantes en el desarrollo de la vegetación en la zona; este punto será examinado con más detalle en la sección correspondiente a la vegetación de la zona de estudio.

#### **2.4 Relieve**

La región representa un área de confluencia de varios sistemas serranos (Pérez-García *et al.* 2001). La parte oeste y suroeste está circundada por la Sierra Madre del Sur (Sierra de Miahuatlán), al noroeste se halla la Sierra Norte de Oaxaca (Sierra Mixe). Por el sur se localiza la Planicie Costera del Golfo de Tehuantepec y por el este la Sierra Madre de Chiapas en su prolongación conocida como Sierra Atravesada o de Niltepec.

El terreno de Nizanda se encuentra dominado por colinas bajas y redondeadas (con altitudes de ca. 250 m s.n.m.), de laderas poco pronunciadas; destacan algunos cerros formados por afloramientos de roca caliza con laderas más escarpadas. Entre éstos últimos sobresale el Cerro Verde, con una elevación de alrededor de 550 m. En general, el intervalo altitudinal de la zona abarca desde menos de 100 hasta un poco más de 800 m s.n.m. (INEGI, 1981, 1988b).

#### **2.5 Hidrología**

Los ríos más conspicuos en la región son el Tehuantepec y el río Los Perros (INEGI, carta topográfica. Juchitán E15-10 D15-1 1:250 000). En Nizanda, se presentan tres arroyos convergentes: el "Río del Agua Tibia" que viene del norte, el Arroyo Verde (Río Mazahua) que fluye desde el este, y el Arroyo Chilona, que se incorpora por el oeste.

A lo largo de las corrientes de agua se presentan dos tipos de vegetación más mesofíticas que el resto: el bosque de galería y la selva mediana

subcaducifolia ribereña. Asimismo, la presencia de los afluentes determina los sitios donde se concentran las actividades agrícolas de la región, por ejemplo, Lebrija-Trejos (2001) señala que en las riberas se encuentran cultivos mixtos de maíz y calabaza.

## 2.6 Vegetación

Los tipos de vegetación identificados para la región istmeña son: bosque tropical caducifolio, bosque espinoso y bosque tropical subcaducifolio (Rzedowski 1991 y Rzedowski 1998), además de los bosques de encino, bosques de pino, sabanas, matorrales y manglares (García y Torres-Colín 1999).

Para el área de estudio, Pérez-García *et al.* (2001) caracterizaron siete tipos de vegetación primaria (selva baja caducifolia, matorral espinoso, matorral xerófilo, sabana, selva mediana, bosque de galería y vegetación acuática y subacuática), además de la vegetación secundaria; además, realizaron un inventario de la flora local que incluye más de 750 especies. En la Tabla 2 se enlistan las familias presentes en la zona y además se muestra el número de especies por familia. Las familias con mayor número de especies son Fabaceae (59 especies), Poaceae (54 especies), Asteraceae (44 especies), Mimosaceae (33 especies) y Euphorbiaceae (31 especies); 42 familias están representadas por una sola especie. A continuación se sintetizan las descripciones de los tipos de vegetación reconocidos por Pérez-García *et al.* (2001).

La selva baja caducifolia (SBC) es la vegetación dominante en la región y presenta un dosel de aproximadamente 7 m. La cobertura estimada es superior al 350% y el dosel carece de estratos bien diferenciados. Las plantas trepadoras herbáceas y leñosas son abundantes, aunque la gran mayoría de las especies de este grupo pueden ser consideradas como raras. Existen diferencias fisonómicas y de composición entre la selva baja caducifolia que se asienta sobre esquistos y la que se establece sobre roca caliza. En la primera dominan especies de Fabaceae y Mimosaceae y constituye una vegetación baja (< 7 m), en tanto que la segunda incluye especies arbóreas rupícolas como *Ficus pertusa*, *F. petiolaris* y *F. ovalis* (Moraceae), plantas arborescentes como *Beaucarnea recurvata* (Nolinaceae), y especies capaces de desarrollarse en suelos escasos y poco estructurados como *Bursera excelsa* (Burseraceae), *Pseudobombax ellipticum* (Bombacaceae) y *Jacaratia mexicana* (Caricaceae).

El matorral espinoso (ME) es fisonómicamente similar a la SBC sobre esquistos; sin embargo, esta comunidad presenta un dosel más bajo (< 4 m) que aquella. Este tipo de vegetación está representado de manera preponderante por

Tabla 2. Familias de plantas vasculares presentes en Nizanda. A la derecha se indica el número de especies en cada una (S).

Familia	S	Familia	S	Familia	S
Fabaceae	59	Commelinaceae	5	Aristolochiaceae	
Poaceae	54	Flacourtiaceae	5	Aspleniaceae	1
Asteraceae	44	Myrtaceae	5	Basellaceae	1
Mimosaceae	33	Nyctaginaceae	5	Bixaceae	1
Euphorbiaceae	31	Passifloraceae	5	Buxaceae	1
Rubiaceae	25	Piperaceae	5	Caricaceae	1
Orchidaceae	24	Poligonaceae	5	Cecropiaceae	1
Caesalpiniaceae	23	Sapotaceae	5	Chrysobalanaceae	1
Convolvulaceae	21	Annonaceae	4	Connaraceae	1
Acanthaceae	19	Olacaceae	4	Crassulaceae	1
Bignoniaceae	18	Portulacaceae	4	Erythroxylaceae	1
Cactaceae	18	Urticaceae	4	Gentianaceae	1
Asclepiadaceae	17	Bombacaceae	3	Gesneriaceae	1
Cyperaceae	16	Combretaceae	3	Hernandiaceae	1
Malpighiaceae	15	Lamiaceae	3	Hydrophyllaceae	1
Pteridaceae	15	Loranthaceae	3	Hypoxidaceae	1
Boraginaceae	13	Meliaceae	3	Iridaceae	1
Bromeliaceae	13	Onagraceae	3	Julianiaceae	1
Solanaceae	12	Schizaeaceae	3	Krameriaceae	1
Amaranthaceae	11	Thelypteridaceae	3	Lauraceae	1
Apocynaceae	11	Tiliaceae	3	Lemnaceae	1
Cucurbitaceae	11	Vitaceae	3	Loganiaceae	1
Scrophulariaceae	11	Arecaceae	2	Lomariopsidaceae	1
Sapindaceae	10	Clusiaceae	2	Marantaceae	1
Sterculariaceae	10	Ebenaceae	2	Moringaceae	1
Capparaceae	9	Hippocrateaceae	2	Myrsinaceae	1
Moraceae	9	Loasaceae	2	Nolinaceae	1
Dioscoreaceae	7	Menispermaceae	2	Ochnaceae	1
Malvaceae	7	Oxalidaceae	2	Papaveraceae	1
Rutaceae	7	Phytolaccaceae	2	Pedaliaceae	1
Verbenaceae	7	Polypodiaceae	2	Plumbaginaceae	1
Araceae	6	Simaroubaceae	2	Primulaceae	1
Polygalaceae	6	Turneraceae	2	Salicaceae	1
Rhamnaceae	6	Zygophyllaceae	2	Smilacaceae	1
Viscaceae	6	Achantocarpaceae	1	Typhaceae	1
Agavaceae	5	Aizoaceae	1	Ulmaceae	1
Anacardiaceae	5	Alliaceae	1	Zamiaceae	1
Burseraceae	5	Amaryllidaceae	1		
Celastraceae	5	Anthericaceae	1		

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

plantas ramificadas desde la base y con espinas laterales, muchas de ellas miembros de la familia Mimosaceae. Esta comunidad se establece sobre esquistos en la zona transicional entre la selva baja caducifolia y las sabanas. La composición del matorral espinoso es distinta en las caras norte y sur de los cerros, ya que en el lado norte las especies con espinas son menos numerosas y algunas plantas retienen por más tiempo las hojas.

El matorral xerófilo (MX) se encuentra en forma de manchones aislados y se asienta sobre los afloramientos de roca caliza de la zona. La comunidad presenta un estrato bajo dominado por plantas rosetófilas, particularmente de la

familia Agavaceae, donde también hay cactáceas (globosas y cilíndricas rastreras). Esta comunidad se distingue bien de la vegetación circundante. Puede encontrarse un estrato arbóreo y arbustivo, aunque discontinuo, destacando *Comocladia engleriana* y *Pseudosmodingium multiflorum* (Anacardiaceae).

Las sabanas (SAB) se establecen en zonas con suelo poco desarrollado, sobre todo en las cimas de esquistos. Cubren amplias extensiones en la parte norte de la zona de estudio, cerca de Chivela, si bien en la porción oeste de la zona también están presentes. Esta comunidad está dominada por especies de las familia Poaceae entre las que domina *Trachypogon plumosus* y varias especies de Cyperaceae; además, las especies de Asteraceae y Fabaceae también son muy comunes (López-Olmedo 2001).

La selva mediana (SM) se desarrolla en sitios con una mayor humedad, particularmente en las márgenes de los cauces. De acuerdo a la existencia de diferentes grados de humedad, la selva mediana puede ser clasificada en subperennifolia, si se encuentra asociada a cauces permanentes, y subcaducifolia, cuando se asocia a corrientes estacionales o cañadas húmedas. Algunas especies comunes en la primera son *Annona squamosa* (Annonaceae), *Andira inermis* (Fabaceae) y *Augusta rivalis* (Rubiaceae), entre otras. Por su parte, en la selva mediana subcaducifolia *Calycophyllum candidissimum* (Rubiaceae) y *Coccoloba barbadensis* (Polygonaceae) están entre las especies más abundantes.

El bosque de galería (BG), en la planicie de inundación del Río Verde, estuvo dominado por *Astianthus viminalis* (Bignoniaceae), cuyo dosel alcanzaba los 15 m de altura a lo largo de una franja continua. La agricultura casi lo ha destruido por completo y sólo quedan parches discontinuos a lo largo del cauce. En éstos, especies de la familia Leguminosae son las más abundantes, seguidas por algunas Euphorbiaceae. A nivel de género los elementos característicos son: *Vitex*, *Cordia* y *Enterolobium*, entre otros (Lebrija-Trejos 2001).

La vegetación acuática y subacuática (VA) está restringida a los cuerpos de agua (sean permanentes o semipermanentes) e incluye a las plantas que comparten esta afinidad. La vegetación más característica es la que se localiza en sitios sin cobertura arbórea, donde crece *Ceratopteris thalictroides* (Pteridaceae), aunque también se presentan algunas especies que probablemente sean de origen secundario, como *Thypha dominguensis* y *Cyperus* sp.

En la categoría de vegetación secundaria (VS) los autores incluyen a las especies de sitios afectados por actividades humanas, sin hacer distinción del grado de sucesión o grado de alteración. Las plantas dominantes son arvenses de las familias Malvaceae, Poaceae y Asteraceae.

## CAPÍTULO TERCERO

### MÉTODO

#### 3.1 Elaboración de mapas

La producción de los mapas se basó en el uso de Sistemas de Información Geográfica. El proceso siguió los lineamientos de Navarro y Legorreta (1998) que constan de cuatro fases: (1) adquisición de datos; (2) manejo y edición de los mismos; (3) análisis y modelado; y (4) presentación de la información.

##### 3.1.1 Modelo digital de elevación, mapa altimétrico y mapa de pendientes.

Los mapas base utilizados fueron los mapas topográficos de escala 1:50,000, elaborados por el INEGI (1988 a,b), de claves E15C63 y E15C64. Todas las curvas de nivel, isolíneas cada 20 m, fueron digitalizadas en el programa CartaLynx. El RMS (Root Mean Square) fue menor al sugerido por el programa como máximo permisible (<10m). En el mismo programa se hizo la corrección de errores de digitalización y la generación de la topología. Los arcos fueron exportados a ArcView 3.1, donde se editaron los datos. El archivo de vectores fue transformado a un formato de celdas (17 m) en ArcView (ESRI 1996). A partir de este archivo se generó el modelo digital de elevación (MDE), siguiendo el procedimiento TIN. Los datos se agruparon en clases altitudinales para generar el mapa altimétrico; se obtuvo un mapa de pendientes usando el MDE (Felicísimo 1997).

##### 3.1.2. Mapas de vegetación

###### 3.1.2.1. Fotointerpretación

La fotointerpretación se realizó con fotografías pancromáticas impresas en papel con escala 1:75,000 de 1991 y 1996 producidas por el SINFA (Sistema Nacional de Fotografía Aérea-INEGI). Se utilizaron la línea de vuelo 201 y las fotografías 6 y 7 para cada año. No fue posible analizar mayor número de fotografías pues no hay más material disponible para la zona.

Se examinaron las fotografías aéreas con el estereoscopio de espejos, basándose en criterios como textura, tono, patrón, tamaño, forma y topología de los objetos (López *et al.* 2001). Se creó una leyenda adecuada para cada tipo de cobertura. Si había duda sobre la pertenencia de un polígono a las categorías establecidas, se hizo verificación en campo o usando puntos conocidos (Sheng *et al.* 1997). Si bien idealmente las fotografías deben tener una escala de resolución

mayor o igual a la del mapa de referencia, la falta de material de ese tipo resultó en un mapa de salida de menor resolución a la deseada.

#### *3.1.2.2 Rectificación de las fotografías*

Las fotografías fueron digitalizadas con un escáner de cama plana y se rectificaron con el módulo Orthorec de ArcView 3.1. El programa calculó el desplazamiento de las marcas fiduciales de los valores reales (en milímetros) en papel y de los puntos de digitalización hechos en pantalla; la exactitud se evaluó con el valor de RMS. A continuación se localizaron puntos de control sobre la imagen y sobre el mapa de líneas en formato digital (isóclinas de altitud). Cada línea tuvo un valor de altitud asociado, y así el programa pudo corregir en tres dimensiones. En este caso el RMS fue menor a dos píxeles; al final se generó la "ortofoto".

#### *3.1.2.3 Ajuste de imágenes y formación del mosaico*

Se examinó la calidad de las imágenes procesadas, verificando la correspondencia y continuidad de los objetos. Las discontinuidades requirieron ajuste de las imágenes por el método "warp". El remuestreo se hizo con el método de interpolación bilineal. Para este proceso el RMS que se consideró como aceptable estuvo por debajo de 10 m (ESRI 1996). Los mosaicos se formaron en Imagine (ERDAS 1997); las fotografías se ecualizaron (STRECH) para ajustar los valores digitales de las imágenes.

#### *3.1.2.4 Digitalización de polígonos y elaboración de mapas de cobertura*

El mosaico fue exportado al programa CartaLynx donde las líneas que delimitaban cada polígono fueron digitalizadas en pantalla. En el mismo programa se hizo la poligonización y se corrigieron los errores. Los polígonos se exportaron a ArcView, donde se editaron las tablas asignando el tipo de cobertura correspondiente derivado de la fotointerpretación. Se aplicó un filtro para eliminar posibles errores de división de un polígono en varios continuos. Las coberturas fueron transformadas del formato de vectores a celdas.

#### *3.1.2.5 Generación de un mapa a partir de imágenes de satélite*

El material con que se trabajó fue proporcionado por el Laboratorio de Manejo de Recursos Naturales de la UAM-Iztapalapa. La imagen ETM (23-48) del 16 de marzo de 2000 y con un tamaño de píxel de 30 m, fue georeferenciada y cortada usando el programa Imagine (Erdas). Las bandas 1-6 y pancromática fueron exportadas para poder clasificar la imagen con Idrisi. Se usó el método de máxima verosimilitud y las bandas empleadas fueron las 1-5 y el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). La clasificación obtenida fue afinada con la ayuda de características de pendiente y litología.

La confiabilidad fue evaluada con la opción ERMAT de Idrisi. En el mismo programa se obtuvo el área por categoría de vegetación.

### 3.1.3. Cambios en el uso de suelo

En ArcView se generó una tabla de cruzamiento (matriz de detección de cambios o de transición) para los años 1991-1996. Estas tablas ilustran claramente cambios en la cobertura vegetal (Jensen 1996, Cousins 2001). Para determinar de manera puntual las variaciones en área de los tipos de cobertura vegetal se analizó la tasa de deforestación ( $r$ ) con la fórmula propuesta por Dirzo y García (1992):

$$r = 1 - \left( 1 - \frac{A_1 - A_2}{A_1} \right)^{1/t}$$

donde  $A_1$  es el área cubierta por un tipo de vegetación al tiempo inicial,  $A_2$  es el área que cubre la vegetación al final del periodo evaluado y  $t$  es el número de años del periodo del análisis. De acuerdo con esta ecuación, los valores positivos indican una pérdida, mientras que los negativos representan ganancia en el área del tipo de cobertura en cuestión.

Todos los términos relacionados con los SIG siguen a Burrough (1996); si existen dudas se recomienda consultar el glosario al final de la tesis.

## 3.2 Estimación del riesgo de extinción de las especies

Numerosos autores han señalado que la pérdida de hábitat es la principal causa de extinción de las especies (Ehrlich y Ehrlich 1981, Ehrlich 1988, Wilson 1988, Mefee y Carrol 1997); por ello, se decidió considerar a éste como el indicador clave del proceso de extinción.

### 3.2.1. Suposiciones básicas del modelo

El supuesto más grande del estudio es que la pérdida de hábitat es la principal causa de extinción de las especies, pues se sabe que el proceso de extinción es mucho más complejo y dinámico.

Una segunda suposición es que la extensión de la vegetación equivale al tamaño del hábitat. Por lo tanto, un cambio en el área correspondiente a un tipo de vegetación es equiparable a un cambio en la disponibilidad del hábitat para las especies que allí habitan. Esto es, la permanencia de determinado tipo de vegetación implica también la permanencia de las especies de esa comunidad.

La siguiente suposición es que la distribución de las especies en el espacio es homogénea, es decir, se da por hecho que si una especie ha sido reportada para

un tipo de vegetación, ésta se hallará en todos los lugares donde existe dicha vegetación. Este supuesto tiene consecuencias negativas y positivas para el modelo. En primer lugar porque al no incluir datos de distribución espacial de las especies no se tiene idea de cuántas de sus poblaciones desaparecerán si se altera el hábitat; en segundo lugar, al no requerir de demasiados datos la evaluación se simplifica y puede hacerse con un listado de las especies por tipo de vegetación. El concepto de hábitat es un aspecto medular para el modelo. En este trabajo el hábitat se definió como el conjunto de los tipos de vegetación donde se presenta una especie. Esta definición es similar a la de Löfvenhaft *et al.* (2002), para quienes el hábitat es un “mosaico de biotopos” donde los organismos pueden vivir y reproducirse.

### 3.2.2. Fuente y tratamiento de los datos

Los datos de distribución de las especies por tipo de vegetación fueron obtenidos casi en su totalidad de un trabajo previo (Pérez-García *et al.* 2001). Los autores del trabajo construyeron una base de datos que contiene los registros individuales de las especies, de donde se extrajo información de presencia-ausencia para cada una por tipo de hábitat. La lista fue completada con información proporcionada por los dos primeros autores a partir de muestreos de vegetación más recientes.

La base de datos se modificó para evaluar el riesgo de extinción local. En primer lugar se homogeneizó la nomenclatura de los tipos de vegetación determinados por los autores del listado y aquéllos identificados mediante la fotointerpretación. Se hizo una agrupación de las especies en exclusivas (aquéllas que sólo se distribuyen en un solo tipo de vegetación) y las no exclusivas (las que han sido encontradas en dos o más tipos). La Tabla 3 muestra algunas especies de amplia distribución (encontradas en cinco tipos de vegetación) y otras de distribución restringida (en un tipo de vegetación) encontradas en Nizanda.

Las especies fueron separadas en conjuntos de acuerdo al número de tipos de vegetación donde estaban reportadas. A continuación se ordenó a las especies de acuerdo a la igualdad en su distribución, agrupando a las que se distribuyen en los mismos tipos de hábitat. En cada conjunto, las especies que comparten el hábitat deberían compartir también los riesgos de extinción.

### 3.2.3 Determinación del riesgo de las especies

Para evaluar el riesgo se utilizaron matrices de proyección de cambio, las cuales permiten conocer el cambio en las proporciones de cada tipo de vegetación en el tiempo, siguiendo una dinámica conocida.

