2000A–2005A 396439229

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS

ESTUDIO TEMPORAL DE LA FRAGMENTACIÓN FORESTAL DEL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA “SIERRA DE QUILA” EN EL ESTADO DE JALISCO, MEDIANTE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)

TESIS PROFESIONAL
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA
CARLOS ALBERTO ORTEGA CASTELLANOS

Las Agujas, Zapopan, Jal., Junio 2007

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Guadalajara y de manera especial al Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias por haberme brindado la oportunidad de mi formación profesional en la Licenciatura en Biología.

Al Dr. Raymundo Villavicencio García, mi director, por su paciencia, enseñanzas, apoyo, confianza, y sus valiosas y acertadas aportaciones en la realización de está tesis.

A mi asesor el Dr. Agustín Gallegos Rodríguez por haber estado disponible en todo momento y por sus recomendaciones para mejorar el trabajo.

Al Departamento de Producción Forestal, por facilitarme un espacio de trabajo, y en especial a los maestros M.C. Ana Luisa Santiago Pérez y M.C. José de Jesús Godinez Herrera por su apoyo y buena disposición para aclarar dudas que me surgían en el camino.

A mis sinodales M.C. Ramón Ceja Ramírez, Ing. Rafael de Jesús Hernández García, Lic. Carlos Félix Barrera Sánchez y Ing. Juan Espinosa Aréchiga por sus observaciones y comentarios que contribuyeron a mejorar el trabajo final.

A SEP-PROMEP por el apoyo al proyecto EXB-364-2005.

A todos y a cada uno de los maestros que me acompañaron a lo largo de mi carrera, en especial al M.C. Víctor Bedoy Velásquez por su fiel amistad y valiosa consejería en mi formación profesional.

Sobre todo, agradezco al Señor Jesucristo, el cual me ha sido hecho por Dios sabiduría, justificación, santificación y redención. Por su gracia, me ha permitido concluir una etapa más de mi formación profesional.

DEDICATORIAS

A mis queridos padres Celia Castellanos de Ortega y José de Jesús Ortega Aguirre por su amor, consejos, enseñanzas, y su gran empeño y dedicación para sacar adelante a sus hijos.

A mis hermanos que a lo largo de mi carrera me alentaron y me apoyaron incondicionalmente.

A Karla quien ha mostrado ser ejemplo de virtud e integridad para las mujeres, y por haberme enseñado un camino diferente y una amistad eterna.

CONTENIDO

CONTENIDO..... i

ÍNDICE DE CUADROS..... iii

ÍNDICE DE FIGURAS..... iv

RESUMEN..... vi

1. INTRODUCCIÓN..... 1

2. MARCO TEÓRICO..... 3
2.1 Fragmentación de hábitats..... 3
2.1.1 Concepto general..... 3
2.1.2 Causas..... 4
2.1.3 Efectos..... 5
2.1.3.1Pérdida de especies..... 6
2.1.2.3 Efecto Borde..... 7
2.1.3.3 Pérdida de conectividad del paisaje..... 8
2.2 Ecología del paisaje..... 10
2.2.1 Perspectiva del paisaje..... 10
2.2.2 Diversidad de paisaje..... 13
2.3 Teledetección..... 14
2.3.1 Plataforma LANDSAT..... 16
2.3.2 Sistemas de Información Geográfica (SIG)..... 17
2.3.3 Análisis de parches (*Patch Analyst*)..... 19
2.4 Las Áreas Naturales Protegidas..... 20
2.5 Antecedentes..... 22
2.5.1 Estado del conocimiento del Área de Protección de Flora y Fauna..... 22
2.5.2 Los ecosistemas forestales y la fragmentación..... 23

3. HIPÓTESIS..... 25

4. OBJETIVOS..... 26
4.1 Objetivo general..... 26
4.1.1 Objetivos particulares..... 26

5. JUSTIFICACIÓN..... 27

6. CONTEXTO GEOGRÁFICO..... 29
6.1 Contexto legal..... 29
6.1.1 Ubicación del área de estudio..... 29
6.2 Contexto biofísico..... 30
6.2.1 Geología y suelos..... 30
6.2.2 Hidrología..... 31

6.2.3 Clima…….. 32
6.2.4 Vegetación…… 32
6.2.5 Fauna…… 34
6.2.6 Uso de suelo…… 36

7. MARCO METODOLÓGICO…… 37
7.1 Materiales…… 37
7.1.1 Cartas de Vegetación…… 37
7.1.2 Equipo de Sistemas de Información Geográfica…… 41
7.2 Procedimiento metodológico…… 41
7.2.1 Procesamiento de las cartas de vegetación…….. 41
7.2.2 Análisis estadístico de la estructura paisajística…… 43
7.2.3 Índices de evaluación de la estructura y composición del paisaje…… 45
7.2.3.1 Medidas de área……... 45
7.2.3.2 Número y tamaño promedio de los parches…… 46
7.2.3.3 Medida de borde……..…… 47
7.2.3.4 Medidas de forma…… 47
7.2.3.5 Medidas de distribución espacial…….. 49
7.2.3.6 Medidas de diversidad…… 51

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN…….…….. 53
8.1 Estructura y distribución del paisaje del ANP “Sierra de Quila” (1993 y 2000)…….. 53
8.2 Cambios en la composición y configuración a nivel de clase…… 54
8.2.1 Superficie de los parches según su clase paisajística…….. 54
8.2.2 Cantidad y tamaño medio de los parches según su clase paisajística…….. 59
8.2.3 Longitud de parches según su clase paisajística…….. 63
8.2.4 Forma de los parches según su clase paisajística…….. 64
8.2.5 Distribución espacial de los parches en el mosaico paisajístico…….. 67
8.3 Cambios en la composición y configuración a nivel paisaje…… 70

9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES…… 73

10. BIBLIOGRAFÍA…….. 77

11. ANEXOS…….. 83

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Áreas Naturales Protegidas en México…….. 21

Cuadro 2. Inventario preliminar de la fauna del APFF “Sierra de Quila”…… 35

Cuadro 3. Tipo y relación porcentual de coberturas vegetales y otros usos de suelo del APFF “Sierra de Quila”…….. 54

Cuadro 4. Superficies absolutas y relativas de la cobertura forestal período 1993-2000 y su diferencia…… 55

Cuadro 5. Índices de número (*NUMP*) y tamaño promedio (*MPS*) de los parches y su diferencia absoluta y relativa según su clase paisajística…… 60

Cuadro 6. Índice de longitud de borde (*TE*) de los parches y su diferencia absoluta y relativa según su clase paisajística…… 63

Cuadro 7. Índices de forma de los parches y su diferencia relativa según su clase paisajística…… 65

Cuadro 8. Índices de distribución espacial de los parches y su diferencia absoluta y relativa según su clase paisajística…… 68

Cuadro 9. Índices de fragmentación a nivel paisaje y su diferencia absoluta y relativa para los años 1993 y 2000…… 71

Cuadro 10. Índices de fragmentación en las coberturas vegetales para los años 1993 y 2000…….. 83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. a) Hábitat núcleo original; b) La fragmentación de hábitats genera: pérdida generalizada de hábitat; disminución en el tamaño de hábitats; y aumento en el aislamiento de hábitats……. 4

Figura 2. Una determinada estructura espacial del paisaje puede considerarse fragmentada para una especie (anfibio) con menor habilidad, que para una especie (ave) con mejores habilidades de dispersión……..……..……. 7

Figura 3. La permeabilidad del paisaje puede favorecerse: (a) manteniendo la totalidad del mosaico entre dos áreas núcleo o (b, c) manteniendo ciertos elementos del paisaje que permiten la dispersión de ciertas especies. Estos elementos dispersivos pueden ser continuos (b) o discontinuos (c)……. 9

Figura 4. Ejemplo de un mosaico paisajístico diferenciando parches, corredores y matrices…… 12

Figura 5. Localización del APFF “Sierra de Quila” en Jalisco y su distribución en los municipios del estado……. 30

Figura 6. Diagrama de flujo de la metodología empleada……. 38

Figura 7. Imágenes multiespectrales de satélite, APFF “Sierra de Quila”; combinación de bandas RVA: 4-3-2……. 39

Figura 8. Cartas de vegetación del APFF “Sierra de Quila”…….. 40

Figura 9. Extracción del polígono del APFF con la función *Extract Grid Theme Polygon* de ArcView……... 42

Figura 10. Proceso de la función *Crear Patch Theme from Grid…..*……. 42

Figura 11. Ventana del análisis estadístico a nivel de clase por tipo de parche. 44

Figura 12. Ventana del análisis estadístico a nivel paisaje……... 44

Figura 13. Cambios en la superficies de las coberturas forestales, 1993-2000. 56

Figura 14. Distribución superficial de las coberturas *Bosque Pino-Encino*, *Bosque abierto de Pino-Encino* y *Regeneración/Plantación* en el paisaje, período 1993-2000……..…… 57

Figura 15. Distribución espacial de las coberturas *Selva baja caducifolia* y coberturas no forestales en el paisaje, período 1993-2000..... 58

Figura 16. Número de parches por tipo de cobertura forestal, 1993-2000…… 60

Figura 17. Tamaño promedio de parche (MPS) de las coberturas forestales, 1993-2000…… 61

Figura 18. Distribución de frecuencias por tamaño de parche y cantidad de parches por tipo de cobertura en ambos períodos (1993 y 2000)…… 62

Figura 19. Perímetro de los parches por tipo de cobertura forestal, 1993-2000……... 64

Figura 20. Promedio del Índice de forma por cobertura forestal, 1993-2000….. 66

Figura 21. Promedio de la dimensión fractal por cobertura forestal, 1993-2000 66

Figura 22. Promedio de la proporción perímetro/área por cobertura forestal, 1993-2000…… 67

Figura 23. Promedio del índice del vecino más cercano por cobertura forestal, 1993-2000…… 69

Figura 24. Índice de yuxtaposición por cobertura forestal, 1993-2000…… 70

Figura 25. Cambios en la diversidad paisajística del ANP, período 1993-2000. 72

RESUMEN

La fragmentación de ecosistemas forestales es reconocida mundialmente por presentar tres procesos de cambio en el ambiente: pérdida, reducción y aislamiento del hábitat. Es conceptualizada como la interrupción en la continuidad del paisaje natural, principalmente por la deforestación y el cambio de uso de suelo. Entre los efectos negativos se pueden mencionar la pérdida de especies, la exposición de los organismos residentes en los fragmentos a condiciones diferentes con respecto a su ecosistema original, el efecto borde, así como la pérdida de conectividad en el hábitat. El trabajo tiene como objetivo identificar y analizar los patrones de fragmentación forestal mediante el empleo de cartas de vegetación obtenidas de imágenes de satélite en un espacio temporal de siete años, aplicando sistemas de información geográfica. El estudio se realizó en el Área Natural Protegida “Sierra de Quila” en el Estado de Jalisco, la cual está cubierta por formaciones de pino-encino y selva baja caducifolia principalmente. Se contó con dos cartas de vegetación clasificadas de imágenes Landsat de 1993 y 2000. Los patrones de fragmentación determinados fueron: superficie, número y tamaño de parches, longitud de bordes, forma de parche, distribución y aislamiento de parches, y diversidad; los cuales se calcularon a nivel de clase y de paisaje con la extensión Análisis de Parches (*Patch Analyst*) para *ArcView*. La distribución del paisaje esta caracterizada por poseer una cobertura forestal en un 96.6% de su superficie y el resto (3.4%) por coberturas no forestales. De la comparación de las cartas se resalta por un lado, el incremento de superficie del *Bosque de Pino-Encino* con 18.3% (1106 ha) y por otro, el decremento de la *Selva baja caducifolia* con 23.2% (648 ha). La reducción de esta última cobertura tuvo por consecuencia el aumento de parches al pasar de 164 a 242, así como la reducción en el tamaño promedio de los mismos (de 17.1 ha a 8.9 ha); por otro lado, el número de parches y la longitud de borde disminuyeron para el *Bosque de Pino-Encino*, y su tamaño promedio incrementó; sin embargo, el valor promedio de forma permaneció estable. El grado de aislamiento mostró un aumento con respecto al año original. El grado de dispersión de los parches según su cobertura paisajística, resultó muy variado. El índice de diversidad o distribución espacial por tipo de coberturas disminuyó de 1.58 a 1.45. El análisis de cartas de vegetación permitió identificar cambios en la cobertura forestal y otros usos del suelo; además con la aplicación de patrones de fragmentación se interpretó su dinámica espacial y valor paisajístico.

1. INTRODUCCIÓN

En los países en vías de desarrollo, miles de personas dependen de los recursos de los bosques para su existencia y sobrevivencia (Tacón, 2004). Esto produce una presión constante sobre los ecosistemas, convirtiendo las superficies de selvas y bosques a zonas agrícolas o pecuarias (Walter y Breckle, 1999). Cuando las perturbaciones artificiales (intervención humana) en un paisaje son muy frecuentes en el tiempo o muy extensas en el espacio, terminan predominando amplios territorios abiertos con distintos grados de alteración, y ocupados por comunidades de plantas y animales muy adaptables a los cambios ambientales impuestos por la actividad humana (Tacón, 2004). Estás transformaciones tienen por consecuencia la fragmentación de los hábitats forestales en parches o fracciones cada vez más reducidos y aislados (Mas, 1998).

El proceso de fragmentación del paisaje en particular la de grandes masas forestales es considerada por la ecología como una de las principales amenazas que afectan de manera severa a la biodiversidad (Romero, 2004). Entre los efectos negativos producto del proceso de fragmentación se puede mencionar la pérdida de especies, la exposición de los organismos residentes en los fragmentos a condiciones diferentes con respecto a su ecosistema original, el efecto borde, donde se destacan mucho los cambios microclimáticos (Murcia, 1995), así como en general la pérdida de conectividad en el hábitat (Bennet, 1998). Debido a la importancia que presenta la fragmentación y uso de la tierra dentro del ecosistema, se hace necesario incluir metodologías que permitan la identificación y caracterización de áreas fragmentadas en estudios ecológico-forestales y contemplar sus variables de manera que permitan implementar actividades de manejo forestal tendientes a minimizar impactos negativos. De acuerdo a Williams-Linera *et al.* (1998) los estudios de fragmentación son necesarios para generar información básica que permita diseñar estrategias de manejo de los bosques naturales.

En este sentido, la ecología del paisaje, la teledetección (percepción remota) y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) resultan ser una herramienta eficaz para la caracterización cuantitativa y cualitativa de la coberturas forestales (Zerda, 1998). Generalmente, la clasificación de coberturas vegetales obtenidas a través de imágenes de sensores remotos son una excelente base para el cálculo de medidas de paisaje y patrones de fragmentación, adicionalmente proporcionan comparaciones visuales notables del uso y condición del suelo (Chuvieco, 2002).

El paisaje puede ser considerado como una superficie espacialmente heterogénea, representable como un mosaico integrado por un conjunto de unidades homogéneas denominados parches, los cuales están conformados por áreas naturales o intervenidas por el hombre, entre las cuales se establecen relaciones espaciales y funcionales (Forman y Godron, 1986). El patrón del paisaje puede caracterizarse bajo dos aspectos fundamentales: composición y configuración; estos dos aspectos pueden considerarse de manera independiente o integrada a fin de lograr una interpretación de la estructura y funcionalidad (González-Bernáldez, 1981). Para el análisis cuantitativo de estos dos aspectos se han desarrollado diversos índices, muchos de los cuales están correlacionados y tienen significados ecológicos distintos de acuerdo al tipo de estudio, el cual se puede abordar a nivel del parche, clase de parches o paisaje (Monedero y Gutiérrez, 2001). Es en este sentido, autores como McGarigal y Marks (1994) y Elkie *et al*. (1999), han desarrollado programas sistemáticos como FRAGSTATS y Patch Analyst, con los cuales se pueden comprender los efectos y las consecuencias que producen la fragmentación y el cambio espacio-temporal de las cobertura vegetales dentro de un paisaje.

El objetivo de este trabajo fue analizar la fragmentación forestal del Área Natural Protegida (ANP) “Sierra de Quila” en el Estado de Jalisco, mediante el empleo de cartas de vegetación obtenidas de imágenes de satélite en un espacio temporal de siete años, aplicando sistemas de información geográfica.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Fragmentación de hábitats

2.1.1 Concepto general

La fragmentación es definida como la “interrupción en la continuidad del paisaje natural” ya sea por patrones espaciales o en procesos (Arguedas *et al.* 2004). Bennet (1998) conceptualiza a la fragmentación como un proceso dinámico que genera cambios notables en el patrón del hábitat en un paisaje dado en el curso del tiempo; además argumenta que este término se suele utilizar para describir cambios que se producen cuando grandes segmentos de vegetación se eliminan por completo, quedando numerosos segmentos más pequeños y separados. La probabilidad de recolonización depende fuertemente de la distancia entre los fragmentos, de las particularidades del hábitat núcleo y de la calidad del hábitat que le rodea (Forman y Godron, 1986).

El proceso de fragmentación tiene tres componentes reconocibles (ECOTONO, 1996; Bennet, 1998; Forman, 1995), los cuales están íntimamente relacionados entre sí como parte del proceso de cambio de hábitat (Bennet, 1998):

1) Disminución de la superficie total del hábitat en el paisaje. Los procesos de fragmentación llevan asociados una pérdida de las cubiertas naturales a favor de usos antropogénicos del territorio, como urbanización, industrialización, agricultura, ganadería, entre otros (*pérdida de hábitat*).
2) Reducción del tamaño de los parches, por la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño (*reducción del hábitat*).
3) Aumento en el aislamiento de fragmentos en el paisaje, provocada por una destrucción intensa de las superficies naturales, que a su vez nuevas utilizaciones de la tierra ocupan el ambiente intermedio (*aislamiento de hábitat*) (figura 1).

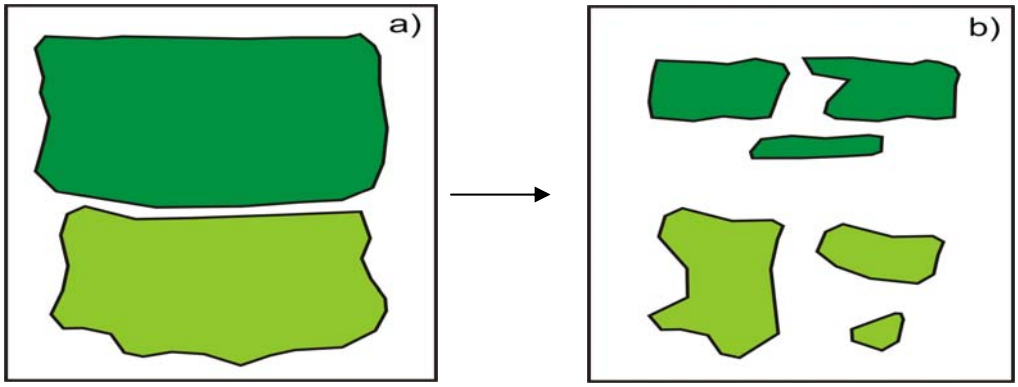

Figura 1. a) Hábitat núcleo original; b) La fragmentación de hábitats genera: pérdida generalizada de hábitat; disminución en el tamaño de hábitats; y aumento en el aislamiento de hábitats. Fuente: Bennet (1998).

El proceso de fragmentación no ocurre al azar. Las áreas accesibles, de topografía poco accidentada, con alta productividad son las primeras en ser alteradas para utilizar la tierra en agricultura, asentamientos humanos o extracción forestal (ECOTONO, 1996; Bennet, 1998).

2.1.2 Causas

Las perturbaciones en un paisaje pueden tener tanto un origen natural (incendios por rayo, inundaciones, terremotos, huracanes, etc.) como artificial, es decir, derivados de la actividad humana (deforestación, urbanización, incendios provocados, laboreo de la tierra, expansión de las infraestructuras viarias, o el abandono de tierra agrícola y ganadera, turismo, entre otras). En la actualidad predominan las perturbaciones artificiales, las cuales provocan paulatinamente el proceso de fragmentación del paisaje (Múgica *et al*. 2002; Romero, 2004).

Las perturbaciones en la naturaleza de origen natural, definidas como eventos discretos que ocurren a lo largo del tiempo, y a todas las escalas espaciales, modifican el paisaje, los ecosistemas, las comunidades, las estructuras poblacionales, y cambian el sustrato edáfico, el ambiente físico y la disponibilidad de recursos (White y Pickett, 1985, en Romero, 2004). También se les considera

como un proceso básico responsable de muchos otros procesos tales como la fragmentación, los movimientos de los animales y la extinción local y regional de especies (Romero, 2004). Por otro lado, los cambios en las condiciones ambientales causados por la actividad humana son similares a las de origen natural (Tacón, 2004); sin embargo, las perturbaciones artificiales tienen una diferencia significativa en cuanto a la extensión, la intensidad y la frecuencia; y se pueden producir de pequeña a gran escala modificando dramáticamente el paisaje (Romero, 2004). Asimismo, éstas perturbaciones son más complejas y su efecto es aún más prolongado (Tacón, 2004).

Cada paisaje es formado, mantenido y estructurado debido a las perturbaciones de origen tanto natural como cultural (Forman y Godron, 1986; Turner, 1990; Burel y Baudry, 2002). Para predecir el impacto del régimen de perturbaciones sobre una comunidad y sobre el paisaje, es necesario entender la estructura espacial y temporal de las perturbaciones (Romero, 2004). Las perturbaciones son una fuente espacio-temporal de heterogeneidad en la naturaleza. En el caso de los paisajes, las perturbaciones están relacionadas con la estructura del parche y el arreglo espacial, y determinan la trayectoria de los parches, su tamaño y su duración. Las perturbaciones severas o la falta de perturbaciones generalmente tienen efectos negativos sobre la diversidad, pero las perturbaciones intermedias parecen favorecer la diversidad de los sistemas naturales (Turner, 1990).

2.1.3 Efectos

Los efectos ecológicos de la fragmentación de hábitats son diversos; autores como Collado y Dellafiore (2000); Howard *et al.* (2001); Grez y Zaviezo (2002); Ospina (2003) y Santiago (2006) han estudiado este tema desde perspectivas diferentes. De manera general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación del paisaje son aquellos que dependen de vectores de transmisión en el paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de las plantas,

las relaciones de depredador presa, la dispersión de parásitos y epidemias son algunos ejemplos de procesos frágiles, afectados por la fragmentación, por su dependencia de vectores animales que a su vez tienen limitado el movimiento por el paisaje (Múgica *et al*. 2002).

2.1.3.1 Pérdida de especies

La fragmentación desencadena un proceso de pérdida de especies a nivel local y de paisaje. Dicha pérdida de especies puede darse en cada una de las tres clases de cambios asociados: pérdida general de hábitat, disminución en el tamaño de los parches de bosque y aislamiento creciente de la zona boscosa (Bennet, 1998).

La evidencia más común de la pérdida de especies que acompaña a la fragmentación de paisajes se relaciona con la disminución del tamaño en los fragmentos cuando los tramos grandes se subdividen en segmentos aislados más pequeños (Bennet, 1998). Debido a que un fragmento pequeño contiene una muestra más pequeña del hábitat original, y en consecuencia, es probable que tenga una muestra de una gama limitada de fauna que un área más grande. De igual manera, al disminuir el área suele darse una diversidad menor de hábitats que los animales pueden ocupar y, en consecuencia, la cantidad de especies puede reflejar la diversidad de hábitats disponible; por último, las áreas pequeñas en general sustentan tamaños más pequeños de población y, por lo tanto, menos especies están en condiciones de mantener poblaciones viables que en un tramo grande (Connor y McCoy, 1979 en Bennet, 1998).

Por otro lado, debe considerarse que la fragmentación resultará diferente para distintas especies y distintos hábitats: por ejemplo un paisaje fragmentado para una especie (anfibio) puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes (aves) (Wiens y Milne, 1989 en Múgica *et al*, 2002) (figura 2).

