

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
UNIDAD ACADÉMICA DE AGRICULTURA
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS**



**FRAGMENTACIÓN DE ECOSISTEMAS EN EL ESTADO DE NAYARIT ENTRE
2000-2007**

TESIS

Que para obtener el grado de:
Maestría en Ciencias en el Área de Ciencias Ambientales

Presenta:
Juan José Terrones Bazán

Director:
Dr. Oyolsi Najera González

Xalisco, Nayarit, Junio del 2014

Tepic, Nayarit a 4 de junio de 2014

DR. JUAN DIEGO GARCÍA PAREDES
COORDINADOR DEL POSGRADO DE CBAP

P R E S E N T E

Los que suscribimos, integrantes del Consejo Tutorial del Biól. Juan José Terrones Bazán, declaramos que hemos revisado la tesis titulada "Fragmentación de Ecosistemas en el Estado de Nayarit entre 2000 – 2007" y determinamos que la tesis puede ser presentada por el alumno para aspirar al grado de Maestro en Ciencias Biológico Agropecuarias con opción terminal en Ciencias Ambientales.

ATENTAMENTE

EL CONSEJO TUTORIAL



Dr. Oyolsi Najera González
Tutor



Dr. José Irán B. Torquez Serrano
Asesor



Dr. Fernando Flores Vilchez
Asesor



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS

CBAP/145/14

Xalisco, Nayarit; 05 de junio de 2014

Ing. Alfredo González Jáuregui
Director de Administración Escolar
Presente.

Con base al oficio de fecha 04 de abril de 2014, enviado por los **CC. Dr. Oyolsi Nájera González, Dr. José Irán Bojórquez Serrano y Dr. Fernando Flores Vilchez**, donde se nos indica que el trabajo de tesis cumple con lo establecido en forma y contenido, y debido a que ha cumplido con los demás requisitos que pide el Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Nayarit, se autoriza al **C. Juan José Terrones Bazán**, continúe con los trámites necesarios para la presentación del examen de grado de maestría.

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

Atentamente
"Por lo Nuestro a lo Universal"

Dr. J. Diego García Paredes
Coordinador del Posgrado



C.c.p.-Expediente.

&ref.

DEDICATORIAS

A DIOS.

Porque día a día me llenas de bendiciones y me das fuerzas para seguir adelante, por darme ese rayito de luz cuando todo parece adverso, por enseñarme que un problema, puede ser una oportunidad. Y por último, regalarme una familia maravillosa y permitirme seguir alcanzando todos mis proyectos tanto personales como profesionales en este gran país, México.

A MIS PADRES.

Manuel Alberto Terrones Pinedo y Marleny del Pilar Bazán Oblitas, que me dieron la vida y han estado conmigo en todo momento. Gracias por todo papá y mamá por creer en mí, por haberme dado una buena educación e inculcado buenos valores; aunque hemos pasado momentos difíciles siempre han estado apoyándome, por todo esto les agradezco de todo corazón el que estén conmigo a mi lado.

A MIS HERMANOS.

Dany Leonardo y Pedro Bernabé, gracias por ser parte importante en mi vida y por brindarme siempre su apoyo.

A MI TIO.

Pedro Pablo Pérez Escamilla, por ser una persona fundamental en mi vida, que bajo su instrucción profesional me ha transmitido sus conocimientos y valiosos consejos, por brindarme tanto su apoyo moral y económico para poder estar en México y realizar mis metas. Y sobre todo por ser un segundo padre para mí.

A MIS ABUELOS.

Juan Terrones Díaz y José de la Rosa Bazán Hernández que están en el cielo.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, siempre en primer lugar

A la Universidad Autónoma de Nayarit.

A la Unidad Académica de Agricultura.

Al posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias y pesqueras (CBAP)

Al Dr. **Oyolsi Nájera González**, director de tesis, por su valiosa ayuda en la estructuración, revisión, corrección de la presente.

Al Dr. **Fernando Flores Vilchez**, asesor de tesis, por sus contribuciones, sus asesorías, sugerencias para mejorar este trabajo.

Al Dr. **José Irán Bojórquez Serrano**, asesor de tesis, por su colaboración, orientación y sus atinadas indicaciones al presente trabajo para culminar en buen término este compromiso.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para la realización de mis estudios de posgrado (CVU 447507).

A los maestros que participaron en mi formación durante el posgrado: Dr. Diego García Paredes, Dr. José Roberto Gómez Aguilar, Dra. Susana Marcelaño Flores, Dra. Yulima López, Dra. Elsa Margarita Figueroa Esquivel, Dr. Fernando Puebla, M.C. Saúl Aguilar y al Dr. Rafael Murray.

A todos mis compañeros y amigos de trabajo: José Gustavo Orozco Bojórquez, José Adrián Magdaleno, Paola Briseño Fierro, Yushet Marily'n Rivera Aldaco, Jazmín del Rosario Ruiz de Anda, María Imelda Almodova Ortiz, Alejandra Gutiérrez Torres, Nahima Salazar Cruz, Mario Bojórquez, Abraham Caro, Janitce Salcedo, Jesús Alberto Herrera y a todos aquellos que no menciono, pero que me han brindado su gran amistad y por el gran estímulo en mis logros. Y Por último a mis compañeros de Maestría.

Muchas gracias.

ÍNDICE

CAPITULO I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del Problema.....	2
1.2 Justificación.....	3
1.3 Hipótesis.....	3
1.4 Objetivos.....	3
1.4.1 Objetivo general.....	3
1.4.2 Objetivos particulares.....	3
CAPITULO II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1 Fragmentación.....	4
2.1.1 Efecto de borde.....	9
2.2 Impacto de la fragmentación a nivel de población, comunidad y ecosistema.....	11
2.2.1 Nivel de población.....	11
2.2.2 Nivel de comunidad.....	13
2.2.3 Nivel de ecosistemas.....	16
2.3 Fundamentos teóricos de la fragmentación.....	19
2.3.1 Teoría de la biogeografía de islas.....	19
2.3.2 Teoría de metapoblaciones.....	20
2.3.3 Teoría de ecología de paisaje.....	23
2.4 Percepción Remota.....	26
2.5 Clasificación de Imágenes de Satélite.....	29
2.6 Análisis de los Procesos de Fragmentación.....	30
2.7 Métricas empleadas en el análisis de fragmentación.....	32
2.7.1 Métricas de Área.....	32
2.7.2 Métricas de Densidad, tamaño y variabilidad.....	33
2.7.3 Métricas de Borde.....	34
2.7.4 Métricas de Forma.....	35
2.7.5 Métricas del Área Núcleo.....	36
2.7.6 Métricas del Vecino más Cercano.....	37
2.8 Estudios sobre el proceso de fragmentación.....	38
CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	48

3.1	Área de estudio	48
3.1.1	Fisiografía	48
3.1.2	Hidrología.....	49
3.1.3	Geología.....	49
3.1.4	Clima	49
3.2	Materiales	50
3.2.1	Sensores remotos	50
3.2.2	Sistemas de Información Geográfica	51
3.3	Proceso metodológico.....	52
3.3.1	Estimación de la cobertura de suelo	53
3.3.2	Proceso de cálculo de las métricas de paisaje.....	60
CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSION		62
4.1	Estimación de la superficie de la cobertura del suelo	62
4.1.1	Año 2000.....	62
4.1.2	Año 2007	63
4.2	Comparación de la superficie de la cobertura del suelo entre 2000-2007.....	63
4.3	Descripción de coberturas y uso de suelo.....	66
4.3.1	Cobertura natural	66
4.3.2	Cobertura transformada.....	69
4.4	Cálculo de métricas de fragmentación	71
4.4.1	Comparativo entre 2000 y 2007.....	71
CAPITULO VI. CONCLUSIONES		82
LITERATURA CITADA.....		84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Superficie de las coberturas vegetales y usos de suelo del año 2000	62
Tabla 2. Superficie de las coberturas vegetales y usos de suelo del año 2007	63
Tabla 3. Cambios en la superficie por clase de cobertura y uso de suelo en 2000-2007	64
Tabla 4. Cálculo de métricas de paisaje de las provincias fisiográficas 2000-2007	72
Tabla 5. Comparativo a nivel de clases de la Sierra Madre del Sur	75
Tabla 6. Comparativo a nivel de clases de la Sierra Madre Occidental	76
Tabla 7. Comparativo a nivel de clases de la Llanura Costera.....	77
Tabla 8. Comparativo a nivel de clases del Eje Neovolcánico	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Atributos comúnmente usados para describir la fragmentación.....	7
Figura 2. Estados de creciente fragmentación del hábitat.....	8
Figura 3. Zonificación del hábitat de un fragmento como resultado del efecto de borde	10
Figura 4. Modelo estructural del paisaje Matriz-Parche-Corredor	25
Figura 5. Componentes de un sistema de percepción remota.....	28
Figura 6. Estado de Nayarit.....	48
Figura 7. Materiales para el análisis de fragmentación. a) Imagen de satélite tipo Landsat (2000); b) Carta de uso de suelo y vegetación, Serie IV (2007) 1:250 000.....	51
Figura 8. Software para procesamiento y digitalización de imágenes ArcMap 10.....	52
Figura 9. Descripción del proceso metodológico.....	53
Figura 10. Puntos de referencia correspondientes a las 13 clases de coberturas en el estado de Nayarit.....	54
Figura 11. Generación de campos de entrenamiento de cada tipo de cobertura en forma de polígonos por cada punto de referencia.....	55
Figura 12. División por provincia fisiográfica del estado de Nayarit	56
Figura 13. Generación de imágenes clasificadas (GRIDS) a partir de imágenes de satélite con la ayuda de los campos de entrenamientos.....	58
Figura 14. Limpieza de imagen GRIDS con <i>Majority Filter</i> (Filtro Mayoritario)...	59
Figura 15. Conversión de Imagen filtrada a imagen poligonizada.....	59
Figura 16. Comparación de la superficie de la cobertura vegetal y uso de suelo entre 2000-2007.....	65
Figura 17. Comparación de número de parches por provincia fisiográfica.....	73
Figura 18. Comparación de tamaño medio de parche por provincia fisiográfica	73
Figura 19. Comparación de índice de parche más largo por provincia fisiográfica	74

CAPITULO I. INTRODUCCIÓN

La pérdida de hábitat y la fragmentación se han convertido en las más importantes amenazas para el mantenimiento de la biodiversidad en todos los ecosistemas terrestres. La fragmentación es la división y reducción de grandes extensiones de bosque natural continuo que se convierten en fragmentos o parches, ha sido reconocida como una de las principales e importantes amenazas para el mantenimiento de la biodiversidad en todos los ecosistemas terrestres, esto ha cobrado gran importancia pues, en poco más de una década, la fragmentación se ha convertido en un problema ambiental de proporciones mundiales (Herrerías & Benítez-Malvido, 2005; Altamirano *et al.*, 2007; Antonio *et al.*, 2008; Chapa *et al.*, 2008; Echeverry & Harper, 2009), derivado de actividades antropogénicas (deforestación y cambios en el uso del suelo) que transforman y deterioran el paisaje, traduciéndose en la reducción y pérdida de biodiversidad, cambios en el funcionamiento y condiciones medioambientales de los ecosistemas como alteración del régimen hidrológico, el ciclo de los elementos minerales, el microclima y las propiedades del suelo.

Los cambios producidos por la fragmentación se ven reflejados en la estructura espacial del paisaje como el tamaño, forma o posición de los fragmentos; de esta manera, la fragmentación puede ser abordada bajo el enfoque de ecología del paisaje, que estudia los patrones espaciales y estructurales del territorio teniendo en cuenta los procesos y flujos que tienen lugar en el mismo. Para esto se utiliza métodos cuantitativos llamados métricas de paisaje que aportan interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes, la proporción de cada cubierta del suelo o la superficie; la forma de los elementos del paisaje, además de que permiten una útil e interesante comparación entre distintas configuraciones paisajísticas y la misma área en distintos momentos temporales que pueden ser aplicables a un tripe nivel (nivel fragmento, nivel clase y nivel paisaje) (Mas & Correa, 2000; Gustafson, 1998, citado en Vila *et al.*, 2006; Antonio *et al.*, 2008), todo esto apoyado por los SIG considerados herramientas poderosas para el estudio a nivel de parche y paisaje (Fontúrbel, 2007), con

eficacia en la ecología de paisaje mediante la asignación de zonas de perturbación en los ecosistemas, la cuantificación del impacto sobre la biodiversidad y la detección y comprensión de los patrones resultantes de la cubierta vegetal (Antwi *et al.*, 2008).

Con el cambio progresivo en la configuración del paisaje producto de la fragmentación se puede definirse cinco variables paisajísticas que cambian simultáneamente y que tienen en conjunto, una incidencia perniciosa sobre la supervivencia de las especies afectadas: una pérdida regional en la *cantidad de hábitat*, con la siguiente reducción del tamaño de las poblaciones, disminuyendo la *densidad regional* de las especies. Una disminución del *tamaño medio* y *aumento del número de los fragmentos* de hábitat; esta tendencia reduce progresivamente el tamaño de las poblaciones de cada uno de los fragmentos, aumentando así el riesgo de que alcancen un umbral por debajo del cual son viables. Un aumento en la *distancia entre fragmentos*, con la dificultad para el intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas, así como para reponerse, por recolonización de una eventual extinción. Y por último, se produce un aumento de la relación *perímetro/superficie* y, por consiguiente, una mayor exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias procedentes de los hábitats periféricos, originando así un creciente *efecto de borde* que origina un deterioro de la calidad de hábitat en regresión, afectando la supervivencia de las poblaciones acantonadas en los fragmentos (Santos y Tellería, 2006).

1.1 Planteamiento del Problema

A través del uso del suelo se produce lo necesario para la supervivencia de la humanidad, sin embargo el impacto del constante crecimiento demográfico, la apertura de nuevas áreas para vivir, el crecimiento de las fronteras agrícolas y en general el aprovechamiento inadecuado de los recursos naturales englobados en los procesos de cambios en el uso del suelo y la deforestación, generalmente se relacionan con la fragmentación, lo cual implica efectos negativos como: reducción y pérdida del hábitat, extinción de especies, cambios en el funcionamiento y condiciones medioambientales de los ecosistemas como alteración del régimen

hidrológico, del microclima y las propiedades del suelo, además, de la disminución en la provisión de recursos naturales y la disminución en el secuestro del CO₂.

1.2 Justificación

Debido a la seriedad y magnitud de los efectos que representa el proceso de la fragmentación y el impacto negativo sobre los servicios ambientales que nos ofrecen los ecosistemas terrestres, la importancia de este trabajo radica en el aporte de información útil y disponible a quien la requiera para investigación, desarrollo y elaboración de planes para la conservación, restauración y manejo de los ecosistemas. Otro aporte importante es que este trabajo es el primero que se realiza a nivel estatal.

1.3 Hipótesis

Debido a la dinámica de crecimiento en las superficies de las tierras de cultivo, pastoreo y los asentamientos humanos que prevalecen en el país, el grado de fragmentación entre el 2000 y 2007 en el estado de Nayarit será elevado, con un aumento en el número de parches y disminución en el tamaño medio del parche particularmente sobre los bosques templados y tropicales.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

- Evaluar la fragmentación de los ecosistemas en el estado de Nayarit utilizando métricas de paisaje.

1.4.2 Objetivos particulares

- Determinar la cobertura del suelo de los años 2000 y 2007, mediante la clasificación de imágenes de satélite del estado de Nayarit.
- Determinar el grado de fragmentación para los años 2000 y 2007, utilizando métricas de paisaje.
- Comparar el grado de fragmentación entre los años 2000 y 2007.

CAPITULO II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Fragmentación.

Conservacionistas, planificadores y ecólogos se refieren a la fragmentación como un proceso en el que grandes extensiones de bosque natural continuo es dividido y reducido en pequeños remanentes o fragmentos, en otras palabras, es un proceso de cambio que implica la aparición de discontinuidades en los hábitats; lo que era originalmente una superficie continua de vegetación, se transforma en un conjunto de fragmentos desconectados y aislados entre sí. La fragmentación es considerada como una de las principales y peores amenazas contra el mantenimiento de la diversidad biológica y la mayor causa de extinción de especies. Por ejemplo, la pérdida de continuidad en los fragmentos de un ecosistema, produce cambios importantes en la estructura de las poblaciones y comunidades de plantas y animales y en el ambiente físico, afectando su funcionamiento. La fragmentación implica la creación de bordes, que son el área más alterada de un fragmento; los efectos de borde pueden propagarse varios cientos de metros hacia el interior del bosque remanente. Este efecto se puede definir como la interacción entre dos ecosistemas adyacentes separados por una transición abrupta (Herrerías y Benítez-Malvido, 2005; Múgica, 2002; Antonio *et al.*, 2008; Magrach *et al.*, 2011; Zipperer *et al.*, 2012).

Un bosque fragmentado puede ser descrito por atributos tales como número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos (Figura 1). El tipo de matriz que rodea a los fragmentos también es importante en esta caracterización. Los fragmentos pueden estar rodeados de vegetación secundaria, cultivos, asentamientos humanos y vías de acceso. Fragmentos pequeños tienen una relación perímetro/área mayor que fragmentos grandes, lo cual significa una mayor influencia de la matriz circundante (Bustamante y Grez, 1995).

La *superficie de los fragmentos* muestra una clara correlación con la diversidad de especies que puede albergar. La *forma de los fragmentos* tiene una importancia primordial e incluso a veces se considera más relevante que la

dimensión. La forma está condicionada por la actividad humana y las condiciones naturales (topografía, litología, etc.). El dominio de las condiciones naturales favorece las formas naturales curvilíneas e irregulares y, en contraposición, el dominio de la actividad humana supone mayor presencia de formas rectilíneas. En términos generales, se considera que las formas compactas facilitan la conservación de los valores naturales, las formas irregulares facilitan los intercambios con su entorno y las formas en red o laberínticas proporcionan una fácil conducción o transporte.

En relación con los *corredores*, cabe destacar que desempeñan un papel fundamental para permitir la interconexión entre los distintos fragmentos y reducir el denominado *efecto distancia* que determina la presencia de un menor número de especies en los fragmentos aislados. Los corredores facilitan la *conectividad*, es decir, la capacidad de los organismos para desplazarse entre fragmentos separados de un determinado tipo de hábitat (Vila *et al.*, 2006).