Tabla 3. Algunas especies con distribución restringida y otras de amplia distribución encontradas en Nizanda. La X señala la presencia en el tipo de vegetación.

Familia	Especie	SAB	SB	ME	MX	SM	BG	VA	VS
<b>Distribución restringida</b>									
Agavaceae	<i>Yucca</i> sp. nov. ined.		X						
Araceae	<i>Anthurium nizandense</i> Matuda		X						
Asteraceae	<i>Tithonia tubiformis</i> (Jacq.) Cass.								X
Bignoniaceae	<i>Astianthus viminalis</i> (Kunth) Baill.						X		
Cactaceae	<i>Mammillaria albilanata</i> Backeb.				X				
Caesalpiniaceae	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.						X		
Crassulaceae	<i>Echeveria acutifolia</i> Lindl.				X				
Cyperaceae	<i>Fimbristylis spadicea</i> (L.) Vahl							X	
Lemnaceae	<i>Lemna valdiviana</i> Phil.							X	
Poaceae	<i>Panicum tuerckheimii</i> Hack.								X
Poaceae	<i>Trachypogon plumosus</i> (Humb. et Bonpl. ex Willd.) Nees	X							
Rubiaceae	<i>Hintonia latiflora</i> (Sessé et Moc. ex DC.) Bullock			X					
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.					X			
Sapindaceae	<i>Cupania glabra</i> Sw.					X			
Scrophulariaceae	<i>Russelia polyedra</i> Zucc.			X					
Zamiaceae	<i>Zamia loddigesii</i> var. <i>spartea</i> (A. DC.) Schuster	X							
<b>Amplia distribución</b>									
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L. <i>acutifolia</i> (Poir.) Woodson	X	X	X	X	X			
Asclepiadaceae	<i>Marsdenia coulteri</i> Hemsl.	X	X	X		X	X		
Cactaceae	<i>Pilosocereus collinsii</i> (Britton et Rose) Byles et G.D.Rowley	X	X	X	X	X			
Capparaceae	<i>Capparis incana</i> Kunth	X	X	X		X	X		
Hippocrateaceae	<i>Hemiangium excelsum</i> (Kunth) A.C.Sm.	X	X	X	X	X			
Julianiaceae	<i>Amphipterygium</i> <i>adstringens</i> (Schltdl.) Standl.	X	X	X	X		X		

SAB (sabana), SBC (selva baja caducifolia), ME (matorral espinoso), MX (matorral xerófilo), SM (selva mediana), BG (bosque de galería), VA (vegetación acuática) y VS (vegetación secundaria).

TRACS CON  
 FALLA DE ORIGEN

El primer paso en la simulación con el modelo matricial consistió en la transformación de la matriz de cambio, tratándola como una matriz de probabilidad de transición (matriz de Markov). Para ello se transformó cada valor absoluto del área por tipo de cobertura en proporciones. Por ejemplo, si el área total de la selva baja es de 100 ha en 1991 y en 1996 se mantienen 95 ha, la proporción relativa que permaneció fue de 0.95 y la que cambió a alguna otra categoría es de 0.05. Evaluando el área que ocupa cada hábitat en dos fechas distintas fue posible determinar el cambio ya sea en forma de pérdida o de ganancia. Así se obtuvo un descriptor de las variaciones (vector de cambio). Al multiplicar la matriz por el vector se obtiene un nuevo vector que define las proporciones futuras por categoría de vegetación.

#### *3.2.3.1 Modelos matriciales basados en mapas*

El cambio se evaluó para un intervalo de cinco años (1991-1996), por lo que la estimación describe los cambios de proporciones en periodos de tiempo iguales. El proceso se iteró cien veces para analizar los cambios en las coberturas en un período amplio de tiempo proyectando su comportamiento en el futuro.

Se hizo una segunda proyección basada en el vector de proporciones 1996-2000. Este último se determinó con base en los cambios de área calculados a partir de un tercer mapa de vegetación (año 2000). Para ello, previamente se homogeneizó la nomenclatura de las categorías de los mapas (1996 y 2000). Por ejemplo, aunque en la imagen de satélite es posible diferenciar a la selva baja caducifolia que tiene elementos del matorral xerófilo (MX) y la que se entremezcla con el matorral espinoso, para poder calcular el cambio de superficie se agrupó a ambas categorías en una sola: selva baja-matorral espinoso (SBC-ME). Las categorías respetadas fueron las originadas con la fotointerpretación. El vector de 2000 fue utilizado de la misma forma que el de 1996 y se realizó el mismo número de iteraciones (100).

#### *3.2.3.2 Modificación de permanencia en la categoría de SBC-ME*

El primer modelo (elaborado con la matriz de cambio de los años 1991-1996) fue modificado para evaluar cómo se comportaban las proporciones si se modificaba la permanencia en la categoría SBC-ME. Esta simulación se hizo suponiendo que éste es el tipo de vegetación que sufre los cambios más drásticos (como lo indican las observaciones de campo). El modelo contempló la reducción de la categoría SBC-ME en 10, 25, 50 y 75%. Las matrices de cambio modificadas se iteraron 100 veces.

### 3.2.4 Conexión entre el cambio de cobertura y el riesgo

#### 3.2.4.1 Reducción del área y disminución de especies

Dado que existe una relación entre el área y el número de especies en una región se modeló el cambio en la riqueza cuando se reduce la superficie de la vegetación. Los datos de E. Pérez-García y J. Meave, consistentes en muestreos de vegetación para las categorías SBC-ME, SM, SAB y MX, fueron utilizados para construir curvas de acumulación de especies-área con el programa EstimateS V.6.1 (Colwell 2001). Estas curvas se usaron para calcular los valores de C y z, necesarios para hacer las estimaciones. Los modelos contemplaron la reducción del área en 25, 50, 75 y 90% para las categorías de vegetación mencionadas.

#### 3.2.4.2 Evaluación del riesgo

La evaluación del riesgo por conjuntos de especies que comparten su área de distribución se realizó de dos formas. En el primer procedimiento (modelo de proporciones) el tamaño de los tipos de vegetación no está ponderado, pero sí se incluye el cambio en la superficie absoluta. En el segundo (modelo de proporción y cambio) se incluye a las dos variables.

*Evaluación del riesgo por el método de proporciones.* Las proyecciones dan idea de cómo se pueden modificar las proporciones en el área de estudio, pero no reflejan los cambios absolutos por categoría. Para determinar estos cambios se calculó un cociente de los valores de las proporciones para cada "tiempo" analizado (1, 10 ó 100 iteraciones) entre el valor de la proporción del año inicial (1991 ó 1996, según se trate). Si el valor del cociente es 1 ( $C=1$ ), esto implica que la proporción de este tipo de cobertura fue constante en el tiempo. Por el contrario, los valores por encima o por debajo de 1 ( $C>1$  o  $C<1$ ) implican un aumento o una disminución, respectivamente, en las proporciones de este hábitat. El cambio ( $\Delta$ ) se evaluó con la fórmula:  $\Delta=C-1$ .

Si el área permanece sin cambios, se puede suponer que el hábitat de las especies que se distribuyen en él se mantiene estable y las especies no tienen riesgo de desaparecer de la zona de estudio, es decir  $\Delta=0$ . No obstante, si la proporción disminuye, entonces las especies tendrán un riesgo de desaparecer similar al cambio que sufrió la proporción,  $\Delta < 0$ . Por otro lado, si las proporciones para el mismo tipo de vegetación aumentan, el hábitat de las especies también lo hace y esto representaría una ventaja para las especies; en este caso el valor del cambio es positivo y  $\Delta > 0$ .

En el caso de que las especies se encontraran en más de un tipo de vegetación, el cambio de hábitat no se refiere sólo a la pérdida o ganancia de un tipo de vegetación sino a un efecto combinado, por lo que debía encontrarse una

forma de vincular los cambios ocurridos en los diferentes tipos de vegetación. En el caso de estas especies, para hacer el cálculo se consideró la proporción total del área ocupada por la especie. Es decir, se sumó la proporción que ocupaba cada área (tipo de vegetación) donde se encuentra la especie, tanto para los valores, resultado de las iteraciones (1, 10 ó 100) como para el escenario inicial. Con los valores resultantes se hizo la estimación del riesgo como se explicó para las especies de distribución restringida.

*Evaluación del riesgo por el método de proporción y cambio.* Para llevar a cabo esta evaluación se consideró el tamaño relativo del tipo de vegetación y la tasa de deforestación calculada para esa categoría. Para estimar los cambios se construyó la siguiente fórmula:

$$R = \frac{1}{\sum_{n=1}^{n=x} \frac{P_x}{1+r_x}}$$

donde R es el riesgo relativo estimado,  $P_x$  es la proporción que ocupa el tipo de vegetación (x) en que la especie se encuentra y  $r_x$  es la tasa de deforestación calculada para ese tipo de vegetación.

Esta fórmula involucra las dos variables críticas que se eligieron para evaluar el nivel de riesgo relativo: el área que ocupa un tipo de vegetación, medido en términos de proporción, y la pérdida de superficie, que en este caso es la tasa de deforestación.

Se parte de la suposición que el riesgo de una especie, que vive en un cierto tipo de vegetación (x) es directamente proporcional a la tasa de deforestación ( $R \propto r_x$ ) de dicha vegetación, e inversamente proporcional a la proporción ocupada por ésta ( $R \propto 1/P_x$ ). Si se les considera juntas,  $R \propto r_x/P_x$ . Si la constante de proporcionalidad es 1, lo anterior es equivalente a:

$$R = \frac{1}{P_x / r_x}$$

Esta modificación garantiza que las especies que se encuentran en más de un tipo de vegetación ( $x_1, x_2, x_3 \dots x_n$ ), tengan un riesgo menor que las que sólo se hallan en uno. Para evitar que la división no estuviera definida si  $r=0$ , se sumó 1 al denominador. Finalmente, se añadió una sumatoria para indicar que para las especies con amplia distribución, el cociente entre  $P_x$  y  $r_x$  debe considerarse para todos los tipos de vegetación en que se encuentre.

## CAPÍTULO CUARTO

### RESULTADOS

#### 4.1 Mapa altimétrico

En la región la altitud varía de 60 a 740 m s.n.m (mapa altimétrico, Lámina I). Las mayores altitudes se localizan en el Cerro Naranjo, situado en la esquina noroeste de la región, mientras que las menores se encuentran hacia la Planicie Costera del Pacífico, en la parte sur. Las partes bajas (<130 m) representan 87.28% del área, mientras que las altitudes mayores (>300 m) constituyen el 12.72% del total. Además del Cerro Naranjo, estas últimas se circunscriben también al Cerro Verde, que es la otra elevación importantes de la zona. La topografía regional está dominada por pequeñas colinas de altitudes que varían entre 130 y 300 m, lo que representa un poco más de 40% respecto del total. Los valores porcentuales para cada categoría se muestran en la Figura 2a.

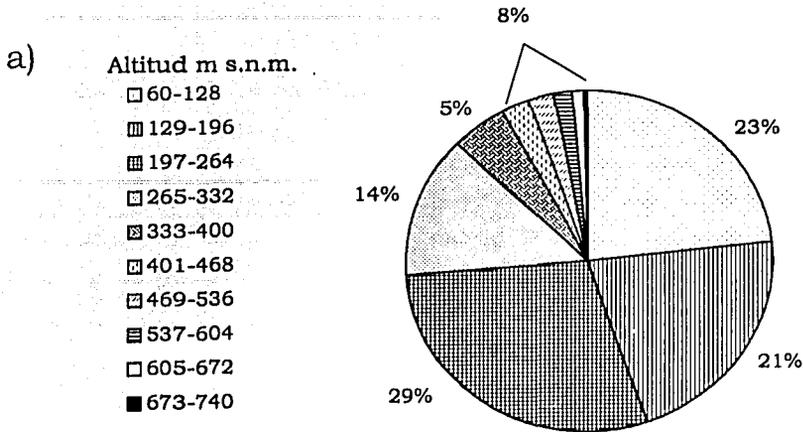
#### 4.2 Valores de pendiente

La distribución porcentual del área por clases de pendiente se muestra en la Figura 2b. El 35.26% de la superficie corresponde a los terrenos planos o casi planos, localizados principalmente cerca de la Planicie Costera y alrededor de Chivela, en el noreste. Las pendientes suaves (2-8°) equivalen a 16.81% y se encuentran cerca de los terrenos planos. Las pendientes intermedias (8-35°) representan 44.53% del área total y se les localiza en las colinas. Las zonas inclinadas (35-55°) abarcan el 3.38% del total. Aunque en la zona existen pendientes mayores a los 55°, el número de píxeles en esta categoría es mucho menor que el resto y por ello no es cuantificable. Estas pendientes se encuentran en algunas laderas del Cerro Naranjo, del Cerro Verde y del cerro La Pedrera, el cual es un cerro de caliza donde se presentan las paredes más escarpadas.

#### 4.3 Clasificación de las coberturas

La imagen de la Figura 3 ilustra la manera en que se delimitaron los polígonos de determinadas coberturas. Las categorías que se identificaron son uniformes para ambos años y son las siguientes:

- 1) Selva baja caducifolia-matorral espinoso (SBC-ME). Aunque Pérez-García *et al.* (2001) señalan que hay una diferencia en la estructura de ambos tipos de vegetación, no fue posible diferenciarlas en el análisis. Por lo



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

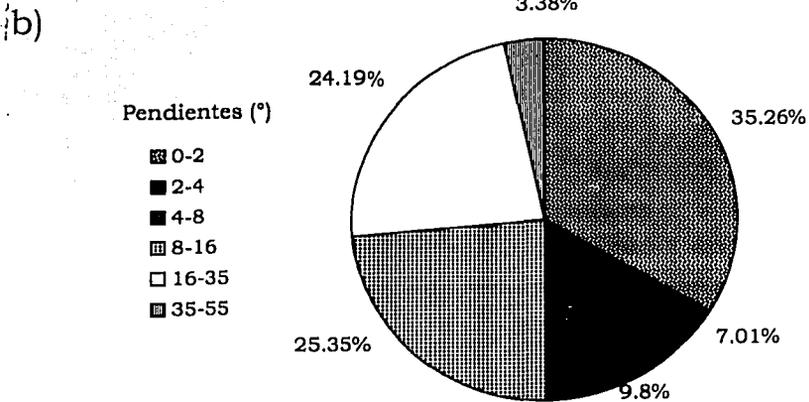
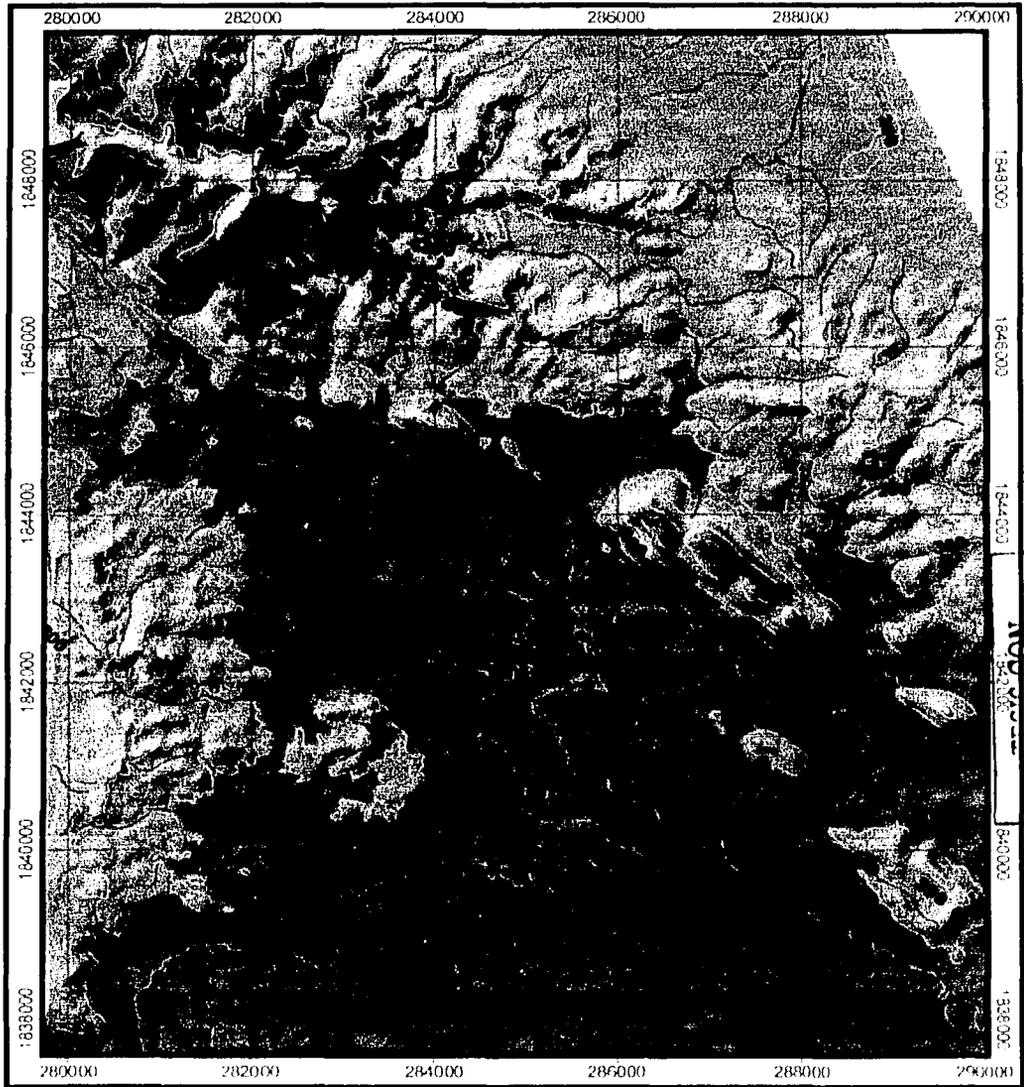


Figura 2. Distribución porcentual del área de la zona de estudio (a) por clases altitudinales y (b) por intervalos de pendiente

MAPA ALTIMETRICO NIZANDA OAXACA .



Proyección UTM  
Escala 1:70,000  
Elaboró María Colín García.

1000 0 1000 2000 metros



Altimetría (m s.n.m.)

	60 - 101		267 - 304		471 - 518
	102 - 149		305 - 342		519 - 566
	150 - 190		343 - 382		567 - 615
	191 - 228		383 - 425		616 - 668
	229 - 266		426 - 470		667 - 740

Lámina I. Mapa altimétrico de Nizanda (Oaxaca, México).



TIPOS CON  
FALLA DE ORIGEN

*Figura 3.* Representación esquemática la fotointerpretación. Los polígonos muestran áreas de vegetación idéntica. SAB (sabana), CUL (cultivo), ACA (acahual), SBC (selva baja caducifolia, matorral espinoso), SM (selva mediana, MX (matorral xerófilo).

tanto, se les agrupó en una sola categoría. Es la vegetación dominante y está asociada sobre todo a las colinas de baja altitud, además de cubrir la mayor parte de las laderas del Cerro Verde. Para abreviar, en algunas ocasiones sólo se le denominará como selva baja.

- 2) Selva mediana (SM). Se incluyó en este grupo a la vegetación que presenta en la fotografía aérea aspecto más frondoso y tonos más oscuros. No se hizo la diferenciación que reconocen Pérez-García *et al.* (2001) entre selva mediana perennifolia y subcaducifolia. Este tipo de vegetación se encontró principalmente en la cima del Cerro Naranjo. Es importante hacer notar que el bosque de galería presenta las mismas características de tono y textura que la selva mediana; sin embargo, no fue posible mapearlo solamente con el uso de las fotografías aéreas, por lo que no fue incluido en los análisis de superficie.
- 3) Selva baja espinosa caducifolia (SE). Este grupo incluye a la vegetación que se extiende sobre la Planicie Costera del Pacífico; para ella los tonos y la textura son intermedios entre la SBC y la SM. En lo sucesivo se hará referencia a ella como selva espinosa.
- 4) Sabanas (SAB). En esta categoría se incluyó a la vegetación natural en que el estrato herbáceo es dominante y que en la fotografía aérea tiene tonos muy claros y uniformes. Aunque en algunos casos los tonos son parecidos a los que presentan los cultivos, la forma irregular de las sabanas (determinada fuertemente por la topografía de los lomeríos en que se asienta esta comunidad) permite diferenciarlas.
- 5) Acahuals (ACA). Comprenden las zonas alteradas de vegetación. En esta categoría se reconocen ya algunos elementos arbóreos, aunque éstos no son muy abundantes.
- 6) Desmontes (DES). Corresponden a sitios en los que la vegetación ha sido retirada recientemente y donde el elemento arbóreo no es conspicuo. En las fotografías presentan tonos claros, aunque no demasiado.
- 7) Cultivos (CUL). Zonas en que la agricultura es la actividad principal, con poca cobertura vegetal y alta reflectancia (tonos muy claros).
- 8) Poblados (POB). Zonas habitadas con patrones de asentamiento regular.