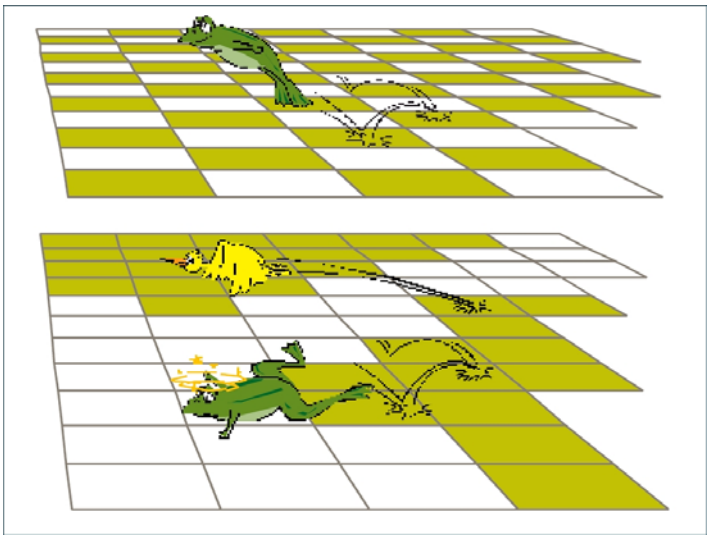

Figura 2. Una determinada estructura espacial del paisaje puede considerarse fragmentada para una especie (anfibio) con menor habilidad, que para una especie (ave) con mejores habilidades de dispersión. Fuente: Múgica *et al* (2002).

2.1.3.2 Efecto Borde

Otro efecto de la fragmentación es el aumento del efecto borde (Bustamante y Grez, 1995). Los efectos borde se definen como el resultado de la interacción entre dos ecosistemas cuando sus fronteras son muy abruptas. La intensidad de estos efectos y sus posibles implicaciones en el funcionamiento del fragmento dependen en gran medida del tamaño y forma del mismo, así como de la configuración espacial resultante del conjunto de los fragmentos. Los efectos borde pueden dividirse en tres grupos (Múgica *et al*. 2002):

1) *Efectos físicos*. Implican cambios en las condiciones ambientales del interior del fragmento derivadas de modificaciones en el microclima por variaciones de la insolación y los efectos del viento, lluvias, heladas, etcétera.
2) *Efectos biológicos directos*. Los cambios en las condiciones ambientales en el borde afectan directamente a la componente biológica de los sistemas naturales. Algunas especies se ven favorecidas por estas condiciones de mayor radiación o temperatura, dando lugar a unas especies características

de estas zonas de transición. ECOTONO (1996) refiere que la mortalidad y caída de árboles, el aumento en la cubierta de arbustos, suceden entre los 30 y los 300 m a partir del borde.

3) *Efectos biológicos indirectos*. Los cambios que provocan los bordes en el ambiente de los fragmentos y su estructura afectan a la dinámica de las interacciones de las especies en las proximidades del borde. Por ejemplo, la mayor biomasa (por la mayor incidencia de la luz) provoca a su vez el acercamiento de herbívoros e insectos, lo que hace aumentar el número de aves nidificantes, las cuales atraen a depredadores y parásitos.

La influencia del borde difiere de acuerdo al tipo de hábitat, a su posición en el paisaje y a las características de las especies (ECOTONO, 1996). El tamaño y la forma de los fragmentos condicionan en gran medida las posibilidades de mantener ciertas poblaciones; así, cuanto menor sea la superficie del fragmento, más vulnerable será a los agentes externos y más acusado será el efecto borde (Múgica *et al*. 2002).

2.1.3.3 Pérdida de conectividad del paisaje

La conectividad del paisaje se define como la capacidad del paisaje para permitir el flujo ecológico y las conexiones entre diferentes elementos (Taylor *et al.* 1993), y está relacionada con la posibilidad de desplazamiento de las especies en y a través de los paisajes (García, 2003).

La conectividad depende de la estructura espacial del paisaje y de la permeabilidad de los distintos componentes que lo forman. Las áreas núcleo (bosque natural) forman las fuentes de dispersión y el resto de los componentes del paisaje van a incrementar o disminuir los flujos de materia y energía por el paisaje. La conectividad entre dos áreas núcleo dependerá principalmente de tres propiedades del paisaje: la permeabilidad del mosaico, la presencia de corredores

ecológicos y la presencia de puntos de paso o estriberones (corredores discontinuos) (figura 3) (Bennet, 1998).

Figura 3. La permeabilidad del paisaje puede favorecerse: (a) manteniendo la totalidad del mosaico entre dos áreas núcleo o (b, c) manteniendo ciertos elementos del paisaje que permiten la dispersión de ciertas especies. Estos elementos dispersivos pueden ser continuos (b) o discontinuos (c). Fuente: Múgica *et al.* 2002.

El tamaño de los estriberones y su fragmentación es un aspecto relevante a tener en cuenta, ya que estos elementos del paisaje pueden constituir hábitats temporales para algunas especies (García, 2003). En el caso de las especies y poblaciones comprende tanto los movimientos diarios o estacionales como los movimientos de dispersión juvenil, las migraciones o los movimientos que se producen para escapar de perturbaciones (Múgica *et al.* 2002).

La conectividad del paisaje es un término que integra los conceptos de corredor y barrera, e indica cómo responden los flujos ecológicos a la estructura del paisaje. Los flujos ecológicos pueden verse reducidos o favorecidos por las estructuras existentes en el paisaje. Los corredores ecológicos y los puntos de paso son estructuras que facilitan la conectividad del territorio (Múgica *et al.* 2002). Esta relación depende de los aspectos físicos o estructurales del paisaje, tanto como de las características del flujo ecológico y del propio tamaño, comportamiento y movilidad de los animales (Noss, 1993 en Múgica *et al*. 2002).

2.2 Ecología del paisaje

La ecología del paisaje es una disciplina que ha tenido una larga historia en Europa, donde se desarrolló como una fusión de la ecología de ecosistemas y la

geografía humana, con aplicaciones en la planeación del uso de la tierra. A partir de 1980, esta disciplina comenzó a ser transferida a Norte América, cuya importancia ha ido creciendo en relación con los problemas de los cambios en los usos del suelo y los efectos de la fragmentación y otros procesos, tanto en la biodiversidad como en las estrategias de conservación (Guariguata y Kattan, 2002).

La ecología del paisaje es definida como una disciplina que estudia los patrones espaciales de las comunidades, su efecto sobre los procesos ecológicos y su relación con regímenes de disturbio y actividades humanas (Forman y Godron, 1986); la cual genera los conocimientos básicos de la composición y configuración del paisaje, entendiendo por configuración no sólo la naturaleza de sus elementos (los usos del suelo o tipos de vegetación) sino las relaciones espaciales de vecindad, proximidad, forma, etcétera, que se establecen entre ellos (Forman, 1995). La meta principal sobre la investigación de la ecología del paisaje es entender la interrelación entre los patrones del paisaje y los procesos ecológicos (Orozco, 2001).

2.2.1 Perspectiva del paisaje

Los significados que se han dado a la palabra ‹‹paisaje›› han variado a través del tiempo. Su origen es antiguo y ha existido una tendencia general a ampliar su concepto. El término deriva del latín (*pagus,* que significa país), con el sentido de lugar, sector territorial; de ella se deriva la palabra *paisaje* en castellano. Las lenguas germánicas, por su parte, presentan un claro paralelismo a través de la palabra original *land*, con un sentido prácticamente igual, y de la que derivan *landschaft* en alemán y *landscape* en inglés (Bolós *et al.* 1992).

El paisaje es entendido también como la percepción humana de la naturaleza en un segmento geográfico que puede ser avistado en un determinado momento (Casco *et al.* 2001). Sin embargo, esta definición puede variar dependiendo del

observador y del momento avistado. Forman y Godron (1986) consideran el paisaje como una superficie espacialmente heterogénea, representado como un mosaico integrado por un conjunto de unidades homogéneas denominadas parches, los cuales están conformados por áreas naturales o intervenidas por el humano, entre las cuales se establecen relaciones espaciales y funcionales. Los parches son unidades dinámicas que se reconocen a diversas escalas espaciales y temporales, los cuales, bajo un enfoque espectral y ecológico, se pueden asociar a algún tipo de especie, comunidad, ecosistema, hábitat o determinado proceso ecológico, tanto físico como biológico (Forman, 1995), y constituyen la unidad espacial mínima del paisaje, con atributos tanto estructurales como funcionales (Romero, 2004).

Un paisaje observado desde una vista aérea aparece como un mosaico compuesto por parches, corredores y matrices (Forman, 1995) (figura 4). La fisionomía o patrón del paisaje puede caracterizarse bajo dos aspectos fundamentales: composición y configuración. Estos dos aspectos pueden considerarse de manera independientemente o en combinación a fin de lograr una interpretación de los procesos ecológicos y flujos de organismos; fenómenos subyacentes, asociados a la funcionalidad del paisaje (González-Bernáldez, 1981). La composición como indicador de la heterogeneidad espacial, expresa las características asociadas a la variedad y a la abundancia de los tipos de parches dentro del paisaje, sin considerar su posición o localización; esto tiene especial importancia en lo relativo a la disponibilidad de hábitats requeridos por las diversas especies. La configuración se refiere a la distribución espacial de cada tipo de parche a lo largo del paisaje, a su forma y tamaño, su ubicación relativa (vecindad y distribución), bordes o límites de hábitats y paisajes, que expresan algunos de los procesos ecológicos tales como: comunicación, aislamiento, fragmentación, etcétera (Frohn, 1998).

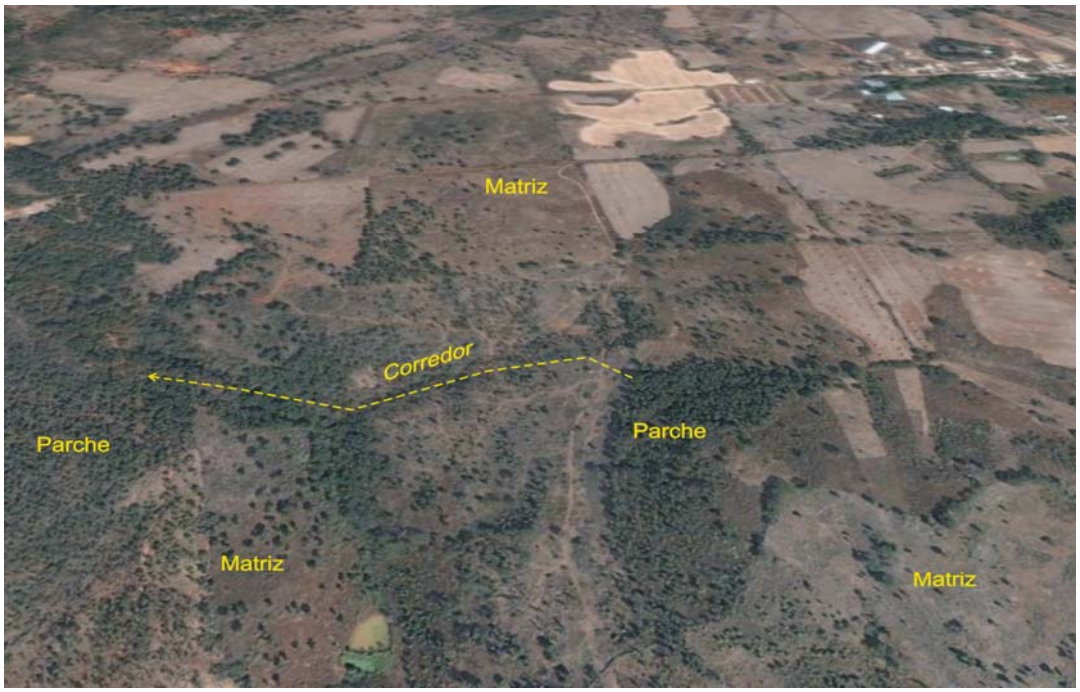

Figura 4. Ejemplo de un mosaico paisajístico diferenciando parches, corredores y matrices. Fuente de imagen: GoogleEarth© 2007.

La heterogeneidad paisajística es el resultado de la heterogeneidad espacio temporal producida por las restricciones ambientales (clima, suelo, geomorfología), los procesos biológicos y ecológicos (colonización, extinción) y las perturbaciones de origen humano (prácticas agrícolas, deforestación, urbanización, etcétera) (Burel y Baudry, 2002). Sin embargo, la heterogeneidad paisajística no significa mejor calidad de los ecosistemas; esto dependerá, del grado de naturalidad de la clase paisajística, del tipo de matriz (por uso antropogénico) que rodea a los parches, entre otros factores. (Romero, 2004).

El paisaje como modelo ecosistémico permite, entre otras cosas, caracterizar la estructura o arreglo espacial de un territorio en un momento dado y evaluar las tendencias evolutivas de esta estructura con la finalidad de analizar los procesos de fragmentación del paisaje en general, pero particularmente de la vegetación (Romero, 2004). Las características del paisaje comúnmente estudiadas son (González-Bernáldez, 1981):

a) Su estructura, esto es, las relaciones espaciales.
b) Su funcionamiento, la integración entre la composición y la configuración, las relaciones entre los componentes del paisaje.
c) Los cambios en el espacio y el tiempo, de la estructura y el funcionamiento del paisaje.

Para el análisis cuantitativo de la composición y configuración del paisaje, se han desarrollado diversos índices, los cuales están correlacionados y tienen significados ecológicos distintos de acuerdo al nivel de estudio, el cual se puede abordar a nivel de parche, clase de parche y/o paisaje (Monedero y Gutiérrez, 2001).

2.2.2 Diversidad de paisaje

La cualidad de cualquier ecosistema en todas las escalas de tiempo y espacio es la diversidad biológica. Tacón (2004) define la biodiversidad como la variabilidad de la vida y sus procesos. La enorme y compleja variedad de formas de vida puede ser descrita y analizada bajo los siguientes niveles de organización biológica: genes, especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisaje, en los cuales se distinguen tres atributos: composición, estructura y función (Noss, 1990 en Primack *et al.* 2001). La composición de la biodiversidad incluye los componentes físicos de los sistemas biológicos en sus distintos niveles de organización; la biodiversidad estructural considera la disposición u ordenamiento físico de los componentes en cada nivel de organización; y por último, la biodiversidad funcional se refiere a la variedad de procesos e interacciones que ocurren entre los componentes biológicos (Primack *et al.* 2001).

De acuerdo a Tacón (2004), un paisaje de gran diversidad estructural será aquel que contenga muchos tipos de ambientes diferentes, en los cuales se desarrollen procesos ecológicos tales como intercambio de genes o el flujo de

nutrientes y de energía, a través de la dinámica de cuencas o de las distintas etapas en los procesos vitales de los seres vivos.

La diversidad biológica es un bien común a conservar que se concreta y distribuye sobre el territorio y cuyos componentes ocupan preferentemente las manchas menos intervenidas, la cual realiza desplazamientos imprescindibles para garantizar su viabilidad a largo plazo. Muchos procesos ecológicos, de cuyo mantenimiento depende la conservación, no se adscriben a manchas finitas y concretas del territorio sino que requieren la existencia de flujos y desplazamientos. Debido a lo anterior, la conservación de la biodiversidad depende del mantenimiento de la dinámica natural de un territorio; sin embargo, la fragmentación de hábitats naturales es actualmente uno de los factores que afectan y provocan la pérdida de la diversidad (García, 2003).

2.3 Teledetección

La teledetección de recursos naturales se basa en un sistema de adquisición de datos a distancia sobre la biosfera, que está basado en las propiedades de la radiación electromagnética y en su interacción con los materiales de la superficie terrestre, por lo tanto, todo elemento de la naturaleza tienen una respuesta espectral propia que se denomina «signatura espectral» (Sacristán, 2006). El objetivo principal de la teledetección o percepción remota, se centra en la identificación de los materiales de la superficie terrestre y los fenómenos que en ella se operan a través de su signatura espectral (Chuvieco, 2002).

La identificación de la vegetación suele hacerse a partir del análisis de respuestas espectrales en las bandas visibles y del infrarrojo cercano. La firma espectral de cada parche depende de varias características, influyendo la fecha y hora en que se toma la imagen, la pendiente, la altura y estructura de la vegetación, la visibilidad del suelo, entre otras (Terradas, 2001). La teledetección estudia las variaciones espectrales, espaciales y temporales de las ondas

electromagnéticas, llegando a manifestar las correlaciones existentes entre éstas y las características de los diferentes objetivos terrestres (Chuvieco, 2002).

La información terrestre se obtiene desde distintas plataformas de observación, las cuales pueden ser transportadas en aviones o satélites (Terradas, 2001). Las plataformas de observación portan los sensores, es decir, los instrumentos que son susceptibles de recibir y medir la intensidad de la radiación que procede del suelo en una cierta gama de longitudes de onda y transformarla en una señal que permita localizar, registrar y digitalizar la información en forma de fotografías o imágenes numéricas, las cuales son grabadas en cinta magnética o de manera digital compatibles con una computadora (Sacristán, 2006).

Los sensores pueden ser cámaras fotográficas, radiómetros de barrido multiespectral (*MSS*, por sus siglas en inglés), radar y láser. Los aparatos generan imágenes analizando la radiación emitida o reflejada por las formas y objetos de la superficie terrestre en las longitudes de onda en las cuales son sensibles (ultravioleta, visible, infrarrojo próximo, infrarrojo técnico, hiperfrecuencias) con el fin de reconocer la variada gama de formas y objetos (Chuvieco, 2002).

La vegetación, o cubierta vegetal de un espacio geográfico determinado es una de las expresiones de la diversidad biológica y uno de los recursos más notables que caracterizan a uno o varios ecosistemas (Daysi *et al.* 2003), los cuales son posibles de ubicarlos e identificarlos geográficamente a través de cartas o mapas. Según el Ministerio de Medio Ambiente de España (1998) las cartas de tipos de vegetación son aquellas que basadas en la fisionomía, la estructura y las especies dominantes, representan las unidades a diferentes escalas. La ubicación y representación de las coberturas vegetales en una carta ofrecen la posibilidad de entender su origen, su magnitud, su distribución y la relación que existe entre ellas.

Hoy en día, las imágenes de satélite son consideradas como la representación digital del mosaico que forma un paisaje, por lo tanto y a partir de éstas, pueden medirse las relaciones espaciales entre los elementos de ese mosaico, denominados en ecología del paisaje como parches. Al tratarse de una imagen digital puede desarrollarse un análisis de paisaje sobre las bandas originales o alguna transformación de éstas, o bien, sobre una imagen ya clasificada; cualquiera de las medidas permiten evaluar la estructura y el funcionamiento de las distintas cubiertas en un territorio (Chuvieco, 2002).

2.3.1 Plataforma LANDSAT

La necesidad de disponer de imágenes con alta definición espacial quedó adecuada con el lanzamiento en 1972 de la plataforma LANDSAT-1, proporcionando una nueva era para los estudios de medio ambiente. Posterior a este lanzamiento, fueron puestos en órbita los satélites LANDSAT-2 y LANDSAT-3 en enero de 1975 y marzo de 1978 respectivamente, con la finalidad de asegurar la adquisición de datos para posteriores estudios. Estos tres satélites LANDSAT están situados en una órbita polar y sincrónica con el Sol, a 917 km de altura sobre la superficie de la Tierra, tardando 103 minutos en efectuar una órbita y 18 días en cubrir toda la superficie terrestre (Sacristán, 2006). Los dos siguientes satélites, el LANDSAT-4 y 5, fueron lanzados en 1982, modificando sus características orbitales, pasando de 917 a 705 km de altura con una mejora en el ciclo de recubrimiento territorial. En 1999 fueron lanzados LANDSAT-6 y 7, manteniendo sus características orbitales a sus antecesores, sin embargo, LANDSAT-6 se perdió poco después de ser lanzado (Chuvieco, 2002).

Los tres primeros LANDSAT están provistos de sensores remotos de varios tipos. El primero un equipo de barrido multiespectral denominado MSS (*Mulitspectral Scanner*) que registra la energía reflejada por la superficie terrestre en las regiones verde, roja e infrarroja del espectro electromagnético, abarcando una superficie de 185 x 185 km en cada imagen (aproximadamente 34.000 Km^2),

con una resolución espacial de 79 m hasta 240 m. El segundo un conjunto de cámaras de vídeo RBV (*Return Beam Vidicon*), que alcanzan una resolución espacial de 40 hasta 80 m (Sacristán, 2006 y Chuvieco, 2002). Los LANDSAT-4 y 5, diseñados directamente para la cartografía espectral, eliminaron las cámaras RBV y las sustituyeron por un sistema de barrido, denominado TM (*Thematic Mapper*) que proporciona una resolución de 30 m en las bandas multiespectrales y 120 m en la banda térmica (Terradas, 2001 y Chuvieco, 2002). Finalmente, en el último satélite lanzado (LANDSAT-7) se ha incorporado un nuevo sensor, el ETM+, el cual mejora las características del TM, añadiéndole una banda pancromática de 15 m de resolución, y aumentando la resolución de la banda térmica a 60 m, permitiendo mejorar notablemente la precisión obtenida en múltiples ámbitos de la cartografía temática (Chuvieco, 2002).

2.3.2 Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) empezaron a generalizar a partir de la década de los 80, sin embargo, su gestión y desarrollo se remonta dos décadas atrás. Entre los años 1960 y 1964 se desarrolló el Canadian Geographic Information System (C.G.I.S.), con el objeto de manejar los bosques y superficies marginales de Canadá (Domínguez, 2000). Actualmente, los SIG son considerados una nueva tecnología que forma parte del ámbito más extenso de los sistemas de información en el contexto de la sociedad de la informática (Martínez y Martín, 2003).

Un SIG es un sistema de computación que integra hardware, software, datos, personal y métodos, diseñado para realizar la captura, manipulación, almacenamiento, consulta, análisis, modelización y presentación de datos referenciados especialmente para la resolución de problemas complejos de planificación, diagnóstico y de gestión en territorios naturales protegidos (Martínez y Martín, 2003). Domínguez (2000) define a los SIG como una herramienta capaz

de combinar información gráfica (mapas) y alfanumérica (estadísticas) para obtener una información derivada sobre el espacio territorial.

La información en un SIG se estructura de dos formas: mediante el uso de vectores que representan los diferentes objetos geográficos de forma individualizada y mediante el uso de matrices que tratan el territorio como un todo continuo en un sistema cartesiano. En el primer caso hablamos de SIG vectorial y en el segundo de SIG matricial o ráster (Domínguez, 2000).

Un sistema vectorial es aquel en el que el territorio se representa a partir de vectores (líneas, puntos o polígonos), éstos se localizan en el espacio mediante pares de coordenadas coincidentes con su origen y destino. Las características del objeto representado por el vector están asociadas al mismo en forma de atributos. Por ejemplo, la representación de objetos lineales (carreteras, ríos, etc.) se realiza definiendo su origen y su destino, describiendo la sinuosidad de la línea mediante vértices. Por otro lado, la combinación de varios vectores con un origen y un destino común se utiliza para describir superficies (Domínguez, 2000).

Un sistema ráster es aquel que realiza sus cálculos a través de una estructura matricial, en la que cada celda o píxel tiene un valor y una localización determinada. De esta forma, todo el territorio descrito tendrá un valor. Estas matrices pueden tener un valor binario que reflejaría la existencia o ausencia de un objeto geográfico determinado. También pueden tener un valor decimal cuando queramos representar variables continuas (por ejemplo, la altura, la distancia a una red, etc.). Los valores enteros pueden ser utilizados para representar superficies temáticas (por ejemplo, bosques) (Domínguez, 2000).

Las imágenes de teledetección procesadas con la tecnología de los SIG constituyen una importante herramienta de trabajo en la investigación en Ecología del Paisaje (Moizo, 2004). Este análisis es fácil de determinar en la medida en que se tenga disponible la información de manera gráfica o digitalizada (Turner, 1990).

2.3.3 Análisis de parches (Patch Analyst)

El Ministerio de Recursos Naturales de Canadá con el apoyo del Centro de Investigación de los Ecosistemas Forestales del Norte (CNFE por sus siglas en inglés) desarrolló el programa Patch Analyst como una herramienta para el análisis de la estructura del paisaje en los ecosistemas forestales que el CNFE investigaba. Actualmente, este programa ha sido desarrollado como una extensión para cuantificar la estructura espacial del paisaje dentro del paquete software ArcView de ESRI (*Enviromental Systems Research Institute Inc*) y sólo se puede aplicar en versiones de ArcView 3.x o mayores que tengan un procesador Windows 95, 98 o sistemas operativos NT (*Windows New Technology*) (Elkie *et al*. 1999).