Un análisis pormenorizado permite diferenciar hasta cinco funciones propias de los corredores. En primer lugar, tenemos la función de hábitat, la cual permite diferenciar entre *corredores lineales* (que, con una modesta amplitud, se caracterizan por estar dominados por especies generalistas) y *corredores de franja* (que disponen de una dimensión suficiente para permitir la presencia de especies propias de hábitats más especializados). En segundo lugar, la función de conducción, que es la que facilita el desplazamiento de elementos en su interior (animales, plantas, nutrientes, semillas, personas, agua, etc.). La función de conducción está condicionada por la amplitud del corredor, su longitud o la presencia de discontinuidades. La tercera función es la de filtro, al suponer una barrera absoluta para determinadas especies y parcial o inexistente para otras. Esta función estará también condicionada por las características físicas y biológicas del corredor. La cuarta función es la de fuente, al permitir la distribución y expansión de especies desde el corredor hasta la matriz. La quinta y última función es la de sumidero, que da refugio o absorbe especies y otros tipos de elementos procedentes de la matriz circundante (Vila *et al.*, 2006).

Aparte de todo este conjunto de funciones, más o menos ventajosas desde un punto de vista ambiental, los corredores también pueden favorecer un conjunto de riesgos, siendo los más comunes los asociados a la expansión de especies no deseadas (bioinvasiones, enfermedades, mayor exposición de determinadas especies animales a los predadores, facilidades para la propagación del fuego y otras perturbaciones abióticas). Aunque la conectividad implique riesgos potenciales, éstos quedan ampliamente compensados por los beneficios que ésta conlleva. Por lo que se refiere a las relaciones entre estos componentes del paisaje, se diferencian dos conceptos fundamentales: la *composición del paisaje* (la variedad y abundancia de fragmentos en un paisaje) y la *configuración del paisaje* (la distribución espacial de los fragmentos en el paisaje) (Villa et al., 2006).

La *matriz* es el área predominante del paisaje, siendo por otro lado, una porción importante del territorio que a menudo suele quedar sin protección. Las características de la matriz varían en función del grado y uso antrópico que se haga sobre ella. La matriz del paisaje provee hábitats a escalas espaciales pequeñas, para organismos que no requieren territorios muy grandes, sino que necesitan estructuras individuales que se encuentran dispersas por la matriz, como es el caso de las especies que viven en árboles muertos, vallas de piedra, setos, linderos, etcétera. Estos elementos de la matriz tienen un papel destacado en zonas que han experimentado una fragmentación estructural, donde estas estructuras simples cumplen el papel de hábitat, recurso y refugio. El mantenimiento de la diversidad biológica de la matriz puede promoverse bien a través de la conservación de estos tipos de elementos o a través de tratamientos o explotaciones menos intensivas. La matriz puede incrementar la funcionalidad de los fragmentos al actuar como área de amortiguación, además de aportar conectividad al paisaje y entre los fragmentos (Múgica, 2002).

La fragmentación puede producirse por procesos naturales que alteran el medio lentamente, como el viento, tormentas, derrumbes, fuegos, depredación o forrajeo; sin embargo, la actividad antropogénica ha sido la fuerza modeladora que ha determinado de manera acelerada que la gran mayoría de paisajes

contemporáneos presenten algún grado de fragmentación en los últimos 10 mil años (Bustamante y Grez, 1995). Uno de los principales procesos antropogénicos causantes de la fragmentación en las últimas décadas ha sido la deforestación, que afecta de manera negativa la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. En México, la deforestación es un problema que se ha presentado desde tiempos precolombinos; sin embargo, de acuerdo con estadísticas reunidas por varias fuentes, este proceso se ha incrementado drásticamente. (Aguilar *et al.*, 2000).

Otras causas asociadas a la deforestación son expansión urbanística, los procesos de industrialización, la agricultura y silvicultura intensivas, y los fenómenos de expansión de las infraestructuras viarias. La ampliación de las redes de carreteras y de ferrocarriles son una de las causas de la fragmentación, no tanto por la pérdida de superficie neta, sino por la ruptura en el funcionamiento del conjunto del territorio (Múgica, 2002).

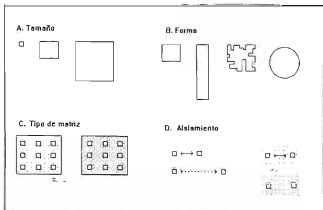


Figura 1. Atributos comúnmente usados para describir la fragmentación.

Fuente: Bustamante y Grez, 1995

Los efectos primarios de la fragmentación son la alteración del microclima y el aislamiento, es decir, los cambios físicos y fisiológicos tanto al interior como a los alrededores del fragmento. Los principales cambios climáticos se reflejan en el flujo de radiación, la incidencia del viento, la frecuencia de fuegos, y en el ciclo hidrológico del fragmento. Las modificaciones micro-ambientales pueden tener un impacto significativo sobre el establecimiento y composición de especies de plantas y animales afectando también las interacciones bióticas. No se conocen todos los efectos que tiene la fragmentación sobre las diferentes especies, aunque pueden ser negativos, positivos o neutrales. Se sugiere que la mayoría de las especies se ven afectadas de manera directa o indirecta por la fragmentación y el impacto incluye los siguientes factores: la importancia de la pérdida del hábitat, sin necesariamente tomar en cuenta el tamaño del fragmento; el área y la forma del fragmento; el aislamiento del fragmento y el paisaje circundante, y la calidad del parche (e.g. la edad del fragmento) (Herrerías y Benitez-Malvido, 2005).

Por otro lado la alteración de los patrones espaciales de los fragmentos, derivada de los procesos de fragmentación, se manifiesta a través de ciertas tendencias fundamentales, tal y como puede observarse en la Figura 2:

- a) Disminución de la superficie total de hábitat
- b) Disminución del tamaño de los fragmentos
- c) Aumento del número de fragmentos
- d) Aumento de la separación entre los fragmentos
- e) Aumento de la relación perímetro/superficie de los fragmentos



Figura 2. Estados de creciente fragmentación del hábitat

Fuente: Gurubaga y Lozano, 2008

De forma 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 predador-presa, la dispersión de parásitos y epífitas son ejemplos de procesos ecológicos frágiles por su dependencia de vectores animales que a su vez tienen limitado el movimiento por el paisaje. Hay que tener en cuenta que la fragmentación opera en diferentes escalas para diferentes especies y distintos hábitats: un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes (Múgica, 2002).

2.1.1 Efecto de borde

El conjunto de los efectos de la matriz sobre un fragmento se conoce como "efecto de borde", éste término fue utilizado por primera vez en 1933 por Leopold, quien lo usó para explicar la alta riqueza de especies cinegéticas registradas en los bordes. Posteriormente el concepto incluyó los efectos negativos de borde sobre la comunidad forestal y ha sido ampliamente estudiado para el diseño de zonas de amortiguamiento en áreas naturales protegidas. El concepto comprende un amplio espectro de procesos, influencias mutuas y flujos ecológicos que pueden resultar en cambios en la estructura y composición de los bordes y hábitats adyacentes. El efecto de borde puede definirse como el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes o cualquier cambio en la distribución de una variable dada que ocurre en la transición entre hábitats (López, 2004).

La disminución del tamaño de los fragmentos se asocia a un incremento inevitable de la relación perímetro/superficie regido por reglas de geometría básica. Se crea así en todos los fragmentos una banda perimetral de hábitat con condiciones adversas para muchas de las especies allí acantonadas; es decir, se produjo una zonificación (Figura 3) en un hábitat de borde (de baja calidad) y un hábitat de interior (de alta calidad). La pérdida de calidad se debe a la incidencia de múltiples factores físicos y bióticos que proceden de la matriz de hábitat, por lo que es fácil de comprender que la matriz y los efectos de borde crecen

simultáneamente en todos los procesos de fragmentación, con graves consecuencias para la supervivencia de las poblaciones afectadas (Santos y Tellería, 2006).

Los efectos de borde en paisajes humanos modificados representan marcadas diferencias en la composición de los ecosistemas entre el tipo original de hábitat y una nueva, creada por la perturbación. La creación de estos límites provoca cambios primarios (directos) en los procesos físicos, microclimáticos o biogeoquímicos y condiciones que posteriormente pueden dar lugar a efectos secundarios (indirectos), tales como cambios en el crecimiento, la mortalidad o la reproducción de organismos (Magrath *et al.*, 2013).

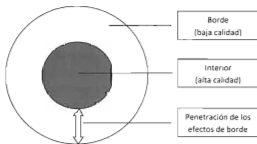


Figura 3. Zonificación del hábitat de un fragmento como resultado del efecto de borde

Fuente: elaboración propia

Procesos abióticos. Estos efectos son tanto mayores cuanto mayor sea el contraste entre la matriz de hábitat y el hábitat fragmentado. Así, por ejemplo, las matrices agrícolas alteran drásticamente las condiciones microclimáticas de los fragmentos a los que rodean: aumento de la insolación, intensidad lumínica, evaporación y consiguientemente de la sequedad del suelo, de las exposición al viento y a muy diversos agentes contaminantes que llegan por el suelo o el aire, etc. Estos efectos generan una pérdida de las condiciones homeostáticas propias del interior de los

hábitats arbolados, penetrando unas tres veces la altura del arbolado. Por tanto, en fragmentos muy pequeños, bajo un determinado umbral de tamaño, estos efectos modificarán las condiciones ambientales de todo el bosque, afectando aquellos organismos que requieran el mantenimiento de unas condiciones forestales más o menos estrictas (Santos y Tellería, 2006).

Procesos bióticos. El incremento del borde asociado a la geometría de los paisajes fragmentados por muchas especies generalistas propias de las matrices de hábitat, o bien de sectores del propio hábitat sometidos a algún tipo de perturbación natural. Estos procesos invasivos afectarán tanto la supervivencia de las especies directamente afectadas (a través de interacciones tales como la depredación y la herbivoría, la competencia por diversos recursos, etc.) como a sus potenciales funciones ecosistémicas (polinización, dispersión de semillas, etc), generando cadenas de extinciones locales. Un caso típico de *efecto biótico directo* es el incremento de la depredación en los bordes de los fragmentos forestales debido a un aumento de los depredadores generalistas (córvidos, roedores, algunas especies de serpientes, etc.) propiciado por los recursos generados en la matriz de hábitat. En cuanto a los efectos bióticos 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, las cuales atraen a depredadores y parásitos (Múgica, 2002; Santos y Tellería, 2006).

2.2 Impacto de la fragmentación a nivel de población, comunidad y ecosistema

2.2.1 Nivel de población

La pérdida del bosque da como resultado la reducción de las poblaciones de plantas y animales, y la consecuente disminución en el tamaño efectivo de cada población en condiciones reproductivas. La subdivisión del hábitat puede alterar la

estabilidad de las poblaciones. El ejemplo más claro, y al mismo tiempo extremo, son las extinciones locales y regionales de algunas especies. Las características de las especies que las pueden hacer vulnerables a extinciones son: fragilidad de su historia de vida, tamaño corporal, hábitat o dieta específica, longevidad, capacidad de dispersión, variabilidad de la población, rareza y nivel trófico. Se pueden distinguir dos tipos de características de las poblaciones que son afectadas por la fragmentación del hábitat, las demográficas y las genéticas (Herrerías y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.1.1 Los efectos demográficos

La fragmentación ocasiona alteraciones en los parámetros de nacimiento, mortalidad y crecimiento de las poblaciones naturales, y su efecto puede ser variable en diferentes categorías de edades (cuadro 1). Los primeros cambios posteriores a la fragmentación que se han registrado en las poblaciones de plantas en bosques templados y tropicales han sido una diferenciación en la mortalidad y en el crecimiento de los individuos previamente establecidos, así como patrones contrastantes en el reclutamiento de nuevos individuos. Los árboles de mayor porte en parches pequeños presentan una tasa de mortalidad mayor que los presentes en parches de mayor tamaño.

Se sugiere que la extinción de especies de árboles en los fragmentos es un proceso lento, derivado de eventos aleatorios de muerte y nacimiento. Las especies que son favorecidas en los bosques fragmentados son de un estado de sucesión temprano (altas tasas fotosintéticas y de crecimiento, reproducción temprana, ciclos de vida cortos, etc.). Este decremento en la abundancia de adultos y plántulas compromete la regeneración futura del bosque (Herrerías y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.1.2 Los efectos genéticos

La reducción en el tamaño de la población a causa de la fragmentación crea barreras genéticas, ya que los individuos remanentes son sólo una muestra del total de los genes que había en la población. Las poblaciones pequeñas

pueden presentar un incremento en la deriva génica, endogámica o depresión exogámica y una reducción del flujo génico. La pérdida en la variación genética a causa de la fragmentación del hábitat puede tener consecuencias evolutivas a largo plazo, e inclusive puede tener efectos a corto plazo con cambios a nivel genético que alteren la adecuación y la viabilidad de las poblaciones remanentes. La extinción local o regional pudiera ser el resultado de esta clase de escenario:

- La población se reduce a un tamaño pequeño por la fragmentación del hábitat.
- La deriva génica tiene un gran efecto en la diversidad genética de poblaciones pequeñas.
- La proporción de sexos puede no mantenerse en una población pequeña.
- El tamaño efectivo de la población se acerca a cero.
- Los efectos de la endogamia alteran la adecuación.

Sin embargo, los efectos de la fragmentación sobre la estructura de las poblaciones no pueden ser generalizados. Especies que tienen distribuciones geográficas restringidas pueden ser más vulnerables a las extinciones locales si se reduce en la población la variación genética debido a la perturbación del hábitat. En las especies raras o que se encuentran en densidades bajas una disminución sustancial en la población a causa de la fragmentación puede acelerar la pérdida de diversidad genética e incrementar los niveles de endogamia. En estos casos, para que sea posible la conservación de una especie es necesario que se maximice el tamaño de la población; un número grande de individuos debe tener una diversidad mayor de fenotipos que un grupo pequeño (Herrerías y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.2 Nivel de comunidad.

Los efectos de la fragmentación sobre la diversidad, abundancia, distribución, conducta y sobrevivencia de plantas y animales se ha investigado para varios sistemas naturales. Los resultados obtenidos tienen particularidades para cada ecosistema. Probablemente el problema más grande al que se enfrentan las comunidades fragmentadas es la pérdida de la diversidad. Para varios grupos de

animales se ha observado una disminución en la abundancia y la riqueza de especies (coleópteros, invertebrados degradadores de hojarasca, aves, primates, entre otros) en los bosques remanentes en comparación con los bosques continuos (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

El hábito sésil de las plantas resulta ser particularmente susceptible a la destrucción del hábitat, lo cual puede ocasionar cambios en la composición y en los tamaños de las poblaciones. Estudios realizados en bosques tropicales han encontrado que la abundancia y la riqueza de especies de plántulas resulta menor en fragmentos que en la selva continua. La fragmentación puede disminuir la riqueza de especies en los remanentes de bosque, pero existen algunos grupos taxonómicos (por ejemplo, las ranas y los mamíferos pequeños) que pueden presentar un incremento en la riqueza de especies en los sitios fragmentados comparados con la riqueza de especies antes del aislamiento. Este fenómeno puede ser explicado por el tipo de matriz de vegetación que rodea al fragmento, la cual tiene una fuerte influencia en la dinámica poblacional en este ámbito. No es lo mismo que un fragmento de bosque tropical esté rodeado de vegetación secundaria, con estructura y composición similar a la del interior del fragmento, a que lo rodee un pastizal. Además, el aislamiento de los fragmentos altera la capacidad de movimiento de los individuos. Se ha observado que la riqueza de especies de insectos disminuye notablemente en los fragmentos, y que el movimiento de algunos polinizadores se ve fuertemente afectado (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

Esto se refleja en la comunidad vegetal, induciendo un aumento en los niveles de auto-polinización y al apareamiento entre individuos emparentados. Otro factor importante que impacta la diversidad de las comunidades fragmentadas es la introducción de especies exóticas, que en algunos casos se ha encontrado que el número de éstas es mayor en los bordes y aumentan conforme se reduce el tamaño del fragmento (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.2.1 Las interacciones bióticas

Debido a que la fragmentación ocasiona alteraciones tanto a nivel de la comunidad vegetal como de la comunidad animal, las interacciones existentes entre ambos grupos también son afectadas. Algunas de las interacciones bióticas más sensibles son la polinización, la depredación de semillas, la descomposición de materia orgánica, las asociaciones mutualistas, como las asociaciones micorrízicas así como la dispersión de propágulos, o antagonistas, como los hongos patógenos y la herbivoría. Debido a que los animales frugívoros son especialmente sensibles a la perturbación del hábitat, si ocurriera un evento de disturbio, las especies de plantas que dependen de ellos para su dispersión podrían desaparecer de la comunidad. Algunas especies de plantas presentan modificaciones en su distribución cuando las poblaciones de frugívoros se han reducido. La extinción de dispersores de semillas puede reducir las áreas de distribución y los tamaños poblacionales de las plantas, o disminuir la posibilidad de colonización de nuevos ambientes. Estos efectos dan lugar a un mayor aislamiento de las poblaciones, conduciéndolas eventualmente a la extinción (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

Los sistemas especializados planta-polinizador son sensibles a cualquier tipo de perturbación. En fragmentos pequeños y aislados el flujo de polen mediado por las interacciones planta-polinizador puede verse afectado; por consiguiente la producción de frutos y semillas es afectada negativamente, tanto en la cantidad como en la calidad de su progenie. Se sabe que los árboles tropicales se encuentran en bajas densidades y en algunos bosques tropicales se ha estimado que el 50% de las especies de los árboles presentan densidades menores a un individuo/hectárea. Adicionalmente, los árboles tropicales son principalmente autoincompatibles y generalmente dependientes de animales para la polinización y la dispersión de semillas. La fragmentación tiene efectos sobre los vectores de transferencia de polen y esto tiene repercusiones sobre el éxito reproductivo de las poblaciones de árboles y sobre la estructura genética de las progenies de las poblaciones remanentes. El proceso de polinización se rompe por una disminución en la abundancia de polinizadores causada por el cambio en el ambiente, la

disponibilidad de recursos, la disminución en la frecuencia de visitas debidas a cambios en la distribución de los recursos florales, o exclusión competitiva de los recursos florales por especies polinizadoras diferentes a las originales (Herrerías-Diego y Benitez-Malvido, 2005).