#### **4.4. Estimaciones de la superficie de las coberturas**

Los dos mapas generados (para 1991 y 1996, Láminas II y III) muestran que el tipo de vegetación mejor representado en la zona es la selva baja caducifolia-matorral espinoso, con poco más de 60% del área total en ambos años (61.96% en

1991 y 62.55% en 1996). Esto coincide con la descripción de Pérez-García *et al.* (2001). Por el contrario, la comunidad menos extendida en la zona fue el matorral xerófilo, el cual ocupó apenas el 0.39% del área en ambas fechas, si bien permaneció sin cambio durante el período de observación.

La selva espinosa, que aparentemente ocupaba casi la totalidad de la Planicie Costera del Pacífico en esta zona del istmo, representa sólo el 5.0% en 1991 y 4.99% en 1996 del área total. A los cultivos correspondió una proporción importante: 14.16% en 1991 y 13.99% en 1996. Por su parte, la vegetación alterada (acahuales y cultivos) representó 3.47% en 1991 y 3.09% en 1996. La superficie de los poblados se incrementó, si bien los porcentajes en ambos años son muy parecidos (1991, 0.65%; 1996, 0.68%).

La selva mediana representa el 3.28% del área en ambas fechas. Las sabanas ocuparon siempre el 11.02% del total, a pesar de que se observa un ligero incremento para 1996. En la Tabla 4 se presenta la extensión del área por categoría, tanto absoluta como porcentual, para ambos años.

Tabla 4. Extensión que ocupan cada una de las categorías en dos años diferentes. Los valores se expresan en hectáreas y entre paréntesis en porcentaje.

Tipo de cobertura		1991	1996
<b>Vegetación natural</b>	Selva baja-matorral espinoso	6602.610 (61.96)	6666.768 (62.55)
	Sabana	1173.844 (11.02)	1174.727 (11.02)
	Selva espinosa	539.642 (5.06)	532.685 (4.99)
	Selva mediana	349.971 (3.28)	349.971 (3.28)
	Matorral xerófilo	41.853 (0.39)	41.853 (0.39)
<b>Áreas transformadas</b>	Cultivo	1508.599 (14.16)	1490.662 (13.99)
	Desmonte	193.699 (1.82)	125.426 (1.18)
	Acahual	176.147 (1.65)	203.745 (1.91)
	Poblado	69.339 (0.65)	72.597 (0.68)
<b>Total</b>	<b>106558.291</b> (100)	<b>106558.291</b> (100)	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

#### 4.4.1. Mapa producto de una imagen de satélite

El mapa de cobertura producido a partir de la imagen ETM (Lámina IV) contiene más categorías que aquéllos producidos a partir de aerofotografías. Se reconocieron diez categorías: selva mediana (SM), sabana (SAB), matorral xerófilo (MX), selva baja-matorral espinoso (SBC-ME), poblados (POB), cultivos (CUL), desmontes (DES), selva espinosa (SE), acahual (ACA), y selva baja caducifolia-matorral xerófilo (SBC-MX; equivalente a la SBCr definida por Pérez-García *et al.* [2001] y Pérez-García [2002]). La calidad de la clasificación se evaluó con el índice de Kappa ( $\kappa$ ; Mas *et al.* 2003) para el que se obtuvo un valor de 0.57, lo que indica que se trata de una clasificación aceptable. (Ortiz *et al.* 1997).

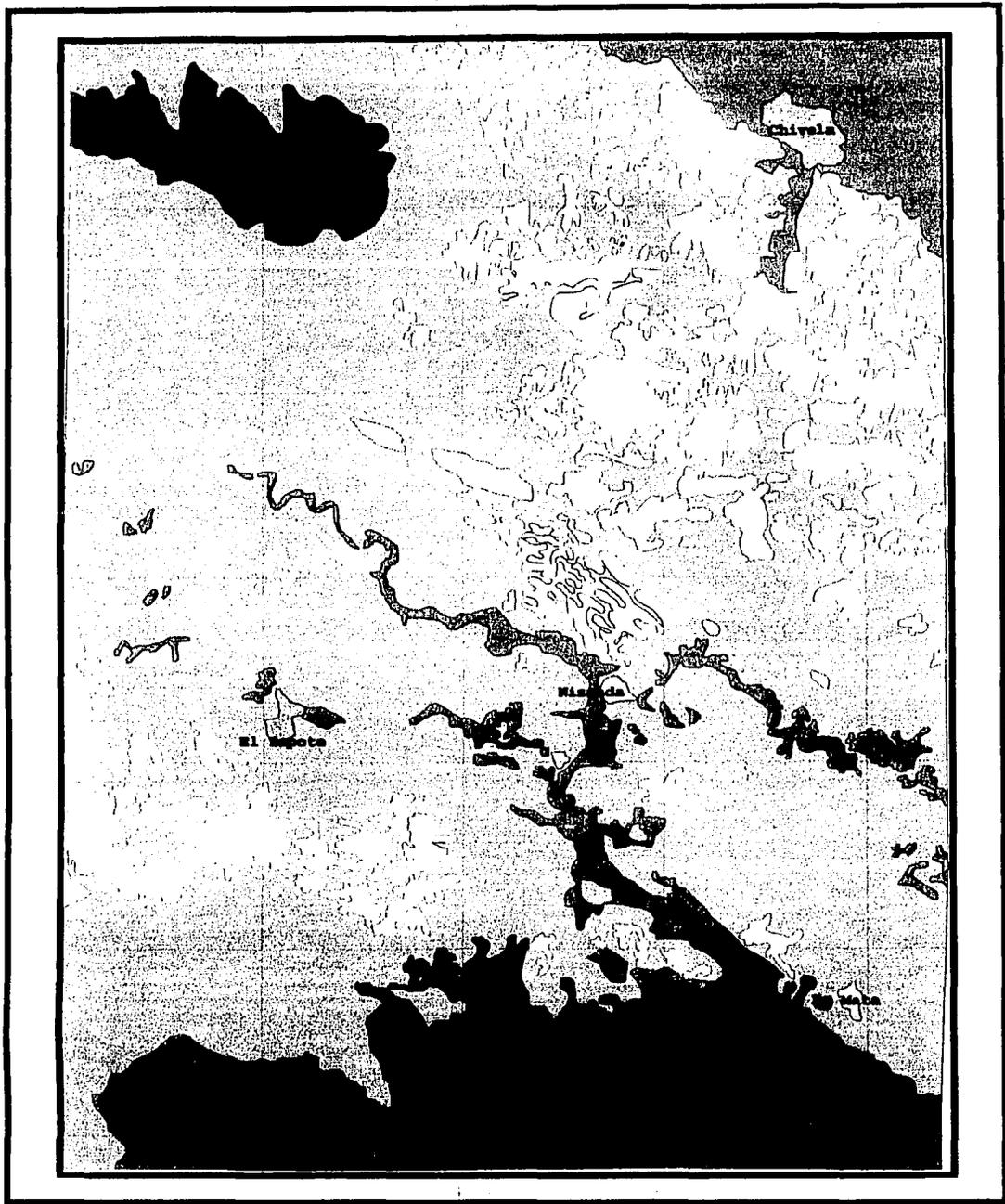
#### 4.5. Cálculo de los cambios

En las Láminas II y III se muestran los mapas generados para los años 1991 y 1996, respectivamente. La clasificación de categorías identificadas fue consistente entre ambos años. Para evaluar las probabilidades de transición entre las categorías de cobertura se usó una matriz de cambio (Tabla 5), la cual describe la probabilidad de que una categoría se transforme en otra o permanezca como tal de una fecha de observación a otra.

Tabla 5. Matriz de transición de las categorías de cobertura: ACA (akahual), CUL (cultivo), DES (desmonte), MX (matorral xerófilo), POB (poblado), SAB (sabana), SBC-ME (selva baja-matorral espinoso), SE (selva espinosa), SM (selva mediana). La diagonal principal representa la probabilidad de una categoría de permanecer como ella en la siguiente fecha.

1996	ACA	CUL	DES	MX	1991 POB	SAB	SBC-ME	SE	SM
ACA	<b>0.3784</b>	0.0229	0.3256	0	0	0.0004	0.0058	0	0
CUL	0.0864	<b>0.9488</b>	0.0070	0	0.0306	0	0.0049	0.0127	0
DES	0	0	<b>0.6155</b>	0	0	0	0.0009	0	0
MX	0	0	0	<b>1.0</b>	0	0	0	0	0
POB	0	0.0038	0	0	<b>0.9694</b>	0	0	0	0
SAB	0.0653	0	0.0028	0	0	<b>0.9894</b>	0.0002	0	0
SBC-ME	0.4699	0.0244	0.0491	0	0	0.0102	<b>0.9882</b>	0	0
SE	0	0	0	0	0	0	0	<b>0.9873</b>	0
SM	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1.0</b>

MAPA DE COBERTURA, NIZANDA OAXACA DEL AÑO 1991.



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**Simbología**

acahual	matorral xerófilo	selva baja
cultivo	poblado	selva espinosa
desmonte	sabana	selva mediana

Proyección UTM.  
Escala 1:60,000  
Elaboró María Colín García.

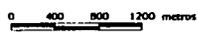
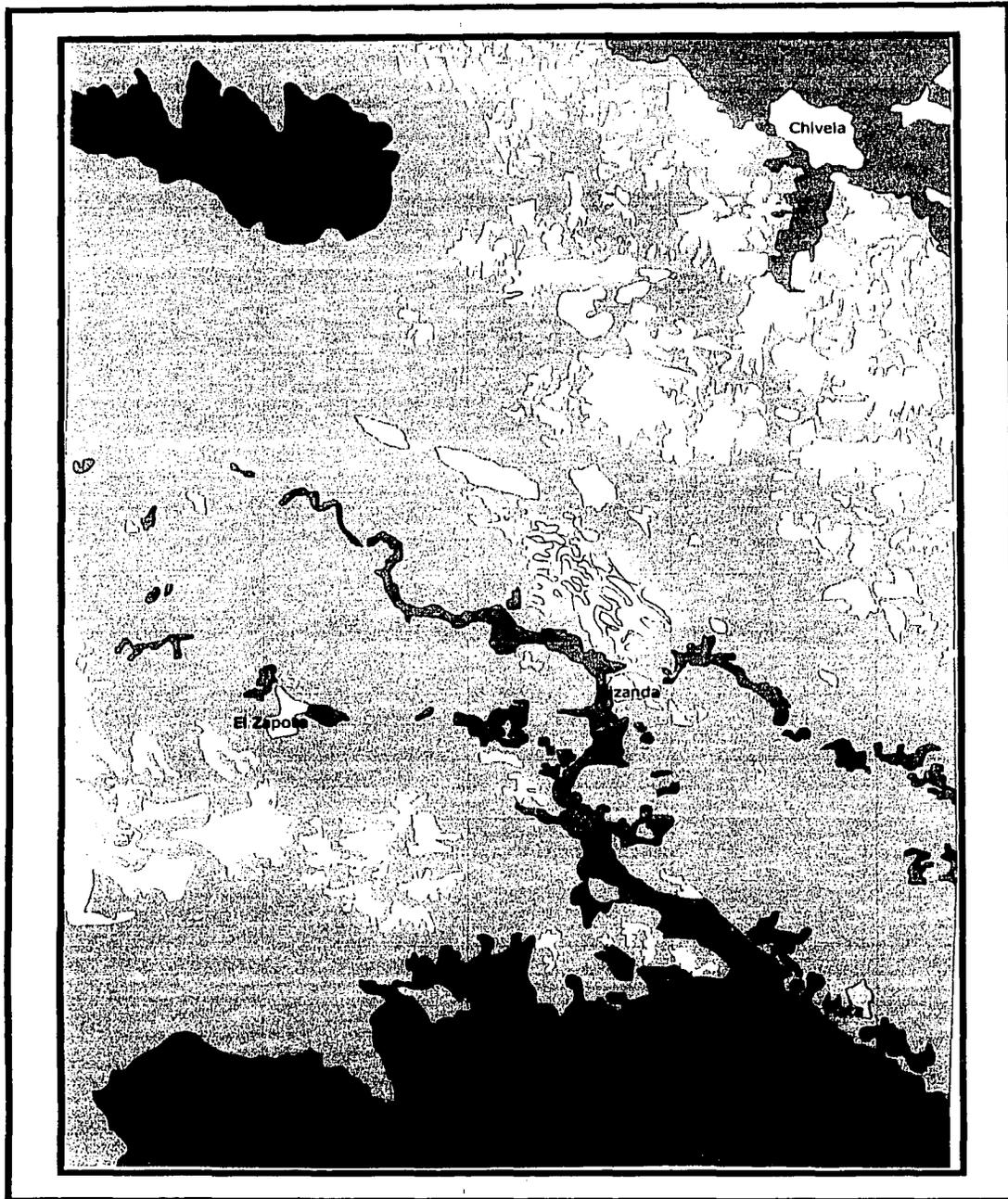


Lámina II. Mapa de cobertura Nizanda (Oaxaca, México) año 1991.

28-A

MAPA DE COBERTURA, NIZANDA OAXACA DEL AÑO 1996.



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Simbología

achual  
cultivo  
desmonte

matorral xerófilo  
poblado  
sabana

selva baja  
selva espinosa  
selva mediana

Proyección UTM.  
Escala 1:60,000  
Elaboró María Colín García.

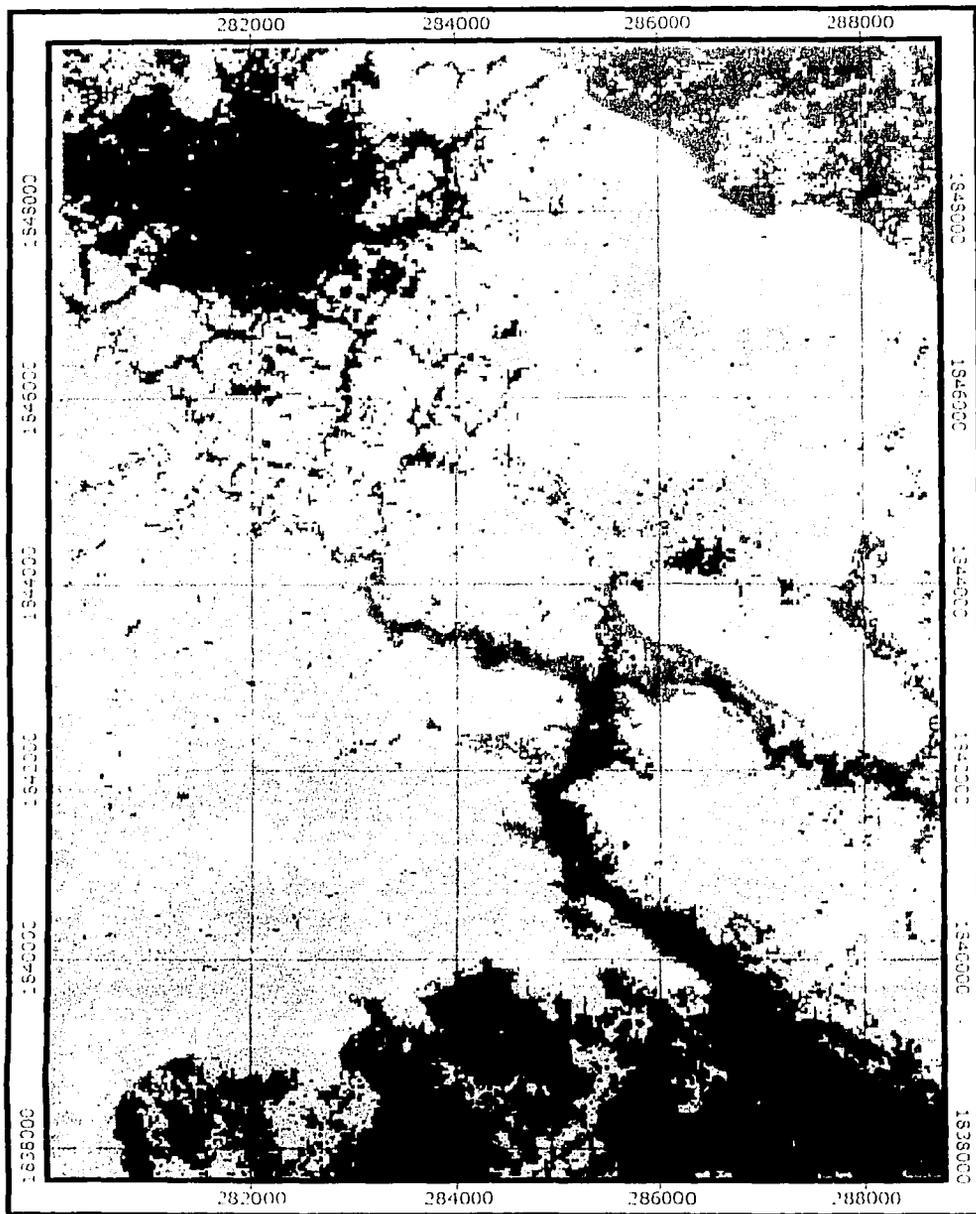
0 400 800 1200 metros



Lámina III. Mapa de cobertura Nizanda (Oaxaca, México) año 1996.

2813

MAPA DE COBERTURA, NIZANDA OAXACA DEL AÑO 2000.



TESIS CON  
A DE ORIGEN

Simbología			
	selva mediana		cultivo
	sabana		desmonte
	matorral xerófilo		selva espinosa
	selva baja		acahual
	poblado		selva baja-matorral xerófilo

Proyección UTM  
Escala 1:60,000  
Elboró María Colín García

0 1000 metros




Lámina IV. Mapa de cobertura Nizanda (Oaxaca, México) año 2000.

28 c

La categoría acahual (ACA) presentó la menor probabilidad de permanecer como tal (0.378) y es la que mostró mayores probabilidades de pasar a otras categorías, especialmente a cultivo (CUL), desmonte (DES) o selva baja caducifolia-matorral espinoso (SBC-ME). Las clases más estables en el período analizado, con valores de 1 en la permanencia, fueron el matorral xerófilo (MX) y la selva mediana (SM). Las categorías restantes tuvieron valores de permanencia cercanos a 1, por lo que se les puede considerar como relativamente estables.

Todas las categorías de vegetación, tanto primarias como secundarias, presentaron comportamientos distintos. La vegetación que presentó las mayores pérdidas de extensión fue la selva espinosa, con una reducción de 6.849 ha. La selva mediana y el matorral xerófilo aparentemente no presentaron cambios en el periodo estudiado, mientras que las categorías sabana y selva baja-matorral espinoso incrementaron su área, como lo indican los signos negativos de las tasas de deforestación calculadas. Por su parte, la selva baja aumentó en 63.695 ha. Los acahuales crecieron, pasando de 176.147 ha en 1991 a 203.745 ha en 1996 (ver Tabla 4), mientras que los desmontes disminuyeron en 68.26 ha. Los cultivos se redujeron en aproximadamente 19 ha. Las tasas de deforestación, cuyos valores se resumen en la Tabla 6, permiten desglosar los cambios ocurridos para las diferentes coberturas.

Tabla 6. Tasas de deforestación anual para el periodo 1991-1996, de los diferentes tipos de vegetación naturales, calculadas con la fórmula propuesta por Dirzo y García (1992).