El programa Patch Analyst consiste de varios escritos (*scripts*) instalados en código Avenue de ArcView. Las primeras versiones de Patch Analyst fueron desarrolladas para conducir análisis de información vectorial (*shape*), posteriormente le fue incorporado una interface (*pach grid*) del programa FRAGSTATS (McGarigal and Marks, 1994), cuya base es principalmente para información de tipo raster (*grid*), sin embargo, Patch Analyst es también compatible para analizar información vectorial. El análisis que desarrolla este programa es a nivel de parche (*Patch*), de clases (*Class*) y de paisaje (*Landscape*) (Elkie *et al*. 1999).

2.4 Las Áreas Naturales Protegidas

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son porciones terrestres o acuáticas representativas de los diferentes ecosistemas, en donde el ambiente original no ha sido alterado sustancialmente por el hombre (LGEEPA, 2000). Estas son el resultado de un decreto presidencial en el que se especifica la regulación estricta del uso del suelo, y las actividades que se pueden llevar a cabo y están sujetas a regímenes especiales de protección, conservación, restauración y desarrollo (CONANP, 2007).

El establecimiento de áreas naturales protegidas, tiene por objetivo el preservar los ambientes naturales; salvaguardando la diversidad genética de las especies silvestres; asegurar el aprovechamiento sustentable de los ecosistemas; proporcionar campos propicios para la investigación científica y el estudio de los ecosistemas y su equilibrio; generar, rescatar y divulgar conocimientos, prácticas y tecnologías, que permitan la preservación y el aprovechamiento sustentable de la biodiversidad del territorio nacional; proteger poblados, vías de comunicación, instalaciones industriales, aprovechamientos agrícolas, ciclos hidrológicos de cuencas, así como las demás que tiendan a la protección de elementos circundantes con los que se relacione ecológicamente el área; y proteger los entornos naturales de zonas, monumentos y vestigios arqueológicos, históricos y artísticos, así como zonas turísticas, la cultura e identidad nacionales y de los pueblos indígenas (LGEEPA, 2000).

Actualmente, México cuenta con 159 ANP representadas en seis categorías (cuadro 1). Las Áreas de Protección de Flora y Fauna (AFFP) ocupan el segundo lugar en la superficie del país y representan el tercer lugar en el número de áreas naturales protegidas decretadas (CONANP, 2007).

Cuadro 1. Áreas Naturales Protegidas en México.

Categoría	Número	Superficie (ha)
Reserva de la Biosfera	36	11,139,387
Parques Nacionales	67	1,456,988
Monumentos Naturales	4	14,093
Áreas de Protección de los Recursos Naturales	6	3,350,654
Áreas de Protección de Flora y Fauna	29	6,259,861
Santuarios	17	689
Total	159	22,275,672

Fuente: CONANP (2007).

De acuerdo a la Ley General del Equilibrio Ecológico ya la Protección al Ambiente (LGEEPA) (2000), en las áreas bajo la categoría de Protección de Flora y Fauna se permite la realización de actividades relacionadas con la preservación, repoblación, propagación, aclimatación, refugio, investigación y aprovechamiento sustentable de las especies de flora y fauna silvestres, así como las relativas a educación y difusión en la materia. Asimismo, podrá autorizarse el aprovechamiento de los recursos naturales a las comunidades que ahí habiten en el momento de la expedición de la declaratoria respectiva, o que resulte posible según los estudios que se realicen, el que deberá sujetarse a las normas oficiales mexicanas y usos del suelo que al efecto se establezcan en la propia declaratoria.

La Secretaría de Medio Ambiente para el Desarrollo Sustentable (SEMADES) (2006) señala, que el trabajo en las dependencias federales encargadas de las áreas naturales no ha sido del todo significativo, esto debido a una carencia de personal, recursos materiales y financieros; lo que conlleva entre otras acciones de planificación y manejo a realizar y fomentar actividades de investigación científica, básica y aplicada. En este ámbito y en el caso particular del APFF “Sierra de Quila”, los estudios hasta ahora realizados son contados, de estos se hacen referencia en el subcapítulo 2.5.1.

2.5 Antecedentes

2.5.1 Estado del conocimiento del Área de Protección de Flora y Fauna

De las áreas naturales de Jalisco, sólo el Área de Protección de Flora y Fauna "La Primavera", la Reserva de la Biosfera "Sierra de Manantlán" y la también Reserva de la Biosfera "Chamela-Cuixmala" presentan un plan de manejo, en los cuales se señalan los objetivos primarios de conservación para cada una de ellas, el plan de las dos primeras representa una propuesta como tal; en el caso de Chamela, este documento fue realizado en 1979 y no se ha actualizado (SEMADES, 2006). El APFF "Sierra de Quila", aun no cuenta con un programa de conservación y manejo aprobado.

En cuanto a los usos públicos dentro del APFF "Sierra de Quila" se puede mencionar la recreación y el esparcimiento al aire libre, entre las actividades más comunes se encuentran las actividades deportivas, tales como el ciclismo de montaña, el campismo y el ecoturismo, de acuerdo a Cazares (2006) se registra un número aproximado de 3000 visitantes por año. El Cerro Huehuentón limita los 2,560 msnm, siendo uno de los miradores más espectaculares del área protegida.

Son pocos los trabajos que a nivel de investigación o documentación se han realizado en la Sierra de Quila, entre los cuales se pueden citar el estudio de Muro (1992), quién evalúa el muérdago enano (*Arceuthobium vaginatum* ssp. *durangense*) en algunas especies del género *Pinus* de importancia económica; Fierros (1995), contribuye en su trabajo al conocimiento de los hongos macromicetos en el ANP; el trabajo de Guerrero y López (1997), describe la composición de la vegetación en la zona protegida y su área de influencia. Bauche (2003) realizó un estudio sobre la diversidad de las comunidades arbóreas y su relación con variables ambientales. Villavicencio (2004) desarrollo la cartografía de la estructura de la vegetación y su detección de cambio con imágenes satelitales y un sistema combinado de monitorio terrestre de la vegetación. Estudios

subsecuentes referidos con la vegetación existente en el ANP y su dinámica han sido abordados para identificar riesgos naturales, como incendios forestales y erosión del suelo (Graudssus, 2004; Röder *et al*, 2006), de tal manera que este estudio persigue obtener nueva información referente a las coberturas vegetales y su dinámica fragmentaria; debido a que este tema no ha sido abordado, no solo en la aportación de conocimiento, sino tampoco para estudios posteriores; por ejemplo, sobre el efecto de este fenómeno en algunas especies de fauna o flora en particular ó la influencia de ésta sobre la interacción planta-animal específicamente en áreas naturales protegidas o de manera particular en el APFF "Sierra de Quila".

2.5.2 Los ecosistemas forestales y la fragmentación

Desde hace varios años se han llevan a cabo numerosos estudios y proyectos sobre el tema de fragmentación y uso de la tierra en países como Francia, España, Australia, Brasil, Argentina, Chile, Costa Rica, Perú, Bolivia, Venezuela entre otros (Troche, 2001). Sin embargo, sobre la fragmentación de los ecosistemas forestales, hasta hoy en día, ha sido un tema esporádico y poco abordado en México (Santiago, 2006).

A medida que aumenta la población mundial, va quedando cada vez menos superficie de la Tierra que no se vea afectada por interferencias humanas (Bennet, 1998). De acuerdo con Romero (2004) un bosque puede llegar a ser fragmentado o desaparecer debido a los cambios de uso de suelo. En México al igual que otros países en desarrollo, el fenómeno de la fragmentación es originado por factores de deforestación y el cambio de usos de suelo; actividades que muy comúnmente convierten los ecosistemas forestales en zonas agrícolas y pecuarias como respuesta a la presión demográfica sobre los recursos naturales y que a largo plazo conducen a que funciones como ecosistemas naturales aislados (Múgica *et al*. 2002).

El proceso de fragmentación es reconocido en todo el mundo como un problema particular, con el que se enfrenta la conservación de la diversidad biológica, particularmente en ambientes tan frágiles como los tropicales (Múgica, *et al.* 2002). En México, Mas (1998) señala sobre los cambios de la cobertura y fragmentación forestal en la región de la Laguna de Términos en el estado de Campeche, donde en un lapso de tiempo (1986-1991) estimó que la tasa de deforestación alcanza 4.8% por año, equivalente a 85,000 ha de selva. Lo mismo ocurre en ambientes templado-húmedos, tal es el caso del bosque de niebla como lo describe Williams-Linera *et al*. (2002) en la región oeste de Xalapa, en el estado de Veracruz, donde su destrucción se ha acelerado en las últimas décadas, debido a la expansión urbana y una proporción alta de pastizal, lo cual aísla a la vegetación original.

En los últimos 15 años se ha generado mucha actividad en torno a las técnicas de análisis del paisaje (Terradas, 2001). Entre las técnicas empleadas, están relacionados los estudios de fragmentación, como es el caso del análisis del cambio de cobertura y fragmentación del hábitat en regiones boscosas de Bolivia realizado por Troche (2001). Algunos otros trabajos que analizan los procesos de fragmentación a nivel paisaje y evalúan los cambios producidos a través de determinados períodos de tiempo fueron realizados por Zerda (1998) en las regiones chaqueñas de Argentina, quién trabajó con índices estructurales simples para la cuantificación de cambios de cobertura vegetal; Romero (2004) analizó los cambios en la estructura del paisaje de l'Alt Empordà por el período de 1957 a 2001; y algunos otros trabajos realizados por Mas (1998); Bennet (1998); Collado (1998) y Häusler *et al*. (1999).

Autores como Collado y Dellafiore (2000), Grez y Zaviezo (2002), Estrada (2004), Howard *et al* (2001), han estudiado los efectos de la fragmentación sobre una especie o población en particular. Estos tipos de estudios ayudan a investigar y a monitorear las transformaciones de los ecosistemas y los efectos en la biodiversidad.

3. HIPÓTESIS

Durante el período 1993-2000, la estructura de la unidad paisajística del Área Natural Protegida “Sierra de Quila” experimentó cambios que provocaron la disminución espacial de las coberturas forestales acelerando el proceso de fragmentación.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Identificar y analizar los patrones de fragmentación forestal mediante cartas digitales de vegetación de los años 1993 y 2000 obtenidas de imágenes de satélite.

4.1.1. Objetivos particulares

a) Identificar y caracterizar de manera general fragmentos de las coberturas vegetales y otro uso de suelo en composición y configuración del paisaje empleando índices de fragmentación.

b) Cuantificar y comparar los cambios temporales estructurales de fragmentación ocurridos a niveles de cobertura forestal y de paisaje.

5. JUSTIFICACIÓN

El APFF “Sierra de Quila” es una de las áreas naturales protegidas de México, que tiene como objetivo conservar los procesos ecológicos para el funcionamiento de los ecosistemas en beneficio de la sociedad, como lo son los servicios hídricos y de recreación, entre otros, además de su extraordinaria belleza, es un área que alberga una gran cantidad de especies de flora y fauna.

De acuerdo a la FAO (2000), durante el período de 1990 a 2000 se registró para el país, una tasa anual de pérdida de la cobertura forestal de 631,000 ha, lo que significa un decremento del 1.1% en relación a la superficie total del territorio. El APFF ha experimentado diversos grados de perturbación debido al sobrepastoreo, la tala clandestina, la cacería furtiva, los cultivos de temporal y el ataque de plagas y plantas parásitas e incendios forestales, entre otros, lo que ha llevado a la preocupación de la sociedad y al consecuente implemento de medidas de conservación (SARH, 1993).

La caracterización de la estructura paisajística y las tendencias evolutivas de los patrones espaciales en el paisaje es un tema de gran importancia para el ordenamiento territorial y la gestión ambiental, especialmente por su vinculación con la diversidad biológica. La caracterización temporal de los elementos o unidades que constituyen el mosaico paisajístico (matriz, parches, corredores) permite identificar un proceso ecológico con repercusiones ambientales, como lo es la fragmentación del paisaje y de los hábitats naturales.

La fragmentación de hábitats ocasiona la pérdida de la biodiversidad, modifica los ciclos hídricos y cambia regionalmente la temperatura y la precipitación, además de contribuir al calentamiento global, la disminución de captura de carbono y la pérdida o reducción de hábitats, asimismo los factores bióticos y abióticos de las comunidades son alteradas en función del tamaño y la forma de

los fragmentos, ya que al modificarse la distribución espacial de los recursos también se modifica su disponibilidad (Laurence, 1997).

Por lo anterior, y debido a la importancia que presenta la fragmentación de hábitats, resulta importante abordar y profundizar estudios concretos sobre la fragmentación de hábitats y/o ecosistemas, como una materia básica para el manejo y conservación de paisajes naturales.

El presente trabajo se ha desarrollado de manera lateral como parte del proyecto "*Análisis de la fragmentación forestal, estructura del paisaje y diversidad en espacios naturales"*, el cual ha sido apoyado con recursos SEP-PROMEP (EXB-364-2005); el estudio contribuirá al conocimiento de la estructura del paisaje y la distribución de patrones espaciales, tanto de coberturas forestales, como la de otros usos de suelo mediante la aplicación de índices cuantitativos de fragmentación y de paisaje; los mismos podrán sugerirse como una herramienta más para la interpretación de valores de paisaje en estudios técnicos justificativos, como un servicio ambiental[*] que ofrece el bosque o bien, por describir un ejemplo, para la definición de acciones de restauración o recuperación de ecosistemas planteado en un programa de conservación y manejo de áreas naturales protegidas.

[*] Programa de Servicios Ambientales del Bosque: biodiversidad, sistemas hidrológicos, captura de carbono y paisaje (CONAFOR, 2007)

6. CONTEXTO GEOGRÁFICO

6.1 Contexto legal

El ANP “Sierra de Quila” fue decretada en el Diario Oficial de la Federación el 4 de agosto de 1982 bajo la categoría Zona de Protección Forestal y Refugio de Fauna; posteriormente fue recategorizada el día 7 de junio de 2000 como Área de Protección de Flora y Fauna (APFF). El objetivo de conservación del APFF es asegurar las condiciones naturales necesarias para proteger especies significativas, grupos de especies, comunidades bióticas o características físicas ambientales que requieran ciertos tipos de manipulación para su perpetuación (CONANP, 2000). Se encuentra a cargo del Comité Regional de la Sierra de Quila A.C. por acuerdo entre pequeños propietarios, ejidatarios y autoridades municipales.

6.1.1 Ubicación del área de estudio

El APFF “Sierra de Quila” forma parte de la cadena montañosa del Eje Volcánico Transversal dentro de la subprovincia “Sierras de Jalisco” que se localiza en la parte central del Estado y limita al norte con la Sierra Madre Occidental, al noreste con la Mesa del Centro y al Este y Sur con la Sierra Madre del Sur (Guerrero y López, 1997).

El APFF se encuentra a 100 kilómetros de la Zona Metropolitana de Guadalajara, y esta distribuida dentro de los municipios de San Martín de Hidalgo, Tecolotlán y Tenamaxtlán, en el Estado de Jalisco. Geográficamente se localiza entre los paralelos 20° 14’ 29” y 20° 21’ 37” latitud N (zona 13Q 609995.5 y 509659.1 UTM); 103° 56’ 49” y 104° 07’ 53” longitud W (zona 13Q 2238571.7 y 2251618.0 UTM) (figura 5).

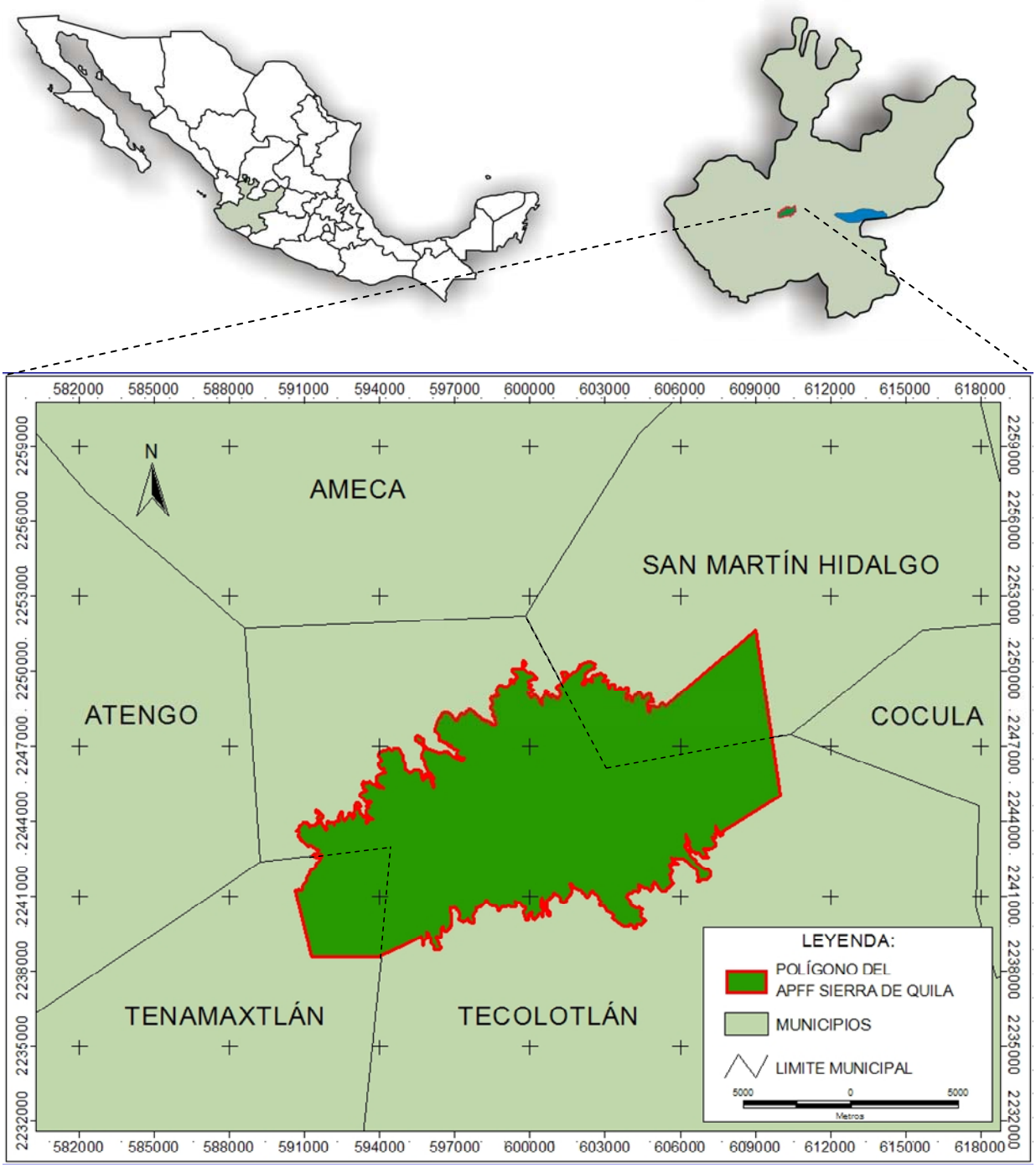

Figura 5. Localización del APFF “Sierra de Quila” en Jalisco y su distribución en los municipios del estado.

6.2 Contexto biofísico

6.2.1 Geología y suelos

El 99.3% del territorio de la sierra esta compuesto por afloramientos de roca ígnea, como basalto (52.4%) seguido de roca ígnea extrusiva ácida (43.9%) y solo 1.3% de Toba (INEGI, 1973), según su origen geomorfológico data del Período Terciario; y una pequeña región data del Período Cretácico, la cual esta compuesta por roca ígnea intrusiva, como el granito y otra porción con suelo aluvial (Guerrero y López, 1997).

Dentro del área protegida se identifican y describen los siguientes subtipos de suelo de acuerdo a las cartas de INEGI (1972, 2001), basadas en la clasificación FAO/UNESCO:

Feozem háplico: se caracteriza por presentar una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y nutrientes, con alta permeabilidad; la susceptibilidad a la erosión está en función de sus condiciones ambientales.

Regosol eútrico: no presenta capas (estratos) en forma horizontal, se asemeja mucho a la roca de origen por lo que presenta permeabilidad alta; es de susceptibilidad alta a la erosión y su fertilidad es moderada.

Cambisol húmico: presenta una capa superficial de color oscuro o negro, rico en materia orgánica, pero demasiado ácida por su bajo contenido de sales, menor al 50%, pobre en nutrientes; presenta una permeabilidad media alta.

.

Cambisol eútrico: este tipo de suelo se caracteriza por presentar un subsuelo rico o muy rico en nutrientes.

Feozem lúvico: muestra una capa superficial oscura, rica en materia orgánica y minerales, tiene también alta acumulación de arcilla en el subsuelo por lo que su permeabilidad es media.

Litosol: se asocia con otros tipos de suelos; es somero con profundidad no mayor a 10 cm y con permeabilidad baja.

Luvisol crómico: suelo con enriquecimiento destacable de arcilla, con colores amarillentos o rojizos; permeabilidad de media a baja; es de alta susceptibilidad a la erosión.

Vertisol pélico: es un suelo muy arcilloso de color negro o gris oscuro, pegajoso cuando se encuentra mojado y muy duro cuando está seco, por lo que al deshidratarse se forman grandes grietas; es suelo fértil en el llano, aunque presenta algunas limitantes, tiene permeabilidad baja por su alto contenido de arcilla y por lo general es de susceptibilidad baja a la erosión.

6.2.2 Hidrología

El APFF capta aguas para dos cuencas hidrológicas de Jalisco, por el lado norte la del río Ameca (RH14) y por el lado sur la del río Armería (RH16), según la clasificación de la CNA (INEGI, 2001). El tipo de drenaje en el área natural es de tipo subdendrítico el cual presenta numerosos arroyos intermitentes, así como varios de carácter perenne. La productividad de agua es para aproximadamente 80,000 habitantes (SEMADES, 2006).

De acuerdo a Guerrero y López (1997) los arroyos, denominados *El Salto* y *Palmillas,* forman en la temporada de lluvia un río de regular corriente, denominado *río Grande,* que fluye al noreste de la zona de estudio y al bajar de la sierra por esta parte cambia su nombre por el de *río San Martín*, que desemboca al *río Ameca*. Otro de los ríos de la sierra se localiza al oeste de la zona de estudio denominado *río Yerbabuena,* que se convierte luego en el *río Atengo*, después en el *río Ayutla* y más abajo en el *río Ayuquila,* el cual es tributario del *río Armería*. De igual manera, el *río Tecolotlán* viene a formar el *río Tuxcacuesco*, que finalmente vierte sus aguas al del *río Armería*.

6.2.3 Clima

Se identifican dos climas en la región y de acuerdo al criterio de Köppen modificado por García (1987) son:

a) (A)C(w^1)(w) que se describe como cálido y húmedo con larga temporada seca, y

b) C (w^2) (w) que se le describe como templado y húmedo con lluvias en verano.

La temperatura media anual oscila entre 18 y 22°C, siendo para el mes más frío una temperatura variante entre -3 y 18°C. La precipitación pluvial promedia entre 700 y 1000mm por año (Guerrero y López, 1997).

6.2.4 Vegetación

Guerrero y López (1997) describen para la Sierra de Quila seis tipos de vegetación, predominando el *Bosque de Pino-Encino*, el *Bosque de Encino* y la *Selva baja caducifolia*; el resto son fracciones de *Bosque espinoso*, *Bosque de galería* y *Bosque mesófilo de montaña*.