Los grandes depredadores dependen de áreas extensas para su desarrollo, por lo que ante la fragmentación resultan muy vulnerables. Su persistencia dentro de los remanentes de vegetación puede estar dada por la habilidad de desplazarse a través de los fragmentos. La fragmentación, al modificar la abundancia y la diversidad de los herbívoros, también altera su interacción con otras especies, así como las complejas interacciones entre los organismos patógenos y sus hospederos y vuelve a los remanentes de bosque más vulnerables a la invasión de especies exóticas. La combinación de patógenos exóticos y los cambios ambientales pone a los fragmentos en una posición vulnerable a enfermedades poco comunes o sin historia previa en la comunidad. La diferencia entre los sitios con perturbaciones naturales y los que resienten los efectos antropogénicos es la presencia de plantas de especies exóticas, algunas de las cuales pueden crecer más rápido que las plantas nativas y son más competitivas por lo que excluyen a las especies nativas (Herrerías-Diego y Benitez-Malvido, 2005).

2.2.3 Nivel de ecosistemas

La mayoría de la investigación relacionada con la fragmentación de los ecosistemas se enfoca en la dinámica de las poblaciones y de comunidades, y rara vez se han considerado los procesos ecosistémicos. Se ha sugerido que la diversidad funcional, y no solamente la riqueza de especies, es importante para mantener el flujo de nutrimentos y de energía. Una alta riqueza de especies puede incrementar la elasticidad de los ecosistemas después de una perturbación, por lo que es mayor el número de alternativas para el flujo de los recursos. La luz del sol, el dióxido de carbono, la temperatura, el agua y los nutrientes del suelo, son recursos que se requieren para la producción primaria en los ecosistemas terrestres y son modificados drásticamente con la fragmentación y la creación de bordes (Herrerías-Diego y Benitez-Malvido, 2005).

2.2.3.1 Los flujos de energía

El balance de energía en un ambiente fragmentado es muy diferente de aquél con la cobertura vegetal original, especialmente cuando la vegetación nativa fue más densa que lo que resta después de la fragmentación. El tipo de matriz de vegetación que rodea al fragmento afecta el balance de radiación debido a un incremento de la insolación en la superficie del fragmento. En las áreas perturbadas por lo general las temperaturas diurnas son más altas y las temperaturas nocturnas más bajas que las presentes en las áreas sin alterar. Estas modificaciones de temperaturas pueden cambiar los procesos de reciclaje de nutrientes entre otros procesos y puede tener efectos desestabilizadores en interacciones como la competencia, la depredación y el parasitismo (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.3.2 El viento

Con los cambios en la estructura de la vegetación el flujo del viento se modifica. El incremento en la incidencia de viento ocasiona daño físico en la vegetación y una mayor evapotranspiración de las plantas ya que reduce la humedad y aumenta la desecación. Además, el viento reduce el sustrato disponible para los microorganismos y la disponibilidad de recursos provenientes del suelo. En los bosques tropicales la incidencia de viento caliente y seco en las áreas perturbadas y en los remanentes ocasiona un incremento en la mortalidad de los árboles y en la incidencia de fuegos forestales en el borde de los fragmentos, a la vez que evita la regeneración del bosque (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.3.3 El flujo de agua

La fragmentación altera varios componentes del ciclo hidrológico. Al quitar la vegetación nativa se cambian las tasas de intercepción de lluvia y la evapotranspiración. Al sustituirse especies perennes por herbáceas anuales (o especies para pastura) se incrementa la superficie de pérdida de agua, al mismo tiempo que se facilita la erosión del suelo y el transporte de partículas. El impacto de este fenómeno depende de la posición del parche y de su grado de inclinación;

sitios con una mayor pendiente se verán más afectados por el flujo de agua que aquellos con una (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.3.4 La pérdida de biomasa

La pérdida de biomasa es uno de las primeras consecuencias de la fragmentación del hábitat. En fragmentos y cerca de bordes hay un incremento en la mortandad de árboles de gran porte. Con el paso del tiempo, la biomasa disminuye cerca del borde del fragmento y el crecimiento secundario de lianas y especies de árboles pioneros no compensa ésta pérdida. La magnitud de esta reducción puede depender del patrón espacial de deforestación, el cuál determina el tamaño y la forma de los fragmentos. Para el Amazonas se estima que la mortalidad de árboles se incrementa en fragmentos con un tamaño menor a 400 ha. Por lo regular los fragmentos se encuentran por debajo de este tamaño, sugiriendo que la pérdida de biomasa en áreas fragmentadas puede ser una fuente de emisión de gases de invernadero. Los bosques tropicales contienen cerca del 40% del carbono almacenado en los ecosistemas terrestres, por lo que una pequeña perturbación en este ecosistema puede dar como resultado un cambio significativo en el reciclaje de carbono al nivel global (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

2.2.3.5 Los suelos y los nutrientes

Un ecosistema tropical depende de un rápido reciclado de los nutrientes que, en su gran mayoría, están en las plantas y animales que lo habitan y no en el suelo, como sucede en los bosques templados. La conversión de bosques tropicales a pastizales reduce la concentración de nitrógeno, carbono orgánico y contenido de nutrientes del suelo. La pérdida de nutrientes del suelo puede ocasionar una baja cantidad de biomasa en sitios que se estén empleando para cultivos o en proceso de regeneración. Los fragmentos presentan una acumulación de contaminantes y nutrientes en el borde, los cuales pueden funcionar como concentradores de nutrientes y contaminantes que son transportados principalmente por el viento. Esto ocurre debido a, que al quitar la vegetación, disminuye el paso del agua en la zona del borde, por lo que el borde se considera

como una trampa de nutrientes y contaminantes provenientes de las zonas agrícolas y urbanas cercanas. Es probable que la modificación en los flujos tenga efectos de cascada en los ciclos de nutrientes, la actividad microbiana, la dominancia de plántulas y otros procesos ecológicos que se desarrollen en los límites de las zonas alteradas (Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005).

2.3 Fundamentos teóricos de la fragmentación

La fragmentación se ha estudiado desde los años 60 bajo varios fundamentos teóricos: la teoría biogeográfica de islas propuesta por MacArthur y Wilson; la teoría de metapoblaciones y la ecología de paisaje. La teoría de islas estudia la influencia del aislamiento (distancia a otros fragmentos o hábitats) y el tamaño de los fragmentos en la riqueza y composición de especies, considerando la colonización y extinción como procesos fundamentales. El término metapoblación por Levins (1969) es utilizado para describir poblaciones compuestas por subpoblaciones espacialmente separadas. En este contexto, se asume que la fragmentación siempre está asociada a los efectos negativos derivados de las acciones antrópicas que conllevan a una modificación intensa del territorio y que se traduce en una pérdida importante de hábitats naturales, en la disminución e incluso en la extinción de especies (Múgica, 2002).

2.3.1 Teoría de la biogeografía de islas

La teoría de la biogeografía de islas ha influido fuertemente en otros campos de la ecología y la biología de la conservación durante cuarenta años y ha estimulado a muchos cientos de estudios sobre los patrones de riqueza de especies en una gran variedad de ecosistemas y biota (Chen *et al.*, 2011). Esta teoría hace hincapié en la formación de un patrón de equilibrio en la riqueza de especies, que está conformado por dos factores independientes del paisaje durante un largo período de tiempo (distancia del continente y el área de una isla). El papel de estos dos factores ha demostrado que varían entre los grupos taxonómicos o ecológicos de las especies (Liira *et al.*, 2014).

Dado que los fragmentos son islas de hábitat separadas y embebidas por un mar de hábitat hostil (denominado generalmente como *matriz*), la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967) es, por derecho propio, el marco natural de explicación de los efectos sobre la biodiversidad de la pérdida y fragmentación del hábitat. De hecho, durante más de veinte años esta teoría ha guiado la mayor parte de la investigación empírica realizada sobre el tema partiendo de dos premisas insulares básicas: 1) existencia de un continente o fuente de colonizadores (por ejemplo, un gran retazo de hábitat continuo situado en la misma región que los fragmentos de hábitat), y 2) la consideración de la matriz como un hábitat uniformemente hostil que no ofrece ningún recurso a las especies aisladas en los fragmentos.

En este escenario, el continente, de magnitud suficiente como para albergar poblaciones viables de todas las especies de la región, suministraría los individuos necesarios para mantener, a través de procesos de recolonización y reforzamiento demográfico, las poblaciones aisladas en los fragmentos de hábitat. Por lo tanto, a igualdad de otras condiciones (calidad de hábitat, capacidad dispersiva de las especies, etc.), el número de especies de un fragmento vendría determinado, de acuerdo con las predicciones de la teoría insular, por su tamaño y por su distancia al continente (Santos y Tellería, 2006; Valdés, 2011).

De este modo, la configuración del paisaje originada por cada proceso de fragmentación particular, con rasgos tales como la ubicación espacial de grandes manchas de hábitat continuo con relación a los fragmentos formados, y la existencia de un mayor o menor número de fragmentos en situaciones muy alejadas de los continentes, determinará, de acuerdo con los postulados insulares, la proporción final de fragmentos vacíos en cada paisaje fragmentado (es decir, el número de extinciones locales) (Santos y Tellería, 2006).

2.3.2 Teoría de metapoblaciones

El hecho de que muchos paisajes fragmentados no dispongan de una auténtica fuente de colonizadores, así como la realidad de que muchas matrices de

hábitat actúen más bien como filtros que como barreras uniformemente hostiles, ofreciendo a numerosas especies una cierta cantidad de recursos que facilitan el tránsito entre fragmentos, ha estimulado la entrada de la *teoría de metapoblaciones*. La idea de metapoblación (población de poblaciones; formulada por Levins, 1970) propone un escenario cada día más frecuente en aquellas regiones donde los hábitats naturales han quedado reducidos a un archipiélago de pequeños retazos. En estas situaciones de fragmentación extrema no queda ya ningún gran fragmento que pueda ser identificado como fuente de colonizadores potenciales.

Este modelo propone, en consecuencia, la existencia de una población de poblaciones asentada en una serie fragmentos de hábitat y sometida a una dinámica de extinciones y recolonizaciones; mientras esta dinámica tenga un balance positivo, la persistencia de la metapoblación está asegurada. La probabilidad de recolonización de un fragmento tras un evento de extinción dependerá de su distancia media al resto de los fragmentos que configuran la metapoblación, así como del porcentaje de los mismos ocupado por la especie en cuestión (Santos y Tellería, 2006).

La teoría metapoblacional se encuentra fincada en el hecho de que la migración entre las poblaciones de una misma especie no siempre es despreciable, sino que por el contrario, con frecuencia es de gran importancia, pues determina la dinámica espacial de los conjuntos de poblaciones de una misma especie a través del tiempo. Esta idea nos lleva directamente a la definición del concepto de metapoblación: las diferentes poblaciones de una especie no se encuentran aisladas en la naturaleza, sino que mantienen cierto contacto entre ellas a través de la migración de individuos; a estos conjuntos o grupos de poblaciones de una misma especie, interconectados por la migración de individuos entre ellas, se les conoce como metapoblaciones. Una de las ideas implícitas en el concepto metapoblacional es la suposición de que las poblaciones que forman una metapoblación (llamadas "poblaciones locales") no son eternas, sino que pueden extinguirse por diversas causas (Valverde, 1999).

De la misma forma, algunos de los sitios o "parches" del ambiente susceptibles de ser colonizados por la especie pueden encontrarse vacíos y la migración de individuos hacia ellos puede dar lugar a la formación de nuevas poblaciones. De esta manera, una metapoblación puede concebirse como un sistema dinámico en el que constantemente ocurren la formación y la extinción de poblaciones locales. Así, de manera análoga al estudio de una población, cuya dinámica se explica con base en las tasas de natalidad y mortalidad, el estudio de la dinámica de una metapoblación se basa en el conocimiento de las tasas de colonización y extinción locales en un contexto regional, y en el análisis de las condiciones que permiten un equilibrio entre ambos procesos. Dado que las especies que forman metapoblaciones se encuentran sujetas a altos riesgos de extinción de sus poblaciones locales, su permanencia a nivel regional depende del balance entre colonizaciones y extinciones (Valverde, 1999).

El modelo metapoblacional de Levins está basado en varios supuestos fundamentales: 1) la extinción sucede y, por lo tanto, la permanencia de una especie en una región debe depender de la colonización; 2) todos los parches disponibles tienen la misma probabilidad de ser colonizados, es decir, no hay un efecto significativo de la distribución espacial o del nivel de aislamiento de los parches; 3) la tasa de colonización es proporcional a la fracción de parches ocupados; 4) todas las poblaciones tienen la misma probabilidad de extinguirse, pues no hay un efecto del tamaño, la longevidad o la dinámica interna de las poblaciones locales, y 5) la probabilidad de extinción de cada población es independiente, ya que no ocurren extinciones correlacionadas (Valverde, 1999).

Las metapoblaciones, al parecer, pueden adquirir casi cualquier arreglo espacial dependiendo del tipo de organismo que se trate y del entorno, sin embargo, existen algunos tipos básicos. El primer modelo trata de poblaciones locales semejantes (mismo tamaño y funcionamiento igual al de una población tradicional), y tienen igual o semejante probabilidad de extinción. El siguiente modelo es el "continente-islas", aquí una población es de mayor tamaño, rodeada de poblaciones locales más pequeñas y más propensas a la extinción. El otro

modelos es "poblaciones en parches", que aunque están fragmentadas, no lo están lo suficiente como para permitir una verdadera extinción local (López y Becerril, 1999).

Otro tipo de modelo posee el nombre de "metapoblaciones en no-equilibrio", aquí existen varias poblaciones locales, las cuales al estar sujetas a extinción regional debido a que la dispersión de individuos entre poblaciones locales es infrecuente o nunca ocurre, por lo que la recolonización de un parche y el posterior incremento de individuos de una población local, luego de una extinción, no ocurre. Finalmente, puede darse el caso de una metapoblación que combine elementos de varios modelos, y cuyo comportamiento y resultado, obviamente, será una conjunción de los mismos, siendo este último modelo, tal vez el más común en la naturaleza (López y Becerril, 1999).

2.3.3 Teoría de ecología de paisaje

La Ecología del Paisaje estudia los patrones espaciales y estructurales del territorio teniendo en cuenta los procesos y flujos que tienen lugar en el mismo. Como punto de partida asume que la heterogeneidad espacio-temporal del paisaje, resultante de la interacción dinámica de las sociedades humanas con el medio, controla diversos movimientos y flujos de organismos, materia y energía (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

El término Ecología del Paisaje fue introducido en 1939 por el geógrafo alemán Carl Troll, cuatro años después de que el botánico inglés Tansley (1935) acuñara el de ecosistema, con el objetivo de integrar la componente espacial en la ecología de sistemas. La Ecología del Paisaje se caracteriza por estudiar el territorio, a diferentes escalas espaciales, de forma integrada y con un enfoque sistémico. En todo sistema o conjunto de elementos relacionados, las variaciones en las características de un elemento modifican al conjunto. Por ello, en el análisis del sistema resulta crítico considerar las relaciones existentes entre los elementos (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

En la medida en que la estructura de un sistema está formada tanto por las características de los elementos, cuya modificación es dificultosa, como por las relaciones entre dichos elementos, éstas destacan como responsables esenciales de la dinámica del sistema, y por tanto de toda problemática del mismo que se pretenda analizar y corregir. En esta línea, la Ecología del Paisaje se caracteriza por dar mayor relevancia a los procesos que, en la escala espacial y temporal, relacionan a los factores (vegetación, fauna, suelo, agua, actividades antrópicas, etc.) y componentes (unidades espaciales) del paisaje, que a las características intrínsecas de los factores y componentes mismos. De esta manera, para la completa comprensión del funcionamiento del paisaje es necesario, además de identificar los procesos de interacción entre los elementos, considerar las escalas espacio-temporales a las que se manifiestan y sus relaciones de dependencia jerárquica (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Bajo la idea básica de que la Ecología del Paisaje analiza los patrones paisajísticos como resultado de la interacción dinámica entre las actividades antrópicas y la naturaleza, dicha disciplina, trata de estudiar, más concretamente, tanto la manera en que las actividades antrópicas modifican los elementos que conforman el paisaje, sus características y sus relaciones espacio-funcionales, como la forma en que los organismos silvestres y los ciclos geoquímicos se comportan ante la calidad y disposición de dichos elementos. Para estudiar los patrones estructurales del paisaje, es decir, la disposición y características espaciales de los elementos que lo conforman, la Ecología del Paisaje trata de establecer métodos objetivos para cuantificarlos y convertirlos en medidas cartográficas (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Esta labor está siendo facilitada por el uso de la tecnología de los Sistemas de Información Geográfica, los cuales sirven de soporte a diferentes programas diseñados para calcular los atributos espaciales del paisaje y sus componentes. El análisis de los patrones del paisaje permite comparar desde un punto de vista estructural diferentes áreas de estudio, o un mismo sector en momentos diferentes. Si bien los patrones espaciales sirven para describir la estructura del paisaje, para

establecer relaciones entre ésta y los aspectos funcionales se han de dotar de sentido ecológico a las medidas obtenidas. Para ello es preciso comprobar la relación entre la estructura del paisaje y los procesos ecológicos objeto de estudio, o entre la estructura paisajística y ciertos parámetros que sean reflejo de dichos procesos. Dicha comprobación ha de realizarse mediante estudios empíricos. Otra aproximación consiste en modelizar dicha relación, en base a una hipótesis previa, para después testar la modelización realizada mediante estudios empíricos (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

La Ecología del Paisaje adopta un modelo estructural (Figura 4), formado por tres tipos de elementos básicos: la matriz, las manchas y los corredores (Forman y Godron, 1981 y 1986). La matriz constituye el elemento espacial dominante y englobante en el que se insertan el resto de los elementos paisajísticos. Los fragmentos son aquellos elementos espaciales no lineales insertos en la matriz, con características propias y bien diferenciadas de la misma. Por último, los corredores son los elementos lineales, que pueden aparecer en el paisaje aislados o bien conectando otros elementos (manchas) entre sí (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

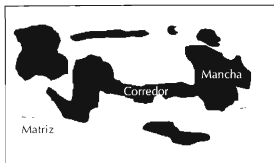


Figura 4. Modelo estructural del paisaje Matriz-Parche-Corredor

Fuente: Gurrutxaga y Lozano, 2008

Este modelo, es en realidad una extensión del *modelo de islas*, ya que incorpora el concepto de *corredor* a la concepción binaria de "hábitat adecuado" frente a "matriz inhóspita" propuesta por el modelo de islas. Sin embargo, el modelo de *parche-matriz-corredor* no se centra tanto en las diferencias en riqueza de especies, sino sobre todo en la configuración geográfica del paisaje fragmentado. Considera también que puede existir cierta heterogeneidad en la matriz, aunque no se le da gran importancia a este factor. En este modelo, el paisaje fragmentado se considera compuesto por estos tres elementos discretos. Cada punto de un paisaje está situado dentro de un *parche*, de un *corredor* o de la *matriz*. Los parches son áreas de hábitat original que pueden tener diferentes tamaños y formas. Los corredores son elementos lineales de hábitat que conectan parches y pueden variar en longitud y anchura. Los parches y corredores están embebidos en una matriz que puede tener distinta extensión (Valdés, 2011).