Cobertura	Tasa anual de deforestación (%)
Matorral xerófilo	0
Sabana	-0.006
Selva baja caducifolia-matorral espinoso	-0.183
Selva espinosa	0.249
Selva mediana	0

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

#### 4.6. Evaluación del riesgo de las especies

La riqueza total registrada en el trabajo de Pérez-García *et al.* (2001) es de 740 especies; sin embargo, la inclusión posterior de nuevas colectas en la base de datos elevó el número a 769 especies. Ninguna especie se encontró en todos los tipos de vegetación, pero el número de especies se incrementó conforme el hábitat contenía un menor número de tipos de vegetación. La mayoría (658; 85.1%) de las

especies sólo han sido recolectadas en uno o dos tipos de vegetación, lo que indica que las especies muestran, por un lado, una fuerte selectividad por el tipo de hábitat y, por el otro, un área de distribución restringida.

#### 4.6.1. Distribución de las especies por conjuntos de vegetación

Las especies exclusivas de un solo tipo de vegetación (categoría identificada) fueron 488, equivalente al 63% de toda la flora. La categoría con mayor número de especies exclusivas fue la selva baja caducifolia-matorral espinoso, ya que para ella se registraron 201 especies (42% de las 488 exclusivas). En contraste, para la vegetación acuática se han reportado cinco especies, todas con distribución restringida (1%). La selva mediana y las sabanas poseen también altos números de especies exclusivas (90 y 117, equivalentes a 20% 26%, respectivamente). Los porcentajes de especies exclusivas para las distintas comunidades fueron muy variables: 100% en la vegetación acuática, 66% en la sabana, 38% en la selva baja caducifolia, 37% en el matorral xerófilo y 34% en la selva mediana. La Figura 4 muestra la distribución de las especies en los diferentes conjuntos de vegetación.

Todas las especies que están presentes en el matorral espinoso se agruparon junto con las categorías que incluían a la selva baja caducifolia, usando la notación SBC.ME. Las categorías que incluyeron al bosque de galería fueron retiradas de la evaluación por la carencia de información.

Casi la tercer parte de las especies (216; 28%) se encuentran en dos categorías de vegetación. El grupo más numeroso es el que está presente tanto en la selva baja caducifolia (SBC) como en la selva mediana (SM), con 103 (13% del total de especies). Otro grupo que contiene un número considerable de especies (25; 3%) es el que está presente en la selva baja caducifolia y el matorral xerófilo (SBC.ME-MX). Las combinaciones de categorías de vegetación más pobremente representadas fueron la de sabana-selva mediana (SAB-SM) y de matorral xerófilo-selva mediana (MX-SM), ya ambas tuvieron sólo una especie.

Las 64 especies que han sido encontradas en tres o más tipos de vegetación representan el 8.32% del total. Entre las combinaciones de tres tipos de vegetación, la que contiene más especies (25) es la conformada por la selva baja caducifolia, la selva mediana y el bosque de galería (SBC.ME-SM-BG). Por su parte una de las categorías con menor riqueza (una especie) fue SAB-MX-VS.

Doce especies (1.5% del total) se distribuyen en cuatro tipos de vegetación. De éstas, la categoría más abundante fue SAB-SBC.ME-MX-SM, con tres especies. Las categorías restantes incluyeron sólo una o dos especies. Aunque en la base de

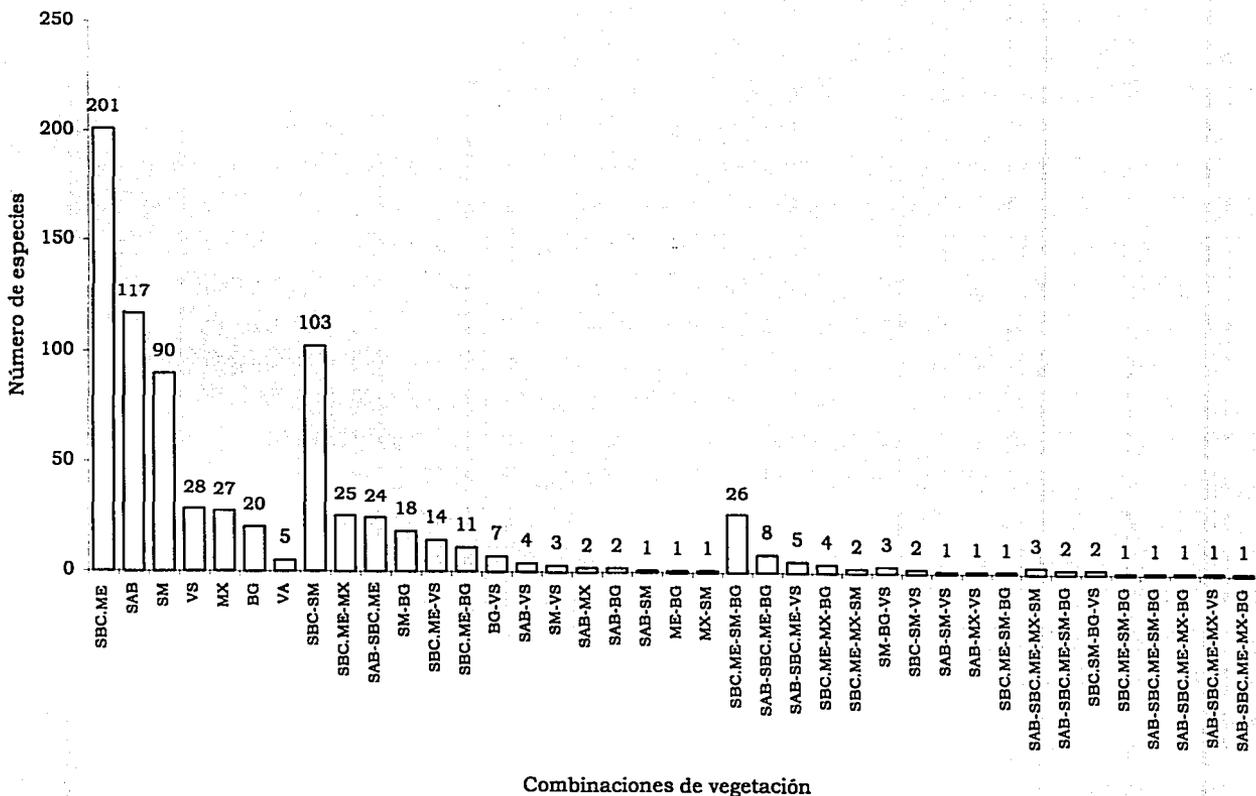


Figura 4. Distribución de las especies encontradas en Nizanda, por combinaciones de vegetación.



Tabla 7. Distribución de las especies de la flora de Nizanda en combinaciones de tipos de vegetación y número de especies que contiene cada una, ordenadas en forma descendente.

Categoría por número de tipos de vegetación	Grupos formados	Número de especies
1 tipo de vegetación	<b>SBC.ME</b>	<b>201</b>
	SAB	117
	SM	90
	VS	28
	MX	27
	BG	20
	VA	5
	2 tipos de vegetación	<b>SBC.ME-SM</b>
SBC.ME-MX		25
SBC.ME-SAB		24
SM-BG		18
SBC.ME-VS		14
SBC.ME-BG		11
BG-VS		7
SAB-VS		4
SM-VS		3
SAB-MX		2
SAB-BG		2
SAB-SM		1
ME-BG		1
MX-SM		1
3 tipos de vegetación		<b>SBC.ME-SM-BG</b>
	SAB-SBC.ME-BG	8
	SAB-SBC.ME-VS	5
	SBC.ME-MX-BG	4
	SBC.ME-MX-SM	2
	SM-BG-VS	3
	SBC.ME-SM-VS	2
	SAB-SM-VS	1
	SAB-MX-VS	1
	ME-SM-BG	1
	4 tipos de vegetación	<b>SAB-SBC.ME-MX-SM</b>
SAB-SBC.ME-SM-BG		2
SBC.ME-SM-BG-VS		2
SBC.ME-SM-BG		1
SAB-ME-SM-BG		1
SAB-SBC.ME-MX-BG		1
SAB-SBC.ME-MX-VS		1
SAB-SBC.ME-MX-BG		1
<b>Total</b>	<b>769</b>	

En negritas se muestran los conjuntos con mayor número de especies por categoría.

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

datos algunas especies aparecen en cinco tipos de vegetación (e.g. *Plumeria rubra*), este patrón no se encontró aquí por la definición de las categorías, en particular por la agrupación de la SBC con el ME. Los datos de los grupos formados y el número de especies que contienen aparecen en la Tabla 7.

Ninguna especie se distribuye en todos los tipos de vegetación (8) reportados por Pérez-García *et al.* (2001). De hecho, de las 255 combinaciones posibles, sólo fueron encontradas 59 para las especies de Nizanda.

#### 4.6.2 Cambio en las proporciones de las coberturas

##### 4.6.2.1 Cálculo a partir de modelos de mapas

La iteración de la matriz de cambio usando los dos diferentes vectores (de 1996 y de 2000) muestra los diferentes comportamientos para las proporciones de las coberturas en el tiempo (Tabla 8). En la Figura 5 se observa gráficamente el cambio en las proporciones de las categorías de vegetación natural y alterada encontradas en la zona de estudio. Llama la atención que los acahuales (ACA) muestran una tendencia a tener cada vez menor extensión en la zona de estudio. El mismo comportamiento lo presentan los cultivos y los desmontes.

Tabla 8. Cambios porcentuales de los tipos de cobertura en Nizanda, sin modificar la permanencia de SBC.ME y usando dos vectores (1996 y 2000).

Categoría	Porcentaje respecto del total que ocupa a diferentes proyecciones							
	1996	5 años	50 años	500 años	2000	4 años	40 años	400 años
ACA	1.9	1.8	1.2	1.2	9.9	6.2	1.2	1.1
CUL	14.0	13.8	12.5	10.1	13.1	13.7	12.8	9.4
DES	1.2	0.8	0.2	0.2	5.8	3.6	0.2	0.2
MX	0.4	0.4	0.4	0.4	0.8	0.8	0.8	0.8
POB	0.7	0.7	0.9	1.3	1.4	1.4	1.5	1.2
SAB	11.0	11.0	10.9	9.2	8.3	8.9	9.6	8.3
SBC.ME	62.6	63.2	66.2	73.0	45.9	50.7	59.7	67.2
SE	5.0	4.9	4.4	1.4	4.1	4.1	3.7	1.2
SM	3.3	3.3	3.3	3.3	10.6	10.6	10.6	10.6

Las proporciones del matorral xerófilo y la selva mediana no varían con el tiempo ni con el vector utilizado (1996 ó 2000). La proporción que ocupaba el matorral xerófilo, de acuerdo a la delimitación hecha con las fotografías aéreas era del 0.3% del área total, mientras que con la imagen de satélite la proporción era del 0.008%. Por su parte, la selva mediana ocupaba en los mapas generados a

partir de las fotografías aéreas el 3.3% del total en 1996 mientras que, según la imagen de satélite, el área correspondía al 10.6%. Estas discrepancias podrían deberse a que con el uso del NDVI en las imágenes de satélite se pudo diferenciar a la vegetación de zonas más húmedas (con actividad fotosintética más intensa). En este grupo se incluye, además de la selva mediana subcaducifolia y subperennifolia, al bosque de galería. Con las fotografías aéreas sólo fue posible distinguir a la selva mediana subperennifolia.

De acuerdo con las dos proyecciones, la selva baja muestra una tendencia de aumento. En contraparte, la sabana muestra distintos comportamientos en los cambios temporales de sus proporciones, ya que algunas veces su área se incrementa (iteraciones 1 con el vector 1996, y 1 y 10 con el vector de 2000) y otras disminuye (iteraciones 10 y 100 de 1996 e iteraciones 100 y 1000 de 2000). La selva espinosa es el tipo de vegetación con cambios más drásticos en sus proporciones. Al iniciar el análisis ocupaba cerca del 4% en los dos vectores y después de hacer las iteraciones, disminuyó hasta 1%.

#### 4.6.2.2 *Modificación de la permanencia en SBC.ME*

La modificación de la permanencia en la categoría SBC.ME produjo varios cambios en el comportamiento de las proporciones a través del tiempo (Tabla 9). Cuando la modificación en este tipo de vegetación fue relativamente pequeña (pérdida del 10% de la cobertura original) al final de la proyección, aproximadamente el 33% de la vegetación permanecía como tal. Con modificaciones más drásticas (25%, 50% ó 75% de pérdida), el porcentaje final que ocuparía esta comunidad después de 500 años sería del 18, 10 y 7%, respectivamente.

Por su parte, la categoría DES mostró en todos los modelos una tendencia inicial de aumento en el porcentaje de su cobertura, para después disminuirlo. Por ejemplo, en el primer escenario (permanencia de la SBC.ME del 90%) pasó del 7% al comenzar la evaluación, a 10% luego de 5 años, después a 11% al cabo de 50 años, ocupando casi 9% del total del área al final de la evaluación. Los acahuales y cultivos tienen el mismo comportamiento. Para los primeros, el escenario de pérdida de 10% los hace pasar de casi 2% a 5% al final de la evaluación. Los poblados y las sabanas tendieron a aumentar ligeramente la extensión de su cobertura en todos los modelos. Para el primer escenario, los poblados pasaron de 0.68 a 1.98%. Las sabanas hipotéticamente aumentarían su área (de 11 a 29%). Por su parte, el matorral xerófilo y la selva mediana ocuparon el mismo porcentaje en todos los escenarios.

Tabla 9. Cambio en los porcentajes que ocupa cada cobertura cuando se modifica la extensión original (to= proporción en 1996) de la categoría SBC.ME.

Cobertura	Porcentaje al $t_0$	Proyección a 5 años	Proyección a 50 años	Proyección a 500 años
<i>Pérdida del 10%</i>				
ACA	1.91	3.75	7.03	5.49
CUL	13.99	13.85	15.68	15.61
DES	7.30	10.12	11.38	8.73
MX	0.39	0.39	0.39	0.39
POB	0.68	0.71	0.99	1.98
SAB	11.02	11.06	14.04	29.57
SBC.ME	56.43	51.90	42.81	33.57
SE	5.00	4.93	4.40	1.39
SM	3.28	3.28	3.28	3.28
<i>Pérdida del 25%</i>				
ACA	1.91	6.69	10.73	7.00
CUL	13.99	13.87	18.36	17.49
DES	16.48	21.86	18.16	11.74
MX	0.39	0.39	0.39	0.39
POB	0.68	0.71	1.03	2.26
SAB	11.02	11.08	16.74	38.29
SBC.ME	47.25	37.18	26.90	18.16
SE	5.00	4.93	4.40	1.39
SM	3.28	3.28	3.28	3.28
<i>Pérdida del 50%</i>				
ACA	1.91	11.58	13.01	7.74
CUL	13.99	13.90	20.46	18.37
DES	31.79	35.38	22.21	13.23
MX	0.39	0.39	0.39	0.39
POB	0.68	0.71	1.07	2.40
SAB	11.02	11.13	18.94	42.96
SBC.ME	31.94	18.69	16.23	10.25
SE	5.00	4.93	4.40	1.39
SM	3.28	3.28	3.28	3.28
<i>Pérdida del 75%</i>				
ACA	1.91	16.48	13.94	8.03
CUL	13.99	13.93	21.48	18.70
DES	47.09	41.33	23.83	13.80
MX	0.39	0.39	0.39	0.39
POB	0.68	0.71	1.10	2.45
SAB	11.02	11.17	20.03	44.83
SBC.ME	16.64	7.77	11.55	7.13
SE	5.00	4.93	4.40	1.39
SM	3.28	3.28	3.28	3.28

ESTADO CON  
FALLA DE ORIGEN

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

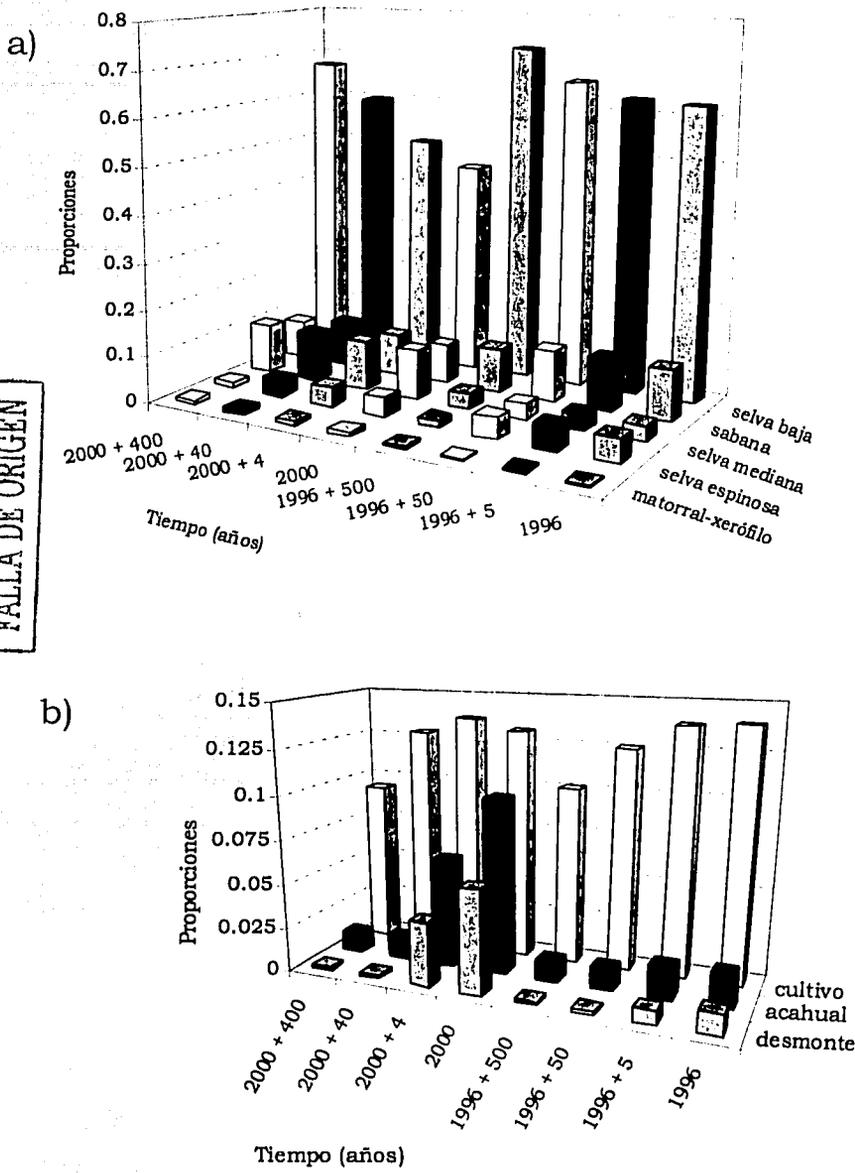


Figura 5. Cambio de proporción a través del tiempo en las categorías de vegetación encontradas en Nizanda, (a) vegetación natural y (b) vegetación alterada.

#### 4.7 Cálculo de los valores de riesgo

##### 4.7.1 Pérdida en el número de especies cuando se modifica el área

Con las curvas de acumulación de especies (Figura 6) para cada tipo de vegetación (SBC.ME, MX, SM y SAB) se hicieron simulaciones para estimar la riqueza específica de los sitios. El indicador de Chao 1 arrojó para el MX una riqueza de 48 especies, para la SM de 308, 525 para la SBC.ME y 150 para la SAB. El estimador Jack 1 señaló una riqueza de 48 especies para el MX, 159 para SAB, 514 para SBC y 296 para la SM.

De acuerdo con los escenarios propuestos, la reducción de la vegetación original produce una pérdida de especies. El número de especies que se mantuvo en cada tipo de vegetación al modificar la superficie original se muestra en la Tabla 10. La reducción de un 25% de vegetación original implicó la pérdida de tres especies para el matorral xerófilo, 12 para la sabana y la selva mediana, y 23 para la SBC.ME. Cuando el área se modifica en un 50%, los números finales de especies son 20 en el matorral xerófilo, 89 en la sabana, 78 en la SBC.ME y 61 en la selva mediana. Una reducción del 75% representaría la pérdida de 12 especies del matorral xerófilo, 49 de la sabana, 86 del complejo SBC.ME y 46 de la selva mediana. Cuando sólo se conserva el 10% de la SBC-ME, la pérdida de especies es aún más crítica, pues de las 27 especies originales del MX sólo se conservarían 10. La SAB experimentaría una pérdida de 69 especies, la SBC-ME perdería 116 especies y la selva mediana 62.