El *Bosque de Pino-Encino* es el más característico dentro del área protegida, y se distribuye desde los 1900 msnm hasta los límites más altos de la sierra. Los géneros representativos de esta comunidad vegetal son: *Pinus, Quercus,* y algunos individuos del género *Alnus* y *Arbutus*; mientras que el *Bosque de Encino* atraviesa de manera horizontal en dirección E-W toda la sierra, situándose entre los 1500 y 1900 msnm, traslapándose en ocasiones con la *Selva baja caducifolia*. En las partes más bajas de la sierra se encuentran especies como *Quercus magnoliifolia* mezclado con elementos de *Quercus gentryi, Q. splendens y Q. laeta*; mientras que en la parte media predominan las especies *Quercus*

magnoliifolia, Q. resinosa, Q. castanea, Q. eduardii y Q. coccolobifolia (Guerrero y López, 1997).

El *Bosque de galería* se le denomina a las agrupaciones arbóreas que crecen a lo largo de ríos y arroyos, estos elementos se encuentran desde los 1300 hasta los 2100 msnm. El estrato arbóreo es muy diverso, siendo *Agonandra, Alnus, Bunchosia, Casimiroa, Colubrina, Ficus, Prunus, Psidium, Salix, Bursera, Inga, Leucaena, Lysiloma, Montanoa, Morus, Oreopanax, Phoebe, Pithecellobium, Picrasma, Thouninia, Vitex, Wimmeri, Xylosma* y *Yucca* los géneros característicos de este tipo de vegetación; asimismo el *Bosque mesófilo de montaña* ocupa zonas muy húmedas, se compone por elementos perennifolios y caducifolios ya que posee características de tipos de vegetación tanto templada como tropical. Su presencia es fragmentaria, se encuentra en cañadas o en lugares con nacimientos de agua permanente, distribuyéndose desde 1950 a 2560 msnm, altura máxima que alcanza el cerro El Huehuentón. Las especies arbóreas que conforman este tipo de vegetación pertenecen a los géneros *Ardisia, Clethra, Meliosma, Phoebe, Prunus, Quercus, Styrax* y *Ternstroemia* (Guerrero y López, 1997).

La *Selva baja caducifolia* se distribuye sobre las laderas de los cerros, desarrollándose en suelos someros bien desarrollados y pedregosos, asentándose entre los 1300 hasta 1850 msnm. Presenta elementos arbóreos que pierden sus hojas una parte del año, una estructura densa y heterogénea donde se reconocen tres estratos bien definidos, el arbóreo, el arbustivo y el herbáceo, participando de manera importante las plantas trepadoras anuales, los bejucos leñosos y las epífitas. Entre los géneros que conforman la fisonomía de este tipo de vegetación se encuentran *Bursera, Ceiba, Cordia, Eritrina, Heliocarpus, Leucaena, Liaban, Lysiloma, Stenocereus, Thouinia, Siguiera, Wimmeria* y *Zanthoxyllum,* así como especies favorecidas por el disturbio como *Guazuma ulmifolia e Ipomea murucoides*; por otro lado, el *Bosque espinoso* se desarrolla en condiciones de clima seco, se sitúa a los 1300 msnm en las faldas de la sierra en suelos aluviales con mantos de agua profundos. A causa de que los suelos son aptos para la

agricultura, este tipo de bosque ha sido paulatinamente modificado, siendo la principal causa el cambio de uso de suelo. Este tipo de bosque se encuentra dominado por la especie *Prosopis laevigata* (mezquite); acompañándole especies de géneros como *Pithecellobium, Guazuma y Acacia,* este último conformando el estrato arbustivo (Guerrero y López, 1997).

6.2.5 Fauna

La diversidad faunística del APFF "Sierra de Quila" no ha sido del todo inventariada; sin embargo, la mejor recopilación sobre fauna en Jalisco es la presentada en el estudio de Ordenamiento Territorial de Jalisco realizado por la Secretaria de Medio Ambiente para el Desarrollo Sustentable (SEMADES, 2006), donde se hace referencia de un inventario preliminar para el APFF "Sierra de Quila" de fauna silvestre, el cual se resume en el cuadro 2.

Cuadro 2. Inventario preliminar de la fauna del APFF "Sierra de Quila".

Clase	Orden	Familia	Género	Especie
Anfibios	2	5	5	5
Reptiles	3	9	13	15
Aves	13	25	75	90
Mamíferos	7	17	27	28

Fuente: Ordenamiento Territorial del Estado de Jalisco SEMADES (2006).

Los anfibios y reptiles en el ámbito estatal están reportados 7 Ordenes, 28 Familias, 77 Géneros y 195 Especies (SEMADES, 2006); si se comparan estos datos con los datos de la tabla 2, tenemos que en el APFF "Sierra de Quila" está representado el 70% de los Ordenes para anfibios y reptiles de Jalisco, el 46% de las Familias, el 22% de los Géneros y el 10% de las Especies.

En la clase de las Aves, para el Estado de Jalisco se tienen reportados 18 Ordenes, 54 Familias, 252 Géneros y 437 Especies (SEMADES, 2006), lo que

representa para el APFF “Sierra de Quila” un inventario preliminar del 72% de los Ordenes, 46% de las Familias, 28% de los Géneros y el 20% de las Especies a nivel Estatal.

Para la clase de Mamíferos se tiene que en el ámbito estatal se han reportado 8 Ordenes, 22 Familias, aproximadamente 86 Géneros y 164 Especies (SEMADES, 2006), por lo que en el APFF “Sierra de Quila” están representados el 87% de los Ordenes, el 77% de las Familias, el 31% de los Géneros y apenas el 17% de las Especies.

A pesar de que los insectos son los seres vivos más abundantes y diversos por su tamaño, distribución y hábitos (Barnes y Ruppet, 1996), el APPF “Sierra de Quila” no cuenta con estudios o registros afines.

6.2.6 Uso de suelo

El APFF “Sierra de Quila” es considerada como una región boscosa, teniendo el 95% de su superficie una aptitud forestal (INEGI, 1974), mientras que el resto lo conforma principalmente la actividad agropecuaria, la cual se desarrolla principalmente alrededor del área protegida.

7. MARCO METODOLÓGICO

La figura 6 muestra el diagrama de flujo metodológico seguido para calcular los índices de fragmentación y patrones de paisaje, ésta se dividió en tres fases, la primera consistió en la preparación de las cartas de vegetación con el programa ArcView (transformación de formatos); la segunda fase consistió en la aplicación del análisis espacial a nivel de clase y por último (3ra fase) el análisis espacial a nivel de paisaje. Una explicación detallada de cada una de estas fases se describe en el capitulo 7.2

7.1. Materiales

7.1.1. Cartas de Vegetación

El desarrollo de este estudio se basa a partir de dos cartas de vegetación resultantes de una clasificación supervisada realizada por Villavicencio (2004) de dos imágenes multiespectrales de satélite *Landsat*, una 4TM obtenida en marzo de 1993 y otra 7ETM+ de enero de 2000 (figura 7); la clasificación automática (basada en píxeles) se obtuvo por el método de máxima probabilidad y posterior reclasificación jerárquica mediante el clasificador experto del programa ERDAS IMAGINE, combinando en este último proceso la carta de vegetación con un modelo de elevación del terreno, fotografía aérea color-infrarrojo en escala 1:10000 y foto-documentación tomada en campo. La resolución espacial de ambas cartas es de 28x28 metros (tamaño de píxel) (figura 8).

Las cartas de vegetación registraron una precisión en su clasificación de 86% para la imagen de 1993 y 83% para la del año 2000. Las cartas presentan diez clases de uso, siendo: *Bosque de Pino-Encino, Bosque de Encino-Pino, Bosque de Encino, Bosque abierto de Pino-Encino, Selva baja caducifolia y Regeneración/Plantaciones*, las consideradas como la “Cobertura Forestal”, asimismo las clases *Agricultura, Pastizal, Área sin vegetación aparente y*

Sombras, fueron determinadas como las “Coberturas no Forestales” (Villavicencio, 2004).

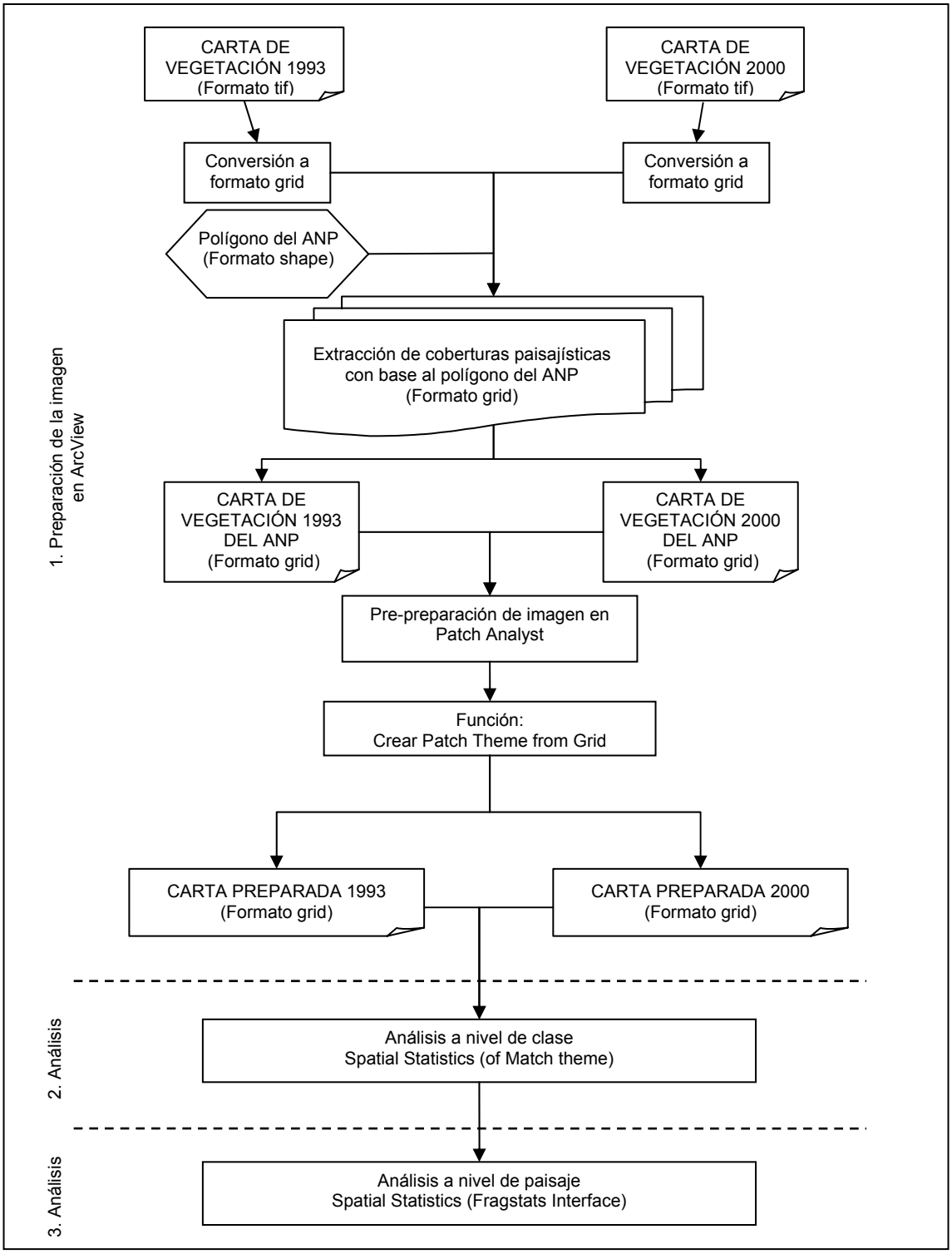

Figura 6. Diagrama de flujo de la metodología empleada.

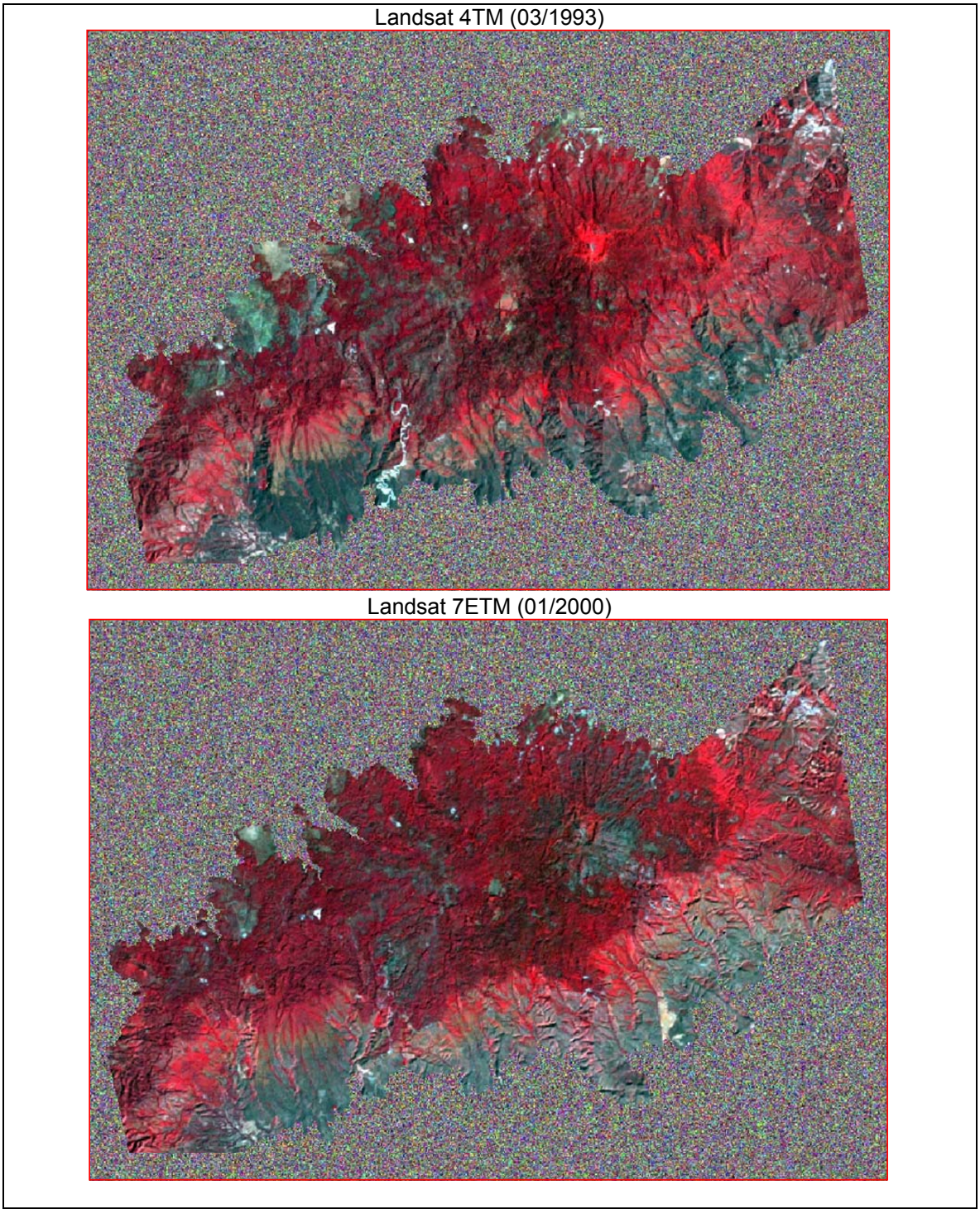

Figura 7. Imágenes multiespectrales de satélite, APFF “Sierra de Quila”; combinación de bandas RVA: 4-3-2.

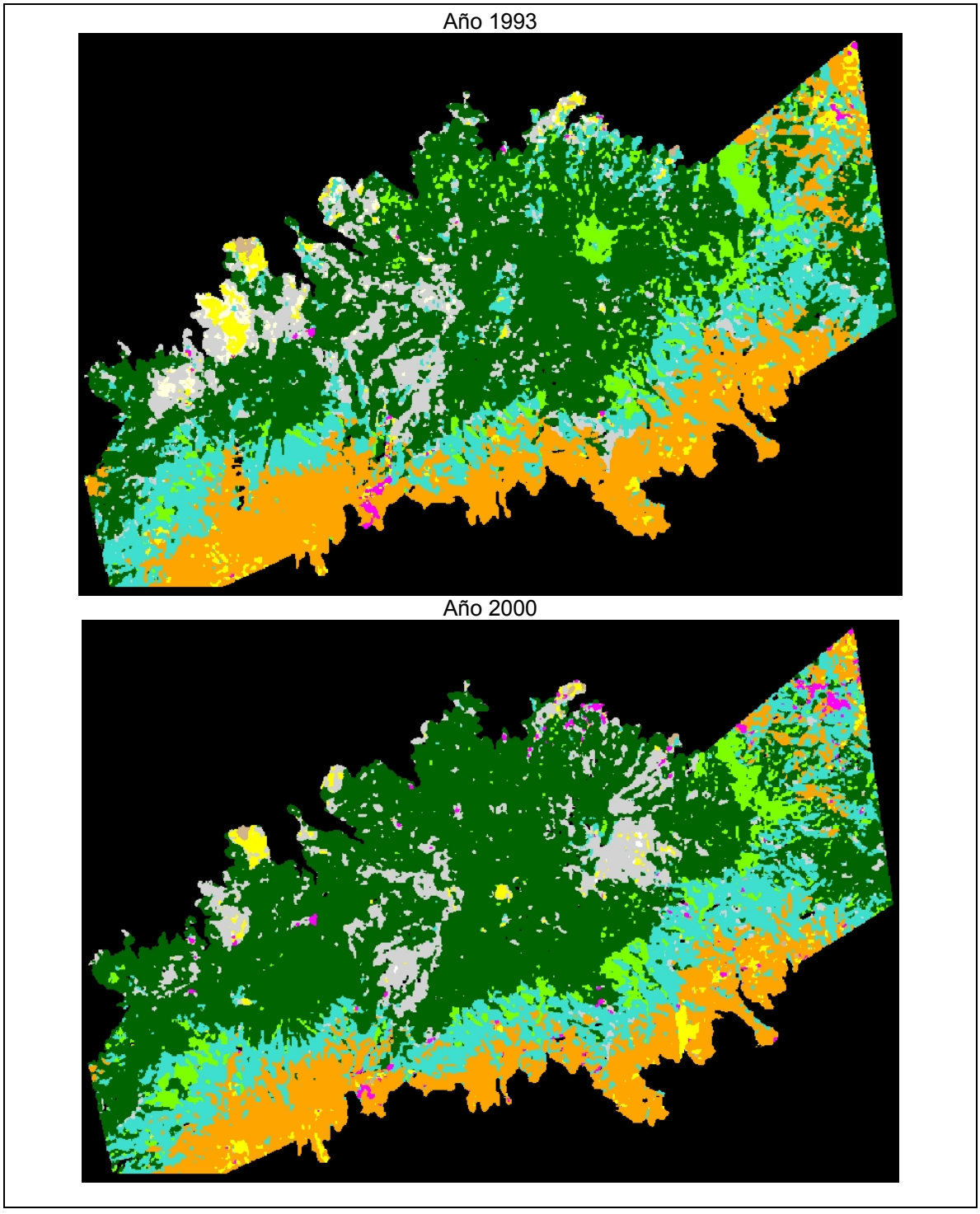

Figura 8. Cartas de vegetación del APFF “Sierra de Quila”.

7.1.2. Equipo de Sistemas de Información Geográfica

El análisis estadístico de la estructura paisajística se realizó de manera independiente para cada carta de vegetación a través del cálculo de índices desarrollados y utilizados por la ecología del paisaje (*landscape ecology)*, particularmente del programa FRAGSTATS diseñado por McGarial y Marks (1994) generado para ESRI (*Enviromental Systems Research Institute Inc*).

Para el presente trabajo se empleo la versión *Patch Analyst 3.1* para *ArcView* (v3.2a); en un sistema: Microsoft Windows XP profesional, versión 2002 con un equipo: Intel(R) Celeron(TM) CPU 1300MHz. Asimismo, para los análisis estadísticos simples se utilizó una hoja de bases de datos con el programa Excel de Microsoft Office.

7.2. Procedimiento metodológico

7.2.1 Procesamiento de las cartas de vegetación

En la primera fase de la metodología las cartas fueron exportadas al programa *ArcView* en donde se convirtieron de formato “tif a un formato “grid”; junto a estas se exporto el polígono del ANP (formato *“shape”* o *“vector”*), con esta última capa de información, se extrajo una nueva imagen (formato *“raster”* o *“grid”*) de cada una de las cartas de vegetación utilizando la función *Extract Grid Theme Polygon* del menú *Grid Analyst* (figura 9), con la finalidad de eliminar el contorno de la imagen original, la cual no proporciona ninguna información (ver figura 8). A estás imágenes se les aplicó la función *Crear Patch Theme from Grid* del menú *Patch Grid*, especificándose el método de agrupamiento de 8 direcciones (Uso Diagonales) por tipo de cobertura de manera automática, con la finalidad de crear nuevas imágenes en formato *“grid por tipo”* (figura 10).

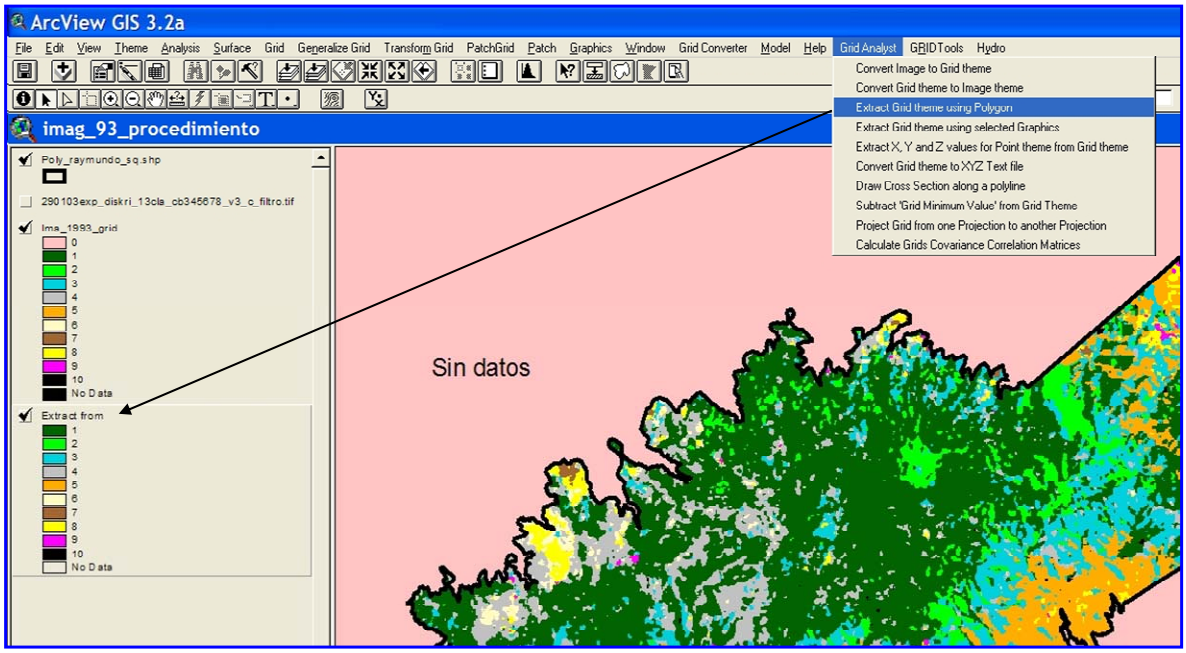

Figura 9. Extracción del polígono del APFF con la función *Extract Grid Theme Polygon* de ArcView.