2.4 Percepción Remota

Los estudios de la superficie de la tierra utilizando técnicas de percepción remota suponen el registro de la radiación electromagnética reflejada o emitida por la superficie terrestre mediante sensores a larga distancia. Entre los sensores más comunes se encuentran las cámaras fotográficas, las cámaras de video y los satélites especializados. Su objetivo de estudio es obtener información cualitativa y cuantitativa de la radiación electromagnética reflejada o emitida por la superficie terrestre. Las fotografías aéreas, las imágenes de satélite y las imágenes de radar son algunos ejemplos de información obtenida a partir de la percepción remota (Rosete y Bocco, 2003).

El método general de la percepción remota consta de cinco componentes principales: la energía, la fuente de radiación, el blanco sobre el cual incide la radiación, el sensor y la vía de transmisión. La fuente de radiación más importante y de la cual se derivan las radiaciones más utilizadas en la percepción remota es el sol (Rosete y Bocco, 2003).

La energía solar que llega a la Tierra puede reflejarse, absorberse, emitirse o transferirse en función de las propiedades físicas de los objetos. Los objetos (blancos o escenas) que registran los sensores remotos pueden ser de diversa índole, y cada uno de ellos tiene una respuesta diferente cuando un rayo de luz solar incide sobre su superficie, precisamente por sus características físicas particulares, ya que la respuesta de cada objeto en la superficie terrestre puede considerarse como única (Rosete y Bocco, 2003).

Los sensores remotos se dividen en activos y pasivos. Los primeros cuentan con una fuente de energía propia que dirigen hacia el blanco particular y posteriormente recogen la señal de regreso (como los satélites de radar). Los segundos registran directamente la energía reflejada y/o emitida de la superficie terrestre. Los sensores cuentan con instrumentos y mecanismos que permiten reconocer diferentes respuestas espectrales de la luz reflejada. Estos captan información de las diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético y la intensidad (reflectancia) del reflejo de los objetos en la superficie de la Tierra (Rosete y Bocco, 2003).

Para poder elegir adecuadamente el tipo de datos que requieren adquirirse mediante técnicas de percepción remota, utilizando imágenes de satélite, para un estudio específico en una comunidad, es necesario conocer las características de la información que puede estar a nuestro alcance. Para esto, debemos saber a qué se refiere cada una de esas características que tienen los datos generados por cada satélite en particular y decidir en función de nuestras necesidades y posibilidades (Rosete y Bocco, 2003).

Los elementos involucrados en el proceso de adquisición de datos por medio de sensores remotos (Figura 5), se describen a continuación (Chuvieco, 2002):

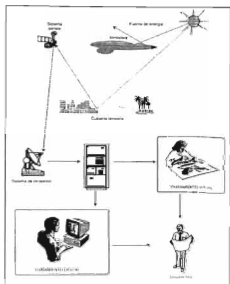


Figura 5. Componentes de un sistema de percepción remota.

Fuente: Chuvieco, 2002

- Fuente de energía: el sol es la principal fuente de energía electromagnética empleada en sensores remotos. Parte de la señal original es dispersada o absorbida por la atmósfera.
- Cubierta terrestre: los objetos en la cubierta terrestre reciben la energía electromagnética, y la reflejan o emiten de acuerdo a sus características físicas.
- Sistema sensor: compuesto por el sensor y la plataforma que lo alberga. El sistema sensor se encarga de captar la energía procedente de la superficie terrestre.

- Sistema de recepción-comercialización: recibe la información transmitida por el sistema sensor, graba la misma en un formato apropiado, se realizan las correcciones del caso y se distribuye a los interesados.
- Intérprete: convierte los datos en información temática de interés, ya sea visual o digitalmente, a fin de facilitar la evaluación del fenómeno en estudio.
- Usuario final: es el encargado de analizar la información generada por el intérprete para la toma de decisiones.

2.5 Clasificación de Imágenes de Satélite

El principal objetivo de la clasificación es categorizar todos los píxeles de una imagen en un número determinado de clases o grupos. Este procedimiento se puede llevar a cabo de dos maneras:

- Clasificación Supervisada.

Es uno de los métodos más usados, ya que cuenta con un conocimiento a priori, es decir, para la tarea de clasificar un objeto dentro de una categoría o clase contamos con modelos ya clasificados (objetos agrupados que tienen características comunes). La clasificación supervisada se realiza en tres pasos básicos:

Etapa de entrenamiento: Se seleccionan muestras de píxeles, que representen adecuadamente a las coberturas presentes en la imagen. A estas muestras se les denomina área de entrenamiento. Son áreas de identidad conocida de la cubierta terrestre de interés (cultivos, bosques, suelos, cuerpos de agua, etc.) delineándolas sobre la imagen digital bajo formas de rectángulos o polígonos cuyos datos numéricos quedan archivados en la computadora como regiones de interés constituyendo los "datos de entrenamiento". Para realizar la selección el analista debe tener conocimiento previo del área de estudio o en su defecto apoyarse con datos provenientes de mapas, fotografías aéreas y los sistemas de Información Geográficas.

Etapa de Clasificación: Cada píxel de la imagen es categorizado como un tipo de cobertura de suelo al cual se asemeje más. Los criterios más comunes para llevar a cabo este proceso son:

Mínima distancia: el píxel se asigna a la clase más cercana. En otras palabras, se asigna en aquella clase que minimice la distancia espectral entre ese píxel y el centroide de la clase.

Paralelepípedos: permite definir unos umbrales de dispersión asociados a cada clase.

Máxima probabilidad: el píxel se asigna a aquella clase con la que posee mayor probabilidad de pertenencia.

Etapa de resultados: Una vez que los datos han sido categorizados, éstos se presentan en una nueva imagen clasificada.

- Clasificación no supervisada

A diferencia del método anterior donde se tiene un conocimiento previo de la zona y a criterio del especialista se toman muestras de píxeles (campos de entrenamiento) de cada tipo de coberturas directamente de la imagen para hacer la clasificación; en el método no supervisado, el ordenador se encarga de hacer la clasificación sin necesidad de tener campos de entrenamiento ni conocimiento previo de la zona, esto se realiza gracias a la utilización de algoritmos.

Estos algoritmos examinan los píxeles y los agrupa en un número de clases, basados en el arreglo natural presente en la imagen. En este punto, se desconoce la identidad de cada clase identificada, por lo cual se hace uso de datos de referencia (mapas, fotografías aéreas, otras imágenes, etc.) para su caracterización (Lillesand et al., 2004).

2.6 Análisis de los Procesos de Fragmentación

Los cambios producidos por la fragmentación se ven reflejados en la estructura espacial del paisaje como el tamaño, forma o posición de los fragmentos

en el paisaje. Métodos cuantitativos son requeridos para comparar diferentes paisajes, identificar cambios significativos ocurridos a través del tiempo y relacionar patrones del paisaje con la función ecológica. Estos métodos, se denominan generalmente como métricas del paisaje (Turner, 1989).

Su uso puede facilitar la detección de patrones de cambio que no son fácilmente visibles por el ojo humano y resulta de gran utilidad, ya que pueden proveer información acerca de la ocurrencia de procesos de deforestación y fragmentación (Altamirano *et al.*, 2007). Así pues, en los últimos años se han desarrollado o adaptado multitud de métricas de paisaje, que por medio de ellas los patrones del paisaje y los procesos ecológicos y ambientales, pueden ser vinculados cuantitativamente (García & Martínez, 2005).

Las métricas de paisaje pueden ser aplicados a mapas temáticos, los cuales pueden ser generados a partir de fotografías aéreas e imágenes de satélite. Las métricas a nivel de parche, son empleadas principalmente como la base de los cálculos de muchas de las métricas de paisaje. Sin embargo, estas métricas tienen su importancia en sí mismas, ya que son de gran ayuda en diversos estudios, tales como la evaluación de los requerimientos mínimos de área para diversas especies, así como en el cálculo de áreas núcleos en estudios de especies sensibles a los efectos de borde (McGarigal & Marks, 1995).

Con respecto a las métricas a nivel de clase, estas se pueden considerar como índices de fragmentación, ya que cuantifican la cantidad y la distribución de cada tipo de parche (clase) en el paisaje (McGarigal & Marks, 1995). Algunos estudios que han aplicado métricas de paisaje como el tamaño de fragmentos sugieren que altos niveles de fragmentación están asociados a predominancia de fragmentos de menores tamaños. (Altamirano *et al.*, 2007).

Los cálculos de métricas se realizan a tres niveles: parche (*patch*), tipo de parche (*class*) y paisaje (*landscape*):

- a) A nivel de parche (*patch level*). Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente. Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cuál es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.

- b) A nivel de clase (*class level*). Los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, aquellos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso de suelo, hábitat, etc. Es el nivel apropiado para calcular cual es la superficie que ocupa una determinada cobertura de suelo, o cual es la extensión media ocupada por los fragmentos de bosque.

- c) A nivel de paisaje (*landscape level*). Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez. El resultado nos informa el grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

2.7 Métricas empleadas en el análisis de fragmentación

A continuación se presentan algunas de las métricas más utilizadas en los análisis de fragmentación (McGarigal & Marks, 1995):

2.7.1 Métricas de Área

- Área de parche (AREA)

La métrica de área de parche, sirve de base para el cálculo de diversas métricas a nivel de clase y paisaje. Asimismo, es empleada para modelar la riqueza de especies, colonización de parches, distribución de especies, entre otros.

Es ampliamente aceptado en el ámbito de la ecología del paisaje, que el área de parche es uno de los principales factores que determinan la ocurrencia y supervivencia de especies animales, en especial en paisajes fragmentados. Asimismo, es importante destacar que entre menor sea el tamaño del parche,

existe una mayor probabilidad que la dinámica de los ecosistemas en estos parches, obedezcan a fuerzas externas en lugar de internas.

- Área de Clase (CA)

Área de clase es una medida de composición del paisaje, y describe cuanto del paisaje está comprendido por un tipo específico de parche. Es de mucha importancia en los estudios de fragmentación, dado que ofrece información cuantitativa de pérdida de hábitats de interés. De manera adicional, el Área de Clase se emplea en los cálculos de otras métricas de clase y de paisaje.

- Porcentaje de Paisaje (%LAND)

Se refiere al porcentaje de paisaje ocupado por determinada clase, es decir, cuantifica la abundancia proporcional de cada tipo de parche.

- Índice del Parche Mayor (LPI)

Calcula el porcentaje del total del área del paisaje, que comprende el parche más grande. Esta métrica resulta útil al comparar datos de épocas diferentes, ya que permite ver la evolución del tamaño de los parches más grandes.

2.7.2 Métricas de Densidad, tamaño y variabilidad

- Número de Parches (NP)

Es indicador de varios procesos ecológicos. El número de parches puede ejercer influencia en lo que respecta a la estabilidad de las interacciones entre especies (por ejemplo predador-presa) y en la propagación de disturbios (McGarigal & Marks, 1995). Un alto número de parches puede usualmente contribuir al aumento de la resiliencia de poblaciones, y puede incrementar la utilización de parches como conectores a lo largo del paisaje. Adicionalmente se emplea como índice de heterogeneidad del paisaje y como base para el cálculo de otras métricas.

- Densidad de Parches (PD)

Expresa el número de parches por unidad de área, lo cual facilita comparaciones entre paisajes de varios tamaños. El uso de esta métrica para un determinado tipo de parche, es un buen indicador de fragmentación. Si el área de la clase permanece constante, un paisaje con una mayor densidad de determinado tipo de parche, se considera más fragmentado que un paisaje con menor densidad de ese tipo de parche. Asimismo, esta métrica sirve como un índice de heterogeneidad, dado que con una mayor densidad de parches habría una mayor heterogeneidad espacial (McGarigal & Marks, 1995).

- **Tamaño Medio de Parche (MPS)**

Es empleado como indicador de fragmentación, si se evalúa el tamaño del tipo de parche de interés. Un paisaje con un MPS menor al encontrado en otro paisaje, puede considerarse como más fragmentado (McGarigal & Marks, 1995). Esta métrica se ha utilizado constantemente en análisis de fragmentación y de dinámicas de población de aves. Boulinier *et al.*, (2001), realizó una investigación cuyos resultados demuestran, que especies de aves consideradas sensibles al área de parche, presentaban una menor riqueza de especies y mayores tasas medias de extinción, en paisajes con bajos valores de MPS.

2.7.3 Métricas de Borde

- **Longitud Total de Borde (TE)**

La cantidad total de borde es importante para el estudio de muchos fenómenos ecológicos, tal es el caso del efecto de borde en bosques, que provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación, debido principalmente a cambios en el microclima. La mayoría de los efectos adversos de la fragmentación de bosques, parecen estar relacionados de manera directa o indirecta a los efectos de borde; por lo cual la Longitud Total de Borde a nivel de clase, provee de información relevante en el estudio de la fragmentación (McGarigal & Marks, 1995).

La cantidad de borde entre parches puede ser muy importante para el movimiento de organismos o materia a través de las fronteras, asimismo es conocida la importancia del hábitat de borde para diversas especies (Turner, 1989).

- Densidad de Borde (ED)

Se refiere a la cantidad de borde por unidad de área, facilita la comparación entre paisajes de varios tamaños.

2.7.4 Métricas de Forma

- Índice de Forma (SHAPE)

Mide la complejidad de la forma del parche, en comparación con un objeto de forma determinada. Para datos en formato vector, la forma del parche se evalúa comparándolo con un círculo estándar, el índice de forma es menor entre más se acerque a la forma del círculo. De la misma manera se procede en el formato raster, con la diferencia que la evaluación se realiza utilizando un cuadrado de referencia (McGarigal & Marks, 1995).

La forma del parche ejerce influencia en procesos inter-parches como la migración de pequeños mamíferos, las estrategias de búsqueda de comida, entre otros. La forma de un parche está caracterizada por la longitud de sus bordes. Fragmentos que cuentan con una forma irregular como resultado de la fragmentación del bosque, tienden a contar con mayores longitudes de borde (Echeverría et al., 2007).

- Índice de Dimensión Fractal (FRACT)

Esta métrica se emplea de manera frecuente para la caracterización de la forma del parche, en estudios de ecología del paisaje. Puede ser aplicado a objetos espaciales en una amplia variedad de escalas. Parches con valores altos cuentan con altas proporciones de perímetro-área y tienden a ocurrir en áreas más fragmentadas (Ribe et al., 1998.).

2.7.5 Métricas del Área Núcleo

- Área Núcleo (CORE), Área Núcleo Total (TCA) y Área Núcleo como Porcentaje del Paisaje (CLAND)

El área núcleo representa la cantidad de área dentro de un parche, que no se encuentra influenciada por los efectos de borde. El cálculo de las métricas de área núcleo, requiere especificar la profundidad a la cual se perciben los efectos de borde.

Asimismo, Laurance *et al.*, (2002) destaca que los efectos de borde más notables en el bosque del Amazonas, ocurren dentro de los primeros 100 metros desde el borde del bosque, aunque es posible detectar entre los 200 y 400 metros, efectos como daños causados por el viento y cambios en ciertas comunidades de insectos. Estudios adicionales mencionan distancias de 100 m y 60 m.

La métrica CORE calcula el área núcleo a nivel de parche, TCA lo hace a nivel de clase y paisaje. CLAND es una métrica a nivel de clase y cuantifica el área núcleo en cada tipo de parche, como porcentaje del área total del paisaje. Estas métricas han demostrado ser un mejor indicador de calidad de hábitat que la métrica Área de Parche. El área núcleo cuenta con un microambiente similar al encontrado en bosques intactos y esto es de mucha importancia, en especial cuando se trata de organismos que se ven afectados por las condiciones propias de los bordes (Echeverría *et al.*, 2007).

- Número de Áreas Núcleos (NCORE y NCA)

FRAGSTATS calcula el número de áreas núcleo en cada parche por medio de la métrica NCORE, así como el número de núcleos en cada clase y en el paisaje como un todo (NCA).

Si el número total de áreas núcleo es menor al número de fragmentos, esto significa que algunos fragmentos no cuentan con áreas núcleo. Por el contrario, un número mayor de áreas núcleo que fragmentos, indica que existen fragmentos

con más de un área núcleo y que están conectados por medio de corredores estrechos.

- Índice del Área Núcleo

La métrica Índice de Área Núcleo Total (TCAI) cuantifica el área núcleo para toda la clase o paisaje, como un porcentaje de la clase total o área total del paisaje. En conjunto con el Área Total de Clase, se puede usar como indicador de fragmentación de una clase particular.

2.7.6 Métricas del Vecino más Cercano

- Distancia del Vecino más Cercano (NEAR)

La distancia del vecino más cercano, se define como la distancia de un parche al más cercano del mismo tipo o clase. Infiuye en importantes procesos ecológicos, como por ejemplo, en la dinámica de las poblaciones de plantas y animales, de acuerdo a su proximidad a otras subpoblaciones de la misma especie o de especies rivales.

La habilidad de colonización de las especies, depende en cierto grado, de la distancia entre parches. Las especies animales pueden tener la habilidad física de dispersarse a través de grandes distancias, pero si el desplazamiento a través de la matriz que rodea el parche, no se encuentra dentro de su comportamiento habitual, entonces la matriz se convierte en una barrera para el movimiento.