##### 4.7.2 Riesgo calculado sin ponderar el tamaño de la vegetación

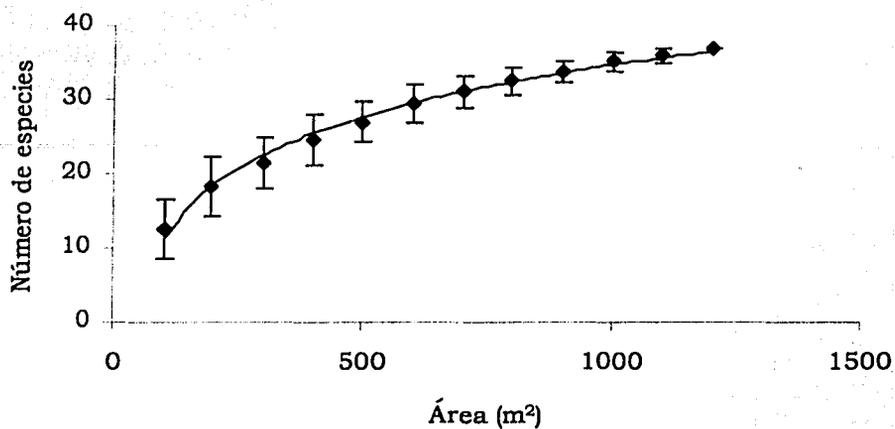
Los valores de riesgo estimados para cada grupo de distribución de especies se muestran en la Tabla 11. En general, las estimaciones basadas en el vector de 1996 señalan que entre las categorías con un solo tipo de vegetación, la que incluye a la selva espinosa tiene el riesgo más alto riesgo, independientemente del vector con el que se modele (vector de 1996, -0.126, -0.119, -0.719; vector de 2000, -0.012, -0.119, -0.718, para 1, 10 y 100 iteraciones, respectivamente).

Aunque no se tienen datos de colectas en este tipo de vegetación, se sabe que *Pereskia lychnidiflora* DC. es una de las especies que ha sido recolectada en esta comunidad y que en la actualidad es un elemento extremadamente escaso en la flora de Nizanda (J. Meave com. pers.).

Por el contrario, las categorías de vegetación que menos cambios presentan y por lo tanto las que tienen menores valores de riesgo relativo en la zona de estudio corresponden al matorral xerófilo y a la selva mediana. De esta manera, las

TIPOS CON  
FALLA DE ORIGEN

a)



b)

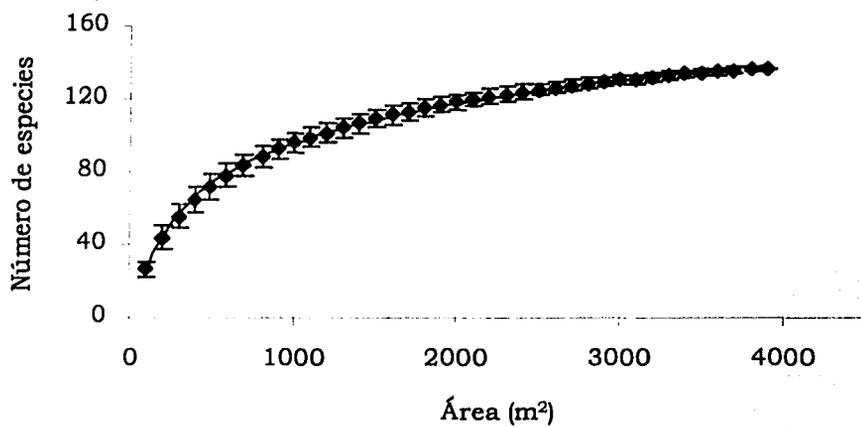


Figura 6. Curvas de acumulación de especies para distintos tipos de vegetación en Nizanda. (a) Matorral xerófilo, (b) sabana, (c) selva baja caducifolia y (d) selva mediana.

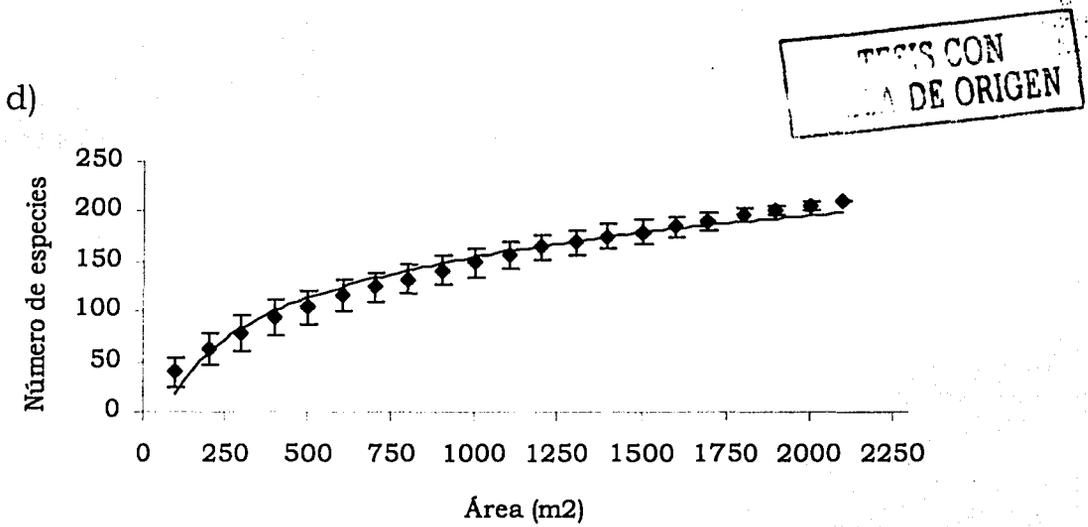
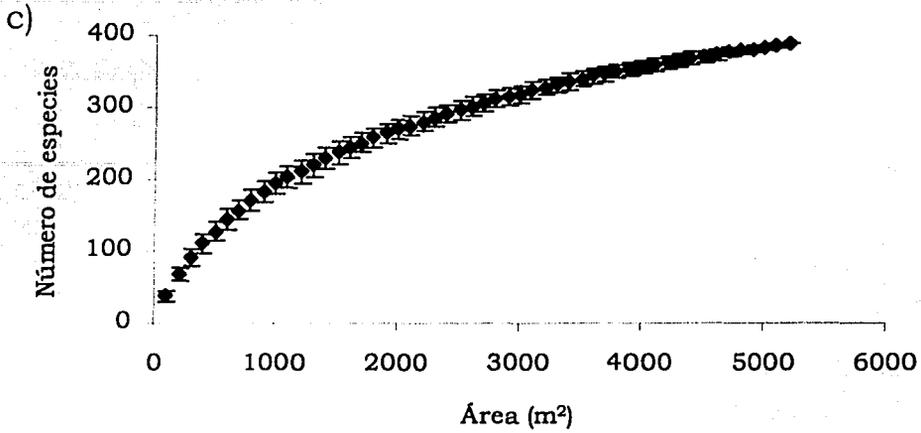


Figura 6 (continuación).

Tabla 10. Cambio en el número de especies cuando la superficie de la vegetación se reduce. Se indica el porcentaje de la vegetación que se pierde de acuerdo con cada modelo.

Proporción del área perdida (y número total de especies) por tipo de vegetación	Área (ha)	Especies perdidas	
		%	Número
MX (27)			
0 %	41.90	0	0
25%	31.43	11	3
50%	20.95	26	7
75%	10.48	45	12
90%	4.19	63	17
SAB (117)			
0 %	1174.73	0	0
25%	881.04	10	12
50%	587.36	24	28
75%	293.68	42	49
90%	117.47	59	69
SBC.ME.(165)			
0 %	6666.77	0	0
25%	5000.076	14	23
50%	3333.38	31	51
75%	1666.69	52	86
90%	666.68	70	116
SM (88)			
0 %	349.78	0	0
25%	262.33	14	12
50%	174.89	31	27
75%	87.44	52	46
90%	34.98	70	62

especies cuya distribución abarca estas comunidades enfrentan riesgos bajos de extinción asociados a pequeñas pérdidas de hábitat. *Ipomoea robinsonii* House (Convolvulaceae) y *Echeveria acutifolia* Lindl. (Crassulaceae) son dos de las especies que han sido colectadas en el matorral xerófilo y *Licania arborea* Seem. (Chrysobalanaceae), *Manilkara zapota* (L.) P. Royen (Sapotaceae) y *Guettarda macrosperma* Donn. Sm. (Rubiaceae) son ejemplos de especies que se han reportado sólo en la selva mediana.

Tabla 11. Riesgo relativo (modelo de proporciones) evaluado para las categorías de vegetación a través del tiempo. Los números negativos representan un nivel de riesgo, en tanto que los positivos, al ser indicadores de que la vegetación aumentó, no señalan riesgo.

Categorías de vegetación	Tiempo de proyección					
	Usando vector de 1996			Usando vector de 2000		
	5 años	50 años	500 años	4 años	40 años	400 años
SM-VS	-0.0224	-0.1397	-0.1457	-0.1803	-0.4266	-0.4325
SE	-0.0127	-0.1199	-0.7193	-0.0127	-0.1199	-0.7189
SAB-VS	-0.0073	-0.0648	-0.1970	-0.1711	-0.4101	-0.4825
SAB-MX-VS	-0.0071	-0.0629	-0.1912	-0.1635	-0.3920	-0.4612
MX	0.0000	0.0000	-0.0001	0.0000	0.0000	-0.0001
SM	0.0000	0.0000	-0.0001	0.0000	0.0000	-0.0001
MX-SM	0.0000	0.0000	-0.0001	0.0000	-0.0001	-0.0009
SAB-MX	0.0019	-0.0099	-0.1570	0.0641	0.1410	0.0088
SAB	0.0019	-0.0103	-0.1626	0.0706	0.1554	0.0097
SAB-SM	0.0068	0.0285	0.0856	0.0310	0.0681	0.0037
SAB-SBC.ME-MX-VS	0.0076	0.0376	0.1037	0.0262	0.0984	0.1941
SAB-SBC.ME VS	0.0076	0.0378	0.1042	0.0265	0.0997	0.1966
SBC-VS	0.0086	0.0460	0.1498	0.0200	0.0914	0.2243
SAB-SBC.ME-MX-SM	0.0090	0.0463	0.1116	0.0823	0.2308	0.3271
SAB-SBC.ME-SM	0.0090	0.0466	0.1122	0.0834	0.2338	0.3313
SAB-SBC.ME-MX	0.0093	0.0484	0.1166	0.0982	0.2752	0.3902
SAB-SBC.ME	0.0094	0.0486	0.1172	0.0997	0.2795	0.3963
SBC.ME-MX-SM	0.0101	0.0558	0.1573	0.0840	0.2417	0.3729
SBC.ME-SM	0.0102	0.0561	0.1582	0.0853	0.2453	0.3784
SBC.ME-VS	0.0102	0.0561	0.1582	0.0200	0.0914	0.2243
SBC.ME-MX	0.0106	0.0587	0.1655	0.1030	0.1753	0.1243
SBC.ME	0.0107	0.0590	0.1665	0.1049	0.3019	0.4659

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

† La posición de riesgo relativo de las categorías se calculó con el vector de 1996 y la proyección a 50 años.

El comportamiento temporal de la sabana difirió entre las dos proyecciones. En el primer caso (modelo con el vector de 1996), se muestran valores negativos en el riesgo; de acuerdo con el primer modelo esta vegetación mostró una ligera pérdida de área (0.0019, -0.0102, -0.162), mientras que con el segundo modelo al principio se presentó un incremento en el área pero después ésta decreció (0.0706, 0.155, 0.009). En esta categoría se encuentran especies como *Stachytarphaeta albiflora* DC. (Verbenaceae), *Urochloa mollis* (Sw) Morrone et Zuloaga (Poaceae) y *Polygala paniculata* L. (Polygalaceae).

Los niveles de riesgo estimados para la categoría de la selva baja fueron siempre positivos (0.01, 0.059, 0.166 para la primera proyección y 0.104, 0.301, 0.465 para la segunda). Es decir, las especies cuya área de distribución se

restringe a esta categoría no muestran un riesgo de desaparecer de la zona en el periodo de tiempo valuado (1991-2000). Como ejemplos de las numerosas especies que se encuentran en este grupo podemos citar a *Verbesina abscondita* Klatt (Asteraceae) y *Pseudobombax ellipticum* (Kunth) Dugand (Bombacaceae).

Las especies que se distribuyen en más de un tipo de vegetación presentan comportamientos distintos en los valores de riesgo calculado. Dentro del grupo que forman las especies que se han colectado en dos tipos de vegetación, las que tienen valores de riesgo más altos son las que se presentan en los grupos selva mediana-vegetación secundaria (SM-VS) y sabana-vegetación secundaria (SAB-VS), con valores de riesgo siempre negativos. *Turbina corymbosa* (L.) Raf. (Convolvulaceae), *Jatropha gossypifolia* L (Euphorbiaceae) y *Lygodium venustum* Sw (Schizaeaceae) y *Gomphrena globosa* L. (Amaranthaceae) son ejemplos del grupo SM-VS.

En contraste, otros grupo de especies, por ejemplo, las que se encuentran en las combinaciones SAB-SBC.ME, SBC.ME-MX y SBC.ME.VS muestran siempre valores positivos, lo que implica que el área está aumentando. Algunas plantas que presentan estas distribuciones son: *Asclepias oenotheroides* Cham. et Schltld. (Asclepiadaceae), *Turnera diffusa* Willd. ex Schult (Turneraceae) y *Espejoa mexicana* DC. (Asteraceae).

Entre los conjuntos de especies incluidas en los grupos SBC.ME-SM y SAB-MX, algunas están en riesgo y otras no, es decir, los valores calculados para ellas algunas veces fueron positivos y otras negativos. Ejemplos de esta situación son: *Apoplanesia paniculata* C. Presl. (Fabaceae), *Milla oaxacana* Ravenna (Alliaceae), *Randia aculeata* L. (Rubiaceae) y *Zephyranthes nelsonii* Greenm. (Amaryllidaceae).

De las especies que se distribuyen en tres tipos de vegetación sólo las que se encuentran en la categoría SAB-MX-VS muestran valores de riesgo negativos. El resto de las categorías (SBC.ME-MX-SM, SAB-SBC.ME-VS, SAB-SBC.ME-SM, SBC.ME-MX, SBC.ME-SM-VX) presentan valores positivos, lo que indica que el hábitat para estas especies está aumentando. Ejemplos de especies en esta situación son *Arrabidaea patellifera* (Schltld.) Sandw. (Bignoniaceae) en SAB-SBC.ME-VS, y *Pisonia aculeata* L. (Nyctaginaceae) y *Adenophyllum aurantium* (L.) Strother (Asteraceae) en el grupo de especies del grupo SBC.ME-SM-VS.

Por otra parte, las especies que se encuentran en cuatro tipos de vegetación (*Aeschynomene compacta* Rose [Fabaceae] por ejemplo), no se encuentran en riesgo, pues todos los valores calculados son positivos. El mismo comportamiento lo presentan las especies que han sido colectadas en cinco tipos de vegetación (*Amphipterygium adstringens* (Schltld.) Standl. (Julianaceae), por ejemplo) ya que con ningún modelo tuvieron valores de riesgo negativos.

#### 4.7.3 Riesgo de las especies según el modelo de proporción y cambio

Esta evaluación se realizó para examinar el comportamiento del valor de riesgo si se consideraban simultáneamente las dos variables mencionadas. En la Tabla 12 se muestran los valores de riesgo. Los valores de riesgo relativo calculados para las categorías que incluyen sólo un tipo de vegetación indican que las especies que se encuentran en la categoría SBC.ME, presentan el menor riesgo. Las especies que se distribuyen en el matorral xerófilo presentan el riesgo más alto a desaparecer de la zona de estudio. Las especies de SM tienen un riesgo mayor que las que se encuentran en la selva baja caducifolia-matorral espinoso, pero menor a las de matorral xerófilo.

Cuando las especies se distribuyen en el matorral xerófilo y otro tipo de vegetación el nivel de riesgo disminuye. Por ejemplo, las especies que comparten su área de distribución en la sabana-matorral xerófilo muestran menores valores (1.57) que las especies que sólo se distribuyen en una u otra categoría (9.07 para SAB y 254 para MX).

En general, al aumentar el tamaño del hábitat disminuye el riesgo de las especies que se encuentran en él. En todos los escenarios *Amphipterygium adstringens*, especie que pertenece a la categoría SAB-SBC.ME-MX-SM, presentó el menor riesgo de desaparición de la zona. Otro grupo de especies con bajos niveles de riesgo fue el de las distribuidas en SBC.ME-SM-VS (e.g. *Pisonia aculeata* L., Nyctaginaceae).

En la Tabla 13 se muestra una comparación del nivel de riesgo estimado con los dos métodos propuestos. Con el método de proporción y cambio la clasificación del riesgo relativa permanece estable a través del tiempo, de esta manera, las especies que se encuentran en cierta categoría de vegetación tienen el mismo riesgo de extinción siempre. Por su parte, con el método de proporciones, la posición que ocupan es distinta, varía según el vector utilizado para la evaluación, y también fluctúa a través del tiempo.

#### 4.7.4 Análisis del riesgo por familias de plantas

En la zona de estudio se han recolectado 773 especies pertenecientes a 115 familias. El número de familias monoespecíficas, es decir, que contienen sólo una especie en la región, es muy alto (42), por ejemplo Aristolochiaceae, representada únicamente por *Aristolochia anguicida* Jacq. y Papaveraceae, cuyo único representante es *Argemone mexicana* L.

Tabla 12. Riesgo relativo calculado (modelo de proporción y cambio) para las especies que comparten hábitat. Se muestran las categorías de vegetación y los valores de riesgo relativo en cada proyección.

Categorías de vegetación	1996	Proyección a 5 años	Proyección a 50 años	Proyección a 500 años
MX	254.34	254.34	254.35	254.37
SM	30.47	30.47	30.47	30.47
SBC.ME-SM	27.21	27.21	27.21	27.21
SE	20.06	20.32	22.79	71.14
SAB	9.07	9.05	8.60	8.93
SAB-SBC.ME	8.76	8.74	8.31	8.63
SAB-SM	7.69	7.75	7.56	7.82
MX-SM	6.99	6.98	6.70	6.91
SBC.ME-MX	6.99	6.98	6.70	6.91
SBC.ME	1.60	1.58	1.07	1.03
SAB-MX	1.59	1.57	1.06	1.02
SBC.ME-VS	1.59	1.57	1.06	1.02
SAB-SBC.ME-SM	1.59	1.57	1.06	1.02
SBC.ME-VS	1.59	1.57	1.06	1.02
SM-VS	1.55	1.53	1.05	1.01
SAB-MX-VS	1.55	1.53	1.05	1.01
SAB-VS	1.52	1.50	1.03	0.99
SBC.ME-SM	1.52	1.50	1.03	0.99
SBC.ME-MX-SM	1.52	1.50	1.03	0.99
SAB-SBC.ME-MX-VS	1.52	1.50	1.03	0.99
SAB-SBC.ME-MX	0.88	0.88	0.88	0.88
SAB-SBC.ME-SM	0.86	0.86	0.86	0.86
SAB-SBC.ME-VS	0.60	0.60	0.51	0.50
SAB-SBC.ME-MX-SM	0.57	0.56	0.48	0.47

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

#### 4.7.4.1 Familias con mayor riqueza de especies

Las familias con más especies en la zona son Fabaceae, Poaceae y Asteraceae, con 59, 54 y 44 especies, respectivamente (157 en total, 20.31% de todas). Por ser las familias más comunes se les seleccionó para analizar el riesgo a un nivel más fino. Las especies de estas familias que tienen distribuciones restringidas a un tipo de vegetación son 27 para Asteraceae, 44 para Fabaceae y 38 para Poaceae.

Las especies con distribución restringida de las familias Fabaceae y Poaceae se encuentran con más frecuencia en la sabana. En contraste, existe un mayor número de especies exclusivas de la familia Asteraceae en el complejo selva baja caducifolia-matorral espinoso.