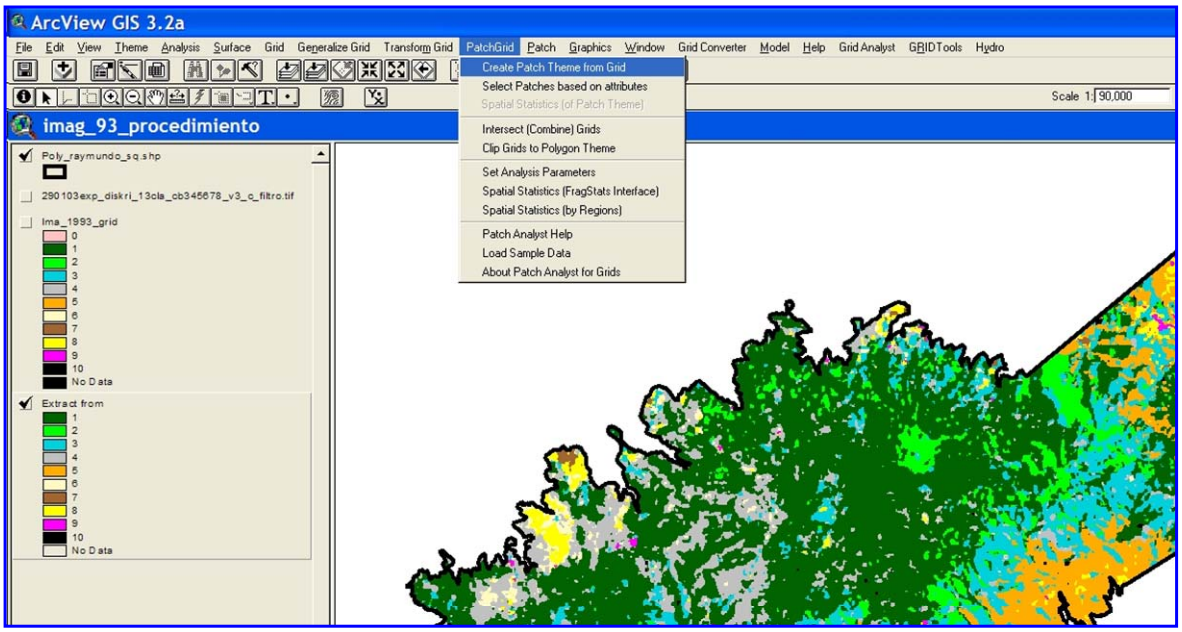

Figura 10. Proceso de la función *Crear Patch Theme from Grid*.

7.2.2 Análisis estadístico de la estructura paisajística

Una vez preparadas las cartas de vegetación, se efectuaron dos procedimientos para el cálculo de índices de fragmentación y estructura del paisaje; un primer análisis estadístico con la función *Spatial Statistics (of Patch Theme)*, con el cual, es posible obtener parámetros a nivel de clases y cálculos a nivel de parche por cada tipo de cobertura (figura 11), posteriormente un análisis con la función *Spatial Statistics (FragStats Interface)*, a manera de obtener parámetros a nivel de paisaje (figura 12). Estos dos análisis permitieron evaluar medidas de área, tamaño, longitud, forma, distribución espacial y diversidad de cada una de las coberturas y usos del suelo.

Tanto la función *Spatial Statistics (of Patch Theme)* y *Spatial Statistics (FragStats Interface)* son activadas del menú *PatchGrid* de ArcView. Para cada uno de los análisis se seleccionó el tema a analizar (*Themes*), los cuales representan las cartas de vegetación; posteriormente se escogió el campo de análisis, es decir, por tipo de coberturas (*Class*), y finalmente se seleccionó nivel de análisis (*Analyze by*) (figuras 11 y 12).

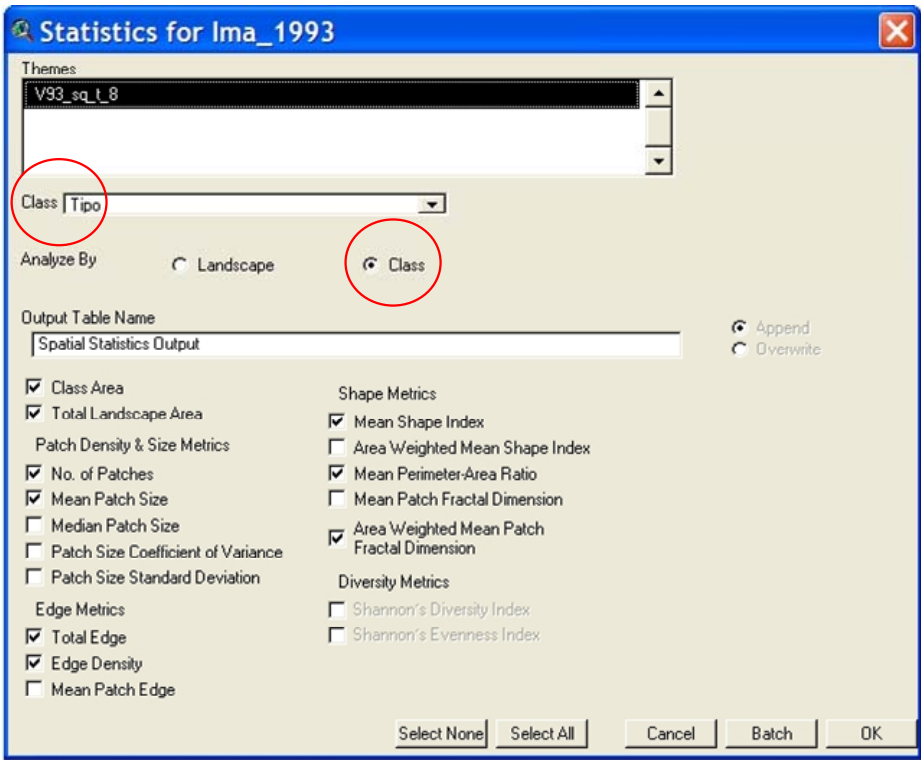

Figura 11. Ventana del análisis estadístico a nivel de clase por tipo de parche.

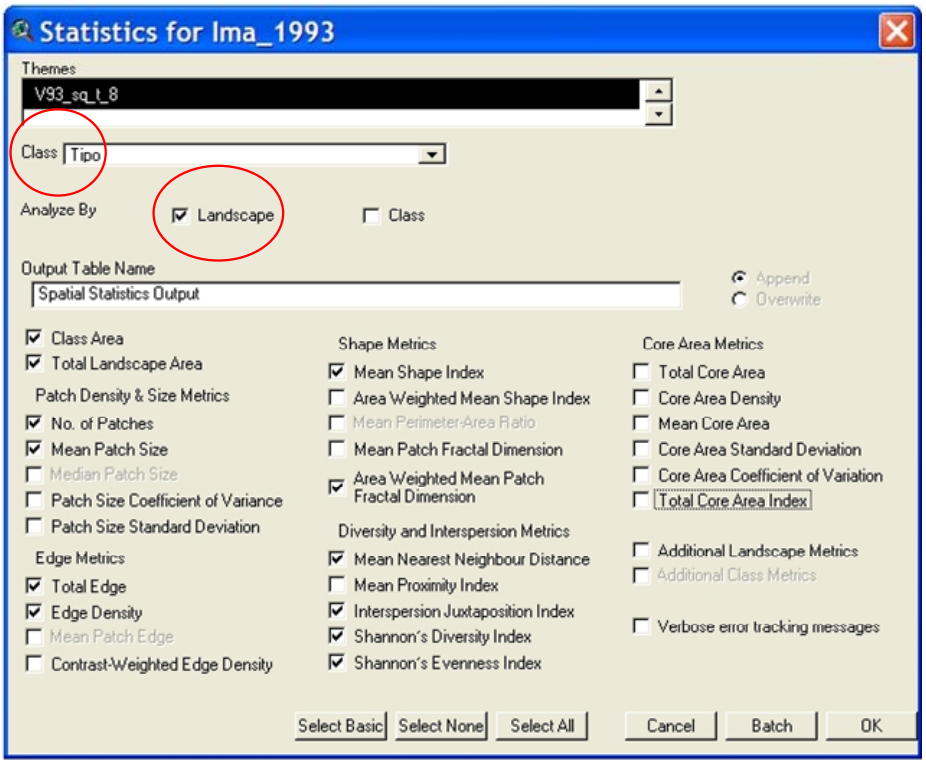

Figura 12. Ventana del análisis estadístico a nivel paisaje.

7.2.3. Índices de evaluación de la estructura y composición del paisaje

Con el propósito de cuantificar la composición y configuración del paisaje, autores dedicados a la ecología del paisaje como Forman y Godron (1986), Turner (1990), Burel y Baudry (2002), MacGarigal y Marks (1994), entre otros, han desarrollado una serie de índices para el análisis del paisaje, los cuales están basados en atributos geométricos de carácter euclidiano y fractal, como el tamaño, la forma, el borde, el arreglo espacial y la diversidad de los parches, normalmente identificados con base en los usos del suelo (Romero, 2004).

MacGarigal y Marks (1994) desarrollaron 59 índices en su programa FRAGSTAS, los cuales operan a distintos niveles: parche, clase y paisaje. La extensión Patch Analyst, como una extensión del ArcView, cuenta con 42 índices (Elkie *et al*. 1999), mismos que fueron calculados para este estudio; sin embargo, para este trabajo solo se consideraron para su interpretación 11 de éstos, los cuales fueron determinados por referencia de otros autores (Mas, 1998; Ospina, 2003; Romero, 2004; Rodríguez y Rosales, 2004 y Santiago, 2006), ya que resumen la descripción básica y concreta de los patrones de fragmentación (tamaño, borde, forma, distribución y diversidad).

A continuación se detallan los índices empleados para este estudio, los cuales se calcularon a dos escalas: a nivel de clase y a nivel de paisaje. Las siglas de cada uno los índices son en inglés, como el programa *Patch Analyst* las describe.

7.2.3.1 Medidas de área

El aspecto más fácil de reconocer en los parches es su área. Los índices que se emplearon para calcular el área fueron desarrollados por McGarial y Marks (1994) y son:

a) *Área total del parche (CA)*: Es igual a la sumatoria de las áreas de parche (m²) de cada tipo de cobertura (a_{ij}), dividido entre 10,000 para convertir a hectáreas (ecuación 1).

$$CA = \sum_{j=1}^{n} a_{ij}\left(\frac{1}{10{,}000}\right) \qquad (1)$$

b) *Área total del paisaje (TLA)*: Es igual al área total del paisaje (m^2), dividido entre 10,000 para convertir a hectáreas (ecuación 2).

$$TLA = A\left(\frac{1}{10{,}000}\right) \qquad (2)$$

7.2.3.2 Número y tamaño promedio de los parches

Para calcular el número y tamaño promedio de los parches, se utilizaron los siguientes índices:

a) *Número de parches (NUMP)*: El modo más simple de evaluar la diversidad de la superficie de la tierra es contar con el número de categorías diferentes en una unidad de área (Eiden *et al.* 2000), en este caso, los parches de cada tipo de cobertura paisajística. La interpretación es definida como, a mayor número de parches, mayor es la fragmentación (Elkie *et al*. 1999). El *NUMP* es igual al número de parches en el paisaje por cada tipo de cobertura (n_i) ó igual al número total de parches en el paisaje (*N*) (ecuaciones 3 y 3a) (McGarial y Marks, 1994).

$$NUMP = n_i \text{.....(3) ó} = N \qquad (3a)$$

b) *Tamaño promedio de parches (MPS)*: Es igual a la sumatoria del área de parche (a_{ij}, en m^2) de cada tipo de cobertura, dividido entre el número de

parches de cada tipo de cobertura (n_i) para el cálculo a nivel de clase (ecuación 4); y es igual al área total del paisaje (A), dividido entre el número total de parches (N) para el cálculo a nivel de paisaje (ecuación 5), cada una dividida entre 10,000 para convertir a hectáreas (McGarial y Marks, 1994).

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}{n_i}\left(\frac{1}{10{,}000}\right) \qquad (4) \qquad\qquad MPS = \frac{A}{N}\left(\frac{1}{10{,}000}\right) \qquad (5)$$

Rodríguez y Rosales (2004) señalan que, si el tamaño de parche es pequeño, representa un paisaje fragmentado.

7.2.3.3 Medida de borde

La longitud de los parches de cada tipo de cobertura fue calculada mediante el siguiente índice:

a) *Perímetro total de los parches (TE)*: Es igual a la sumatoria de las longitudes de borde (m) en el paisaje de cada tipo de cobertura (a nivel de clase) (e_{ik}), (ver ecuación 6) (McGarial y Marks, 1994).

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik} \qquad (6)$$

7.2.3.4 Medidas de forma

La complejidad del paisaje es expresada a través de la forma de los parches (Romero, 2004), la cual se estima con los siguientes índices:

a) *Promedio del índice de forma (MSI)*: Es igual a la sumatoria del perímetro de parche de cada tipo de cobertura (p_{ij}, en metros), ajustado por una

constante con valor de 0.25, dividido entre la raíz cuadrada del área de parche (a_{ij}, en m^2) de cada tipo de cobertura; todo su conjunto dividido entre el número de parches de cada tipo de cobertura (n_i) para el cálculo a nivel de clase (ecuación 7); a nivel de paisaje es igual al producto de las sumáticas de todos los parches por tipo de cobertura, dividido entre el número total de parches (N) (ecuación 8) (McGarial y Marks, 1994).

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^{n}\left(\frac{0.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}\right)}{n_i} \qquad (7) \qquad\qquad MSI = \frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left(\frac{0.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}\right)}{N} \qquad (8)$$

El promedio del índice de forma es igual a 1 cuando todos los tipos de parches presentes en el paisaje tienen una forma geométrica cuadrada; el valor de *MSI* aumenta conforme las formas de los parches se tornan irregulares (McGarial y Marks, 1994; Elkie *et al*. 1999; Mas, 1998). Las formas regulares de los parches indican intervención humana; mientras que, las formas irregulares, indican una menor incidencia (Rodríguez y Rosales, 2004).

b) *Promedio de la dimensión fractal (AWMPFD)*: Es igual a la sumatoria, en base a todos los parches de cada tipo de cobertura, de 2 veces el logaritmo del perímetro de parche (p_{ij}, en metros) dividido entre el logaritmo del área del parche (a_{ij}, en m^2), multiplicado por el área de parche (a_{ij}, en m^2) dividido entre el área total del paisaje (A); ajustada por una constante con valor de 0.25 para corregir la influencia en el perímetro (ecuación 9); a nivel paisaje es igual al producto de las sumáticas, a través de todas las clases (tipos de parches de cada una), de 2 veces el logaritmo del perímetro de parche (p_{ij}, en metros) dividido entre el logaritmo de área de parche (a_{ij}, en m^2), multiplicado por el área de parche (a_{ij}, en m^2) dividido entre el área total del paisaje (A); ajustada por una constante con valor de 0.25 para corregir la tendencia del perímetro (ecuación 10) (Romero, 2004; McGarial y Marks, 1994).

$$AWMPFD = \sum_{j=1}^{n}\left[\left(\frac{2\ln(0.25p_{ij})}{\ln a_{ij}}\right)\left(\frac{a_{ij}}{A}\right)\right] \qquad (9)$$

$$AWMPFD = \sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left[\left(\frac{2\ln(0.25p_{ij}}{\ln a_{ij}}\right)\left(\frac{a_{ij}}{A}\right)\right] \qquad (10)$$

Los límites de *AWMPFD* varían entre 1 y 2; los valores cercanos a 2 indican mayor complejidad en la forma del parche, mientras que los valores cercanos a 1 indican formas geométricas más sencillas (cuadrados) (McGarial y Marks, 1994; Romero, 2004; Mas, 1998).

c) *Promedio de la proporción perímetro/área (MPAR)*: Es igual a la sumatoria de la proporción perímetro/área del parche por cada tipo de cobertura (pa_i, en m/m^2), dividido entre el número de parches de cada tipo de cobertura (n_i), multiplicado por 10,000 para convertir a hectáreas (ecuación 11) (Elkie *et al*. 1999).

$$MPAR = \frac{\sum_{i=1}^{n} pa_i}{n_i}(10{,}000) \qquad (11)$$

El incremento del valor en la proporción perímetro/área significa que una mayor proporción del ambiente natural del parche está cerca del lindero o borde y, por tanto, son más vulnerables a procesos de perturbación o cambios ecológicos y ambientales que ahí se deriven (“efecto de borde”) (Bennet, 1998).

7.2.3.5 Medidas de distribución espacial

La distribución espacial de los tipos de parches de cada una de las clases paisajísticas y grado de fragmentación fue evaluada mediante los siguientes índices:

a) *Promedio del índice del vecino más cercano (MNN)*: Es igual a la sumatoria de la distancia promedio (en metros) al parche más cercano perteneciente al mismo tipo de cobertura (h_{ij}), dividido entre el número de parches vecinos involucrados en el paisaje por cada tipo de cobertura (n'_i) (ecuación 12); a nivel de paisaje es igual al producto de las sumáticas de todos los parches por tipo de cobertura, dividido entre el número total de parches vecinos en todo el paisaje (N') (ecuación 13) (McGarial y Marks, 1994; Romero, 2004). La distancia, corresponde a una distancia euclidiana (línea recta) entre borde y borde de los parches vecinos. El índice mide el grado de compactación o aislamiento a nivel de tipo de cobertura o paisaje (Romero, 2004).

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n'_i} \qquad (12) \qquad\qquad MNN = \frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{N'} \qquad (13)$$

b) *Índice de yuxtaposición (IJI)*: Es igual a menos la sumatoria del perímetro de parche de cada tipo de cobertura (e_{ik}, en metros) dividido entre la sumatoria del perímetro de parche de cada tipo de cobertura, multiplicado por el logaritmo natural de la misma cantidad; dividido por el logaritmo natural del número de parches por tipo de cobertura, menos 1; multiplicado por 100 (para convertir en porcentaje) (ecuación 14) (McGarial y Marks, 1994). El cálculo a nivel paisaje es igual a la sumatoria negativa del perímetro de parche de cada tipo de parche (e_{ik}, en metros) dividido entre el perímetro total del paisaje (E), multiplicado por el logaritmo natural de la misma cantidad, dividido por el logaritmo natural del número de parches tipo (m') (parches de una misma clase paisajística), por el número de parches tipo menos 1 dividido entre 2; multiplicado por 100 (para convertir en porcentaje) (ecuación 15) (McGarial y Marks, 1994; Romero, 2004).

$$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^{m'}\left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}\right) * \ln\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}\right)\right]}{\ln(m'-1)}(100) \qquad (14)$$

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^{m'}\sum_{k=i+1}^{m'}\left[\left(\frac{e_{ik}}{E}\right) * \ln\left(\frac{e_{ik}}{E}\right)\right]}{\ln\{2[m'(m'-1)]\}}(100) \qquad (15)$$

Un valor cercano a 0, el *IJI* significará que los parches tipo (clase) son poco abundantes y tienden a estar localizados en áreas especificas. Valores intermedios (alrededor de 50) significan una distribución media por buena parte del territorio. Valores cercanos a 100% significará que los parches están distribuidos por todo el territorio (Romero, 2004).

Este índice evalúa el grado de abundancia, dispersión o aglomeración de los parches pertenecientes a cada una de las clases paisajísticas. Cuanto mayor sea el *IJI* y la superficie total (*CA*) cubierta por la clase, mayor será la homogenización paisajística (Romero, 2004).

7.2.3.6 Medidas de diversidad

La evaluación de la diversidad paisajística está representada por los Índices de diversidad e igualdad de Shannon:

a) *Índice de Diversidad de Shannon (SDI)*: Es igual a menos la sumatoria, a través de todo el paisaje, de la proporción de abundancia de cada tipo de parche (clase paisajística) (P_i) multiplicado por el logaritmo natural de la misma proporción (ecuación 16) (McGarial y Marks, 1994; Romero, 2004).

$$SDI = -\sum_{i=1}^{m}(P_i * \ln P_i) \qquad (16)$$

Este índice mide la diversidad que tiene el paisaje respecto a su composición. Un valor es igual a 0 cuando el paisaje sólo contiene un parche de una sola clase paisajística y éste se incrementa conforme aumenta el número de clases dentro de la unidad paisajística, situación que también varía de un período a otro por el incremento o desaparición de parches de cada tipo de clase (McGarial y Marks, 1994; Romero, 2004).

b) *Índice de Igualdad de Shannon (SEI)*: Es igual al *índice de Diversidad de Shannon* (*SDI*) dividido entre el logaritmo natural del número de parches de cada tipo de clase, o de todos los parches que conforman el mosaico paisajístico de todo el territorio en estudio (ecuación 17) (McGarial y Marks, 1994; Romero, 2004).

$$SEI = \frac{SDI}{\ln m} \qquad (17)$$

Este índice mide la diversidad de los tipos de parches de las clases paisajísticas, considerando la configuración de los parches de cada tipo. Además contabiliza los procesos de fragmentación, es decir, cuanto más sea el número de parches por tipo de clase más fragmentado será el paisaje y su valor se acerca a 1. Un valor igual a 0 será cuando el paisaje contiene sólo un tipo de parche de una sola clase paisajística, o sea un paisaje totalmente homogéneo, o bien será igual a 1 cuando la configuración de los tipos de clases en el paisaje son totalmente iguales (Romero, 2004; McGarial y Marks, 1994).

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Estructura y distribución del paisaje del ANP “Sierra de Quila” (1993 y 2000)

La distribución del paisaje del APFF “Sierra de Quila”, con una superficie de 14,097.34 ha, está caracterizada por poseer una cobertura forestal en un 96.6% de su superficie y el resto (3.4%) por coberturas no forestales (Áreas de uso agrícola, pastizales y áreas sin vegetación aparente principalmente) (cuadro 3).

En 1993, la carta de vegetación registró las siguientes coberturas forestales de manera predominante: el *Bosque de Pino-Encino* con 42.8%, seguida de la *Selva baja caducifolia* con 19.8%, y el *Bosque de encino* con 17.3%; el resto de las coberturas se muestra en el cuadro 3. En el año 2000, el *Bosque de Pino-Encino* se mantuvo como la cobertura forestal dominante, aumentando incluso su superficie en 7143.65 ha. Debido a la disminución de superficie registrada en la *Selva baja caducifolia*, el *Bosque de encino* ocupa la segunda cobertura con 17.2%, que equivalen a 2418.64 ha de superficie en el paisaje (cuadro 3).

De las coberturas no forestales se destaca el incremento de la cobertura *Área sin vegetación aparente*, que incrementa su superficie de 56.84 ha a 121.76 ha en un lapso de siete años, favoreciendo particularmente el grado de fragmentación en el paisaje. Por otro lado, las coberturas de *agricultura* y *pastiza*l redujeron su superficie, pasando de 38.57 ha a 33.79 ha y 344.18 ha a 260 ha respectivamente.

Cuadro 3. Tipo y relación porcentual de coberturas vegetales y otros usos de suelo del APFF "Sierra de Quila".

CLASE	1993		2000	
	(ha)	%	(ha)	%
Bosque de Pino-Encino	6037.58	42.83	7143.65	50.67
Bosque de Encino-Pino	809.72	5.74	659.42	4.68
Bosque de Encino	2435.26	17.27	2418.64	17.16
Bosque abierto de Pino-Encino	1354.83	9.61	1239.19	8.79
Selva Tropical Caducifolio	2797.39	19.84	2149.65	15.25
Regeneración / Plantaciones	174.20	1.24	10.04	0.07
Total (Coberturas forestales)	**13608.98**	**96.54**	**13620.59**	**96.62**
Agricultura	38.57	0.27	33.79	0.24
Pastizal	344.18	2.44	260.05	1.84
Área sin vegetación aparente	56.84	0.40	121.76	0.86
Sombras	39.75	0.28	53.94	0.38
Total (Coberturas no forestales)	**479.34**	**3.40**	**469.54**	**3.33**
Total del paisaje	**14097.34**			

8.2 Cambios en la composición y configuración a nivel de clase

Un panorama general de los resultados obtenidos en este trabajo es presentado en el cuadro 10 del capitulo 11, el cual muestra los índices de fragmentación, tanto a nivel de clase como de paisaje, en cada una de las coberturas vegetales del ANP para ambos años (1993 y 2000).

A continuación se exponen los índices de fragmentación y la comparación de los cambios temporales ocurridos en las coberturas forestales a nivel de clase.

8.2.1 Superficie de los parches según su clase paisajística

De manera general, el área total correspondiente a las coberturas forestales ha mantenido su cobertura terrestre, registrándose un cambio superficial de solo 0.09% durante el período de 1993 a 2000 (ver cuadro 4), mientras que el área total de las coberturas no forestales disminuyó cerca de 10 hectáreas.