Los efectos de aislamiento en la dinámica de las poblaciones, dependerá de la especie en estudio. Como ejemplo se encuentra el trabajo realizado por Laurance *et al.* (2002), donde se realiza una recopilación de datos sobre diversos organismos afectados negativamente, en su desplazamiento hacia otros parches en bosques tropicales.

- Índice de Proximidad (PROXIM)

Se calcula a nivel de parche y considera el tamaño y proximidad de todos los parches, dado un radio específico de búsqueda. Este índice cuantifica el contexto espacial de un parche en relación a sus vecinos.

Se emplea para evaluar las aptitudes de un paisaje, en lo que respecta a los patrones de dispersión de las especies presentes en el área de estudio. Gallego (2002), estableció radios de búsqueda de 100, 300, 1,000 y 10,000 metros. Los criterios para definir las distancias se basaron en estudios previos sobre flujo de polen y el movimiento de polinizadores.

2.8 Estudios sobre el proceso de fragmentación.

La mayoría de los trabajos sobre el proceso de fragmentación han sido dirigidos hacia los bosques templados y bosques tropicales, ya que son ecosistemas que se caracterizan por tener una notable biodiversidad y por brindar servicios ambientales necesarios para el bienestar de las poblaciones humanas (Williams-Linera *et al.*, 2002; Cayuela, 2006). Estos bosques producto de la deforestación han sido eliminados en grandes extensiones por asentamientos humanos y por las actividades primarias (Chapa *et al.*, 2008). La deforestación es un proceso que afecta de manera negativa la estructura y funcionamiento de los ecosistemas; esto se debe al cambio en el uso del suelo y la consiguiente transformación de bosques o selvas en zonas agrícolas o pecuarias, como resultado de una presión demográfica sobre el uso de los recursos naturales y de un aprovechamiento inadecuado de la tierra (Aguilar *et al.*, 2000).

Por ejemplo, de acuerdo con Jha *et al.*, (2005) los procesos de fragmentación de bosques es un fenómeno común que se ha presentado en los bosques tropicales de la India, esto, no solo se ha traducido en la fragmentación de áreas continuas de bosque natural, sino que también han traído consigo cambios físicos y biológicos en el medio ambiente. En su trabajo donde evaluaron el efecto de la disminución del tamaño del parche sobre la diversidad de los bosques caducifolios secos tropicales y la pérdida de especies en un periodo de 10 años, demostraron que existe una tendencia general al incremento en el número de

parques y una disminución en el tamaño medio del parche asociados a la industrialización y urbanización rápida de la región. Por último se observó que la disminución en la tasa de número de especies es más rápida en el caso de las áreas con cambios negativos en comparación con las áreas con cambios positivos.

En este mismo sentido, Tabarelli *et al.*, (2004) en su trabajo donde utilizan un modelo predictivo, señalan que los efectos negativos de la fragmentación de hábitat son lo suficientemente fuertes para promover la extinción local y regional del dosel y los árboles emergentes en los bosques neotropicales como por ejemplo los bosques amazónicos; así como también alterar la riqueza, abundancia y composición funcional de algunas especies como por ejemplo las hormigas (Leal *et al.*, 2012), los murciélagos (Mena, 2010 y Ethier y Fahrig, 2011) y los monos aulladores (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2005).

Sin embargo, la fragmentación de bosques no se produce por sí solo, sino que siempre se asocia con otras amenazas antrópicas tales como la tala, los incendios y la caza de los vertebrados dispersores de semilla, que son claves para la recuperación de remanentes de bosque. Ellos concluyen que el tamaño de la población humana en la Amazonía puede duplicarse en las próximas dos décadas debido a un fuerte fenómeno inmigratorio, lo cual puede aumentar drásticamente tanto la tasa de fragmentación de los hábitats como la tasa actual de 10 000 a 15 000 Km²/año de bosque severamente degradado por la tala. Sobre la base de este modelo predictivo se prevé que las regiones forestales más fragmentadas han perdido o perderán una parte importante de su diversidad.

Así mismo, en un estudio realizado en África Occidental por Chatelain *et al.*, (2010) en el Parque Nacional Tai, demostraron que la fragmentación derivado de la deforestación en las 3 últimas décadas ha sido dramática, ya que la cobertura forestal de las zonas rurales a disminuido de un 89.6% en 1974 al 6.7% en 2003. De 1984 a 1990 hubo un aumento masivo en la deforestación, dejando muchos fragmentos de varios tamaños formando un mosaico en el paisaje. Siguiendo esta misma tendencia, de 1990 a 2003, estos fragmentos se deforestaron más por estar totalmente destruidos o de tamaño reducido o más aún dividido en pequeñas

unidades. Durante los últimos 13 años el número de parches se redujo en un 50%, así como también la superficie media de parche. Todo esto fue el resultado del aumento de la presión demográfica (pasando de 8 a 135 habitantes por km²), causado por el incremento de áreas agrícolas con una tendencia cada vez mayor a los cultivos permanentes.

En el caso particular de México se evaluó la fragmentación de los bosques templados y tropicales a nivel nacional en el periodo 1993-2002, en base a datos de uso de suelo y vegetación. Además, se tomaron en cuenta 5 tipos de bosques más específicos para su análisis (bosque de coníferas y hoja ancha, bosques tropicales secos, bosque de hoja caduca, bosque subtropical siempreverdes y bosque tropical de hoja perenne). Los resultados mostraron que las transiciones de cobertura del suelo que se produjeron entre 1993-2002 se tradujeron en parches de bosque más aislados con formas más simples, en bosques templados y tropicales. De acuerdo con las métricas de paisaje utilizados, los bosques tropicales resultaron más fragmentados ya que presentaron parches más pequeños y más numerosos a comparación de los bosques templados que tuvieron menos parches y un tamaño promedio más grande; debido a que los bosques tropicales suelen estar rodeados de cubiertas no forestales o usos de suelo antropogénicos. Por último, los bosques de hoja ancha, de hoja perenne y de hoja caduca presentaron también mayor fragmentación (Moreno *et al.*, 2011).

Por otro lado, uno de los problemas más estudiados sobre la fragmentación es el efecto de borde que se produce entre la transición abrupta del borde de un fragmento de bosque y la matriz que rodea el fragmento, éstos efectos pueden ser de diferente índole: abióticos, biológicos, directos e indirectos (Murcia, 1995; Santos y Tellería, 2006) y sus efectos se traducen en una mayor mortalidad de fauna y flora cerca del borde con respecto al interior del bosque y la consecuente reducción del área del fragmento, es decir, pérdida de hábitat y la extinción progresiva de especies. En un estudio realizado por Magrach *et al.*, (2013) sobre la germinación de semillas y supervivencia a la edad adulta de epífitas en los bordes de un bosque, demostraron que la germinación de semillas se ve afectada por la

altura y la distancia al borde del bosque, aumentando la germinación hacia el interior del borde del bosque para las plantas que crecen en los árboles, de 3 a 6 m en los troncos y de 6.12 m en las zonas de dosel, las plantas ubicadas en el sotobosque no se ven afectadas por la distancia al borde. La ocurrencia de adultos, también aumentó con la altura y la distancia del borde. Las semillas depositadas cerca de los bordes germinaron mejor en la zona de sotobosque, sin embargo, esta zona es insuficiente a su supervivencia posterior.

El efecto de borde es una de las explicaciones más citadas sobre el incremento en la intensidad de depredación de nidos en poblaciones de aves en paisajes fragmentados. Así pues, cuando un hábitat se fragmenta y queda rodeada por una matriz antrópica, esto provoca generalmente un aumento en la presión de depredación en las transiciones del hábitat, encontrándose mayor depredación en los bordes que en el interior del fragmento. Sin embargo en el trabajo realizado por Carlson y Hartman (2001), donde evaluaron el efecto de borde sobre nidos artificiales en bosques tropicales fragmentados en Tanzania; demostraron todo lo contrario. Los resultados muestran un incremento del 19% en la tasa de depredación de nidos en el interior de los bosques intactos que en los bordes de los paisajes forestales fragmentados. Estos resultados cuestionan la aplicabilidad y generalidad del efecto de borde sobre estudios llevados a cabo casi exclusivamente en regiones templadas.

Las metodologías que son comúnmente utilizadas para el estudio de la fragmentación son aquellas que utilizan métodos cuantitativos que sirven para comparar diferentes paisajes, identificar cambios significativos ocurridos a través del tiempo y relacionar patrones de paisaje con la función ecológica, a éstas herramientas matemáticas se les conoce comúnmente como métricas de paisaje o índices de fragmentación (Turner, 1989). y evalúan algunos parámetros como el número, la forma, el tamaño medio, los grados de aislamiento y la conectividad de los parches (Mas y Correa, 2000; Soverel *et al.*, 2009). En este mismo sentido, el estudio de la fragmentación se ha apoyado en las últimas décadas de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para analizar la configuración o los cambios

ocurridos en el paisaje, en este caso particular sobre los sensores remotos como son las imágenes de satélite (Berlanga y Ruiz, 2007; Antonio *et al.*, 2008, Mendoza *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2005 y Baldi, 2006) y las fotografías aéreas (Teixido *et al.*, 2009 y Williams-Linera *et al.*, 2002).

En el trabajo realizado por Fuller, (2001) se evaluó el impacto de la fragmentación forestal derivado del crecimiento de la mancha urbana en once cuencas hidrográficas, se utilizó los SIG para clasificar las imágenes de satélite tipo Landsat y posteriormente determinar los patrones espaciales y temporales del proceso de fragmentación con la aplicación de métricas de paisaje (forma y tamaño del fragmento). Además se utilizó la radiación infrarroja (Banda 6) para relacionar patrones de fragmentación con la radiación térmica emitida por la expansión urbana. Por un lado se concluye que el incremento de la mancha urbana está dando lugar a la creación de muchos pequeños parches de bosque; y por otro lado, que la temperatura ambiente asociado a la expansión urbana puede tener importantes implicaciones negativas a largo plazo para los procesos ecosifológicos.

Los trabajos sobre fragmentación en bosques se han enfocado principalmente en estudiar: la relación que existe entre la distribución del tamaño del fragmento y su gradiente latitudinal, observándose diferencias en el número de parches en función de la altitud del terreno (Armenteras *et al.*, 2003; Mendoza *et al.*, 2005); el tamaño de parches y la relación entre el perímetro y el área del fragmento (P/A) mostrando cambios negativos estadísticamente significativos en el tamaño y forma de los fragmentos (Antonio *et al.*, 2008). Comúnmente la reducción en los fragmentos y su posterior aislamiento de los hábitats traen consigo efectos negativos, sin embargo, en el trabajo de Altamirano *et al.*, (2007) dónde evalúan el efecto de la fragmentación sobre la estructura de la vegetación en poblaciones arbóreas, demostraron que el patrón de las ocupaciones de las poblaciones ocupan preferentemente fragmentos de menor tamaño y mayor aislamiento.

Así mismo, en el estudio realizado por Kolb y Lindhorst, (2006) sobre el éxito reproductivo de cuatro hierbas en un bosque fragmentado mostraron que existe un

relación positiva significativa entre el hábitat y el tamaño de la población y entre el hábitat y el aislamiento de algunas poblaciones, es decir, no se encontraron efectos negativos de la fragmentación sobre la reproducción, en el decremento del tamaño y el incremento en el aislamiento de las poblaciones. Sin embargo, sólo en una especie se redujo el éxito reproductivo en pequeñas poblaciones.

Echeverría *et al.*, (2006) al evaluar los patrones de deforestación y fragmentación de los bosques nativos en la Cordillera de Chile, demostró que en un periodo 25 años hubo una reducción de la superficie forestal natural de 67%, lo que equivale a una tasa de pérdida de bosque de 4.5% por año. La fragmentación se asoció con una disminución en el tamaño del parche, que a su vez se asoció con un aumento rápido de la densidad de pequeños parches: 0.93 (1975) y 1.65 (1990) parches por cada 100 ha, y una disminución en el área de bosque interior y en la conectividad entre los parches. Por último señalan que desde la década de 1970 la pérdida de bosques nativos fue causada en gran medida por la expansión de las plantaciones comerciales, que se asoció con cambios sustanciales en la configuración espacial de los bosques nativos. Para el 2000, la mayoría de los fragmentos de bosque nativo fueron rodeados por plantaciones exóticas de especies altamente conectadas.

Otros trabajos se han interesado en caracterizar los patrones de fragmentación en bosques con la finalidad de proporcionar conocimiento sobre la calidad del hábitat y su biodiversidad (Soverel *et al.*, 2009); en pastizales templados y su relación entre variables ambientales: climáticas y edafológicas (Baldi, 2006); así como también identificar el estado de conservación de bosques nativos y proporcionar medidas que ayuden a conectar varios fragmentos aislados con corredores biológicos (Gómez *et al.*, 2005), en ese mismo sentido, analizar la pérdida de hábitat originado por la fragmentación (Teixido *et al.*, 2009) y sus consecuencias ecológicas (Bustamante y Grez, 1995).

Los cambios de las coberturas vegetales y el uso del suelo, son dos de los elementos que mejor evidencian la transformación del paisaje; estos elementos son la base para el análisis de los procesos de fragmentación sobre los ecosistemas. El

monitoreo del cambio y comprensión de la dinámica de la cobertura forestal es cada vez más importante para la gestión de ecosistemas forestales.

En un trabajo realizado en los bosques templados de Turquía (Çakır *et al.*, 2008), se analizaron los cambios espaciales y temporales de los patrones de cobertura forestal. Los resultados mostraron por un lado que, la superficie forestal total, la superficie forestal productiva y forestal degradada aumentó, mientras que el bosque de hoja ancha y el área no forestal disminuyeron en un periodo de 25 años. Por otro lado, el número total de fragmentos de bosque se incrementó de 36204 a 48092 parches, así como también el número de parches pequeños (parches de 0-100 ha), lo que indica un paisaje más fragmentado que pone en riesgo el mantenimiento de la biodiversidad; por el contrario se presentó una reducción en el tamaño medio del parche de 2.8 ha a 2.1 ha. Mientras que la población total aumentó 3.7%, la población rural disminuyó constantemente en 25 años, esto hace suponer, que la migración de la población de las zonas rurales a zonas urbanas, favoreció el crecimiento en la superficie forestal total.

Trabajos como Kivinen *et al.*, (2012) en donde estudiaron los cambios en la cobertura y el grado de fragmentación de los bosques como indicador de la calidad general de los paisajes forestales para la cría de renos en el norte de Suecia. Demostraron que el aumento de bosques jóvenes y la fragmentación de bosques viejos, traducidos en una disminución en el tamaño de los parches y un mayor aislamiento, reflejan una disminución en la cantidad de líquenes arbóreos; así como la disminución de la capacidad del paisaje para sostener la persistencia a largo plazo de los líquenes. Los resultados sugieren que los efectos negativos de la fragmentación han cambiado la composición y configuración del mosaico forestal del paisaje, lo cual lo ha convertido en el menos adecuado para la cría de renos sostenibles, por dos razones principales: una es por la disminución de líquenes, fuente principal de alimento de los renos y la otra, por su alta preferencia de los renos por los bosques antiguos y la nulidad por rodales jóvenes.

Aunque los efectos de la fragmentación generalmente suelen ser negativos, existen estudios los cuales demuestran que también puede tener efectos positivos,

es decir, cada individuo responde diferente a los procesos de fragmentación, ya sea de manera positiva, negativa y neutra.

Tal es el caso de los murciélagos, en donde, algunas especies responden tanto de manera negativa como positiva. Mena, (2010) estudió la respuesta que tienen los murciélagos animalívoros y frugívoros a la fragmentación, encontrando que los primeros son más abundantes en bosques maduros y en buen estado de conservación, mientras que los frugívoros incrementan su abundancia en sitios moderadamente fragmentados, explotando densidades elevadas de recursos de alimento después de la conversión de bosques a campos agrícolas y una subsecuente sucesión. Del mismo modo, Ethier y Fahrig, (2011) encontraron efectos tanto positivos (*Lasiurus borealis*, *Myotis septentrionalis*, *Myotis lucifugus* y *Lasiurus borealis*) y negativos (*Perimyotis subflavus* y *Perimyotis subflavus*) en la abundancia relativa de los murciélagos. Se concluyó que los paisajes fragmentados maximizan la complementación entre las áreas de descanso y sitios de forrajeo lo cual, apoyan una mayor diversidad y abundancia de murciélagos.

En el estudio realizado por Soares-Filho *et al.*, (2012) sobre modelos de simulación de incendios en sotobosques, demostraron que la fragmentación producto de la deforestación incrementa significativamente la incidencia de incendios debido a la desecación y pérdida de humedad de las hojas. Las simulaciones revelan además, que el controlador actual y futuro de los incendios en los sotobosques es la fragmentación en lugar del cambio climático y por último concluyen que el cambio climático puede incrementar el porcentaje de bosque quemado en un 30% en las próximas cuatro décadas, pero que la deforestación por sí sola puede duplicarlo.

Trabajos como los de Williams-Linera *et al.*, (2002); que evaluaron el grado y patrón de fragmentación del bosque mesófilo de montaña en Xalapa, Veracruz asociados a usos de suelo como pastizal y asentamientos humanos, demostraron que este ecosistema está en peligro de desaparecer, ya que solo quedan 19 fragmentos (1 287 ha) de bosque no perturbado, contra 104 fragmentos (2 149 ha) de bosque perturbado. Además de que los bosques no perturbados se encuentran

en una situación crítica ya que se encuentran aislados y sus formas son alargadas y complejas lo cual aumenta el efecto de borde; los fragmentos pequeños tienen formas más circulares y aunque se presenta un efecto de borde natural originado por cambios en las condiciones microambientales y de vegetación, el efecto de borde humano (70 m hacia el interior) es el que tiene mayor impacto, lo cual reduce el área real de bosque.