Tabla 13. Comparación de la clasificación relativa del nivel de riesgo calculado a partir de los diferentes métodos empleados.

Categorías de vegetación	Modelo de proporción y cambio	Modelo de proporciones					
		Vector 1996			Vector 2000		
		5 años	50 años	500 años	4 años	40 años	40 años
MX	1	5	7	7	6	7	6
SM	2	6	8	8	7	8	7
SBC.ME-SM	3	20	20	20	20	21	21
SE	4	2	2	1	5	4	1
SAB	5	8	5	4	15	15	11
SAB-SBC.ME	6	18	18	17	22	23	23
SAB-SM	7	10	10	10	13	9	8
MX-SM	8	7	9	9	8	6	5
SBC.ME-MX	9	23	23	23	23	16	12
SBC.ME	10	24	24	24	24	24	24
SAB-MX	11	9	6	5	14	14	10
SBC.ME-VS	12	13	13	18	9	10	15
SBC.ME-VS	14	21	21	21	10	11	16
SAB-SBC.ME-SM	13	14	15	14	17	18	18
SAB-MX-VS	16	4	4	3	3	3	3
SM-VS	15	1	1	6	1	1	4
SAB-VS	17	3	3	2	2	2	2
SBC.ME-SM	18	22	22	22	4	5	9
SAB-SBC.ME-MX-VS	20	11	11	11	11	12	13
SBC.ME-MX-SM	19	19	19	19	19	20	20
SAB-SBC.ME-MX	21	17	17	16	21	22	22
SAB-SBC.ME-SM	22	15	16	15	18	19	19
SAB-SBC.ME-VS	23	12	12	12	12	13	14
SAB-SBC.ME-MX-SM	24	16	14	13	16	17	17

FALTA DE OPERAR  
 TESIS CON

Sólo existen una especie de Asteraceae y una de Fabaceae que se distribuyen exclusivamente en la vegetación secundaria. La familia Poaceae, por su parte, posee nueve especies que sólo han sido colectadas en este tipo de vegetación (*Panicum tuerckheimii* Hack., *Cenchrus pilosus* Kunt, *Tragus berteronianus* Schult., *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd., *Eragrostis ciliaris* (L.) R.Br. var. *ciliaris*, *Eragrostis hondurensis* R.W. Pohl, *Sorghum halepense* (L.) Pers., *Sporobolus pyramidatus* (Lamb.) A. Hitchc. y *Urochloa fasciculata* (Sw.) R.D. Webster.

Para las familias Asteraceae y Fabaceae existe un número importante de especies (11 y 15, respectivamente) distribuidas únicamente en SBC.ME. Este comportamiento no se encontró en las especies de la familia Poaceae, que sólo tiene dos especies reportadas para este tipo de vegetación.

Muy pocas especies de estas familias han sido colectadas en el bosque de galería: dos Asteraceae (*Baccharis salicifolia* (Ruiz et Pav.) Pers. y *Milleria quinqueflora* L.), una Fabaceae (*Sesbania emerus* (Aubl.) Urb.) y una Poaceae (*Urochloa maxima* (Jacq.) Webster). Sólo han sido recolectadas dos especies de Asteraceae en el matorral xerófilo (*Pittocaulon velatum* (Greenm.) H. Rob. et Brettell var. *tzimolensis* (T.M. Barkley) B.L. Clark y *Porophyllum macrocephalum* DC.), pero ninguna de las familias Poaceae o Fabaceae.

La sabana presenta un número alto de especies exclusivas para las tres familias (10 Asteraceae, 24 Fabaceae y 24 Poaceae). De acuerdo con el riesgo calculado sin ponderar el tamaño del hábitat, para estas especies se encontró que inicialmente se presenta un ligero aumento en la proporción de su hábitat, pero que después éste decrece, lo que sugiere que a largo plazo estas especies podrían estar en riesgo de desaparecer. De acuerdo con el modelo que incluye el tamaño del hábitat, el riesgo estimado para estas especies disminuye ligeramente pero después también se incrementa.

Por su parte, el complejo SBC.ME presenta una abundancia de especies exclusivas de Asteraceae y Fabaceae, pero no de Poaceae. No obstante, todas las especies de este grupo presentan una ganancia de hábitat, y de acuerdo con la primera propuesta (Tabla 11), no están en riesgo de desaparecer. La segunda aproximación (Tabla 12) indica que las especies de este grupo tienen un riesgo cada vez menor a desaparecer.

Las especies que sólo se encuentran en la selva mediana (*Vernonanthura oaxacana* (Sch. Bip. ex Klatt) H. Rob. [Asteraceae], *Canavalia brasiliensis* Mart. ex Benth. [Fabaceae] y *Guadua amplexifolia* J. Presl [Poaceae], *Olyra latifolia* L. [Poaceae]) o en el matorral xerófilo (*Pittocaulon velatum* (Greenm.) H. Rob. et Brettell var. *tzimolensis* (T.M. Barkley) B.L. Clark y *Porophyllum macrocephalum* D.C. [Asteraceae]) muestran muy bajo riesgo a desaparecer de la zona de estudio (Tabla 11), de acuerdo al primer modelo. Hay cuatro especies de estas familias que sólo han sido recolectadas en el bosque de galería (*Urochloa maxima* (Poaceae), *Sesbania emerus* (Aubl.) Urb. (Fabaceae), *Baccharis salicifolia* (Ruiz et Pav.) Pers. y *Milleria quinqueflora* L. [Asteraceae]), cuyos riesgos no fueron evaluados. No obstante, por encontrarse en una comunidad fuertemente impactada por las actividades humanas es necesario reconocer para ellas un alto nivel de riesgo. De acuerdo con la valoración hecha con la segunda propuesta, las especies de la SM y las del MX tienen valores de riesgo muy distintos (30.47 para las primeras y 254.47 para las segundas) por encontrarse en comunidades que difieren fuertemente en superficie.

Las especies de estas tres familias que crecen en dos o más tipos de vegetación presentan valores de riesgo combinados. Por ejemplo, cinco de las especies de Fabaceae y cinco de Asteraceae se presentan tanto en el complejo SBC.ME como en la selva mediana (Tabla 14), y ambas tienen un comportamiento similar. Es decir, de acuerdo con la proyección basada en el vector de 1996, el tamaño de su hábitat puede aumentar (0.0101805, 0.0560883, 0.1582034, 0.1936980), pero si se considera el vector de 2000, se presentaría un ligero decremento inicial, pero después se recuperaría (-0.1567526, -0.0664275, 0.0086188, 0.0287455). Con el otro modelo, las especies presentan un riesgo relativo cada vez menor a través del tiempo (1.52, 1.5.1.03 y .99).

Tabla 14. Especies de las familias Asteraceae y Fabaceae que se han recolectado tanto en la selva baja caducifolia-matorral espinoso como en la selva mediana.

Familia	Especie
Asteraceae	<i>Chromolaena collina</i> (DC.) R.M. King et H. Rob.
	<i>Koanophyllon solidaginoides</i> (Kunth) R.M.King et H.Rob.
	<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv. subsp. <i>microcephala</i> (Sch.Bip.) V.A.Funk
	<i>Sinclairia andrieuxii</i> (DC.) H.Rob. et Brettell
Fabaceae	<i>Apoplanesia paniculada</i> C.Presl
	<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M.Sousa
	<i>Lonchocarpus emarginatus</i> Pittier
	<i>Lonchocarpus lanceolatus</i> Benth.
	<i>Myrosporum frutescens</i> Jacq.

FALTA DE ORIGEN  
 TESIS CON

Otras especies que pueden presentar comportamientos similares de pérdida de hábitat son *Bidens squarrosa* Kunth (Asteraceae) y *Dalea carthagenensis* (Jacq.) J.F.Macbr. (Fabaceae), que se distribuyen en el complejo SBC.ME y en la sabana; el hábitat de ambas especies tiende a aumentar con las proyecciones hechas con cualquiera de los dos modelos y por lo tanto su probabilidad de desaparecer de la zona es baja. Con el segundo modelo, sin embargo, hay una ligera tendencia inicial de disminución del riesgo a través del tiempo aunque éste después incrementa (6.99, 6.98, 6.70 y 6.9).

#### 4.7.4.2 Familias monoespecíficas

Las familias monoespecíficas con mayor riesgo de desaparición son las que están reportadas para un solo tipo de vegetación (Tabla 15); éstas representan 69% (27) de las familias monoespecíficas y pertenecen mayoritariamente a la selva mediana (once especies) y a la sabana (cinco especies).

Tabla 15. Familias monoespecíficas exclusivas de un tipo de vegetación. Además de la especie se indica el tipo de vegetación donde han sido recolectadas y entre paréntesis el nivel de riesgo relativo, de acuerdo con el modelo de proporción y cambio.

Tipo de vegetación	Familia	Especie
SAB (3)	Hypoxidaceae	<i>Curculigo scorzonerifolia</i> (Lam.) Baker
	Iridaceae	<i>Alophia drummondii</i> (Graham) R.C.Foster
	Krameriaceae	<i>Krameria resoluta</i> O.Berg
	Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i> L.
	Zamiaceae	<i>Zamia loddigesii</i> Miq. var. <i>spartea</i> (A.DC.) Schuster
SBC.ME (4)	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia anguicida</i> Jacq.
	Buxaceae	<i>Buxus bartletti</i> . Standl.
	Nolinaceae	<i>Beaucarnea recurvata</i> Lem.
MX (1)	Crassulaceae	<i>Echeveria acutifolia</i> Lindl.
SM (2)	Achantocarpaceae	<i>Achatocarpus nigricans</i> Triana
	Aspleniaceae	<i>Asplenium hoffmannii</i> Hieron.
	Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i> L.
	Connaraceae	<i>Rourea glabra</i> Kunth
	Chrysobalanaceae	<i>Licania arborea</i> Seem.
	Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth var. <i>caracasana</i> (Kunth) D.N.Gibson
	Lauraceae	<i>Nectandra salicifolia</i> (Kunth) Nees
	Lomariopsidaceae	<i>Bolbitis portoricensis</i> (Spreng.) Hennisman
	Marantaceae	<i>Maranta arundinacea</i> L.
	Ochnaceae	<i>Ouratea mexicana</i> (Humb. et Bonpl.) Engelm.
BG	Papaveraceae	<i>Argemone mexicana</i> . L.
	Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.
	Smilacaceae	<i>Smilax spinosa</i> Mill.
	Basellaceae	<i>Anredera vesicaria</i> (Lam.) C.F.Gaertn.
	Lemnaceae	<i>Lemna valdiviana</i> Phil.
	Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.
	VA	Aizoaceae
Primulaceae		<i>Samolus ebracteatus</i> Kunth

ESPECIES CON  
FALTA DE ORIGEN

Las especies de estas familias que presentan más alto riesgo de acuerdo con el modelo de proporciones son las que se encuentran sólo en la sabana, las cuales presentan una tendencia de disminución de su hábitat. Las otras especies, es decir, las exclusivas de selva mediana y de matorral xerófilo, aparentemente no se encuentran

en riesgo. El mismo comportamiento lo presentan las familias cuyas especies se encuentran en el complejo SBC.ME.

Según el modelo de proporción y cambio, las especies que se encuentran en el matorral xerófilo y, por lo tanto, la familia con mayor riesgo es la Crassulaceae, representada por *Echeveria acutifolia* Lindl. Las familias monoespecíficas que tendrían también un riesgo alto son: Aspleniaceae, Achantocarpaceae, Cecropiaceae, Connaraceae, Chrysobalanaceae, Lauraceae, Lomariopsidaceae, Marantaceae, Ochnaceae, Salicaceae y Smilacaceae, es decir, aquéllas que se han reportado sólo para la selva mediana. Este grupo estaría seguido por el de las familias cuyos únicos representantes han sido recolectados sólo en la sabana (Hypoxidaceae, Iridaceae, Krameriaceae, Loganiaceae y Zamiaceae), y con menor riesgo las que se han encontrado en el complejo SBC.ME (Buxaceae, Aristolochiaceae y Nolinaceae).

## CAPÍTULO QUINTO

### DISCUSIÓN

#### 5.1 Discusión

##### 5.1.1 Evaluación del riesgo de las especies

El objetivo de este trabajo era proponer y poner en práctica un método alternativo de evaluación del riesgo relativo de extinción para grandes conjuntos de especies de plantas, usando como ejemplo a la vegetación de la región de Nizanda. Los listados nacionales e internacionales incluyen un número significativo de especies que se encuentran bajo algún nivel de riesgo (CITES o la Lista Roja de la UICN, o el catálogo de la NOM). Como se dijo en la introducción, la gran cantidad de información que debería utilizarse siempre para incluir a una especie en estas listas es muy difícil de conseguir.

Más aún, cada especie puede tener distinto grado de susceptibilidad a nivel local, que no necesariamente corresponde con el nivel general. El método propuesto en este estudio basa su efectividad en un criterio básico para lograr la conservación de las especies *in situ*, es decir la presencia del hábitat.

##### 5.1.1.1 Reducción del hábitat y disminución del número de especies

Los distintos escenarios de cambio propuestos (cambio en la superficie para cada tipo de vegetación) muestran que la reducción del número de especies, siguiendo la relación "especies-área" varía cuando se trata de un tipo de vegetación o de otro. El caso más extremo en valores absolutos lo representa el complejo SBC.ME, para el que una reducción del área de 25% representaría la pérdida de 23 especies (14% del total de sus especies). La vegetación que potencialmente perdería menos especies con una pérdida del 25% del área es el matorral xerófilo (de 27 a 24). Ninguno de estos cambios debe menospreciarse, especialmente en el caso de las especies del matorral xerófilo, para el que la pérdida de tres especies representa el 11%. Además, para este tipo de vegetación se han reportado 27 especies de distribución restringida, lo que las hace especialmente vulnerables a la pérdida de su hábitat.

Aunque la riqueza de las comunidades vegetales de la zona difiere, existen coincidencias en comportamiento si se pierden porcentajes similares de superficie. Por ejemplo, reducciones del 25% en área de la SAB y el MX conducen a la pérdida de ca. 10% de las especies. Si se analiza en términos porcentuales la pérdida de superficie y de especies, se hace evidente que estos hábitats tienen un comportamiento parecido; lo mismo sucede con la SBC-ME y la SM (ver Tabla 10).

A todas las curvas de especies-área correspondieron valores distintos de los reportados para otros tipos de vegetación tropical. Por ejemplo, estudios realizados en selva alta perennifolia reportan valores de  $z$  que oscilan entre 0.15 y 0.35 (Reid 1992). Los altos valores de  $z$  sugieren que hay un alto recambio de especies, reforzando la idea de la alta diversidad  $\beta$  en la zona (Pérez-García 2002).

#### *5.1.1.2 Cambio de superficie de la SBC.ME*

El creciente número de parches de vegetación secundaria (acahuales) en el complejo SBC.ME indica la gran alteración de esta unidad de vegetación. En general, cuanto más drástico es el cambio en la categoría, la superficie de los otros tipos de vegetación se ve mermada en diferente intensidad.

Los poblados, junto con la vegetación alterada (cultivos, acahuales y desmontes) tienden a incrementar su superficie. La dinámica del crecimiento de los poblados y cultivos podría ser estudiada con más detalle si se relacionara el cambio del tamaño de estas categorías con el tamaño poblacional. Esto permitiría entender mejor la dinámica del cambio y los factores que intervienen en él.

La selva espinosa tiende a desaparecer de la zona, al ocupar cada vez un área menor en todos los escenarios propuestos. Este tipo de vegetación requiere más atención que los otros por la velocidad a la que se transforma (Tablas 4 y 6).

#### *5.1.1.3 El método de evaluación y su aplicabilidad en la zona*

*Categorías identificadas.* La extensión de la mayoría de los tipos de vegetación primaria en la zona (complejo SBC.ME, SM, SM MX y SAB) permitió efectuar el análisis del nivel de riesgo sin mayores conflictos, aunque hubiera sido útil hacer la diferenciación entre la selva baja caducifolia y el matorral espinoso. Para el caso del bosque de galería la evaluación del riesgo de las especies no se pudo llevar a cabo, ya que hacer esto hubiera requerido agrupar a sus especies en otros conjuntos de vegetación.

El mapeo del bosque de galería no pudo ser realizado por la extensión espacial de la comunidad, ya que incluso en su parte más amplia cubre menos de 20 m a cada lado de los ríos. Es fundamental determinar la amplitud y el grado de perturbación de este tipo de vegetación a un nivel más fino, pues es la comunidad más amenazada en la zona por las actividades humanas. Sin embargo, hacer esta evaluación requeriría de fuentes de datos adecuadas (imágenes de satélite o fotografías aéreas de alta resolución espacial). Si se quisiera evaluar el riesgo de las especies que también se encuentran en otras comunidades, además del bosque de galería, se pueden usar los valores de riesgo estimados calculados para las especies que sólo se distribuyen en los otros tipos de vegetación.

Las especies del matorral espinoso si fueron agrupadas y todas fueron tratadas como si también se encontrasen en la selva baja caducifolia. La situación es distinta de la que presentan las especies del bosque de galería, pues el número de especies compartidas entre ambos tipos de vegetación es grande (36 especies, 7% de las exclusivas).

A continuación se discuten las ventajas de utilizar fotografías o imágenes de satélite, ambas utilizadas en este trabajo. El manejo de una u otra fuente de datos depende de los objetivos que se persigan. No obstante, ambas son complementarias y no excluyentes, pues proporcionan información diferente (Chuvienco 1995, Jensen 1996, China 2001).

Las fotografías aéreas pancromáticas utilizadas resultaron adecuadas para trabajar con ciertas categorías (sabana, selva mediana subperennifolia, selva baja, matorral xerófilo, selva espinosa, cultivos y acahuales), pero no con otras (matorral espinoso y bosque de galería). En ambos casos se trata de un problema de resolución. El matorral espinoso no se puede diferenciar de la selva baja por su gran similitud fisonómica (Pennington y Sarukhán 1998, Pérez-García *et al.* 2001). En el segundo caso el bosque de galería no pudo ser mapeado por tratarse de un tipo de vegetación con distribución espacial limitada y restringido por la humedad. Los expertos sugieren utilizar fotografías con alta resolución espacial ( $>1: 20,000$ ; Müller 1997). Esto no significa que las fotografías aéreas deban descartarse. En realidad, han sido utilizadas durante mucho tiempo y sólo recientemente están siendo sustituidas por las imágenes de satélite. De hecho, cuando se requiere un detalle muy fino (estudios dasonómicos, por ejemplo), se deben utilizar fotografías (Pardé y Bouchon 1994).

Las características de las imágenes de satélite permiten hacer clasificaciones finas de la cobertura. Más aún, aplicando algoritmos desarrollados en los SIG, como el NDVI (Normalized Deviation Vegetation Index), se puede detectar el tipo de vegetación con mayor una actividad fotosintética. En la zona de estudio los valores más altos de este algoritmo se pueden relacionar fácilmente con la selva mediana subperennifolia.

La imagen de satélite permitió reconocer con más detalle a la vegetación de la zona de estudio. Por ejemplo, aunque no fue posible separar al bosque de galería de la selva mediana, fue posible asociar este tipo de vegetación a las comunidades cercanas a los ríos. Con las fotografías aéreas esta comunidad era visible pero no mapeable.

Las clases de vegetación que se reconocen a partir de estas dos fuentes no son iguales. En la imagen de satélite fue posible discriminar a la selva baja

caducifolia que se asienta sobre esquistos (SBC-ME), de aquélla que se asienta sobre caliza expuestas, que contiene elementos del matorral xerófilo (SBC-MX ó SBCr *sensu* Pérez-García *et al.* 2001).

Las fotografías aéreas son de mayor utilidad en la delimitación de las sabanas, pues en la imagen de satélite presentan límites difusos. No obstante, con la imagen se pueden diferenciar las sabanas con cobertura original de las sabanas alteradas, que tienen valores de reflectancia mayores.

La imagen de satélite resultó ser eficaz para identificar a los desmontes; pues las zonas que durante varios recorridos habían sido identificadas como tales continuaron ubicándose en dicha categoría. Hubo errores de comisión (por ejemplo, cuando los poblados se clasificaban como desmontes), aunque éstos no fueron evaluados estadísticamente y fue necesario depurar las confusiones. Los poblados y los desmontes tienen a clasificarse juntos porque muchas de las casas tradicionales se hacen de barro, lo que hace que el suelo desnudo tenga el mismo valor del nivel de reflectancia que las construcciones.