De los cambios ocurridos en la superficie de las coberturas forestales del ANP se destaca, por un lado, el incremento de la superficie del *Bosque Pino-Encino* en un 18.3% (1106.07 ha) (cuadro 4 y figura 13). El incremento se atribuye principalmente por la disminución de la superficie de las coberturas de *Bosque abierto de Pino-Encino* y de *Regeneración / Plantación*, que en el transcurso de 1993 a 2000 registró un incremento en la densidad de cobertura y un cambio sucesional de desarrollo del arbolado respectivamente (ver figura 14).

Por otro lado, tal como lo menciona Múgica *et al*. (2002), los ambientes frágiles como los trópicos resultan ser los más vulnerables a la fragmentación, en el caso de la *Selva baja caducifolia* disminuyó 23.2%, lo que equivale a 674.74 ha con respecto a la cobertura original (año 1993) (cuadro 4 y figura 13); resultados similares de disminución del ecosistema tropical caducifolio lo reportó Mas (1998) en su estudio realizado en la Laguna de Términos, Campeche; está reducción tuvo por consecuencia un aumento en la fragmentación, tal y como se aprecia en la figura 15; un factor que se le atribuye a este proceso es el cambio de uso de suelo a través de la inducción de actividades agropecuarias, ya bien sea por la práctica agrícola de temporal o por la introducción de pastos para el consumo del ganado, dichas actividades son señaladas por SEMADES (2006) como uno de los principales problemas con lo que se enfrentan los bosques de las áreas naturales.

Cuadro 4. Superficies absolutas y relativas de la cobertura forestal período 1993-2000 y su diferencia.

CLASE	1993		2000		Diferencia	
	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%
Bosque de Pino-Encino	6037.58	42.83	7143.65	50.67	1106.07	18.3
Bosque de Encino-Pino	809.72	5.74	659.42	4.68	-150.30	-18.6
Bosque de Encino	2435.26	17.27	2418.64	17.16	-16.62	-0.7
Bosque abierto de Pino-Encino	1354.83	9.61	1239.19	8.79	-115.64	-8.5
Selva baja caducifolio	2797.39	19.84	2149.65	15.25	-647.74	-23.2
Regeneración / Plantaciones	174.20	1.24	10.04	0.07	-164.16	-94.2
Área forestal total	**13608.98**		**13620.59**		**-11.61**	**-0.09**

El *Bosque de Encino-Pino* registró un cambio en su superficie de 18.6%, (150.3ha); mientras que el *Bosque de Encino*, ha permanecido prácticamente estable (cuadro 4 y figura 13); sin embargo, cabe señalar que el número de parches de esta clase disminuyó (ver cuadro 5 y figura 16).

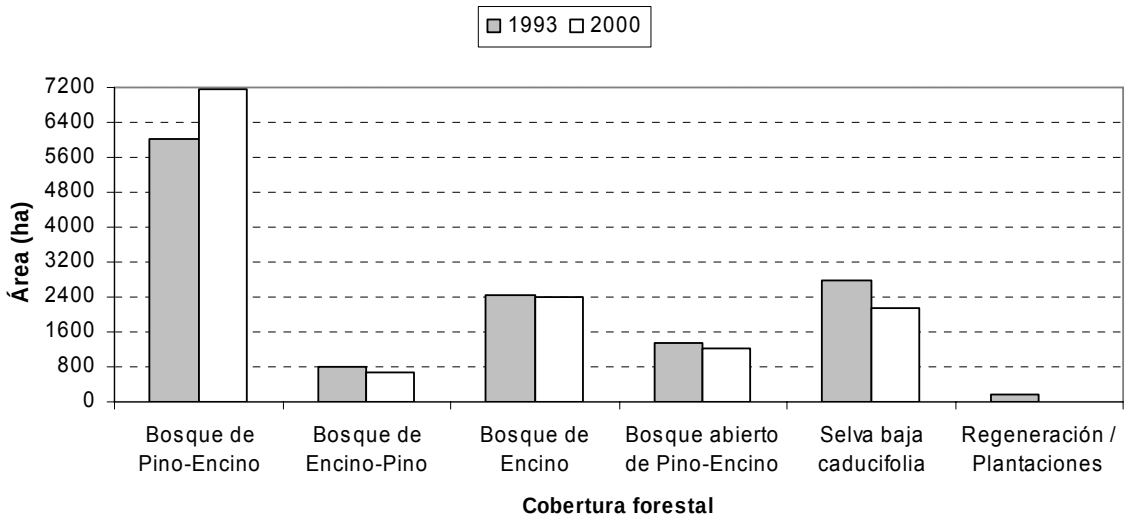

Figura 13. Cambios en la superficies de las coberturas forestales, 1993-2000.

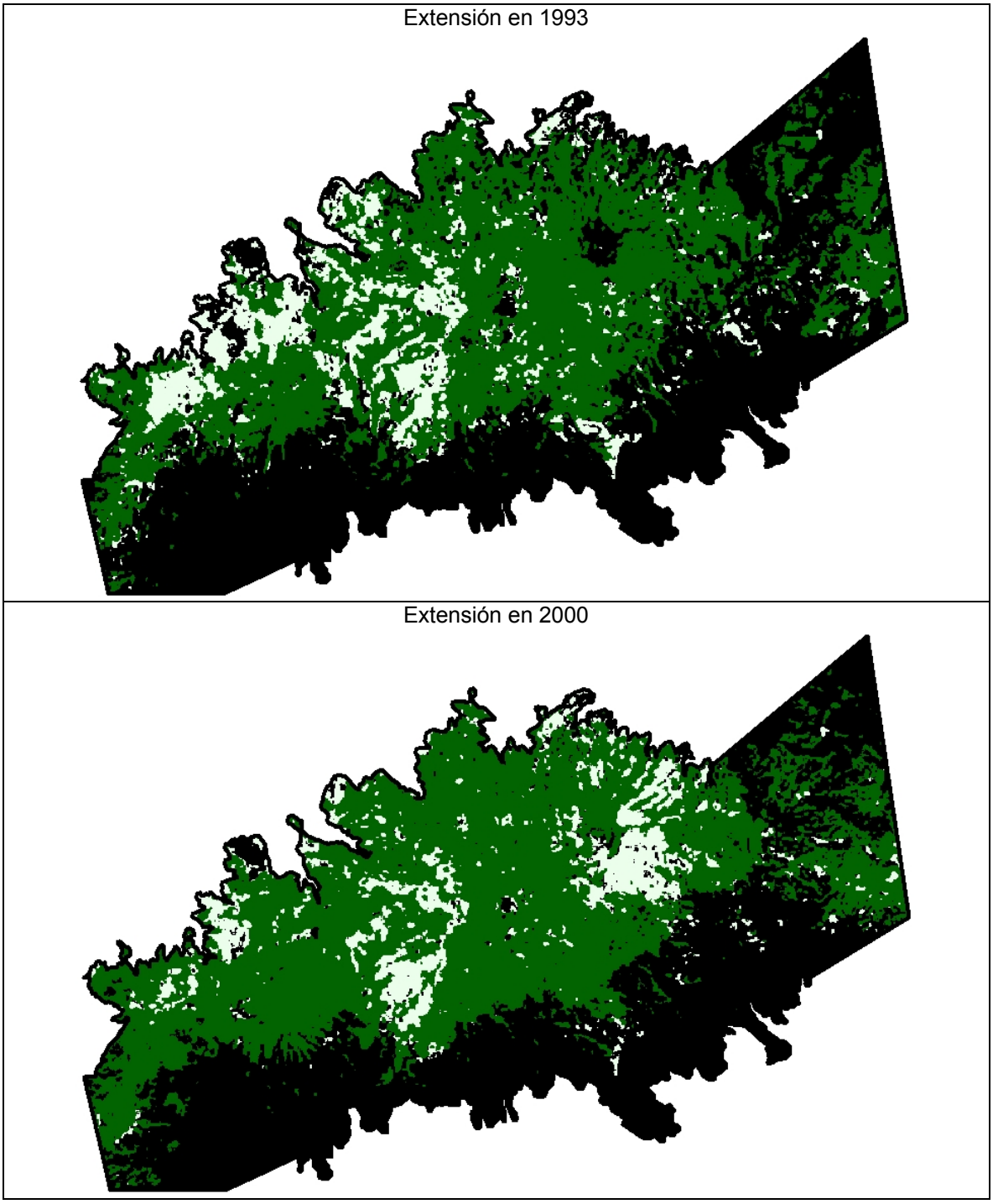

Figura 14. Distribución superficial de las coberturas *Bosque Pino-Encino*, *Bosque abierto de Pino-Encino* y *Regeneración/Plantación* en el paisaje, período 1993-2000.

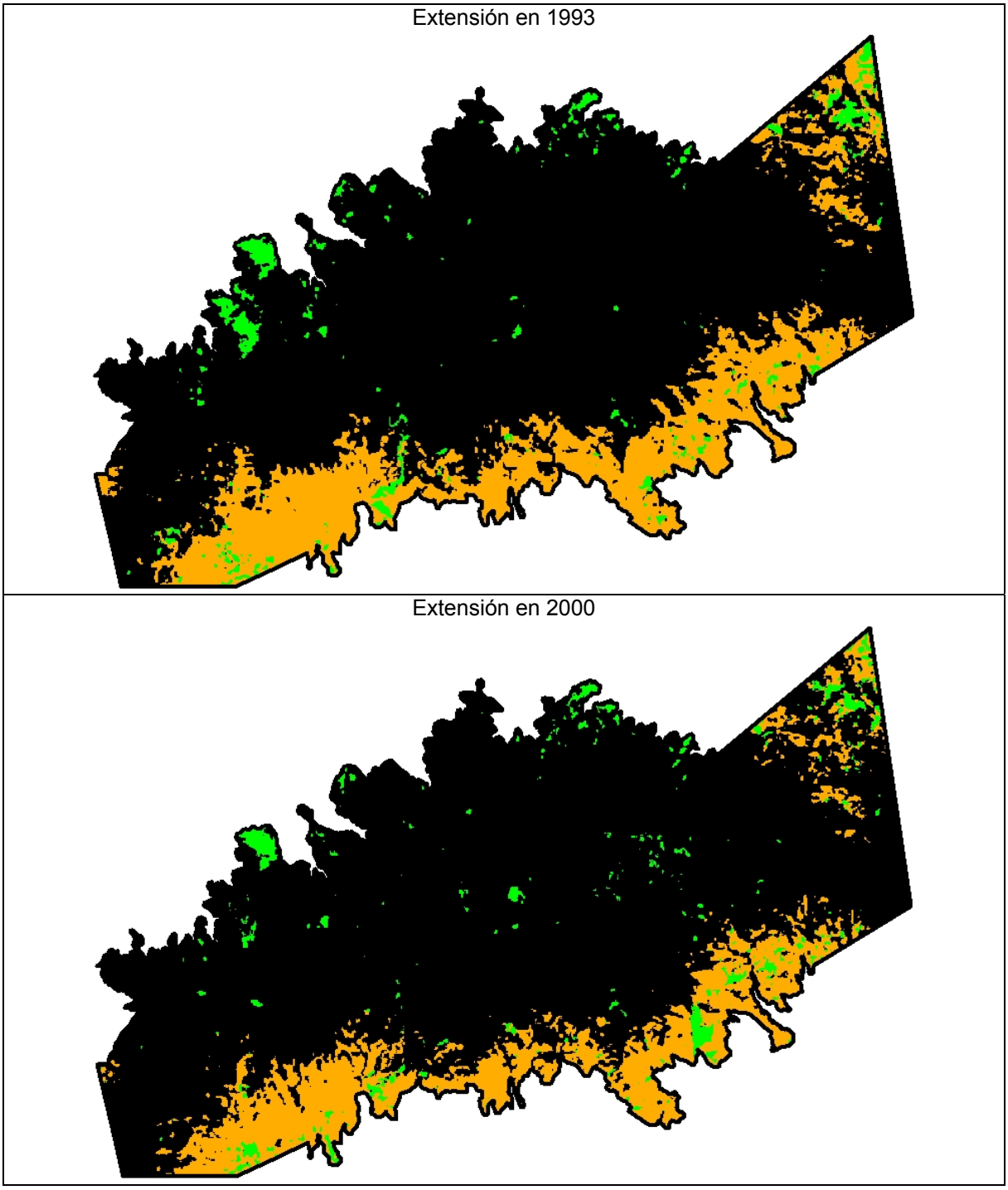

Figura 15. Distribución espacial de las coberturas *Selva baja caducifolia* y coberturas no forestales en el paisaje, período 1993-2000.

8.2.2 Cantidad y tamaño medio de los parches según su clase paisajística

El proceso de análisis de parches, permite identificar la estructura espacial (tamaño, forma, entre otros) de cada una de las coberturas vegetales, con éstas se determinó una distribución de frecuencias de tamaño de parches, desde el tamaño original de resolución (28 m), equivalentes a 784 m^2 o menores a mil metros cuadrados, de 1000 hasta 5000 m^2, de 5000 m^2 a 1 hectárea, de 1 a 10 hectáreas, de 10 a 50 hectáreas y mayores a 50 ha. El incremento, la disminución o la permanencia de la superficie correspondiente a cada tipo de cobertura forestal no necesariamente implica un cambio en el número y tamaño de los parches. Esto se demuestra en la superficie del *Bosque de Encino*, la cual se mantiene por una diferencia de solo el 0.7% de cambio (ver cuadro 4); sin embargo, la diferencia en el número de parches es mayor al 30% (disminuye de 670 a 488 parches); teniendo por consecuencia un aumento en el tamaño promedio de los parches de 3.63 ha a 4.96 ha durante este período (cuadro 5), significando una disminución en la fragmentación de esta clase debido probablemente a la unión de parches.

Otros cambios relevantes en la estructura del paisaje, a nivel clase, lo presentan las principales coberturas forestales, por un lado, el *Bosque de Pino-Encino* aumentó un 45% en el tamaño promedio de los parches, esto debido a la disminución del número de parches forestales (de 360 a 293 parches) (cuadro 5 y figura 16); por otro lado, la *Selva baja caducifolia* sufrió cambios estructurales que aceleraron el proceso de fragmentación, ya que el número de parches aumento 47.6% (de 164 a 242 parches), provocando una disminución de casi el 50% en el tamaño promedio de los parches (cuadro 5 y figura 16).

Como anteriormente se señaló, el incremento de superficie del *Bosque de Pino-Encino* corresponde a la disminución del 25% de los parches del *Bosque abierto de Pino-Encino*, la cual redujo de 631 a 474 parches; sin embargo, la proporción del tamaño promedio de parches de esta última cobertura forestal tuvo un aumento porcentual de 21.4, es decir, de 2.15 ha a 2.61 ha (cuadro 5 y figuras 16

y 17), indicando la desaparición de parches pequeños incluso menores a una hectárea.

Cuadro 5. Índices de número (*NUMP*) y tamaño promedio (MPS) de los parches y su diferencia absoluta y relativa según su clase paisajística.

CLASE	1993		2000		Diferencia			
	NUMP	MPS (ha)	NUMP	MPS (ha)	NUMP	MPS (ha)	NUMP (%)	MPS (%)
Bosque de Pino-Encino	360	16.77	293	24.38	-67	7.61	-18.6	45.4
Bosque de Encino-Pino	441	1.84	390	1.69	-51	-0.15	-11.6	-8.2
Bosque de Encino	670	3.63	488	4.96	-182	1.33	-27.2	36.6
Bosque abierto de Pino-Encino	631	2.15	474	2.61	-157	0.46	-24.9	21.4
Selva baja caducifolia	164	17.06	242	8.88	78	-8.18	47.6	-47.9
Regeneración / Plantaciones	208	0.84	32	0.31	-176	-0.53	-84.6	-63.1

Abreviatura: NUMP: Número de parches; **MPS:** Tamaño promedio de parches.

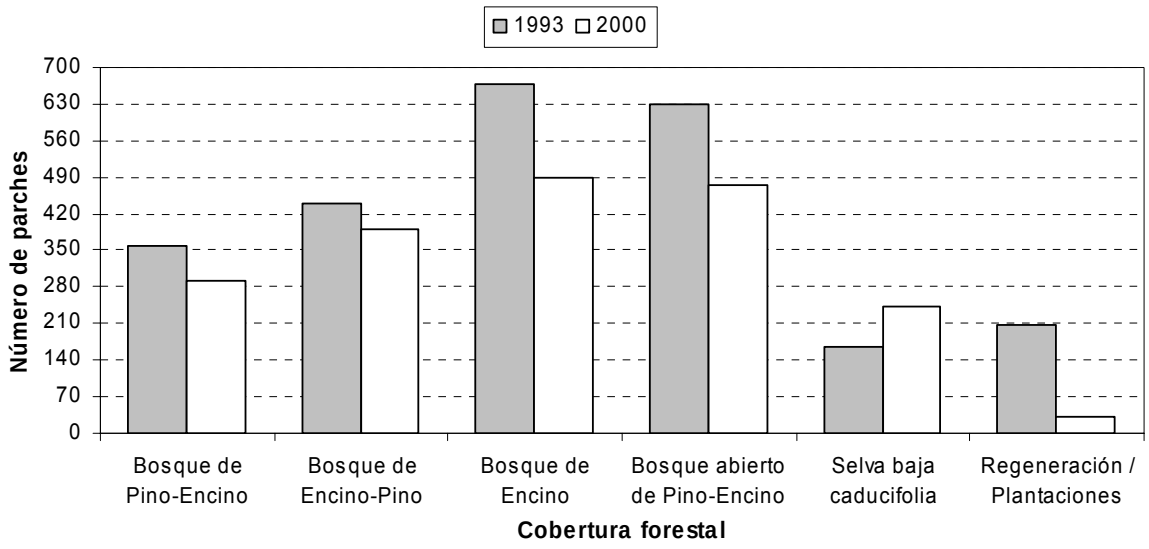

Figura 16. Número de parches por tipo de cobertura forestal, 1993-2000.

Uno de los cambios con mayor relevancia en el número de parches (84.6% de cambio), se registró para la cobertura *Regeneración/Plantación*, asimismo el

tamaño promedio de los parches se redujo de 0.84 a 0.31 hectáreas (cuadro 5 y figuras 16 y 17). Finalmente, el *Bosque de Encino-Pino* disminuyó 51 parches, de igual manera, el tamaño promedio de parches pasó de 1.84 a 1.69 hectáreas (cuadro 5 y figuras 16 y 17).

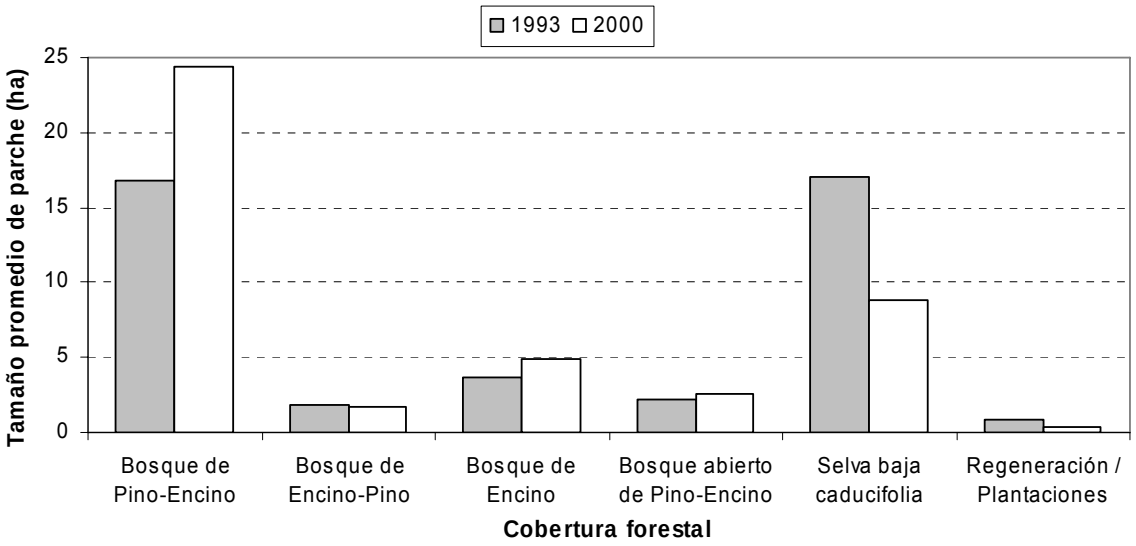

Figura 17. Tamaño promedio de parche (MPS) de las coberturas forestales, 1993-2000.

Rodríguez y Rosales (2004) señalan que, si el tamaño promedio de los parches es pequeño, representa por lo tanto un paisaje fragmentado; siguiendo este concepto en el análisis de las cartas de vegetación objeto de este trabajo, así lo sugeriría; como se observa en la figura 18, donde la distribución de frecuencias por tamaño de parches por tipo de vegetación en ambos períodos se encuentran fuertemente sesgadas hacia los fragmentos pequeños, este sesgo podría influir en los resultados promedio de algunos índices; no obstante, tamaños pequeños de parches (<1000 m² hasta menores de una hectárea) mostrados en las cartas de vegetación, representaron para el año 1993 4.2% y 3.2% para el año 2000 del total superficie paisajística. En este sentido, para el ANP “Sierra de Quila”, la gran abundancia de píxeles aislados no significa que el paisaje se encuentre fragmentado, ya que el 72% y 80% de la cobertura forestal en ambos años esta representado por parches mayores a 50 ha.

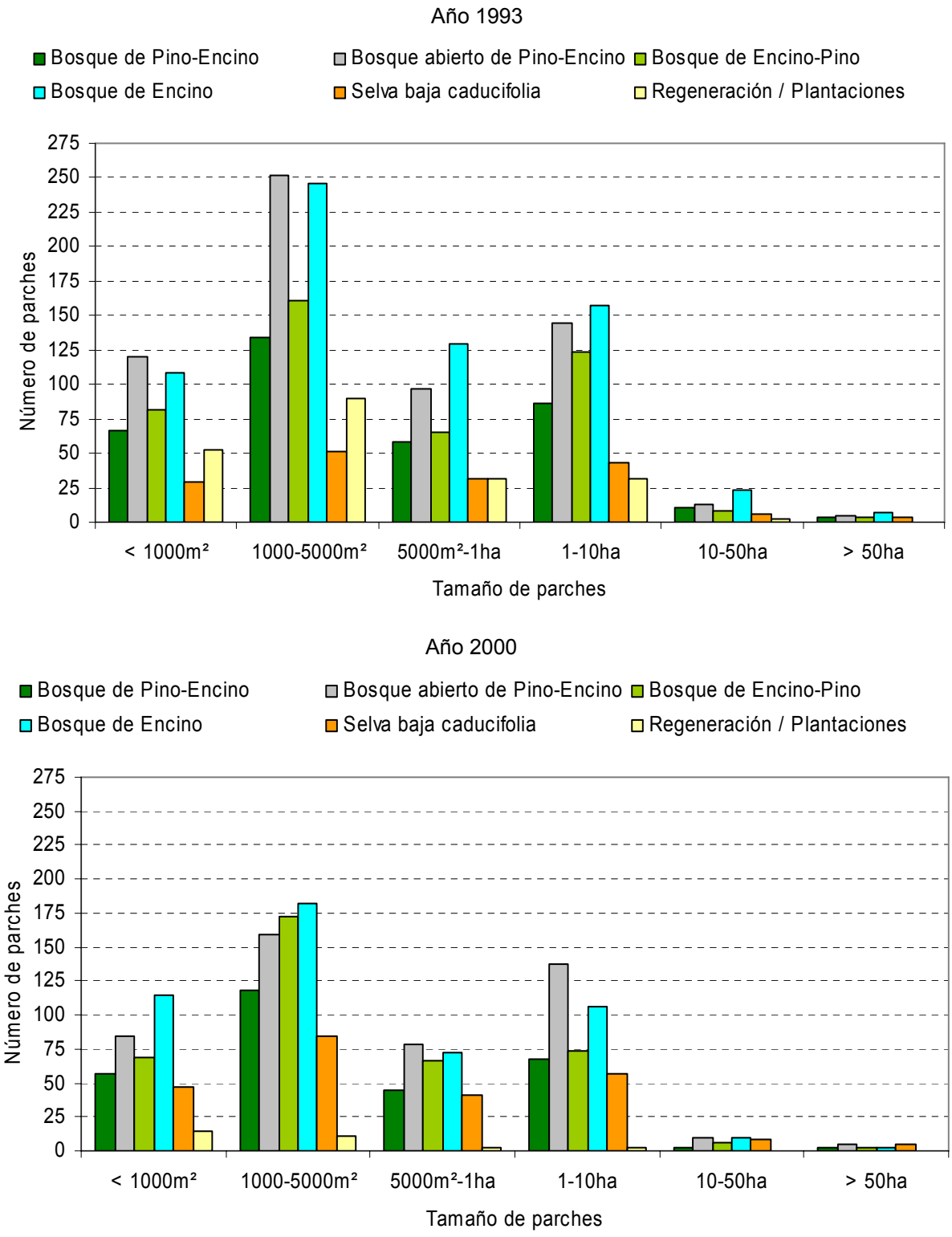

Figura 18. Distribución de frecuencias por tamaño de parche por tipo de cobertura en ambos períodos (1993 y 2000).