En este mismo sentido, Nagendra *et al.*, (2009) en un estudio realizado en la India sobre los cambios de la cubierta forestal y su fragmentación de un bosque protegido para la vida silvestre, rodeado al sur por una área menos protegida y por otro lado de tierras agrícolas, demostraron que existen diferencias en el grado y patrón espacial de los cambios en la cubierta forestal en estas tres zonas, producto de los diferentes niveles de protección del gobierno. Las dos áreas protegidas experimentan una tendencia a la regeneración de bosques, mientras que, el paisaje que rodea las áreas protegidas a pesar de presentar un crecimiento forestal, también se está convirtiendo cada vez más fragmentado, con impactos potencialmente críticos sobre el mantenimiento de corredores eficaces para la vida silvestre.

Está documentado que el fenómeno de la fragmentación no solo afecta la configuración del paisaje, es decir, la forma, el número y el tamaño del fragmento, sino que también afecta directamente o indirectamente los procesos ecológicos dentro de los ecosistemas. Una de las interacciones bióticas afectadas por la fragmentación por ejemplo es la depredación de semillas. Herrerias-Diego *et al.*, (2008) determinaron los efectos de la fragmentación sobre la depredación de semillas y frutos en bosques continuos y bosques fragmentados. Los resultados mostraron que en bosques continuos el 100% de los árboles presentaron depredación de frutas por ardillas, mientras que en bosques fragmentados solo el 34%.

En bosques continuos el 27% de los árboles con frutos presentaba insectos depredadores de semilla, mientras que, en bosques fragmentados solo el 2% de árboles presentaban depredadores. Se observó que los depredadores seleccionan

las semillas más grandes para su alimentación, porque éstas estaban dañadas, en comparación a las semillas de bajo peso que permanecieron intactas. Por último, el estudio muestra que la fragmentación de bosques afecta significativamente los patrones de depredación de ardillas y algunos insectos. La reducción de los depredadores naturales de semilla en fragmentos de bosque puede tener consecuencias a largo plazo sobre la estructura y diversidad del bosque.

CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.

3.1 Área de estudio

El estado de Nayarit (Figura 6) cuenta con una superficie total de 27 601.94 km². Se localiza entre las coordenadas geográficas 23°05' y 20°36' de latitud norte y 103°43' y 105°46' de longitud oeste. Nayarit colinda al norte con Sinaloa y Durango, al este con Durango, Zacatecas y Jalisco, al sur con Jalisco y el Océano Pacífico, al oeste con el Océano Pacífico y Sinaloa. El estado de Nayarit representa el 1.4% de la superficie del país (INEGI, 2000).

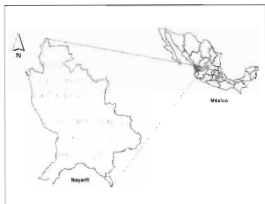


Figura 6. Estado de Nayarit.

Fuente: elaboración propia

3.1.1 Fisiografía.

Las regiones fisiográficas comprendidas en el estado de Nayarit son la *Provincia de la Sierra Madre Occidental*, la *Provincia de la Llanura Costera del*

Pacífico, la Provincia del Eje Neovolcánico y la Provincia de la Sierra Madre del Sur (INEGI, 2000).

3.1.2 Hidrología.

El estado de Nayarit queda comprendido en las siguientes regiones hidrológicas: Río Presidio a San Pedro (No.11) ubicada al norte y noroeste del estado, con 9,448.91 km², Lerma-Chápala-Santiago (No. 12) ubicada en toda la parte central y este del estado, con 11,977.97 km²; Huicicila (No. 13) en el lado suroeste, con 3,553.66 km² y Ameca (No. 14), que se ubica en toda la porción sur en los límites con el estado de Jalisco, con una superficie de 2,884.24 km² (INEGI, 2000).

3.1.3 Geología.

Las principales estructuras geológicas del estado de Nayarit están representadas por aparatos volcánicos, grandes coladas de lava, fallas y fracturas regionales que afectan, dislocando a las rocas y formando grandes fosas tectónicas por donde las corrientes de diversos ríos tienen un control en su cauce.

La mayoría de las rocas que existen en Nayarit son ígneas (extrusivas e intrusivas) del terciario. Les siguen, en cuanto a área cubierta, los depósitos aluviales, lacustres, palustre y litorales que caracterizan a la provincia de la Llanura Costera, de edad cuaternaria; en menor cantidad están los depósitos sedimentarios clásticos del Terciario y aún más escasos son los afloramientos de rocas sedimentarias marinas y de rocas metamórficas del Mesozoico (Triásico y Cretácico) (INEGI, 2000).

3.1.4 Clima.

El régimen climático que domina en la mayor parte del estado de Nayarit es cálido, concentrándose principalmente a lo largo de la costa y en las zonas bajas de los valles de los ríos Huaynamota y San Pedro.

En menor grado se distribuyen climas de tipo semicálido en una franja que va de norte a sur, situada precisamente en la zona de transición entre la Llanura Costera y la Sierra Madre Occidental. Los climas templados se restringen a pequeñas áreas muy localizadas, diseminadas en las partes altas de la sierra, que no son dignas de considerarse dada su reducida extensión.

Como efecto del predominio de climas cálidos, se ha desarrollado en el estado una intensa actividad agrícola basada en cultivos tropicales, tales como tabaco, caña de azúcar y frutales (plátano principalmente) entre otros, los que en su mayoría están sujetos a temporal y humedad sin excluir las zonas de riego. Entre éstos, el cultivo del tabaco es el más importante económicamente (INEGI, 2000).

3.2 Materiales

3.2.1 Sensores remotos.

Se utilizó una imagen de satélite Tipo LANDSAT con tamaño de pixel de 30 x 30 m correspondiente al año 2000, un mapa de provincias fisiográficas del estado Nayarit en versión digital (shape), carta de uso de suelo y vegetación serie IV (2007), escala 1:250,000 en formato digital de INEGI (Figura 7) y el software ArcMap 10.

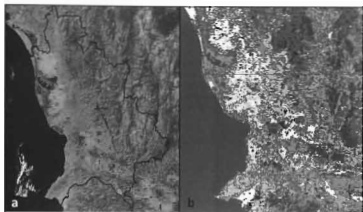


Figura 7. Materiales para el análisis de fragmentación. a) Imagen de satélite tipo Landsat (2000); b) Carta de uso de suelo y vegetación, Serie IV (2007) 1:250 000.

Fuente: INEGI, 2007

Las imágenes Landsat son probablemente la información de satélite más ampliamente usada para estudios de vegetación. (Echeverry *et al.*, 2009). Para realizar un Levantamiento de cobertura y uso de suelo a una escala estatal o regional (1:250 000) se sugiere utilizar imágenes de satélite (Melo y Camacho, 2005).

3.2.2 Sistemas de Información Geográfica.

Para el tratamiento de imágenes de satélite se utilizó el programa de computadora ArcMap 10 (Figura 8) que tiene herramientas analíticas espaciales que permite una vez finalizada la digitalización, identificación (identificado) y poligonizado de las diferentes unidades de mapeo, realizar diferentes consultas (por ejemplo: número de clases, número de poligonos por cada clase y superficie en metros cuadrados ocupados por cada clase).

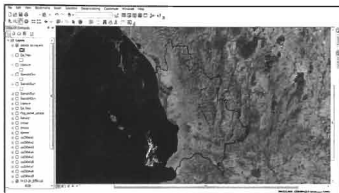


Figura 8. Software para procesamiento y digitalización de imágenes ArcMap 10.

Fuente: elaboración propia

3.3 Proceso metodológico

El presente trabajo se desarrolla siguiendo dos líneas principales (Figura 9):

- Estimación de la cobertura de suelo mediante percepción remota: involucra la selección de la zona de estudio y el procesamiento de una imagen de satélite del área seleccionada, todo esto con el propósito de crear una capa de cobertura/uso del suelo para el 2000.
- La cuantificación del grado de fragmentación: incluye el empleo de la capa de cobertura/uso de suelo, para el cálculo y análisis de una serie de métricas, que permiten evaluar el grado de fragmentación existente en la zona de estudio.

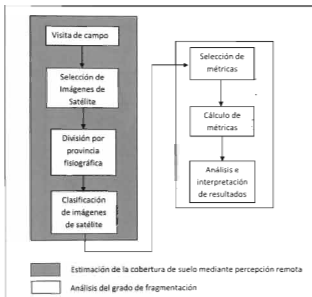


Figura 9. Descripción del proceso metodológico

Fuente: elaboración propia

3.3.1 Estimación de la cobertura de suelo

3.3.1.1 Puntos de referencia

Los puntos de referencia (Figura 10) fueron obtenidos en base a información del Inventario Nacional Forestal y datos tomados en salidas de campo. Los puntos tomados en las salidas de campo corresponden a áreas en que se tiene previo conocimiento y con mayor representación de algún tipo de cobertura. En total fueron 26 puntos de referencia georreferenciados que corresponden a las 13 clases de coberturas de todo el estado previamente seleccionados para este trabajo, es decir, se tomaron 2 puntos de referencia por cada clase de cobertura,

cón la finalidad de que la muestra de píxeles que posteriormente serán seleccionadas por polígonos corresponda verdaderamente a cada tipo de cobertura.



Figura 10. Puntos de referencia correspondientes a las 13 clases de coberturas en el estado de Nayarit

Fuente: elaboración propia con datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos

3.3.1.2 Áreas de entrenamiento

Las áreas o campos de entrenamiento (Figura 11) fueron elaboradas a partir de los datos obtenidos por los puntos de referencia y por la superposición de la carta digital de uso de suelo y vegetación serie IV (2007) sobre la imagen de satélite. Por cada punto de referencia se tomaron muestras de píxeles en forma de polígonos de la imagen de satélite, los cuales contienen píxeles representativos de las 13 clases de coberturas previamente seleccionadas, que posteriormente servirán para clasificar el resto de la imagen de satélite.

3.3.1.3 División del área de estudio por Provincias fisiográfica

La imagen de satélite del estado de Nayarit del año 2000 fue dividido y recortado en 4 figuras correspondientes a cada provincia fisiográfica (Figura 12), esto con el propósito de hacer el análisis de fragmentación con más detalle pasando de una escala estatal de 1:1,700,000 a una escala de provincia de 1:600,000, es decir, a una escala de trabajo más detallado.



Figura 11. Generación de campos de entrenamiento de cada tipo de cobertura en forma de polígonos por cada punto de referencia

Fuente: elaboración propia

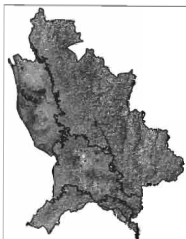


Figura 12. División por provincia fisiográfica del estado de Nayarit

Fuente: elaboración propia

3.3.1.4 Clasificación de la Imagen de Satélite

Obtenidos los recortes de las imágenes de satélite (formato raster) por provincia fisiográfica se procedió a generar los mapas de cobertura y uso de suelo para el año 2000 de las cuatro provincias. La clasificación de las imágenes de satélite fue bajo el método supervisado, es decir, que fueron procesadas a partir de un cierto conocimiento de la zona a clasificar. Las clases definidas para la clasificación de la vegetación y otros usos del suelo fueron de acuerdo a la clasificación de INEGI, estas se dividieron como "Cobertura Natural" y "Cobertura Transformada". La primera está comprendida por Bosque de coníferas (BP), Bosque de encino (BQ), Bosque mesófilo de montaña (BM), Vegetación hidrófila (VH), Selva caducifolia (SC), Selva subcaducifolia (SS), Selva espinosa (SQ) y Selva perennifolia (SP); mientras que el segundo grupo corresponde a Asentamientos humanos (AH), Cuerpos de agua (H₂O), Desprovisto de vegetación

(ADV), Tierras agrícolas, pecuarias y forestal (IAPF) y Sin vegetación aparente (DV).

Con la ayuda de los campos de entrenamiento se procedió a clasificar cada provincia fisiográfica (Figura 13) utilizando la herramienta *Maximum Likelihood Classification* (Clasificación de Probabilidad Máxima) dentro del módulo *Multivariate-Spatial Analyst Tools* del software ArcMap 10 para obtener una imagen clasificada (GRIDS). En este procedimiento automatizado los píxeles a clasificar de cada provincia fisiográfica son asignados a las 13 clases de cobertura a la que más probablemente pertenezcan.

La imagen clasificada (GRIDS) que resultó del proceso anterior creada por la herramienta *Clasificación de probabilidad máxima* podría clasificar incorrectamente ciertas celdas (ruido aleatorio) y crear pequeñas regiones no válidas. Para mejorar la clasificación, es posible que desee volver a clasificar estas celdas incorrectamente clasificadas a una clase o clúster que los rodee inmediatamente. Las técnicas utilizadas normalmente para limpiar la imagen clasificada incluyen el filtrado, el suavizado de límites de clase y la eliminación de pequeñas regiones aisladas. A partir de las herramientas de limpieza de datos se consigue un mapa más atractivo visualmente.

Para la limpieza de la imagen GRIDS (Figura 14) se utilizó la herramienta *Majority Filter* (Filtro Mayoritario) dentro del módulo *Generalization- Spatial Analyst Tools*; este proceso de filtrado elimina los píxeles aislados, o ruido, de la clasificación de salida anterior.

Posteriormente, a ésta nueva clasificación ya filtrada (imagen raster) se le realizó una conversión (Figura 15) con la herramienta *from Raster to Polygon* (de Raster a Polígono) dentro del módulo *Conversion Tools*, para convertir la imagen que originalmente está en formato raster a un formato de vector, en este caso, un mapa de polígonos. Este proceso de conversión permitió obtener la superficie en hectáreas de los polígonos de cada provincia fisiográfica y así determinar el número de hectáreas de cada clase de cobertura para el año 2000.









Imagen de satélite	Imagen clasificada	Imagen de satélite	Imagen clasificada
			
Imagen de satélite	Imagen clasificada	Imagen de satélite	Imagen clasificada
			

Figura 13. Generación de imágenes clasificadas (GRIDS) a partir de imágenes de satélite con la ayuda de los campos de entrenamientos

Fuente: elaboración propia

Para el caso del año 2007, la información obtenida fue directamente de la Carta digital de Uso de Suelo y Vegetación Serie IV, que ya viene clasificada en formato vectorial (polígono) y con información de superficie elaborada por INEGI. Después a ésta carta digital se le realizó los recortes correspondientes a las 4 provincias fisiográficas.

De acuerdo con INEGI (2009) la unidad mínima cartografiable para trabajos a escala 1:250,000 es de 25 ha, de esta manera, para fines prácticos y por la

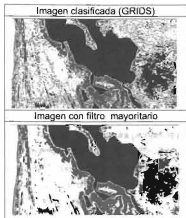


Figura 14. Limpieza de imagen GRIDS con *Majority Filter* (Filtro Mayoritario)

Fuente: elaboración propia

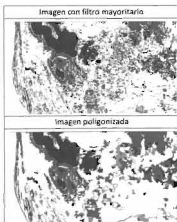


Figura 15. Conversión de Imagen filtrada a imagen poligonizada.

Fuente: elaboración propia

escala de trabajo se utilizó la herramienta *Eliminate* del módulo *Generalization* de ArcGis 10 para eliminar todos los polígonos menores de 25 hectáreas por cada provincia fisiográfica tanto de los años 2000 y 2007, con la finalidad de disminuir la complejidad visual y espacial de la información contenida en los mapas.

3.3.1.5 Comparación de superficies de cobertura entre 2000 y 2007

-Una vez obtenido los dos mapas de cobertura y uso de suelo, se realizó un análisis comparativo de los cambios de cobertura (superficie) del estado de Nayarit, con la finalidad de determinar las pérdidas y ganancias de hectáreas por clases de cobertura en el periodo 2002-2007. Posteriormente, se aplicó la prueba de *t-Student* con una $P= 0.05$ para determinar si existen diferencias significativas sobre las pérdidas y ganancias de cobertura.

3.3.2 Proceso de cálculo de las métricas de paisaje.

Con la propuesta metodológica de MacGarigal & Marks (1995) se seleccionaron métricas de paisaje en función de su capacidad para caracterizar diversos aspectos de la fragmentación. Las métricas a nivel de paisaje permiten caracterizar el conjunto de parches que lo conforman, es decir, la heterogeneidad y diversidad del paisaje. A este nivel se calcularon las siguientes métricas: *Número de parches (NP)*, interpretándose que a mayor número de parches, mayor heterogeneidad; *Tamaño medio del parche (MPS)*, el cual se deduce que a menor tamaño de parche, menor es la probabilidad de recuperación de un ecosistema y por último el *Índice de parche mayor (LPI)*, que se refiere al porcentaje del paisaje comprendido por el parche de mayor superficie.

A nivel de clase se calcularon las siguientes métricas: *Número de parches (NP)*, interpretándose que a mayor número de parches, mayor fragmentación; *Tamaño medio del parche (MPS)*, el cual se deduce que a menor tamaño de parche, mayor aislamiento y vulnerabilidad a la extinción causada por perturbaciones ambientales y efecto de borde y por último el *Índice de parche*

mayor (LPI), que se refiere al porcentaje de la clase comprendido por el parche de mayor superficie.

CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Estimación de la superficie de la cobertura del suelo

4.1.1 Año 2000

La tabla 1 concentra la información relacionada con la estimación de la superficie (hectáreas) de la cobertura del suelo del estado de Nayarit. Las cuatro clases de cobertura que predominan en el estado son: IAPF con 435231 ha (15.6%), bosque de coníferas con 412975 ha (14.8%), selva subcaducifolia con 355636 ha (12.8%) y bosque de encino con 323568 ha (11.6%). Y en menor proporción las coberturas: Vegetación hidrófila con 89939 ha (3.2%), Sin vegetación aparente con 23531 ha (0.8%) y Selva espinosa con 21607 ha (0.8%).

Tabla 1. Superficie de las coberturas vegetales y usos de suelo del año 2000

Clases de Cobertura	Superficie	
	(ha)	(%)
IAPF	435231	15.6
Bosque de coníferas	412975	14.8
Selva subcaducifolia	355636	12.8
Bosque de encino	323568	11.6
Selva caducifolia	259682	9.3
Bosque mesófilo de montaña	250310	9
Selva perennifolia	237164	8.5
Cuerpo de agua	131892	4.7
Desprovisto de vegetación	125725	4.5
Asentamientos humanos	121900	4.4
Vegetación hidrófila	89939	3.2
Sin vegetación aparente	23531	0.8
Selva espinosa	21607	0.8
Total	2789160	100

Fuente: elaboración propia

4.1.2 Año 2007

Para el año 2007 (Tabla 2) se observa la información relacionada con la estimación de la superficie (hectáreas) de la cobertura del suelo del estado de Nayarit. Las cuatro clases de cobertura que predominan en el estado son: IAPF con 674695 ha (24.2%), bosque de coníferas con 327021 ha (11.7%), selva subcaducifolia con 292230 ha (10.5%) y bosque de encino con 263672 ha (9.5%). Y en menor proporción las coberturas: Vegetación hidrófila con 95518 ha (3.4%), Selva espinosa con 48238 ha (1.7%) y Sin vegetación aparente con 25235 ha (0.9%).