A partir de las fotografías usadas, los acahuales fueron identificables y mapeables cuando tenían una extensión grande pero no si eran pequeños. El mapa de 2000 muestra que éstos tienen una distribución amplia en la zona e ilustra porqué no son mapeables cuando se utilizan sólo las fotografías aéreas.

Para seguir los cambios de los distintos tipos de vegetación se propone a futuro el uso de imágenes de satélite o de fotografías aéreas de alta resolución espacial, y se recomienda que todas las fuentes correspondan a la misma temporada (lluvias o secas) para minimizar el efecto de las diferencias fenológicas en la interpretación.

#### 5.1.1.3 Pérdida de hábitat

La evaluación realizada en este trabajo considera sólo dos atributos (la extensión y el cambio del hábitat), pero esto no descarta que haya otros factores determinantes del riesgo de extinción de las especies. No obstante, la pérdida de hábitat ha sido reconocida como la principal responsable de la pérdida de biodiversidad (Ehrlich 1988, Sánchez-Azofeita *et al.* 2002). Aunque los datos obtenidos no indican que haya cambios importantes en la extensión de la vegetación en Nizanda, trabajo de campo reciente indica fuertemente que en los últimos años se ha convertido en la principal causa de deterioro. A continuación se discute con mayor profundidad el cambio de área de los diferentes tipos de vegetación.

*Tasas de deforestación.* Las tasas de deforestación sólo fueron estimadas para el periodo 1991-1996, pues se consideró que no era posible comparar la información proporcionada por las fotografías y la obtenida a partir de las imágenes de satélite.

De acuerdo con las tasas de deforestación calculadas para la zona, sólo la selva espinosa está sufriendo pérdida de cobertura. Para el resto de las categorías el signo negativo de las tasas indica que la vegetación se está recuperando o no hay cambios (Tabla 7).

Los cambios en el complejo SBC.ME son mínimos y el signo indica que son positivos. Es decir, para el periodo 1991-1996 el área del complejo se incrementó. Estos resultados difieren de los de Trejo (1998) y Trejo y Dirzo (2000), quienes reportan una tasa de deforestación anual de 1.4 %, para el estado de Morelos.

La categoría de vegetación secundaria (desmontes y acahuales) es la más inestable pues pasa a otras categorías de vegetación de una fecha de evaluación a la siguiente. De hecho, el paso de vegetación secundaria a la categoría SBC.ME. sugiere una rápida regeneración de la selva baja caducifolia. No obstante, la destrucción de la vegetación original se esté incrementando, lo que podría comprometer la capacidad de regeneración natural (Phillips 1997). El impacto de las actividades humanas en este tipo de vegetación fue mínimo entre 1991-1996, pero la situación no ha permanecido constante y en los años que siguieron prevaleció una la tendencia de disminución (ver Lámina IV).

Aunque el matorral xerófilo no está sufriendo ninguna modificación en su superficie, el área que ocupa respecto del total es mínima (0.393%), lo que representa para ella un peligro muy alto a desaparecer de la zona si alguna actividad muy destructiva llegara a desarrollarse. En la región, el mayor peligro al que se enfrenta esta comunidad es la explotación de piedra caliza para la industria cementera, ya que esto significaría la desaparición total del hábitat para las especies de los afloramientos de vegetación xerofítica.

Si bien se carece de datos de cambio de hábitat que justifiquen la especial atención en cuanto al riesgo de las especies del matorral xerófilo y de la selva baja caducifolia sobre roca, el nivel de endemismo en ambas sí lo hace. Pérez García *et al.* (2001) afirman que el nivel de endémicos en ambos tipos de vegetación es superior al de las otras comunidades de la región. Entre los endemismos se encuentran: *Barkeria warthoniana* (C.Schweinf.) Soto Arenas (Orchidaceae), *Agave nizandensis* Cutak (Agavaceae) y *Encyclia nizandensis* E.A. Pérez-García et Hágsater (Orchidaceae).

La selva mediana tampoco es una vegetación muy alterada en la zona de estudio. Sin embargo, es una comunidad que merece atención pues se ha observado el incremento de la explotación selectiva de madera en la comunidad.

Las sabanas muestran pequeños cambios positivos entre 1991-1996. Esta comunidad está siendo alterada por la introducción de ganado. De hecho, las

colinas presentan estrías originadas por el sobrepastoreo. Todo parece indicar que la intervención humana en este tipo de vegetación hasta hace poco era incipiente (López-Olmedo 2001), pero se ha incrementado de manera importante.

En la región de Nizanda la selva espinosa es el tipo de vegetación que sufre los cambios más notables en superficie. La necesidad de realizar prospecciones en la comunidad con el fin de conocer a las especies que se distribuyen en ella (estudios de composición) se ha agudizado. Es urgente conocer la identidad de las especies que están desapareciendo de la región al reducirse este tipo de vegetación y ser desplazada, en su mayoría, por actividades agrícolas

Estudios más recientes podrían mostrar lo que está sucediendo con la vegetación en la zona. Las tasas de deforestación negativas pueden no ser representativas del cambio en las comunidades en los últimos años.

#### *5.1.1.4 Manejo de áreas de distribución comunes.*

La ventaja de identificar el hábitat compartido por muchas especies es que se forman conjuntos de éstas que pueden ser reconocidos como naturales en el sentido ecológico, pues agrupan taxones se enfrentan a las mismas limitaciones del ambiente. Por ejemplo, las especies de la sabana (López-Olmedo 2001) y del matorral xerófilo (Pérez-García 2002) deben enfrentar restricciones ambientales (hídricas y de nutrientes) muy fuertes. Además, esta agrupación tiene una ventaja práctica porque permite hacer la evaluación más rápidamente que si se hiciera por separado. En este caso, el total de las especies por evaluar en un principio era de 769, mientras que una vez formados los grupos el número de las entidades se redujo a 39.

Sería conveniente probar el método propuesto en otras áreas con cambios más intensos de uso del suelo con el fin de comparar los resultados obtenidos y evaluar la generalidad de su aplicabilidad.

#### *5.1.1.5 El enfoque paisajístico en la zona*

La aportación más importante de la ecología del paisaje a la biología de la conservación es que la primera llama la atención sobre la importancia de conservar el hábitat íntegramente y no sólo algunas especies (Fairbanks y Benn 2000, Roy y Tomar 2000, Hawkins y Selman 2002, Roy y Behera 2002). Este trabajo intentó realizar *grosso modo* un estudio de la vegetación de Nizanda desde un punto de vista paisajístico a escalas intermedias, pues el estado de conservación de las especies se evaluó con base en el análisis espacial de los tipos de vegetación y su dinámica temporal.

En Nizanda, los parches están formados por diferentes comunidades vegetales inmersas en una matriz y que presentan un patrón definido; este patrón

se ajusta muy bien a la definición del paisaje que algunos autores manejan como Forman (1997) y Farina (1998). La matriz del mosaico está representada por el complejo SBC.ME, mientras que los otros tipos de vegetación primaria (SM, BG, SAB, MX), junto con la vegetación secundaria (CUL, DES y ACA), constituyen los parches.

Esta primera descripción permite ver que Nizanda, a diferencia de otras zonas en el país, aún posee un área importante de vegetación conservada, pues la vegetación secundaria representa una fracción muy pequeña del total. Además, la distribución de los parches no parece ser azarosa. Si se quisiera comprobar que existe una relación entre diferentes factores (climáticos, edáficos, litológicos, etc.) y la vegetación regional, sería necesario realizar estudios que los relacionen. Aunque no era el objetivo de este estudio, se hizo una relación descriptiva muy básica de los tipos de vegetación encontrados en la zona con algunas variables (pendiente y altitud). Estas variables determinan en buena medida la accesibilidad y el uso potencial de los tipos de vegetación, y están por lo tanto relacionados con el riesgo de las especies (Mendoza y Bocco 1998).

En la zona los factores que limitan de manera importante a las comunidades son la disponibilidad de nutrientes (que a su vez depende del material parental), las limitaciones hídricas, la temperatura y el viento. Pérez-García *et al.* (2001) enfatizan el papel que juegan las unidades litológicas y las características edáficas en el desarrollo y la diferenciación de los tipos de vegetación en la zona. Para Doing (1997), la vegetación y el suelo son interdependientes y no es fácil separarlos; por ejemplo, la vegetación xerofítica constituye un sistema de retroalimentación positiva, en el cual un incremento del volumen de suelo produciría un aumento en la cobertura vegetal (Pérez-García 2002).

Las sabanas representan una proporción importante (11.02%) de la vegetación y se encuentran completamente ausentes de las áreas de caliza. El carácter de vegetación abierta y la dominancia de los pastos (López-Olmedo 2001) hacen a esta comunidad susceptible a ciertas actividades (ganadería), a la vez que restringe otras (agricultura). La ganadería en la zona hace que el uso del fuego en las sabanas sea muy frecuente, intensivo y en ocasiones masivo. De hecho, la presencia de fuertes vientos en Nizanda dificulta el control del fuego y es muy común encontrar áreas de sabana quemadas casi en su totalidad y que han perdido mucho de su cobertura original.

En cuanto a las limitantes que restringen el establecimiento de las plantas, en las sabanas éstas se relacionan con la disponibilidad de nutrientes y de agua (López-Olmedo 2001). Estas dos limitaciones parecen ser factores muy fuertes

que restringen la entrada de plantas a la comunidad; sin embargo, al parecer las condiciones adversas pueden ser toleradas por muchas especies, lo cual es evidente por el número de plantas exclusivas de este tipo de vegetación (117).

Factores como la altitud, las pendientes poco favorables para la agricultura y el material parental sobre el que se localiza el complejo SBC.ME (esquistos o caliza) podrían eximirla de las actividades humanas. No obstante, algunos recorridos en el campo realizados recientemente indican que esta categoría de vegetación está siendo removida o destruida en las partes bajas. La selva baja caducifolia presenta características variables en composición dependiendo del tipo de sustrato en que se localice (Pérez-García *et al.* 2001).

La selva mediana está restringida a las zonas altas de Cerro Naranjo, donde se registran algunos de los valores más altos de pendiente. Si bien este tipo de vegetación no se encuentra muy extendido en el área (Tabla 4), su pérdida representaría un daño para el suelo dadas las pendientes en que se asienta y para las especies exclusivas (90 en total).

En la zona de estudio las partes planas o casi planas son comunes y es en ellas donde se desarrollan más intensamente las actividades humanas. Los cultivos se asientan en áreas de la Planicie Costera de Tehuantepec que deben haber estado ocupadas por selva espinosa (Rzedowski 1998, Pennington y Sarukhán 1998, Pérez-García *et al.* 2001). La selva espinosa no fue incluida en el listado de especies original, pero en la delimitación de la zona de estudio se incluyó este tipo de vegetación.

Los cultivos en la zona son de dos tipos: los de riego, localizados exclusivamente en la Planicie Costera, y los de temporal. Los cultivos de temporal que están cercanos a una corriente de agua han ocasionado la destrucción casi total de las comunidades ribereñas (Lebrija-Trejos 2001). La actividad agrícola es efímera y después de un corto tiempo los campos agrícolas son abandonados, permitiendo que la vegetación se recupere. Esta situación conduce a la existencia de acahuales (comunidades de vegetación secundaria) de diferentes edades.

Los pastizales artificiales no tienen la misma dinámica, pues el ganado se alimenta de las plántulas y reduce la capacidad de regeneración de la vegetación; aunado a ello, los ganaderos interfieren directamente para mantener la vegetación en este estado (arrestando la sucesión). Por ello, en términos generales la actividad ganadera afecta de manera más drástica a la vegetación en la zona que la actividad agrícola, la cual sí permite el recambio de las tierras cíclicamente. El número de pastizales artificiales creados a partir de selva baja caducifolia se ha incrementado en los últimos dos años. No obstante, no fue

posible evaluarlos, pues las fotografías aéreas imponían un límite temporal muy marcado y estrecho (1991-1996) que no incluye al período de cambios más importantes, ocurridos a partir de 1998. La resolución temporal representa una de las limitaciones más fuertes del trabajo; por ello, sería deseable que evaluaciones posteriores se realicen con ventanas temporales más amplias.

#### *5.1.1.6 Evaluación del riesgo por familias de plantas*

El análisis del nivel de riesgo relativo puede realizarse a diferentes niveles taxonómicos. Este tipo de análisis proporciona datos que permiten relacionar la desaparición de especies de la zona con la eventual pérdida de familias. En primer lugar se discutirán los resultados para las familias que tienen mayor número de especies en la zona (Fabaceae, Poaceae y Asteraceae), y en segundo lugar se presentará una breve discusión sobre las familias representadas por una sola especie en Nizanda.

*Análisis de riesgo en las familias con mayor número de especies.* Un gran número de especies de las familias Poaceae, Asteraceae y Fabaceae son exclusivas de un tipo de vegetación. Las especies de las familias Poaceae se distribuyen preferentemente en las sabanas, por lo que el riesgo de las especies a desaparecer de la zona está relacionado directamente con el uso que se haga de esta comunidad que, como fue explicado, presenta eventos de disturbio muy frecuentes. Las perturbaciones ocasionadas a este tipo de vegetación corresponden a actividades como el pastoreo o la quema de la cobertura para favorecer el rebrote de pasto y así poder alimentar al ganado. En las sabanas, los miembros de la familia Poaceae (López-Olmedo 2001) son muy abundantes, todos son hierbas susceptibles al fuego, particularmente en la temporada de secas.

Para la familia Asteraceae, el mayor número de especies exclusivas se localiza en el complejo SBC.ME. Según los valores de riesgo calculados para esta categoría las especies se encuentran en un nivel bajo de riesgo relativo, pero debe tomarse en cuenta que el aumento en la superficie de los acahuales (mapa de 2000) indica que el riesgo para las especies de este complejo está aumentando. Existe también un número importante de especies de Asteraceae (9 en total) que han sido encontradas exclusivamente en la vegetación secundaria, lo que indica que pertenecen al grupo de las plantas ruderales.

Los miembros la familia Fabaceae se encuentran ampliamente distribuidos en la zona, y sólo el matorral xerófilo y la vegetación acuática no contienen ninguna Fabaceae. La mayoría de las especies exclusivas de un tipo de vegetación de esta familia se distribuyen en la SAB o en el complejo SBC-ME, es decir, en ambientes que están siendo afectados por el fuego o por el aclareo.

*Riesgo evaluado en las familias monoespecíficas.* En la zona de estudio hay 42 familias de plantas que están representadas por una sola especie, lo que implica un nivel de riesgo adicional pues si la especie es extirpada, la familia desaparece con ella. *Zephyranthes nelsonii* Greenm. (Amaryllidaceae) pertenece a este grupo; esta planta ha sido colectada en la SAB como en el MX, comunidades que aparentemente no presentan cambio en su extensión; no obstante, como se explicó antes, estos tipos de vegetación tienen un riesgo adicional.

El riesgo se incrementa para las 27 familias monoespecíficas cuyas especies han sido colectadas en sólo un tipo de vegetación (ver Tabla 14). Por ejemplo, *Smilax spinosa* Mill. (Smilacaceae) que sólo ha sido colectada en selva mediana. Estas familias requieren de un cuidado especial para evitar que el taxón sea erradicado de la zona estudio.

En particular, el nivel de riesgo de las especies del bosque de galería debe ser analizado con mayor detalle y considerando sólo este tipo de vegetación, sobre todo las especies que son los únicos representantes de una familia, por ejemplo, *Anredera vesicaria* (Lam.) C.F.Gaertn. (Basellaceae).

## 5.1.2 Consideraciones sobre los niveles de riesgo estimados

### 5.1.2.1 Niveles de riesgo estimados con el modelo de proporciones

El hecho de incluir o excluir el tamaño del hábitat arrojó resultados distintos en la clasificación de los grupos con mayor riesgo de extinción de la zona ( ver Tabla 13). En los análisis del nivel de riesgo con el modelo de proporciones la clasificación de las categorías oscila a través del tiempo, es decir, los conjuntos cambian su nivel de riesgo de un momento a otro. Aunado a ello, la inclusión de nuevos tipos de vegetación en el hábitat de las especies no significa (de acuerdo a este procedimiento) una disminución en el nivel de riesgo. De hecho, la categoría que presenta mayor riesgo es la SM-VS, la cual incluye a dos tipos de vegetación (ver Tabla 11), mientras que otros grupos que incluyen sólo a un tipo de vegetación a veces tienen riesgos más bajos.

La ventaja de este modelo es que los valores del riesgo estimado reflejan directamente lo que sucede con la superficie de la vegetación. Si la superficie se incrementa, el valor es positivo, indicando que no hay riesgo para esa categoría. Por el contrario, una disminución del área arroja valores negativos. En último caso, un riesgo cercano a cero implica que la superficie no cambió en el periodo del análisis.

En el segundo modelo, la clasificación de las categorías con base en el riesgo relativo permanece estable. Esto quiere decir que las especies que en un

principio se consideraban como las más amenazadas (las del matorral xerófilo) lo siguen siendo a través del tiempo. Otra diferencia entre los dos métodos propuestos es que de acuerdo con este último procedimiento, si se incrementa el número de tipos de vegetación (ampliación del hábitat) en que se encuentra una especie, entonces disminuye el riesgo, indicando que este índice es más consistente al relacionar el tamaño del hábitat y la tasa de cambio del mismo. Por otro lado, la gran diferencia en los niveles de riesgo calculados permite tener un criterio más claro para determinar qué grupos de especies merecen mayor atención. Al mismo tiempo, permite reconocer que existen grupos de especies que aunque no comparten toda el área de distribución tienen niveles similares de riesgo (por ejemplo, las especies de SAB-SM y las de MX-SM).

#### 5.1.2.2. Reflexiones sobre el método, sus alcances y limitaciones

El riesgo de extinción en este estudio se relacionó sólo con el cambio en el tamaño de hábitat. No obstante, existen otros muchos factores que pueden provocar que una o varias especies se extingan localmente. Entre las más frecuentes se encuentran la explotación directa y la pérdida por efectos indirectos, como la degradación del hábitat; además, la pérdida de una especie puede provocar la extinción de otras, es decir, el riesgo puede propagarse. En este apartado se examinarán algunas ideas que podrían mejorar el método de estimación de riesgo presentado.

En este estudio, todas las especies que comparten el área de distribución presentan el mismo riesgo a extinguirse. Este comportamiento puede ser motivo de críticas para el modelo, pero a su vez puede representar una vez más la posibilidad de hacer generalizaciones y de trabajar con datos que pueden ser tan complejos y numerosos que resultaría imposible manejarlos todos a la vez. En el primer sentido, las especies pueden compartir su área de distribución; sin embargo, están sujetas a presiones diferentes. Por ejemplo, las especies de sabana tienen un riesgo relativo (evaluado) pequeño de acuerdo con el método de proporción y cambio. Sin embargo, este tipo de vegetación está sujeto a disturbios (fuego y pastoreo) a los que las especies no responden igual.

*Melocactus ruestii* K.Schum. (Cactaceae) es un claro ejemplo de las situaciones particulares que el método no detecta. Esta especie de cacto globoso y baja densidad es extraído selectivamente para consumo, lo que representa un factor de riesgo adicional para la especie, y aunque la comunidad en que se localiza (SAB) permanezca sin cambios, las poblaciones están siendo mermadas continuamente. Suponiendo que las cactáceas tienen, en general, tasas de crecimiento bajas y que pasan varios años antes de reproducirse, es posible que

si el consumo humano de la especie aumenta y supera la capacidad de reclutamiento de nuevos individuos para la población, ésta no sea capaz de sostenerse a través del tiempo y la especie desaparezca de las sabanas de Nizanda. Además, *Melocactus ruestii* sólo ha sido recolectada en las sabanas del sur de Nizanda, por lo que su distribución es muy restringida.

Una forma de mejorar el método de evaluación de riesgo propuesto podría ser la inclusión de datos de abundancia y frecuencia de las especies por tipos de vegetación. Otra opción sería introducir un factor de ponderación relacionado con el uso y manejo de las especies en la región. Para ello, se requiere la realización de estudios demográficos, etnobotánicos y de manejo de recursos en la zona.