8.2.3 Longitud de parches según su clase paisajística

A medida que el tamaño de parche disminuye, un porcentaje mayor del área se vuelve hábitat de borde; el mismo efecto ocurre cuando la forma del hábitat se hace más elongada (ECOTONO, 1996). En este sentido, la única cobertura que presentó un efecto negativo fue la *Selva baja caducifolia*, debido a la división de fragmentos y por consiguiente al aumento de parches y la reducción del tamaño de los mismos; la diferencia en la longitud (*TE*) registrada durante el período 1993-2000 para esta cobertura fue de 1.2% (cuadro 6 y figuras 19 y 20).

Cuadro 6. Índice de longitud de borde (*TE*) de los parches y su diferencia absoluta y relativa según su clase paisajística.

CLASE	1993	2000	Diferencia	
	TE (m)	TE (m)	TE (m)	TE (%)
Bosque de Pino-Encino	757792	668136	-89656	-11,8
Bosque de Encino-Pino	259896	213528	-46368	-17,8
Bosque de Encino	639184	571984	-67200	-10,5
Bosque abierto de Pino-Encino	447664	356720	-90944	-20,3
Selva baja caducifolia	349776	354088	4312	1,2
Regeneración / Plantaciones	89264	7056	-82208	-92,1

Abreviatura: TE: Perímetro total de los parches.

Para el resto de las comunidades arbóreas, la longitud de borde tuvo una tendencia a disminuir, siendo las coberturas, *Regeneración/Plantación* con 92%, el *Bosque abierto de Pino-Encino* con 20% y el *Bosque de Encino-Pino* con 17.8%, las que mayor diferencia presentaron respecto a la longitud registrada en 1993 presentaron (cuadro 6).

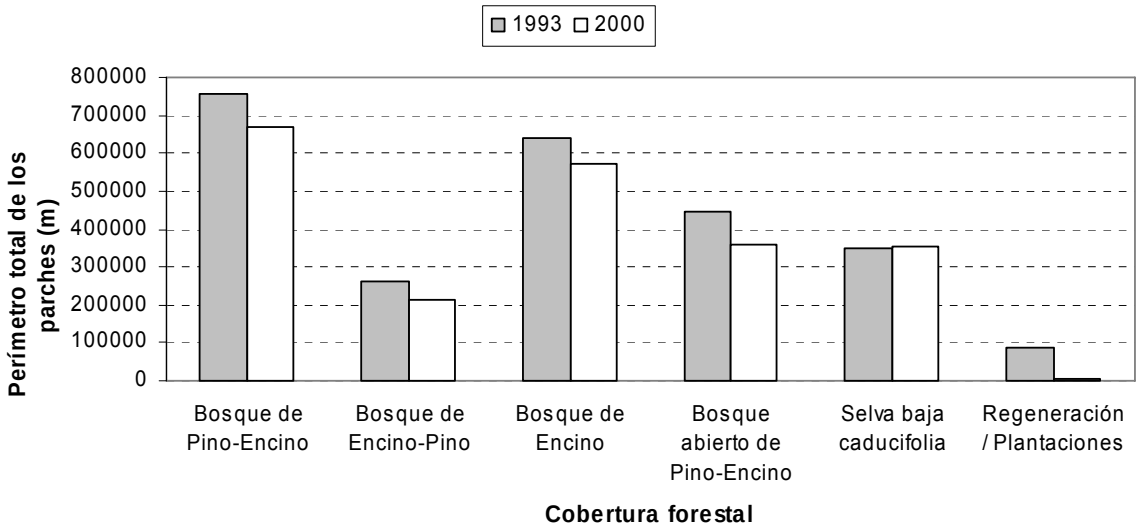

Figura 19. Perímetro de los parches por tipo de cobertura forestal, 1993-2000.

8.2.4 Forma de los parches según su clase paisajística

Los valores promedio del índice de forma (*MSI*) de los parches según su tipo de cobertura forestal oscilan entre 1.25 (*Regeneración/Plantación*) a 1.38 (el *Bosque de Pino-Encino*) en el año 1993, mientras que en el 2000 oscilan de 1.12 (*Regeneración/Plantación*) a 1.38 (la *Selva baja caducifolia*) (cuadro 7). Los valores resultantes del promedio del índice de forma de los parches para cada tipo de vegetación en ambos períodos son simples por lo general, es decir, semejantes a un cuadrado. Estadísticamente la diferencia de los valores promedio del índice de forma (*MSI*) durante ambos años para un error de probabilidad de $\alpha=0.05$ no son significativos; a excepción de la cobertura *Regeneración/Plantación* (cuadro 7 y figura 20).

Por otro lado, el valor promedio de la dimensión fractal (*AWMPFD*) mostró en ambos años que la forma de los parches por tipo de cobertura en el paisaje poseen una forma un tanto complejas, es decir, formas distantes a un cuadrado (cuadro 7); Forman (1995) menciona que los parches del paisaje con formas más complejas no solo representan valores mayores, sino que corresponden a los elementos paisajísticos con mayor grado de naturalidad. En este caso la cobertura

Bosque de Pino-Encino presentó los parches con la forma más irregular en ambos períodos, debido a que presenta el parche más grande en el paisaje; sin embargo, Romero (2004) sugiere que la teoría de Forman debe de manejarse con discreción, ya que algunos elementos artificiales (como pastizales, agricultura entre otras) también pueden presentar formas completamente irregulares.

En el caso de la *Selva baja caducifolia* y la cobertura *Regeneración/Plantación* presentaron un porcentaje de cambio de -3.94 y -7.96 respectivamente (cuadro 7 y figura 21); sin embargo, solo esta última cobertura mostró estadísticamente una diferencia significativa con una probabilidad de error alfa de 0.05; por lo que estos valores indican la presencia de parches más pequeños y geométricamente más regulares (cuadrados).

Cuadro 7. Índices de forma de los parches y su diferencia relativa según su clase paisajística.

CLASE	1993			2000			Diferencia		
	MSI	AWMPFD	MPAR (m/m²)	MSI	AWMPFD	MPAR (m/m²)	MSI (%)	AWMPFD (%)	MPAR (%)
BPE	1.38	1.30	0.083	1.37	1.28	0.086	-0.72	-1.54	3.42
BEP	1.27	1.12	0.080	1.25	1.14	0.084	-1.57	1.79	4.57
BE	1.36	1.19	0.080	1.35	1.26	0.089	-0.74	5.88	12.5
BaPE	1.32	1.17	0.085	1.33	1.16	0.080	0.76	-0.85	-5.88
SBC	1.37	1.27	0.078	1.38	1.22	0.081	0.73	-3.94	4.71
R / P	1.25	1.13	0.095	1.12	1.04	0.098	-10.40	-7.96	2.72

Abreviatura: BPE: Bosque de Pino-Encino; **BEP:** Bosque de Encino-Pino; **BE:** Bosque de Encino; **BaPE:** Bosque abierto de Pino-Encino; **SBC:** Selva baja caducifolia; **R / P:** Regeneración/Plantación; **MSI:** Promedio del Índice de forma; **AWMPFD:** Promedio de la dimensión fractal; **MPAR:** Promedio de la proporción perímetro/área.

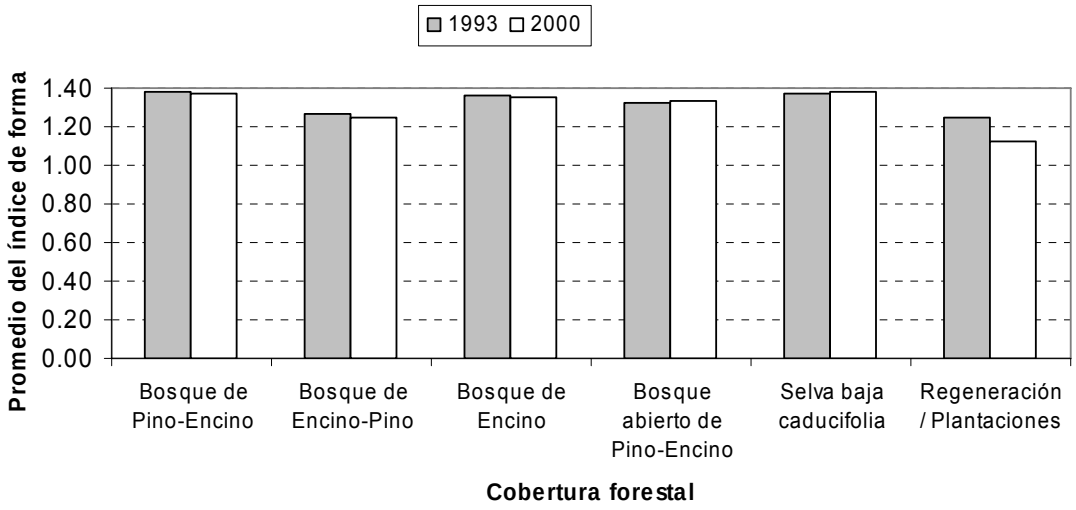

Figura 20. Promedio del índice de forma por cobertura forestal, 1993-2000.

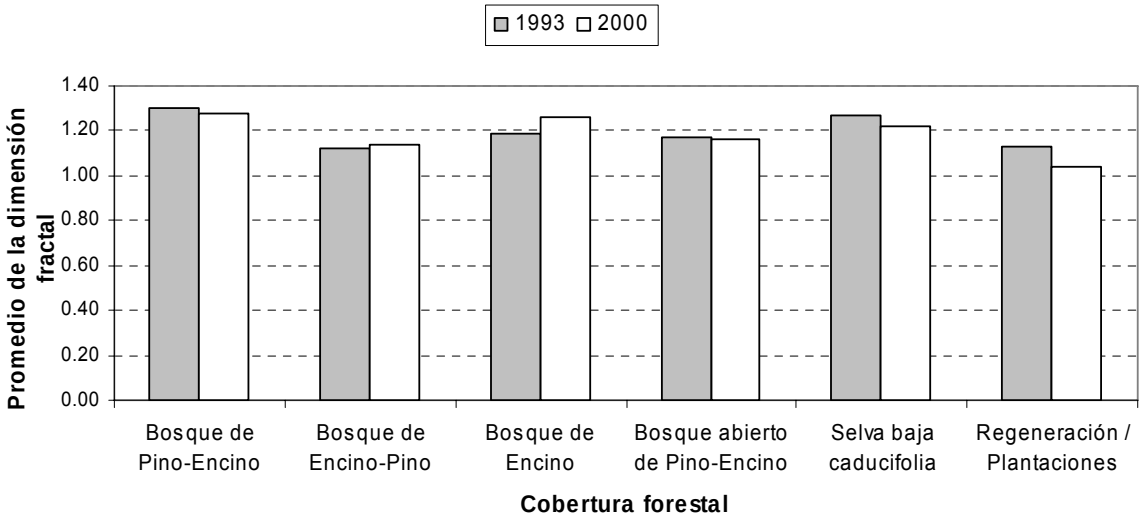

Figura 21. Promedio de la dimensión fractal por cobertura forestal, 1993-2000.

Tal y como se muestra en el cuadro 7 y la figura 22, el índice de la proporción perímetro/área (*MPAR*) registra un incremento en todas las coberturas forestales, exceptuando el *Bosque abierto de Pino-Encino* con un decremento de 5.9%; significando que el resto de las coberturas forestales con aumento presentan parches con un menor tamaño, y por tanto una mayor exposición al "efecto de

borde". Las coberturas con mayor proporción de cambio (con 12.5%) fueron el *Bosque de Encino*, que pasó de 0.080 a 0.089 m/m^2 y la *Selva baja caducifolia* cobertura (4.71%), siendo las más vulnerables al "efecto de borde" (cuadro 7). En general las coberturas *Bosque abierto de Pino-Encino*, *Bosque de Encino* y *Regeneración/Plantación* presentaron en sus valores promedio de la relación perímetro/área una diferencia estadísticamente significativa (α=0.05).

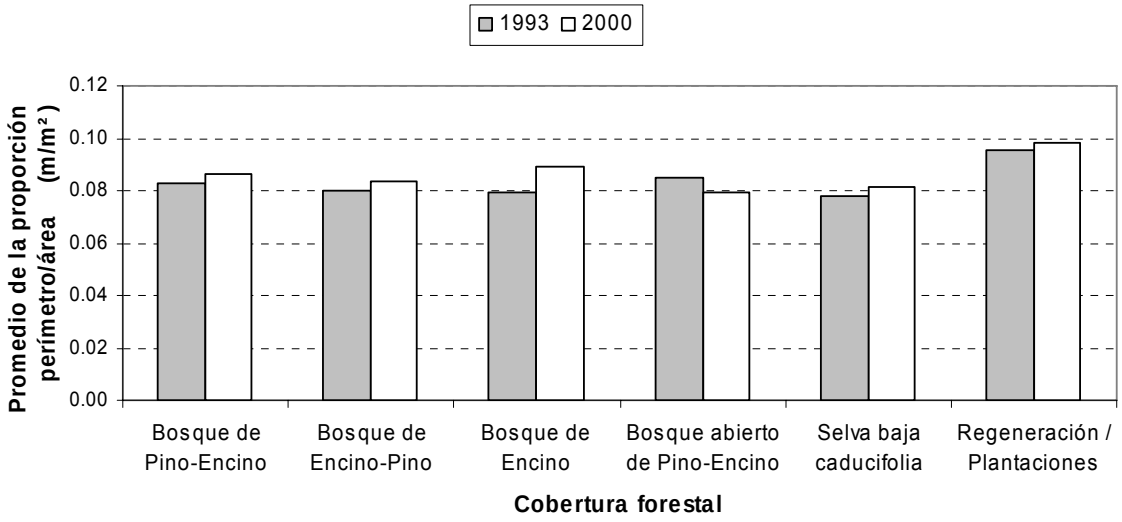

Figura 22. Promedio de la proporción perímetro/área por cobertura forestal, 1993-2000.

8.2.5 Distribución espacial de los parches en el mosaico paisajístico

Para cada una de las coberturas forestales, el promedio del índice del vecino más cercano (*MNN*) mostró un aumento con respecto al año original (1993), indicando un aumento en la dispersión de los parches en el mosaico paisajístico. Forman y Godron (1996) señalan que la probabilidad de recolonización depende fuertemente de la distancia entre los fragmentos en el paisaje. En el caso de los parches de la cobertura *Regeneración/Plantación* registraron el aislamiento más alto con respecto al original (1993), es decir, se calculó un incremento promedio en la distancia entre parches de 100 metros, no considerándose relevante este aumento de distancia entre parches, ya que esta cobertura forestal tuvo una

dinámica de asociación o bien con el mismo *Bosque de Pino-Encino* o tuvo su incorporación en un estadío adulto en el *Bosque abierto de Pino-Encino*. Otro incremento promedio de la distancia entre parches fue para el *Bosque de Encino*, el cual registró un cambio de 90 a 109 metros. El grado de aislamiento de las demás coberturas forestales oscila entre los 2 y 9 metros (cuadro 8 y figura 23).

El grado de abundancia, dispersión o aglomeración de los parches según su clase paisajística es medido a través del índice de yuxtaposición *(IJI)*, el cual resultó ser muy variado. Por un lado, las coberturas forestales que están distribuidas proporcionalmente en casi todo el paisaje son: el *Bosque de Pino-Encino*, el cual mostró una diferencia de cambio mínima (1.1%) con respecto a su distribución original (año 1993); de igual manera, aunque con mayor porcentaje de cambio (6.7%), el *Bosque de Encino* que pasó de 68.2 a 63.7% tiene una distribución alta por todo el mosaico paisajístico (cuadro 8 y figura 24).

Cuadro 8. Índices de distribución espacial de los parches y su diferencia absoluta y relativa según su clase paisajística.

CLASE	1993		2000		Diferencia			
	MNN (m)	IJI (%)	MNN (m)	IJI (%)	MNN (m)	IJI (del %)	MNN (%)	IJI (en %)
Bosque de Pino-Encino	72.58	61.20	81.73	60.52	-9.15	0.68	-12.61	1.11
Bosque de Encino-Pino	125.31	35.16	129.01	35.55	-3.70	-0.39	-2.95	-1.11
Bosque de Encino	90.14	68.28	109.63	63.71	-19.49	4.57	-21.62	6.69
Bosque abierto de Pino-Encino	94.55	50.93	103.23	45.73	-8.68	5.20	-9.18	10.21
Selva baja caducifolia	66.74	58.10	69.05	49.05	-2.31	9.05	-3.46	15.58
Regeneración / Plantaciones	166.12	54.72	266.16	46.56	-100.04	8.16	-60.22	14.91

Abreviatura: MNN: Promedio del índice del vecino más cercano: **IJI:** Índice de yuxtaposición.

Por otro lado, las coberturas que presentan una abundancia media por todo el paisaje de acuerdo al análisis de la carta de vegetación del año 2000 son: el *Bosque abierto de Pino-Encino* (45.7%), seguido por las coberturas *Regeneración/Plantación* (14.9%) y la *Selva baja caducifolia* (49%). Cabe resaltar que esta última cobertura fue la que registró el mayor porcentaje de cambio (15.6%) con respecto a su distribución presentada en la carta de vegetación de 1993. Finalmente, la cobertura que presenta muy poca dispersión en el paisaje es el *Bosque de Encino-Pino* (35.6%) (ver cuadro 8 y figura 24).

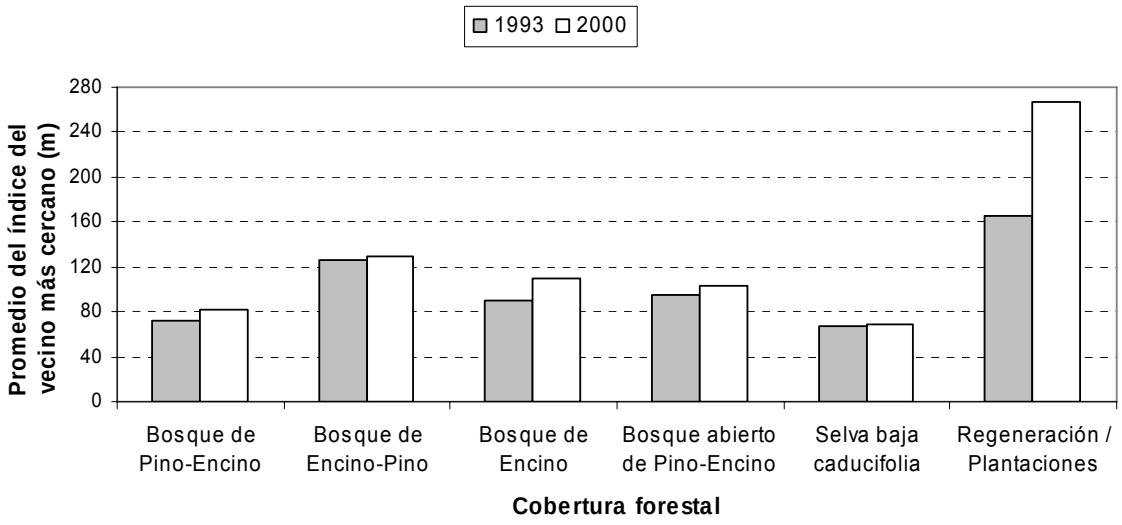

Figura 23. Promedio del índice del vecino más cercano por cobertura forestal, 1993-2000.

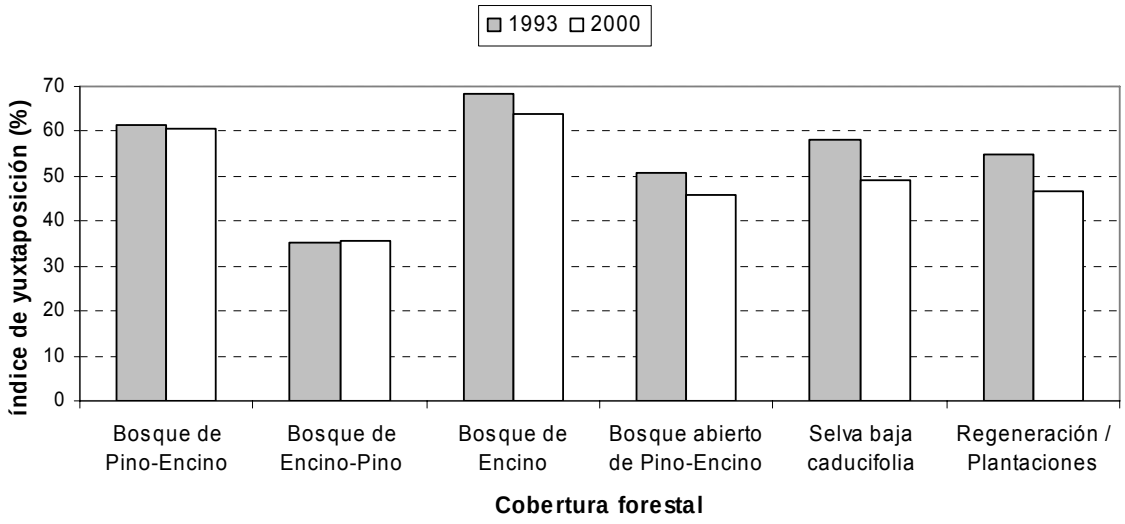

Figura 24. Índice de yuxtaposición por cobertura forestal, 1993-2000.

8.3 Cambios en la composición y configuración a nivel de paisaje

El cuadro 9 muestra la composición y configuración a nivel paisaje del ANP, donde se cuantifica para 1993 un total de 2961 parches; sin embargo, esta cifra disminuyó para el año 2000 a 2571 parches, lo que significa una menor fragmentación del paisaje debido a la unión de fragmentos aislados y desaparición de parches de las clases paisajísticas, atribuidas principalmente a las clases *Regeneración/Plantación* y *Bosque abierto de Pino-Encino*. Este suceso es también reflejado por el aumento del tamaño promedio de los parches (*MPS*) con 15.4%, es decir, el tamaño promedio de parches pasó de 4.61 ha a 5.32 ha (cuadro 9), lo cual se atribuye como un cambio positivo en la estructura paisajística del ANP.

Por otro lado, el valor promedio del índice de forma (*MSI*) a nivel de paisaje fue negativo; sin embargo estadísticamente muy distante de que este cambio sea significativo con respecto al año original (1993) (cuadro 9), indicando que la forma de los parches en el paisaje son distantes a parecer como una figura geométrica. Además, el promedio de la dimensión fractal (*AWMPFD*) a nivel de paisaje resultó

ser el mismo en ambos años (1.24) (cuadro 9), por lo que dicho valor confirma la complejidad de forma de los parches.

El arreglo espacial de los parches (grado de dispersión o compactación) en el mosaico paisajístico fue evaluado por dos índices; el promedio del índice del vecino más cercano (*MNN*) y el índice de yuxtaposición (*IJI*). El *MNN* registró un aumento en el promedio de la dispersión de los parches de 17 m en el paisaje, mientras que para el porcentaje de yuxtaposición (*IJI*) disminuyó 2.9% con respecto al año original (1993) (cuadro 9); significando que el grado de distribución y adyacencia de los parches según su clase paisajística es de media a alta por todo el ANP.