Tabla 2. Superficie de las coberturas vegetales y usos de suelo del año 2007

Clases de Cobertura	Superficie	
	(ha)	(%)
IAPF	674695	24.2
Bosque de coníferas	327021	11.7
Selva subcaducifolia	292230	10.5
Bosque de encino	263672	9.5
Selva caducifolia	227149	8.1
Selva perennifolia	217094	7.8
Bosque mesófilo de montaña	213921	7.7
Asentamientos humanos	180460	6.5
Cuerpo de agua	119830	4.3
Desprovisto de vegetación	104097	3.7
Vegetación hidrófila	95518	3.4
Selva espinosa	48238	1.7
Sin vegetación aparente	25235	0.9
Total	2789160	100

Fuente: elaboración propia

4.2 Comparación de la superficie de la cobertura del suelo entre 2000-2007.

Se observa en la Tabla 3 que la clase IAPF es la que tiene mayor representación en el Estado tanto para el año 2000 como para el año 2007, al

presentar una superficie de 435231 ha (15.6%) y 674695 ha (24.2%) respectivamente, mostrando una diferencia significativa (.003) en el incremento de 239464 ha (8.6%). Continuando con las coberturas transformadas, la clase asentamiento humanos incrementó su superficie en 58560 ha (2.1%) al pasar de 121900 ha en el 2000 a 180460 ha en el 2007. Estos incrementos de superficie en las coberturas transformadas pueden atribuirse al decremento en la superficie de la gran mayoría de coberturas naturales.

Tabla 3. Cambios en la superficie por clase de cobertura y uso de suelo en 2000-2007

Clases de cobertura	Superficie (ha)		Diferencias (ha)		Prueba t-Student	
	2000	%	2007	%	P _a	
IAPF	435231	15.6	674695	24.2	239464	.003
Bosque de coníferas	412975	14.8	327021	11.7	-85954	.078
Selva subcaducifolia	355636	12.8	292230	10.5	-63406	.088
Bosque de encino	323568	11.6	263672	9.5	-59896	.630
Selva caducifolia	259682	9.3	227149	8.1	-32533	.043
Bosque mesófilo de montaña	250310	9	213921	7.7	-36389	.000
Selva perennifolia	237164	8.5	217094	7.8	-20070	.852
Cuerpo de agua	131892	4.7	119830	4.3	-12062	.062
Desprovisto de vegetación	125725	4.5	104097	3.7	-21628	.075
Asentamientos humanos	121900	4.4	180460	6.5	58560	.039
Vegetación hidrófila	89939	3.2	95518	3.4	5579	.172
Sin vegetación aparente	23531	0.8	25235	0.9	1704	.234
Selva espinosa	21607	0.8	48238	1.7	26631	.009
Total	2789160	100	2789160	100		

Fuente: elaboración propia

Por otro lado, dentro de las coberturas naturales a excepción de las clases vegetación hidrófila (5579 ha) y selva espinosa (26631 ha) que duplicó su superficie para el 2007, todas las demás presentaron un decremento en su superficie (Figura 16), siendo las clases bosque de coníferas (-85954 ha), selva

subcaducifolia (-63406 ha) y bosque de encino (-59896 ha) las más relevantes; sin embargo, estos decrementos no presentan diferencias significativas, a excepción del bosque mesófilo de montaña.

Los resultados obtenidos sobre la estimación de la cobertura y uso de suelo en el estado de Nayarit en el periodo 2000-2007 en relación al incremento en las superficies de las coberturas transformadas y el decremento de las coberturas naturales en el estado de Nayarit, presentan el mismo comportamiento que los resultados obtenidos en los trabajos de Nájera, 2002; Ríos, 2004, Paredes, 2005; Berlanga y Luna, 2007, Nájera *et al.*, 2010 y Navarro-Rodríguez *et al.*, 2010. En estos estudios, se observa que el decremento en las superficies de las coberturas naturales generalmente se ven afectados por la presión que ejerce el rápido crecimiento de la población y por consiguiente la apertura o el incremento de las fronteras agrícolas, con el fin de satisfacer sus necesidades básicas; sin tomar en

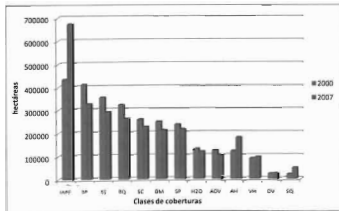


Figura 16. Comparación de la superficie de la cobertura vegetal y uso de suelo entre 2000-2007

Fuente: elaboración propia

cuenta que estos procesos afectan negativamente los servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas, además de poner en riesgo el mantenimiento de la biodiversidad.

4.3 Descripción de coberturas y uso de suelo

4.3.1 Cobertura natural

- Bosque de coníferas:

Este tipo de bosque está constituido por diferentes especies del género *Pinus*. En Nayarit se presentan numerosos sitios de reducida extensión con este tipo de bosque, sobre todo hacia los municipios de Huajicori y El Nayar. Este bosque se presenta en altitudes de 1000 a 2700 m, su límite inferior está influenciado por los climas de la zona montañosa cercana al litoral, tipo semicálido subhúmedo y mantienen condiciones de bosque mesófilo de montaña, con temperaturas medias anuales entre 18 y 22 °C, y precipitación total anual de 1200 a 1500 mm; el límite superior del bosque presenta temperaturas más frescas, con una media anual menor de 18 °C y precipitaciones en el orden de 800 a 1000 mm. La fisonomía y estructura de los bosques de pino se encuentra muy bien definida, posee individuos arbóreos con fuste bien desarrollados, con escasos elementos a nivel medio y bajo, los que se desarrollan en condiciones de mayor humedad y temperatura, presenta una amplia diversidad en todos sus sustratos.

- Bosque de encino:

Se localiza en su mayor parte en la Sierra Madre Occidental, y en forma dispersa en el Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur, tiene una superficie estatal de 17.33%. Por su amplia distribución en el estado, esta comunidad se desarrolla a diferentes altitudes, que de manera general, colinda con los bosques mixtos de encino-pino y pino-encino. En el estado es común localizarlos en un amplio rango a partir de 300 m, en las proximidades de la planicie costera, hasta una altitud de 2000 msnm en el municipio de La Yesca. Generalmente los encinos se desarrollan en climas semicálidos subhúmedos con lluvias de verano, aunque

existen comunidades que penetran en los climas cálidos. La condición actual de las comunidades de encino presenta poca alteración, con poblaciones relativamente numerosas en una superficie de 11.29% del área total.

- Bosque mesófilo de montaña.

Se localiza en pequeñas áreas diseminadas de manera intermitente en la exposición oeste del parteaguas de la Sierra, entre el río Grande de Santiago y la planicie costera en el municipio de Tepic. Su distribución geográfica es muy discontinua, se presenta en forma de manchones limitados dentro de las áreas generales del bosque de pino y encino de los tipos más húmedos. En la entidad, se presenta en un rango altitudinal entre 1000 y 1500 m; aunque se encuentra a altitudes inferiores hacia la porción occidental del estado, donde el relieve forma algunos sitios protegidos de los vientos y la excesiva insolación.

Este bosque se compone de elementos, que se ramifican a alturas significativas, con gran diversidad de especies, además de enredaderas, musgos, helechos debido a la alta humedad atmosférica y abundantes precipitaciones.

- Selva caducifolia.

Es la cubierta vegetal más abundante, tienen un cubrimiento estatal de 18.17% y está definida como una vegetación arbórea compuesta por diferentes especies vegetales que se desarrollan en climas cálidos subhúmedos y donde la gran mayoría de los árboles que la componen, pierden totalmente el follaje durante la temporada seca del año. Su distribución se localiza en la porción norte de la localidad de Huajicori y la porción norte de Jala hasta el volcán Ceboruco, en los alrededores de Santa María del Oro y una porción pequeña de Bahía de Banderas.

Esta selva se presenta en rangos altitudinales muy amplios, que de manera general oscilan entre 500 y 1500 m, donde el límite inferior se encuentra del estado en el municipio de Huajicori. En términos generales, las comunidades de selva caducifolia de condición primaria cubren 9.3% de la superficie estatal y las de condición secundaria 6.03%. Incluyen comunidades vegetales caracterizadas por

la dominancia de especies arbóreas no espinosas, de talla más bien modesta, que pierden sus hojas por un periodo prolongado, coincidiendo con la época seca del año.

- Selva subcaducifolia.

Los elementos que la conforman tienen mayor porte y formas más exuberantes que la selva caducifolia. En la entidad se localizan en una franja de norte a sur que traspasa las fronteras de Sinaloa y Jalisco. Además se mantiene como límite entre la planicie costera y la zona montañosa de la Sierra Madre Occidental, forma parte del Eje Neovolcánico Transversal y la porción norte de Sierra Madre del Sur. La mayor parte de esta selva se encuentra en los municipios de Huajicori, Acaponeta, Rosamorada, Santiago Ixcuintla, Tepic, Compostela y Bahía de Banderas.

Esta comunidad vegetal, en el declive occidental de la zona montañosa se sitúa de manera general en altitudes de 300 y 500 m desde Huajicori hasta Tepic, y de manera extraordinaria se eleva hasta 1200 m en la sierra Vallejo. Esta selva presenta una fisonomía un tanto compleja, por la combinación de especies arbóreas y arbustivas, debido a que los elementos se entremezclan con frecuencia, lo que dificulta una separación clara.

- Selva espinosa.

Este tipo de vegetación se presenta en una porción menor con respecto a las poblaciones selváticas, con un cubrimiento de 0.51% del total estatal. Se caracteriza por tener dominancia elementos arborescentes espinosos, con alturas menores de 15 m. Se localiza en la provincia fisiográfica Llanura Costera del Pacífico (en los municipios de Tuxpan, Tecuala y Santiago Ixcuintla). Se mantiene a altitudes inferiores de 10 m en la planicie costera, el clima imperante es de tipo cálido subhúmedo con lluvia en verano. La selva espinosa por lo general presenta un solo estrato de 3 a 4 m de altura y pocos elementos en los niveles medio y bajo; la fisonomía es arbórea con fustes delgados y porciones aéreas espinosas. La condición actual de este tipo de cubierta, muestra características de vegetación

secundaria al estar mezcladas con individuos inducidos, no propios de la vegetación original.

- Selva perennifolia.

Agrupa formaciones vegetales arbóreas de climas tropicales y húmedos que se caracterizan porque más del 75% de sus elementos conservan las hojas durante la época más secas del año.

- Vegetación hidrófila.

Este ecosistema está constituido básicamente por comunidades vegetales que habitan en terrenos pantanosos e inundables de aguas salobres o duces poco profundas. Está determinada principalmente por condiciones edáficas, características de suelos con altos contenidos de sales solubles, se distribuye en la planicie costera y cubre 1.7% de la superficie estatal; se encuentra -de manera discontinua- a lo largo del litoral, donde se presentan precipitaciones superiores a 1000 mm y temperaturas medias anuales mayores a 22°C, se desarrolla sobre suelos de origen aluvial, palustre y litoral. Este tipo de vegetación comparte hábitats con otras comunidades, como los manglares (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*) con alturas de 2 a 5 m, vidrillo (*Batis maritima*) con alturas de 0.1 a 0.4 m y selva espinosa, es por ello que mantiene una estructura dominada por dos estratos, uno superior con alturas hasta de 5 m, donde se encuentran arbustos espaciados y no muy desarrollados, con un estrato bajo inferior a 1 m de altura.

4.3.2 Cobertura transformada

- Asentamientos humanos.

Esta cobertura está comprendida por obras o construcciones que el hombre ha realizado, principalmente aquellas destinadas para el establecimiento de personas, ya sea para vivienda, educación, salud, recreación o para actividades económicas como la industria.

- Cuerpos de agua.

Los cuerpos de agua representan áreas de manera natural o inducida o favorecida por la acción del hombre, que se encuentra cubierta por agua, continental o marina, tales como presas, lagos y lagunas.

- IAPF (Información agrícola, pecuaria y forestal)

Agrícola: Esta clase de cobertura está comprendida por la agricultura de riego y agricultura de temporal. La primera se abastece de agua subterránea a través de bombeo, para ser distribuida a los cultivos mediante gravedad y por sistemas de aspersión; para completar el suministro de agua, son aprovechados los numerosos ríos que bajan de la sierra, cuerpos de agua como presas, esteros y lagunas. La superficie promedio habilitada con riego asciende a 78 299 ha, equivale a 24.6% de la superficie total arada. Los terrenos con agricultura de riego se concentran primordialmente en la llanura costera (en los municipios Santiago Ixcuintla, San Blas, Rosamorada, Bahía de Banderas y Compostela).

Por otro lado la agricultura de temporal ocupa alrededor de 75.4% de la superficie total arada, lo cual significa 239953 ha. Los municipios con mayor superficie de temporal son: Tecuala, Santiago Ixcuintla y Compostela. En el estado, la agricultura temporal se lleva a cabo en cuatro modalidades o variantes; agricultura de temporal o de secano, agricultura de cultivos perennes en la sierra, agricultura nómada y agricultura de humedad. En Nayarit, la distribución estacional y la cantidad total de la precipitación, son adecuadas para las actividades agrícolas de temporal.

Pecuaria: Lugares donde se realiza la explotación ganadera de manera intensiva o extensiva para la obtención de diferentes productos (carne, leche, huevo, etc.).

Forestal: Se refiere a la utilización de especies forestales cultivadas ex profeso o bien manejadas para la obtención de diferentes productos (madera, aceites, etc.).

- Sin vegetación aparente y desprovisto de vegetación

Se incluyen bajo este rubro las tierras eriales, depósitos litorales, jales, dunas y bancos de ríos que se encuentran desprovistos de vegetación o que ésta no es aparente, y por ende no se le puede considerar bajo alguno de los conceptos de vegetación antes señalados.

4.4 Cálculo de métricas de fragmentación

4.4.1 Comparativo entre 2000 y 2007

4.4.1.1 Nivel de paisaje

En la tabla 4 se observa que a nivel de paisaje las provincias Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur presentaron un incremento en el número de parches para el 2007, obteniendo 442 y 167 nuevos parches respectivamente, además, el tamaño medio de sus parches mostró un decremento de 150 ha y 161 ha respectivamente; más aun, la Sierra Madre del Sur presentó un decremento en el tamaño de su parche más grande en un 3.5%. En este sentido, con respecto al número de parches, estas provincias pueden considerarse como paisajes más heterogéneos en el 2007. De acuerdo con Gurrutxaga y Lozano (2008) la heterogeneidad del paisaje se asocia con una mayor biodiversidad, al existir una mayor diversidad de tipos de hábitats, en donde por ejemplo, se ha demostrado la relación positiva entre la heterogeneidad de los mosaicos agrarios y la riqueza de especies asociadas.

Estudios como los de Priego *et al.*, (2003) y Priego *et al.*, (2004) demostraron que hay una relación positiva entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies tanto de flora como fauna. Sin embargo el decremento en el tamaño medio de sus parches podría reducir esta biodiversidad, al ser perturbados por el efecto de borde, ya que sus hábitats van reduciendo su superficie originando así la depredación, la competencia por diversos recursos y extinciones locales.

Tabla 4. Cálculo de métricas de paisaje de las provincias fisiográficas 2000-2007

Métrica \ Provincia	Número de Parches (NP)				Tamaño medio del parche (ha) (MPS)			Índice de parche más largo (LPI)		
	2000	2007	Dif.	P	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif
Eje Neovolcánico 533086 ha (19%)	1032	1476	444	0.01	507	357	-150	2.7%	16.1%	13.4%
Llanura Costera 453379 ha (16.3%)	1297	1173	-124	0.70	350	387	37	11.2%	24.2%	13%
Sierra Madre Occidental 1581099 ha (56.7%)	2290	2096	-194	0.39	678	746	68	3.6%	1.6%	-2%
Sierra Madre del Sur 221596 ha (7.9%)	404	571	167	0.52	549	388	-161	15.1%	11.6%	-3.5%
Total	5073	5826	293							

Fuente: elaboración propia

Por otro lado, las provincias Llanura Costera y Sierra Madre Occidental (Figura 17) no presentaron nuevos parches para el 2007, es decir, tuvieron un decremento de 124 y 194 parches respectivamente. Además, mostraron un cambio positivo en cuanto al crecimiento para el 2007 de su tamaño medio de parche (Figura 18) con 37 ha y 68 ha respectivamente, permitiendo así, incrementar la probabilidad de mantener la biodiversidad al tener mayor superficie de hábitat y más recursos para vivir.

El incremento en el índice de parche más largo (un parche más grande que el resto de los demás parches) implica una mayor probabilidad de tener un espacio tan grande que pueda amortiguar y servir como hábitat o fuente de recursos para un eventual disturbio, como la pérdida de hábitat o extinción de especies en el resto de los parches más pequeños del paisaje, permitiendo también una posterior recolonización de especies hacia estos remanentes afectados. En este sentido las

provincias Eje Neovolcánico y Llanura Costera (Figura 19) presentaron un importante incremento de esta métrica al obtener 13.4% y 13% respectivamente.