Quizá la información más valiosa para determinar el nivel de riesgo sea la de tipo poblacional. Sin embargo, seguramente pasará mucho tiempo antes de se cuente con estos datos para al menos algunas especies de plantas. No obstante, es posible utilizar la información que han venido generando diferentes personas para algunos tipos de vegetación en Nizanda. Tal es el caso de los estudios de las sábanas (López-Olmedo 2001), del bosque de galería (Lebrija-Trejos 2001) y de los enclaves de vegetación xerofítica (Pérez García 2002) que proporcionan datos valiosos de estructura (incluyendo densidades), composición y en algunos casos de afinidades florísticas de estos tipos de vegetación (Osnaya-Palomares en prep.).

Finalmente, otra forma de mejorar la evaluación del nivel de riesgo estimado sería la inclusión de datos geomorfológicos (pendiente, altitud, suelo, etc.). Estos factores limitan o favorecen las actividades humanas y por lo tanto determinan que se pierda el hábitat de las especies.

#### *5.1.2.3 Aplicabilidad a otros sistemas*

El análisis propuesto permite cambiar libremente la escala de evaluación. A partir de datos finos (a nivel de especie) se pueden analizar patrones de riesgo relativo con grupos de especies y con la información ya producida es posible retornar a los datos originales para analizarlos con el detalle que se quiera.

El método de evaluación que aquí se presentó fue diseñado originalmente para evaluar el riesgo relativo de las especies de plantas; sin embargo, puede ser aplicado del mismo modo a organismos sésiles o con poca vagilidad. Aunado a ello, la evaluación se realizó en un área relativamente pequeña, pero no se vislumbran limitaciones para aplicarlo con la misma efectividad a áreas más grandes. El número de hábitats que puede ser considerado o de especies que se encuentren en el área que se quiere estudiar tampoco es una limitante pues la creación de grupos clave facilita el análisis.

## 5.2 Consideraciones Finales

De acuerdo con los resultados obtenidos por el método de proporciones se puede decir que en Nizanda ninguna de las especies que se encuentran en los cinco tipos de vegetación más extendidos de la zona (sabana, selva mediana, matorral xerófilo, complejo selva baja-matorral espinoso) está en riesgo de desaparecer a corto plazo. No obstante, estos resultados deben ser interpretados con cautela pues son válidos sólo si la dinámica de cambio se mantiene constante.

El método de proporción y cambio señala a las especies del matorral xerófilo como las más amenazadas en la zona, básicamente porque se encuentran en el tipo de vegetación menos extendido. Le siguen las especies de la selva mediana y después las que se encuentran distribuidas en la selva baja (matorral espinoso)-selva mediana. Este método parece más claro en la clasificación relativa de las categorías por nivel de riesgo estimado.

El trabajo de campo realizado recientemente (2001-2002) en la zona de estudio ha mostrado que el impacto humano en la zona se está acelerando, particularmente debido al incremento de la ganadería extensiva. Esta situación de degradación acelerada es un llamado de atención, pues si bien la zona aún posee áreas de vegetación primaria muy extensas, de continuar con los cambios que se han observado (aunque no han sido cuantificados), la región estaría expuesta a serios problemas de pérdida de vegetación en un periodo muy corto.

Aunque no se tiene un listado de especies correspondiente a la selva espinosa, es evidente que este tipo de vegetación es el que se encuentra en mayor peligro de desaparecer de la zona de estudio y con él las especies que contiene. Es urgente que esta comunidad, junto con las especies que la integran, por ejemplo *Pereskia lychnidiflora*, reciba especial atención. Del mismo modo, es urgente realizar un estudio de la dinámica de cambio del bosque de galería que se encuentra en la zona y que está siendo degradado rápidamente.

Los sistemas de información geográfica son herramientas útiles que ayudan a inferir procesos espaciales que de otra manera resultaría muy difícil analizar, por ejemplo, el análisis de cambios en la extensión de la vegetación y su ubicación espacial, además de la relación que la vegetación guarda con otras variables con las que covaría espacialmente. Sin embargo, en todo momento el apoyo de los expertos (biólogos, conservacionistas, geógrafos, etc.) y el trabajo de campo son indispensables.

El método de evaluación de riesgo que se propone en este estudio resultó útil para evaluar rápidamente un conjunto grande de especies (más de 700), ya que el número de entidades se redujo a unos cuantos grupos potenciales. La

reducción no sólo facilita el análisis, sino que, además, simplifica el manejo de los resultados, pues indica en que grupo de especies es necesario poner más atención ante una posible reducción del hábitat. Asimismo, los grupos formados tienen limitantes ambientales y si éstas fueran determinadas, proporcionarían información adicional de las características de los sistemas y de su grado de degradación.

Este estudio representa una perspectiva nueva de análisis de riesgo de las especies, que puede ser realizada de una manera rápida y efectiva con tantas especies como sea necesario. El método no pretende descalificar a los otros procedimientos de determinación de riesgo, pero sí intenta ser una herramienta útil que pueda ser modificada (como sea necesario) a fin de encontrar una perspectiva de evaluación de riesgo que sea lo más real posible. Futuras adaptaciones al método podrían estar enfocadas en la determinación del riesgo de las especies que representan recursos para las comunidades humanas, y que por ello son real o potencialmente explotadas en la zona. Es necesario ser cuidadosos con la interpretación del nivel de riesgo, en particular si se conocen especies que presentan muy pocos individuos en la región (por ejemplo, *Melocactus ruerstii* y *Pereskia lychnidiflora*), pues la evaluación podría estar subestimando el riesgo real.

Falta mucho aún para poder diseñar un método de evaluación de riesgo de extinción que sea plenamente confiable y carente de sesgos. Se espera que la propuesta hecha en este estudio represente un buen principio para evaluar de forma masiva el riesgo de los miles de especies que habitan en las distintas regiones de la Tierra.

## LITERATURA CITADA

- Barbault, R. y S. Sastrapradja. 1995. Generation, maintenance and loss of Biodiversity. En: Global Biodiversity Assessment, UNEP. Heywood V.H. (Ed.) y R.T. Watson (chair person). Cambridge University Press. Cambridge.
- Barreto-Oble, D. 2000. Análisis ecológico y distribucional de los anfibios y reptiles de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Tesis de Licenciatura, Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D F, 95 pp.
- Brooks, T.M., S.L. Pimm y J.O. Otugi. 1999. Deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, **13**:1140-1150
- Coleman, D.B. 1981. On random placement and species-area relations. *Mathematical Bioscience*, **54**:191-215
- Colwel, R.W. 2001. *EstimateS V6.0b1. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Collins, M.D. y D.P. Vázquez y N.J. Sanders. 2002. Species-area curves, homogenization and the loss of global diversity. *Evolutionary Ecology Research*, **4**:457-464
- Collins, S.L., A.K. Knapp, J.M. Briggs, J.M. Blair y E.M. Steinauer. 1998. Modulation of biodiversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science*, **280**:745-747
- Connor, E.F. y E.D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, **113**:791-833
- Cousins, S. O. 2001. Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecology*, **16**:41-54
- Chapin, S., O.E. Sala, I. Burke, P. Grime, D. Hooper, W. Lauenroth, A. Lomabard, H. Mooney, A. Mosier, S. Naeem, S. Pacala, J. Roy, W. Steffen y D. Tilman. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience*, **48**:45-52
- Chapin, F.S., E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.V. Hooper, S. Lavorel, O.E. Sala, S.E. Hobbie, M.C. Mack y S. Diaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**: 234-242
- Chinea, J. D. 2001. Teledetección del bosque. En: Guariguata, M. R. y Kattan, G. H. (Eds.) *Ecología y conservación de los bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Cartago, Costa Rica.
- Chuvieco, E. 1995. *Fundamentos de teledetección espacial*. Rialp, Madrid.

- Diario Oficial de la Federación Norma Oficial Mexicana-059-ECOL-1994, 16 de mayo de 1994.
- Dirzo, R. y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology*, **6**:84-90
- Doing, H. 1997. The landscape as an ecosystem. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **63**: 221-225
- Ehrlich, P. 1988. The loss of diversity: causes and consequences. En: E.O. Wilson y F.M. Peter (Eds.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Ehrlich, P. y A. Ehrlich. 1981. *Extinctions the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, 305 pp.
- Ehrlich, P. y A. Ehrlich. 1992. The value of biodiversity. *Ambio*, **21**:219-226
- ERDAS. 1997. *Erdas, Imagine Tour Guide*. Earth Resources Data Analysis Systems, Inc. Advanced Technology Development Center. Atlanta, Georgia.
- ESRI. 1996. *ArcView. Spatial Analyst Using Raster and Vector Data*. Environmental Systems Research Institute. Redlands, California.
- Farina, A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall. Nueva York.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1999. *Situación de los bosques del mundo*. Roma.
- Felicísimo, A. 1997. Curso MDT. (<http://www.etsimo.uniovi.es>).
- Forman, R.T.T. 1997. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge University Press.
- García, A. y R. Torres-Colín. 1999. Estado actual del conocimiento sobre la flora de Oaxaca. En: Vázquez, M.A. (Ed.). *Sociedad y naturaleza en Oaxaca 3*. Instituto Tecnológico Agropecuario de Oaxaca, Oaxaca. pp. 50-86
- Gibbs, W. 2001. On the termination of species. *Scientific American*, 28-37
- Gibbs, J.H. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variations in wild populations. *Biological Conservation*, **100**:15-20
- Godfray, H.C. y J.H. Lawton. 2001. Scale and species numbers. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**:400-404
- Gotelli, N.J. 1998. *A primer of ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Hamilton, M.B. 1999. Tropical tree gene flow and seed dispersal. *Nature*, **401**:129-130
- Hawkins, V. y P. Selman. 2002. Landscape scale planning: exploring alternative land use scenarios. *Landscape and Urban Planning*, **915**:1-4
- Hess, G.R. y T.J. King. 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selection focal

- species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, **58**:25-40
- Hughes, J.B., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science*, **278**:689-692
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), 1981. Juchitán E-15-10 D15-1, escala 1:250 000. Carta topográfica; México, D. F.
- INEGI. 1988a. *Ciudad Ixtepec E15 C63, escala 1:50 000*. Carta topográfica, México, D.F.
- INEGI. 1988a. *Santo Domingo E15 C64, escala 1:50 000*. Carta topográfica, México, D.F.
- Janzen, D. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, **41**:402-410
- Janzen, D. 1998. Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem. En: E.O. Wilson (Ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Kinzig, A.S., W. Pacala y D. Tilman. 2002. *The functional consequences of Biodiversity. Empirical progress and theoretical extensions*. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey.
- Knight R.L. 1998. Ecosystem management and conservation biology. *Landscape and Urban Planning*, **40**:41-45
- Lambin E.F., B. L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, J.W. Bruce, O.T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E.F. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, T.A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, **11**:261-269
- Lebrija-Trejos, E. 2001. *Análisis estructural de la vegetación ribereña en la región de Nizanda, Oaxaca, México*. Tesis de Licenciatura, Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 133 pp.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza y E. Dahau. 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. a case in Morelia City, Mexico. *Landscape and Urban Planning*, **55**:271-285
- López-Olmedo, L. 2001. *Estructura y composición florística de las sabanas de la región de Nizanda y Chivela, Istmo de Tehuantepec (Oaxaca), México*. Tesis de Licenciatura, Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 73 pp.

- Lugo, A.E., A. Parrotta, y S. Brown. 1993. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. *Ambio*, **22**:106-109
- Maass, J.M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. En: S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (Ed.). *Seasonally dry tropical forest*. Pp. 399-422. Cambridge University Press. Cambridge.
- Mac Arthur R.H. y E.O. Wilson. 1967. *The theory of Island Biogeography*. Princenton University Press, Princenton. 203 pp.
- Martínez-Garza, C. y R. González-Montagut. 1999. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. *Plant Ecology*, **145**:255-265
- Mas, J.F., J. Reyes Díaz-Gallegos y A. Pérez-Vega. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. *En prensa*.
- Mendoza, M. y G. Bocco. 1998. La regionalización geomorfológica como base geográfica para el ordenamiento del territorio: una revisión bibliográfica. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. *Serie Varia*, **17**:25-39
- Müller, E. 1997. Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. *Aquatic Botany*, **58**: 411-437
- Murphy, P.G. y A.E. Lugo. 1995. Dry forest of Central America and the Caribbean. En: Bullock, S.H., H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Pp. 9-29. Cambridge University Press, Cambridge.
- Navarro, M.C. y G. Legorreta. 1998. *Sistemas de Información Geográfica. Teoría Introductoria y Ejercicios con AutoCAD e Idrisi*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, México, D.F.
- Nyhus, P.J., F.R. Westley, R.C. Lacy y P.S. Miller. 2002. A role for natural resource social science in biodiversity risk assessment. *Society and Natural Resources*, **15**:923-932
- Pardé J. y J. Bouchon. 1994. *Dasometría*. Paraninfo, Madrid,
- Pennington T.D. y J. Sarukhán. 1998. *Arboles tropicales de México*. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, México, D.F. 521 pp.
- Pérez-García, E. 2002. *Enclaves de vegetación xerofítica en regiones mésicas: caracterización, análisis de su diversidad florística e importancia en el mantenimiento de floras xerofíticas*. Tesis de Maestría en Ecología Básica, Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 154 pp.
- Pérez-García, E.A., J. Meave y C. Gallardo. 2001. Vegetación y flora de la región de

- Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botanica Mexicana*, **56**:19-88
- Pimm, S.L., G.J. Russell, J.L. Gittleman y T.M. Brooks. 1995. The future of Biodiversity. *Science*, **269**: 347-350
- Pozo, C. y J. Llorente-Bousquets. 2001. La Teoría del Equilibrio insular en biogeografía y bioconservación. En: Llorente-Bousquets, J. y J. J. Morrone (Ed.). *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Pp. 95-106. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Primack, R.B. 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer, Sunderland Massachusetts.
- Purvis A. y A. Hector. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, **405**: 212-219
- Reid, W.V. 1992. How many species will there be? En: Whitmore T.C. y J.A. Sayer (Ed.) *Tropical deforestation and species extinction*. Pp. 56-73. Chapman & Hall. Londres.
- Rodrigo-Álvarez, L. 1994. *Geografía general del estado de Oaxaca*. Carteles Editores, Oaxaca.
- Rosenzweig, M. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Roy, P.S. y S. Tomar. 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospacial modeling technique. *Biological Conservation*, **95**:95-109
- Roy, P.S. y M.D. Behera. 2002. Biodiversity assessment at landscape level. *Tropical Ecology*, **43**:151-171
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y Orígenes de la Flora Fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. **14**:3-21
- Rzedowski, J. 1998. *Vegetación de México*. Limusa. México.
- Saeder, S.A. y A.T. Joyce. 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica*, **20**:11-19
- Sánchez-Azofeita, G.A., G.C. Daily, A.S.P. Pfaff y C. Busch. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation*, **109**:123-135
- Sayer, J.A. y T.C. Whitmore 1991. Tropical moist forest: destruction and species extinction. *Biological Conservation*, **55**:18-32
- Sheng, T.D., R.E. Barrett y T.R. Mitchell. 1997. Using geographic information systems for watershed classification and rating in developing countries. *Journal of Soil and Water Conservation*, **52**:84-89

- Simberloff, D. 1992. Do species-area curves predict extinction in fragmented forest? En: Whitmore T. C. y J. A. Sayer (eds.) *Tropical deforestation and species extinction*. Pp. 75-91. Chapman & Hall. Londres
- Simberloff, D. y B. Levin. 1985. Predictable sequences of species loss with decreasing island area-land birds in two archipiélagos. *New Zealand Journal of Ecology*, **8**:1-20
- SPP (Secretaría de Programación y Presupuesto). 1981. *Atlas Nacional del Medio Físico*. México D.F.
- SPP. 1984a . Carta de efectos climáticos regionales mayo-octubre. Juchitán E15-10 D15-1, escala 1:250,000
- SPP. 1984b . Carta de efectos climáticos regionales noviembre-abril. Juchitán E15-10 D15-1, escala 1:250,000
- Takuya, A., S.A. Levin y N. Higashi (eds.). 1997. *Biodiversity: an ecological perspective*. Springer, Nueva York.
- Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, **193**:1029-1030
- Tilman, D. 2000. Causes consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, **405**:208-211
- Toledo, V. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo*, **14**: 17-30
- Trejo I. 1998. *Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 210 pp.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, **94**: 133-142
- Turner, I.M. y R. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**:330-333
- UICN, 2001. *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1*. Unión Internacional para la Naturaleza. Gland, Suiza.
- Wilson, E.O. 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, **92**: 73-83

## GLOSARIO

### Términos relacionados con el manejo de los SIG

- Arco:** Línea que conecta un conjunto de puntos y que puede formar parte de uno de los lados de un polígono.
- Atributo:** Información no gráfica asociada con un elemento de un SIG (punto, línea o área).
- Celda:** Elemento básico de información espacial en la descripción de entidades en formato grid.
- Digitalizar:** Proceso por el cual se convierten atributos de un mapa en papel a un formato digital. Las coordenadas se graban y se almacenan automáticamente como datos espaciales.
- Editar:** Remover errores o modificar un archivo o programa, un mapa digitalizado o un archivo que contiene datos de atributos.
- Escala:** Relación entre la distancia sobre el mapa y la distancia real sobre la superficie de la Tierra.
- Fotointerpretar:** Examinar una fotografía para poder identificar los objetos, definir su categoría, naturaleza, límites y sus relaciones con el medio. El proceso consta de tres etapas: lectura de las fotografías, análisis de la imagen y la interpretación.
- Interpolar:** Estimar el valor de un atributo en un punto no muestreado a partir de mediciones hechas en puntos de los alrededores.
- Isolíneas:** Líneas que conectan puntos de igual valor (altitud profundidad, humedad, etc). Mapa de isolíneas, que muestra la distribución de un atributo en esos términos.
- LANDSAT:** Nombre genérico de una serie de satélites de escaneo de la superficie de la Tierra.
- Mapa:** Imagen que resulta de la transferencia de puntos de una superficie esférica (tridimensional) a una superficie plana (en dos dimensiones), ello implica una reordenación sistemática y ajustada empleando una retícula, constituida por latitudes y longitudes.
- Mapa temático:** Mapa que muestra tipos de información relacionada con determinados temas como uso de suelo, densidades poblacionales, suelo, etc.
- Mapa topográfico:** Mapa que muestra la topografía con gran exactitud y detalle relativo a la escala del mapa usado.
- Máxima verosimilitud:** Método que incorpora la teoría de probabilidades para encontrar un modelo matemático que ajuste a un conjunto de datos.
- Modelo digital de elevación:** Modelo cuantitativo de la forma del terreno en formato digital.
- Nodo:** Punto en el cuál los arcos de una red de polígonos se unen. Los nodos portan información sobre la topología de los polígonos.
- Pixel:** Contracción de "picture element", la unidad más pequeña de información en un mapa en formato grid o en una imagen escaneada.
- Proyección:** Sistema básico de coordenadas que se usa para describir la distribución espacial de los elementos.
- Ráster:** Cuadrícula de celdas que cubre un área.
- Rectificación:** Proceso para proyectar datos en un plano y para hacerlos conformes a un sistema de proyección de mapa. Cuando se asignan coordenadas de mapa a los datos de una imagen se georreferencia. Todos los sistemas de proyección de mapas están asociados con coordenadas de mapa, por lo tanto, la rectificación involucra a la georreferenciación.
- Remuestreo:** Técnica para transformar una imagen ráster a una escala y

proyección determinadas.

**RMS** (Root Mean Square): Medida de la solución, se llama también error del 68%, indica que el 68% de los valores deben tener a los residuales con un error menor al valor de RMS.

**TIN (Triangulated Irregular Network)**: Mosaico de triángulos que se genera al ajustar un plano a tres puntos. Los triángulos se adaptan a la superficie en función de la complejidad del relieve.

**Vector**: Cantidad que posee magnitud y dirección. Medio para almacenar información de líneas y áreas en forma de unidades que poseen magnitud, dirección y conectividad.

*Términos según:*

Burrough P. A. 1996. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Clarendon Press, Oxford.