Cuadro 9. Índices de fragmentación a nivel paisaje y su diferencia absoluta y relativa para los años 1993 y 2000.

Índice	Año		Diferencia	
	1993	**2000**	**Cantidad**	**(%)**
TLA (ha)	14097.34		0	0
NUMP	2961	2571	-390	-13.2
MPS (ha)	4.61	5.32	0.71	15.4
MSI	1.30	1.28	-0.02	-1.54
AWMPFD	1.24	1.24	0	0
MNN (m)	127.90	144.90	-17	-13.29
IJI (%)	63.04	61.18	1.86	2.95
SDI	1.58	1.45	0.13	8.23
SEI	0.66	0.60	0.06	9.09

Abreviatura: TLA: Área total del paisaje; **NUMP**: Número de parches; **MPS**: Tamaño promedio de parche; **MSI**: Promedio del índice de forma; **AWMPFD**: Promedio de la dimensión fractal; **MNN**: Promedio del índice del vecino más cercano; **IJI**: Índice de yuxtaposición; **SDI**: Índice de Diversidad de Shannon; **SEI**: Índice de Igualdad de Shannon.

La diversidad del mosaico paisajístico del ANP se evaluó empleando como criterio de comparación dos índices, el de diversidad (*SDI*) y el de igualdad de Shannon (*SEI*). Ambos índices mostraron una disminución de la diversidad; el *SDI*

pasó de 1.58 a 1.45, mientras que el *SEI*, el cual incluye no solo la composición del paisaje (número de clases), sino la configuración total de los parches pertenecientes a cada clase, pasó de 0.66 a 0.60 (figura 25). La disminución de la diversidad paisajística se debe a la pérdida de parches encontrada entre ambas cartas de vegetación (cuadro 9), significando que el paisaje, desde el punto de vista de su composición y configuración de riqueza, distribución y abundancia de los fragmentos de cada tipo de parche ha disminuido, pudiéndose interpretar como un cambio positivo en la estructura paisajística, ya que al disminuir la diversidad de parches representa de igual manera una disminución de fragmentos.

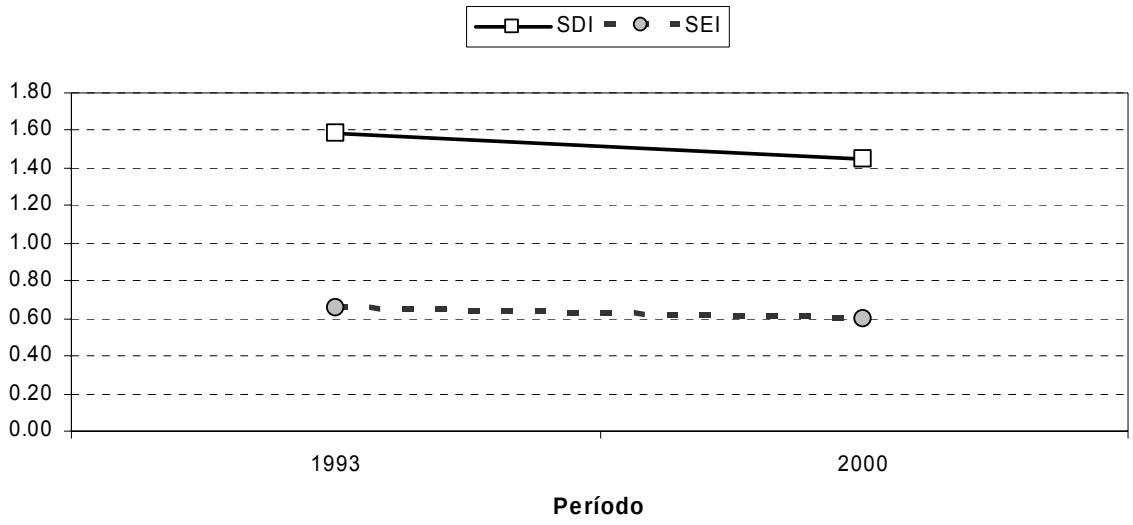

Figura 25. Cambios en la diversidad paisajística del ANP, período 1993-2000.

9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- La estructura y distribución del paisaje del APFF “Sierra de Quila”, está representada por coberturas forestales en un 96% de su superficie, siendo el *Bosque de Pino-Encino*, la *Selva baja caducifolia* y el *Bosque de Encino* las coberturas predominantes, además cada una de éstas presenta en suma los tres parches más grandes del paisaje.

- En cuanto a la superficie total de las coberturas forestales del ANP a nivel de clase se destaca el incremento en superficie del *Bosque de Pino-Encino*, caso contrario a la *Selva baja caducifolia*, la cual presentó una disminución, considerándose que el proceso de fragmentación no ocurre al azar, ya que este ecosistema al colindar con áreas de productividad agrícola o pecuaria son las más vulnerables a tener cambios estructurales y espaciales.

- Además de los cambios que ofrece la comparación de coberturas forestales en las cartas de vegetación y los cambios positivos que se registraron en contra del proceso de fragmentación para algunas coberturas, éstas ayudarán a identificar y ubicar geográficamente las zonas de riesgo para el manejo prioritario de conservación y restauración de ecosistemas.

- El incremento en el tamaño medio de parche (*MPS*) o la disminución de los parches (*NUMP*), o de manera viceversa, por cada tipo de cobertura forestal no necesariamente implica un cambio en la superficie de una clase paisajística dada, tal es el caso de las coberturas *Bosque de Encino-Pino* y *Regeneración/Plantación*. Además esta última cobertura, presentó un cambio ecológico positivo en la cantidad de parches, al contrario de la *Selva baja caducifolia*. El cambio más relevante en cuanto al tamaño promedio de parche lo registraron las principales coberturas vegetales, por un lado, el aumento del tamaño de parche de la cobertura *Bosque de Pino-Encino*, caso contrario, la pérdida de tamaño de parche de la cobertura *Selva baja caducifolia*.

- A pesar de que las cartas de vegetación contaban en su proceso con un filtro mayoritario (3x3), con la finalidad de eliminar píxeles aislados para mejorar su apariencia, se cuantificaron aún en éstas un porcentaje considerable de parches menores o iguales a un hectárea en todas las coberturas forestales, los cuales pueden influir en los resultados promedio de algunos índices, como es el caso del índice de forma, el cual resultó un tanto geométrica, es decir, similar a un cuadrado, por ejemplo, es de esperar encontrar valores del índice de forma (*MSI*) bajos en parches pequeños y regulares. Esta variación ocurre también con los valores promedios de la proporción perímetro/área.

- De manera general, la dispersión espacial de los parches por cobertura forestal aumentó, indicando un aislamiento entre parches dentro del mosaico paisajístico. Por otro lado la aglomeración (yuxtaposición) de los parches por clase paisajística resultó muy variada, siendo el *Bosque de Pino-Encino* y el *Bosque de Encino* los tipos de vegetación con mayor distribución sobre el ANP.

- La heterogeneidad paisajística del ANP ha permanecido estable durante el período 1993-2000, lo cual significa que la estructura paisajística no ha presentado cambios abruptos que generen la desaparición de una cobertura vegetal. Sin embargo, la tendencia evolutiva y de desarrollo de la cobertura *Regeneración/Plantación*, ha mostrado un cambio significativo, en cuanto al número de parches, su distribución y dispersión, así como en la forma de los parches, previendo inclusive que ésta continué disminuyendo.

- La disminución de diversidad del mosaico paisajístico del ANP, significa desde el punto de vista en composición y configuración que éste ha tenido un cambio positivo en su estructura, contrarrestando el proceso de fragmentación.

- A nivel de paisaje durante 1993 y 2000 la estructura del ANP experimentó cambios positivos que favorecieron a algunas coberturas forestales actuando en

contra de una disminución al proceso de fragmentación, por lo tanto, se rechaza la hipótesis planteada para este estudio.

- La utilización de cartas de vegetación en formato digital y la aplicación de los índices calculados con la extensión Análisis de Parches (*Patch Analyst*) facilitaron la evaluación cuantitativa de la fragmentación y valoración de paisaje de ecosistemas forestales del ANP, permitiendo con ello cumplir con los objetivos planteados para este estudio; sin embargo y a pesar de la utilidad de las cartas, éstas contaban con un gran porcentaje de píxeles pequeños y aislados, cada uno considerado como un elemento del paisaje, de tal manera que su inclusión en el análisis fragmentario influyen en la obtención de valores promedio en algunos índices.

- Si bien los estudios de fragmentación son necesarios para generar información básica que permita diseñar estrategias de manejo de bosques naturales, también podrán servir como una herramienta de interpretación de valores paisajísticos como en el caso de los estudios técnicos justificativos para el cambio de uso de suelo tanto en áreas de aprovechamiento, así como para las áreas de protección, considerándose la valoración del paisaje como un servicio ambiental del bosque.

Del presente trabajo se arrojan las siguientes recomendaciones:

- Dada la disminución y fragmentación de la cobertura de *Selva Baja Caducifolia* y la importancia que ésta representa por ser un ecosistema frágil, así como por poseer una mayor diversidad biológica, se recomienda contemplar y dirigir acciones de mitigación y de recuperación del ecosistema en un plan de manejo inmediato.

- Con la finalidad de no subestimar valores promedio en alguno de los índices, debido a la resolución espacial (28 m) de las cartas de vegetación, se recomienda analizar y comparar estudios de paisaje y fragmentación con cartas clasificadas

reducidas; es decir, aumentando el tamaño del píxel y posteriormente remplazar valores, a fin de fusionar píxeles aislados y asociados a un determinado tipo de cobertura, para con ello, hacer más eficiente el proceso de cómputo y aumentar la precisión en el cálculo de los diferentes índices de fragmentación.

- Otro factor importante para la realización de este tipo de análisis, es considerar la fecha de toma de la imágenes de satélite, ya que de un mes para otro ocurren cambios fenológicos que pueden modificar valores de reflexión por tipo de cobertura; por lo que se sugiere para este tipo de análisis contar con cartas de vegetación que provengan de imágenes captadas en fechas estacionales similares.

10. BIBLIOGRAFÍA

Arguedas M. S., L. Castaño B., J. M. Rodríguez (2004). Lineamientos y Herramientas para un Manejo Creativo de la Áreas Protegidas. Editores: Organización para Estudios Tropicales. Programa de Política y Ciencias Ambientales. San José, Costa Rica.

Barnes, R. D. y Ruppert, E. E. (1996). Zoología de los Invertebrados. Ed. McGRAW-HILL, 6° Edición, México. pp. 57.

Bennet, A. F. (1998). Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, RU. 2: 15-41.

Bolós-I C. M., Del Tura B. P. M., Estruch, G. X.; Pena V. R., Ribas, V. J. y Soler I. J. (1992). Manual de Ciencia del Paisaje; Teoría, métodos y aplicaciones. Ed. MASSON, Barcelona.

Burel, F. y Baudry, J. (2002). Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Bustamante, R. y Grez, A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ciencia y Ambiente, Chile. 11(2): 58-63.

Casco, S. L., Rolón, M. y Neiff, J. J. (2001). Análisis cuantitativo del paisaje como base para el diagnóstico de la biodiversidad. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Cazares, M. A. (2006). Comunicación personal. Director Ejecutivo del Área Natural Protegida “Sierra de Quila”. Secretaria de Desarrollo Rural del Estado de Jalisco, México.

Chuvieco, S. E. (2002). Teledetección ambiental. Ed. Ariel Ciencia, Barcelona, España. 580 p.

Collado, D. A. y Dellafiore, C. M. (2000). Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población del venado de las pampas en el sur de la Provincia de San Luis. Argentina. RIA, 31(2): 39-56.

Collado, A. D. (1998). Cobertura del suelo y desertificación en el centro-sur de la provincia de San Luis, Argentina. Evaluación multitemporal mediante técnicas de teledetección. Tesis doctoral, Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá de Henares, Madrid. 324 p.

CONANP (2000). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Sitio-web: www.conanp.gob.mx/sig/decretos/Acuer-7jun2000.pdf. (Consulta: Agosto de 2006).

CONANP (2007). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Sitio web: http://www.conanp.gob.mx. (Consulta: Enero de 2007).

Daysi, V. A, Vales, G. M. y Rodríguez, F. L. (2003). Cartografía y estado actual de la cobertura vegetal en un sector del Municipio San José de las Lajas, provincia La Habana, escala 1:50,000; Revista del Jardín Botánico Nacional 24(1-2), Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA. 165 p.

Domínguez, J. (2000). Breve Introducción a la Cartografía y a los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Editorial CIEMAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas). Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid, España.

ECOTONO (1996). Fragmentación y Metapoblaciones. Centro para la Biología de la Conservación. Boletín del Programa de investigación Tropical. pp. 1-2.

Eiden, G., Kayadjanian, M. y Vidal, C. (2000). Capturing landscape structures: Tools, en From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union. Sitio-web:
http://ec.europa.eu/comm/agriculture/publi/landscapel. (Consulta: Mayo de 2006).

Elkie, P., Rempel, R y Carr, A. P. (1999). Patch Analyst User's Manual. A tool for Quantifying Landscape Structure. Ont. Min. Nature Resource. Northwest Sci. & Technol. Thunder Bay, Ontario. TM–002.

FAO (2000). Global Forest Resource Assessment 2000: main report. FAO-Roma. 394 p.

Forman, R.T.T. (1995). Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 632 p.

Forman, R.T.T. y Godron, M. (1986). Landscape Ecology. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA. 619 p.

Frohn, R. (1998). Remote sensing for landscape ecology. Lewis Publishers. USA.

García, M. E. (1987). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la Republica Mexicana. 4ª ed. SIGSA, GEOCENTRO, México. 217 p.

García, M. M. R. (2003). Conectividad Ambiental: Las Áreas Protegidas en la Cuenca Mediterránea, Junta de Andalucía. 3: 89-110. Sitio-web: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/documentos_tecnicos/conectividad/capitulo2.pdf (Consulta: Enero de 2006).

González-Bernáldez, F. (1981). Ecología y Paisaje. Ed. Blume, Madrid.

Graudssus, M. (2004). Waldbrandrisiko und Feuermanagement – Möglichkeiten der Verwendung eines GIS zur Darstellung des Waldbrandrisikos in der Sierra de Quila, Jalisco. Diplomarbeit, TU Dresden, Alemania. 107 p.

Grez, A. A. y Zaviezo, T. (2002). Efectos inmediatos de la fragmentación del hábitat sobre la abundancia de insectos en alfalfa. Chile. Cien. Inv. Agr. 29(1): 29-34.

Guerrero, N. J. J. y López, C. G. (1997). La vegetación y la flora de la Sierra de Quila, Jalisco. Universidad de Guadalajara. México. 134 p.

Häusle, T., Akgöz, E., Gallaun, H., Schardt, M., Ekstrand, S., Löfmark, M., Pelz, D. and Obergföll, P. (1999). Monitoring changes and indicators for structural diversity of forested areas. IUFRO Conference of remote sensing and forest monitoring, June-1-3, 1999, Rogow, Poland.

Howard, M., Skagen, S.K. and Kennedy, P.L. (2001). Does habitat fragmentation influence nest predation in the shortgrass prairie? Colorado. The Condor: vol. 103, Nº 3: 530-536.

INEGI (1972). Cartas Edafológicas F13D73 Atengo, F13D74 Cocula, F13D83 Tecolotlán. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

INEGI (1973). Cartas Geológicas F13D73 Atengo, F13D74 Cocula, F13D83 Tecolotlán. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

INEGI (1974). Cartas de Uso de Suelo F13D73 Atengo, F13D74 Cocula, F13D83 Tecolotlán. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

INEGI (2001). Estudio Hidrológico del Estado de Jalisco. México. pp. 17-26.

LGEEPA, (2000). Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. CONANP, México D.F.

Martínez, J. V. y Martín, L. M. A. (2003). Métodos para la Planificación de Espacios Naturales Protegidos. Consejo Superior de Investigación Científicas. Madrid, España, 3: 53-61.

Mas, J-F. (1998): Deforestación y fragmentación en la región de la Laguna de Términos, Campeche: un análisis del periodo 1974-1991. Sitio-web: http://indy2.igeograf.unam.mx/ua_morelia/_private/1998/Selper98/te3w.htm (Consulta: Enero de 2006).

McGarigal, K. y Marks, B. (1994). FRAGSTATS: A Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Versión 2.0, Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, Oregon. USA.

Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría General de Medio Ambiente de España. (1998). Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Centro de publicaciones. Secretaría General Técnica, Ministerio de medio Ambiente de España. Sitio-web: http://www.mma.es/portal/secciones/ (Consulta: Octubre de 2006).

Moizo, M. P. (2004). La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología de Paisaje. GeoFocus (Artículos), nº 4: 1-24.

Monedero, C. y Gutiérrez, M. (2001). Análisis cuantitativo de los patrones espaciales de la cobertura vegetal en el Geosistema Montañoso Tropical El Ávila. Venezuela, ECOTROPICOS 14(1): 19-30.

Múgica, M., De Lucio, F. M. A., Martínez, A. C., Sastre, O. P., Atauri-Mezquida, J. A. y Montes, O. C. (2002). Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos, RENP y S.A., Madrid. pp. 27-47.

Murcia, C. (1995). Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Ospina, M. R. (2003). Análisis del paisaje y su influencia sobre las características florísticas de los bosques dominados por *Guadua angustifolia* en el Eje cafetero colombiano. Costa Rica.

Primack, R., Roíz, P., Feinsinger, P., Dirzo, R. y Massardo, F. (2001). Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México.

Rempel, R. S. y Carr, A. P. 2003. Patch analyst extension for Arc View: version 3. Sitio-web: http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/index.html (Consulta: Diciembre de 2005)

Rodríguez, M. y Rosales, J. (2004). Cobertura de la tierra, uso asociado y análisis de paisaje en el corredor ribereño bajo Orinoco. Memorias del congreso de geografía 2004. Universidad Nacional Experimental de Guayana. Centro de Investigaciones Ecológicas de Guayana, Venezuela.

Röder, J., Villavicencio, G. R. y Zarazúa, V. P. (2006). Aplicación de la ecuación universal de pérdida de suelo “USLE” en SIG para estimar riesgo potencial de erosión en el área protegida “Sierra de Quila”. Memorias del XVII Semana de la Investigación Científica, Universidad de Guadalajara, México.

Romero, V. M. (2004). Análisis de los cambios en la estructura del paisaje de l’Alt Empordà en el período 1957-2001.Universidad de Girona, Francia. 5: 145-252.

Sacristán, R. F. (2006). Tecnología al servicio del medio ambiente. Madrid. Observatorio Medioambiental, núm. 9. pp. 317-328.

Santiago, P. A. L. (2006). Efecto de la fragmentación en la diversidad del Bosque Mesófilo de Montaña, Sierra de Manantlán, México. Tesis de Maestría. Orientación en Ecología. CUCBA. Universidad de Guadalajara, México. 79 p.

SARH (1993). Estudio de la flora y fauna de la Zona Protectora Forestal Sierra de Quila. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Subsecretaria Forestal y de Fauna Silvestre. México.

SEMADES (2006). Ordenamiento Territorial del Estado de Jalisco. Secretaría de Medio Ambiente para el Desarrollo Sustentable. Sitio-web: http://semades.jalisco.gob.mx/site/index.htm. (Consulta: Noviembre 2006).

Tacón, A. C. (2004). Conceptos generales para la conservación de la biodiversidad. Programa de Fomento para la Conservación de Tierras Privadas de la Décima Región; CIPMA; Valdivia, Chile, pp. 12.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. y Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68: 571-573.

Terradas, J. (2001). Ecología de la Vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Ed. OMEGA. España. 15: 465-482.

Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape pattern. Landscape Ecology, 4: 21-30.

Villavicencio, G. R. (2004). Kartierung von Vegetationsstrukturen und deren Veränderung in Naturschutzgebieten mit Hilfe von Fernerkundung und terrestrische Inventurverfahren - dargestellt am Beispiel des Schutzgebietes für Flora und Fauna “Sierra de Quila” im Bundesstaat Jalisco im Westen Mexikos. Ed. Cuvillier Verlag Göttingen. 161 p.

Walter, H. and Breckle, S-W. (1999). Vegetation und Klimazonen. 7. Aufl.; Ulmer-Verlag Stuttgart, 544 p.

Williams-Linera, G. Manson, H. R. y Isunza, V. E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. Madera y Bosques. pp. 73-89.

Zerda, R. H. (1998). Monitoring der Vegetations-und Landnutzungsveränderungen durch Brandrodung und Übernutzung im Trocken-Chaco Argentiniens mit Satellitenfernerkundung und GIS. Diss. Forstwiss. Universität Göttingen. Cuvillier Verlag. 171 p.

11. ANEXOS

Cuadro 10. Índices de fragmentación en las coberturas vegetales para los años 1993 y 2000.

Año	Clase	CA (ha)	NUMP	MPS (ha)	TE (m)	MSI	MPAR (m/m²)	AWMPFD	MNN (m)	IJI (%)	SDI	SEI
1993	**P**	—	2961	4.61	—	1.30	—	1.24	127.90	63.04	1.58	0.66
	BPE	6037.58	360	16.77	757792	1.38	0.083153	1.30	72.58	61.20	—	—
	BEP	809.72	441	1.84	259896	1.27	0.079931	1.12	125.31	35.16	—	—
	BE	2435.26	670	3.63	639184	1.36	0.079534	1.19	90.14	68.28	—	—
	BaPE	1354.83	631	2.15	447664	1.32	0.084563	1.17	94.55	50.93	—	—
	SBC	2797.39	164	17.06	349776	1.37	0.077767	1.27	66.74	58.10	—	—
	R/P	174.20	208	0.84	89264	1.25	0.095404	1.13	166.12	54.72	—	—
	A	38.57	48	0.80	16520	1.18	0.100565	1.08	421.02	65.11	—	—
	PA	344.18	297	1.16	143472	1.26	0.084535	1.10	148.25	74.69	—	—
	AsVA	56.84	53	1.07	24920	1.25	0.083386	1.10	387.09	72.43	—	—
	S	39.75	89	0.45	25144	1.15	0.098202	1.05	327.13	55.33	—	—
2000	**P**	—	2571	5.32	—	1.28	—	1.24	144.90	61.18	1.45	0.60
	BPE	7143.65	293	24.38	668136	1.37	0.086005	1.28	81.73	60.52	—	—
	BEP	659.42	390	1.69	213528	1.25	0.083587	1.14	129.01	35.55	—	—
	BE	2418.64	488	4.96	571984	1.35	0.089210	1.26	109.63	63.71	—	—
	BaPE	1239.19	474	2.61	356720	1.33	0.079592	1.16	103.23	45.73	—	—
	SBC	2149.65	242	8.88	354088	1.38	0.081431	1.22	69.05	49.05	—	—
	R/P	10.04	32	0.31	7056	1.12	0.116902	1.04	266.16	46.56	—	—
	A	33.79	61	0.55	18368	1.17	0.099750	1.06	430.85	72.16	—	—
	PA	260.05	286	0.91	111888	1.21	0.096940	1.10	170.40	67.89	—	—
	AsVA	121.76	156	0.78	60816	1.22	0.086463	1.08	246.23	77.94	—	—
	S	53.94	149	0.36	39424	1.16	0.101179	1.06	303.22	69.61	—	—

Abreviatura: CA: Área total del parche; **NUMP**: Número de parches; **MPS**: Tamaño promedio de parche; **TE**: Perímetro total de los parches; **MSI**: Promedio del índice de forma; **MPAR**: Promedio de la proporción perímetro/área; **AWMPFD**: Promedio de la dimensión fractal; **MNN**: Promedio del ìndice del vecino más cercano; **IJI**: Índice de yuxtaposición; **SDI**: Índice de Diversidad de Shannon; **SEI**: Índice de Igualdad de Shannon; **P**: Paisaje; **BPE**: Bosque de Pino-Encino; **BEP**: Bosque de Encino-Pino; **BE**: Bosque de Encino; **BaPE**: Bosque abierto de Pino-Encino; **SBC**: Selva baja caducifolia; **R/P**: Regeneración/Plantación, **A**: Agricultura; **PA**: Pastizal; **AsVA**: Área sin vegetación aparente; **S**: Sombras.