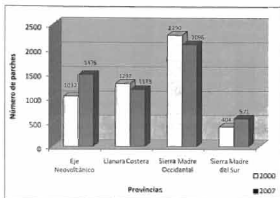


Figura 17. Comparación de número de parches por provincia fisiográfica
Fuente: elaboración propia

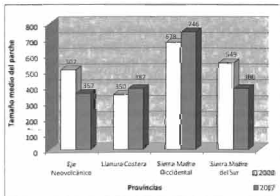


Figura 18. Comparación de tamaño medio de parche por provincia fisiográfica
Fuente: elaboración propia

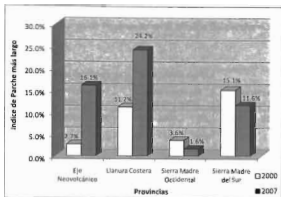


Figura 19. Comparación de índice de parche más largo por provincia fisiográfica

Fuente: elaboración propia

4.4.1.2 Nivel de clases

En la provincia Sierra Madre del Sur (Tabla 5) se observa que en general las coberturas naturales no presentaron incremento en el número de parches, lo cual indica que para el 2007 estas coberturas están menos fragmentadas, a excepción, del bosque mesófilo de montaña con 8 nuevos fragmentos y la selva subcaducifolia con un dato importante de 130 nuevos fragmentos. Es decir, no solo son coberturas que están más fragmentadas con respecto al 2002 sino que además presentan una reducción en el tamaño medio del parche al pasar de 1390 ha en el 2002 a 414 ha en el 2007 para el caso de bosque mesófilo, mientras que la selva subcaducifolia redujo prácticamente a la mitad su tamaño medio de parche, es decir, de 511 ha a 255 ha para el 2007; más aun, redujeron el tamaño del parche más largo con -0.8% y -3.5% respectivamente.

Solo el bosque de encino obtuvo resultados positivos al no incrementar el número de fragmentos, al incrementar su tamaño medio de parche y la superficie del parche más grande. La selva perennifolia incrementó el tamaño medio de su

parche en 224 ha, duplicando prácticamente su tamaño para el 2007. Por último el bosque de coníferas presentó un incremento en el tamaño del parche más largo en un 2.6%.

Tabla 5. Comparativo a nivel de clases de la Sierra Madre del Sur

Clases de cobertura	Número de parches (NP)			Tamaño medio del parche (ha) (MPS)			Índice de parche más largo (LPI)		
	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.
Bosque de coníferas	105	86	-19	456	240	-216	1.2%	3.8%	2.6%
Bosque de encino	49	36	-13	568	692	124	0.1%	7.2%	7.1%
Bosque mesófilo de montaña	20	28	8	1390	414	-976	2.8%	2%	-0.8%
Selva perennifolia	90	76	-14	298	522	224	10.5%	4.1%	-6.4%
Selva subcaducifolia	80	210	130	511	255	-256	15.1%	11.6%	-3.5%
IAPF	60	135	75	840	528	-312	9.3%	8.7%	-0.6%
Total	404	571	167						

Fuente: elaboración propia

En la tabla 6 se observa que la mitad de las coberturas naturales presentes en la Sierra Madre Occidental están más fragmentadas para el 2007, y que además, presentan un decremento en el tamaño medio de sus parches, como el caso de bosque de coníferas (-387 ha) y bosque de encino (-204 ha); este último, además presenta un decremento en el tamaño de parche más grande de -2.4%, convirtiéndose así, en la clase con mayor tendencia a sufrir los efectos de la fragmentación.

Por el contrario, la otra mitad de coberturas naturales comprendidos por: bosque mesófilo de montaña, selva perennifolia y selva subcaducifolia presentan menor grado de fragmentación, ya que, no solo obtuvieron menos fragmentos para el 2007, sino que además sus parches crecieron con respecto a su tamaño medio en 232, 213 y 284 hectáreas respectivamente.

Tabla 6. Comparativo a nivel de clases de la Sierra Madre Occidental

Clases de cobertura	Número de parches (NP)			Tamaño medio del parche (ha) (MPS)			Índice de parche más largo (LPI)		
	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.
Bosque de coníferas	255	270	15	1256	869	-387	0.6%	4.2%	3.6%
Bosque de encino	361	370	9	694	490	-204	3.6%	1.2%	-2.4%
Bosque mesófilo de montaña	270	168	-102	683	915	232	0.5%	0.6%	0.1%
Selva caducifolia	265	270	5	604	637	33	0.3%	1.4%	1.1%
Selva perennifolia	358	195	-163	471	684	213	3%	1.6%	-1.4%
Selva subcaducifolia	322	300	-22	302	586	284	0.2%	1.4%	1.2%
Desprovisto de vegetación	130	106	-24	967	982	15	0.6%	0.0%	0.0%
IAPF	340	417	77	578	841	263	1.2%	1.6%	0.4%
Total	2290	2096	-194						

Fuente: elaboración propia

A pesar de que la clase de bosque de coníferas está experimentando un proceso de fragmentación, el incremento importante en el tamaño de parche más largo (3.6%) en el 2007, podría servir como fuente de recursos y hábitat para las especies que han sido perturbadas por las actividades antropogénicas y así permitir una recolonización hacia los parches más pequeños y abandonados que fueron afectados por la fragmentación.

En la tabla 7 se observa que la mayoría de las coberturas naturales de la Llanura Costera presentan un incremento en el número de parches, como en el caso de la selva espinosa (95) y la vegetación hidrófila (77); este último, incrementa su grado de fragmentación ya que no solo tiene más fragmentos, sino que además tiene una reducción en el tamaño medio de sus parches (-195 ha), exponiéndolo a los efectos de la fragmentación como la pérdida de hábitat, el efecto de borde y por consiguiente la extinción de especies; sin embargo, el

incremento en el tamaño del parche más grande (3.8%), podría amortiguar estos efectos al proporcionar un espacio tan grande para las especies, que pueda servir como hábitat después de algún tipo de disturbio y posteriormente recolonizar los parches más pequeños y abandonados.

Tabla 7. Comparativo a nivel de clases de la Llanura Costera

Clases de cobertura	Número de parches (NP)			Tamaño medio del parche (ha) (MPS)			Índice de parche más largo (LPI)		
	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.
Selva espinosa	150	245	95	144	197	53	0.4%	1%	0.6%
Selva subcaducifolia	294	196	-98	438	109	-329	3.1%	1.3%	-1.8%
Vegetación hidrófila	143	220	77	629	434	-195	11.2%	15%	3.8%
Asentamientos humanos	309	288	-21	282	334	52	1.3%	0.1%	-1.2%
Cuerpos de agua	23	80	-57	1 018	506	-512	2.1%	3.9%	1.8%
IAPF	378	144	-234	271	1 053	782	7.7%	24.2%	16.5%
Total	1297	1173	-124						

Fuente: elaboración propia

Por otro lado, a pesar de que la selva subcaducifolia no presentó nuevos fragmentos para el 2007, es decir, que no se fragmentó, si tuvo una reducción importante en el tamaño medio de sus parches (-329 ha) al pasar de 438 ha en el 2000 a 109 ha en el 2007, además de reducir el tamaño del parche más grande. En este mismo sentido la selva espinosa se fragmenta para el 2007 con la aparición de 95 nuevos parches; sin embargo, el crecimiento del tamaño medio de sus parches de 144 ha a 197 ha y el incremento en el tamaño de su parche más grande, podría amortiguar los efectos de la fragmentación.

La reducción en el tamaño medio de los parches en la mayoría de las coberturas naturales, puede explicarse, mediante el crecimiento en el tamaño medio de los parches de la cobertura IAPF, al pasar de 271 ha en el 2000 a 1053

ha en el 2007 y el aumento en la superficie de su parche más grande (16.5%), es decir, el crecimiento de las fronteras agrícolas en la Llanura Costera ha propiciado la reducción de algunas coberturas naturales.

En la tabla 8 se muestra que la gran mayoría de las coberturas naturales del Eje Neovolcánico están más fragmentadas para el 2007, siendo el bosque de coníferas y el bosque de encino los datos más relevantes, porque no solo presentan nuevos fragmentos (71 fragmentos en los dos casos), sino que además se observa un decremento en el tamaño medio de sus parches (-218 ha y -282 ha respectivamente), lo cual intensifica los efectos de la fragmentación, ya que no solo hay más fragmentos, sino que además, se están reduciendo, poniendo en riesgo el mantenimiento de la biodiversidad. Sin embargo, estas dos coberturas presentan un incremento en el tamaño de su parche más grande, lo cual representaría un elemento importante para amortiguar los efectos de la fragmentación, al ser una fuente de recursos y de hábitat. En este mismo sentido, la selva subcaducifolia también se encuentra más fragmentada en el 2007 al incrementar el número de parches (96); sin embargo el incremento importante en el tamaño medio de sus parches y en el tamaño de su parche más grande, puede contrarrestar los efectos de la fragmentación.

Por otro lado, la selva perennifolia es la única cobertura natural que no registra cambios negativos en cuanto a las métricas de fragmentación, ya que, no presentó nuevos fragmentos, sino que además, incrementó el tamaño medio de sus parches (106 ha) al pasar de 288 ha en el 2000 a 394 ha en el 2007 e incrementó el tamaño de su parche más grande en 0.5%.

A pesar de que el bosque mesófilo de montaña, la selva caducifolia y la selva subcaducifolia presentan mayor fragmentación en el 2007, el incremento en el tamaño medio de parche y tamaño del parche más grande, pueden contribuir a amortiguar los efectos de la fragmentación como la pérdida de hábitat y la extinción de especies.

Tabla 8. Comparativo a nivel de clases del Eje Neovolcánico

Clases de cobertura	Número de parches (NP)			Tamaño medio del parche (ha) (MPS)			Índice de parche más largo (LPI)		
	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.	2000	2007	Dif.
Bosque de coníferas	58	129	71	773	555	-218	0.5%	3.7%	3.2%
Bosque de encino	64	135	71	707	425	-282	0.4%	4.1%	3.7%
Bosque mesófilo de montaña	73	125	52	523	389	-134	1%	0.4%	-0.6%
Selva caducifolia	218	250	32	488	220	-268	0.8%	1.9%	1.1%
Selva perennifolia	145	112	-33	288	394	106	0.7%	1.2%	0.5%
Selva subcaducifolia	144	240	96	617	173	-444	2%	2.8%	0.8%
Sin vegetación aparente	60	65	5	392	388	-4	0.4%	0.2%	-0.2%
Asentamientos humanos	80	111	31	434	759	325	1.4%	0.9%	-0.5%
IAPF	190	309	119	452	328	-124	2.7%	16.1%	13.4%
Total	1032	1476	444						

Fuente: elaboración propia

En este estudio, se muestra que una de las coberturas más fragmentadas en el estado de Nayarit es el bosque de encino y el bosque de coníferas al presentar un incremento en el número de fragmentos y la disminución del tamaño medio de sus parches; estos resultados coinciden con los datos obtenidos por Antonio *et al.*, (2008), en el estudio realizado en la subcuenca del Río Pilón, Nuevo León, al presentar el bosque de encino y pino un franco proceso de fragmentación al incrementar el número de parches y reducir el tamaño de los mismos hasta un 50%. De la misma manera Chapa *et al.*, (2008), demostraron que los bosques de pino y encino ubicados en la Sierra Fria de Aguascalientes sufrieron algún grado de fragmentación en el aumento del número de parches, pero que éstos fueron poco significativos. En este mismo sentido, Cayuela, (2006) reportó un proceso de fragmentación en los bosques de pino, pino-encino y encino ubicados en los Altos de Chiapas, México al registrar un incremento general de 3500 a más de 10000

fragmentos y la reducción en el tamaño medio de sus parches al pasar de 60.7 ha a 8.7 ha en el período comprendido entre 1975 y 2000.

Echeverría *et al.*, (2006) por su parte, también reporta un rápido proceso de fragmentación en los bosques templados de Chile por la pérdida del 67% del bosque natural entre 1975 y 2000, al presentarse un decremento en el tamaño medio de los parches, producto de la expansión de las plantaciones comerciales. Así mismo, los resultados obtenidos por Kivinen *et al.*, (2012), mostraron también que en los últimos 100 años los bosque de pino del norte de Suecia han experimentado una reducción en el tamaño medio de sus fragmentos (al pasar de 321 a 9.2 parches) y en el tamaño del parche más largo (de 48.4 ha a 0.7 ha) en el período 1895-2006. De igual forma, Armenteras *et al.*, (2003) concluyen que los ecosistemas andinos en el este de Colombia más fragmentados corresponden a los bosques montanos andinos (118 fragmentos) y subandinos (302 fragmentos), que constituyen el 32% de los 49% de estos ecosistemas naturales.

El comportamiento en los cambios de superficie y la fragmentación de los bosques templados y tropicales del estado de Nayarit en el período 2000-2007 de este estudio, se asemeja a los resultados obtenidos a nivel nacional por Moreno-Sánchez *et al.*, (2011) al registrar un decremento en la superficie de los bosques templados y tropicales entre 1993 y 2002, además del incremento en el grado de fragmentación, al presentar un aumento en el número de parches (solo en el caso del bosque tropical) y un decremento en el tamaño del fragmento más largo.

Los resultados obtenidos por Fuller, (2001) presenta el mismo comportamiento al registrar un decremento en la superficie de la cobertura forestal de Loudoun County, Virginia, U.S.A, además de un incremento en el grado de fragmentación por el aumento en el número de nuevos parches y el decremento en el tamaño medio de sus parches en el período 1973-1999. De la misma forma lo hacen Chatelain *et al.*, (2010) al reportar un decremento en la cobertura forestal tropical de África occidental, al pasar de 89.6% en 1974 a 6.7% en el 2003 y un decremento en el área total de los parches de 26633 ha en 1990 a 2375 ha en 2003. También Jha *et al.*, (2005) registra un decremento en el número de parches

de los bosques tropicales en el noreste de la India, en el periodo 1988-1998, así como también una reducción en el tamaño medio de parche, concluyendo que hay una relación negativa entre la reducción de los parches y la pérdida de especies.

Otra de las coberturas que presentaron un proceso de fragmentación entre 2000-2007 fue el bosque mesófilo de montaña al reducir el tamaño medio de sus parches (solo en el caso de la Sierra Madre del Sur) e incrementar el número de parches. Los datos obtenidos por Williams-Linera *et al.*, (2002) en el estudio realizado en Xalapa, Veracruz, coinciden con los reportados en este trabajo en el sentido de que este bosque está experimentando una constante pérdida de superficie producto del crecimiento poblacional y la expansión de las fronteras agrícolas, quedando solo 19 fragmentos no perturbados (10% del total del área estudiada) y 104 fragmentos perturbados (17% del total del área estudiada). Así mismo Cayuela, (2006) reportó un decremento en el tamaño del fragmento más grande del bosque de niebla al pasar de 60.7% en 1975 a 4% en el 2002; este comportamiento se asemeja a los reportados en este trabajo para las provincias Sierra Madre del Sur y Eje Neovolcánico.

El uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) como las imágenes de satélite, las cartas digitales de uso de suelo y vegetación, los software de computadora, además del uso de la técnica de clasificación supervisada en este trabajo, son herramientas que también se utilizaron en estudios realizados por Teixido *et al.*, 2009; Chapa *et al.*, (2008); García y Martínez (2005); Mena, (2010); Gómez *et al.*, 2005; Berlanga y Ruiz, (2007); Villavicencio, (2010). Echeverry y Harper (2009); Ming *et al.*, (2008); Jha, (2005) y otros; lo cual demostraron el uso eficaz de las imágenes de satélite y los SIG en la caracterización de los patrones de la fragmentación de las coberturas en el paisaje. Así mismo el uso y la aplicación de métricas de paisaje para cuantificar la fragmentación como el tamaño de los parches, el número de parches y el índice de parche más grande fueron también utilizados en los estudios de Mas y Correa, (2000); Soverel *et al.*, (2009); Santos y Teillería, (2006); Baldi *et al.*, (2006) y Nagendra, (2009).

CAPITULO VI. CONCLUSIONES

Se acepta la hipótesis de este trabajo, al comprobar que en el periodo 2000-2007 existió un incremento en la superficie de las "coberturas transformadas" constituidas principalmente por los asentamientos humanos y las tierras agrícola, pecuaria y forestal. Así como también, el incremento en el grado de fragmentación de la mayoría de las coberturas naturales de bosque templado y bosque tropical; unos en el aspecto de incremento en el número de parches y otros en la reducción en el tamaño medio de los parches y la reducción en el tamaño del parche más largo. Este comportamiento se asocia al incremento en la mayoría de las provincias fisiográficas, del tamaño medio de los parches y el tamaño del parche más largo de las clases IAPF y AH, así como también la reducción en el número de parches.

Por otro lado, como resultado de la clasificación de las imágenes de satélite se demuestra que las cuatro coberturas que predominan en Nayarit son la tierras agrícolas, pecuarias y forestal (IAPF), bosque de coníferas (BP), selva subcaducifolia (SS) y bosque de encino (BQ), tanto para los el año 2000 y 2007. Además, de los cambios ocurridos en las superficies de las coberturas naturales y transformadas, solo el incremento del IAPF y el decremento en el BMM fueron significativas.

A nivel de paisaje las provincias Eje Neovolcánico y Sierra Madre del Sur son las que presentan un incremento en el número de parches, lo que las convierte en paisajes más heterogéneos, es decir, presentan más fragmentos de diferentes tipos de hábitat. Mientras que las provincias Llanura Costera y Sierra Madre Occidental son paisajes más homogéneos, ya que en términos generales estas dos provincias no registraron ningún proceso de fragmentación al presentar un crecimiento en su tamaño medio de parches e incremento en el tamaño del parche más largo.

En el estado de Nayarit a nivel de clase, el bosque de coníferas, el bosque de encino, la selva caducifolia, la selva subcaducifolia, la selva perennifolia y la vegetación hidrófila presentan un grado de fragmentación avanzado al presentar un

incremento en el número de parches y una fuerte reducción del tamaño medio de sus parches. Mientras que el bosque mesófilo de montaña presenta un moderado grado de fragmentación al reducir el tamaño medio de sus parches y al decremento en el tamaño del parche más largo. Por otro lado, la selva perennifolia y la selva espinosa presentan en leve grado de fragmentación, producto de la reducción en el tamaño del parche más largo y al incremento en el número de parches respectivamente.

Las coberturas comprendidas por los asentamientos humanos y las tierras agrícolas, pecuarias y forestal constituyen en todos los casos de este estudio la fuerza modeladora, que ejerce presión sobre las coberturas naturales en una sostenida tendencia al decremento en su superficies y al incremento en el grado de fragmentación, evidenciado por el alto número de nuevos fragmentos y una fuerte disminución en el tamaño promedio de los fragmentos en el periodo comprendido entre 2002 y 2007.

LITERATURA CITADA.

- Aguilar, C., Martínez, E., y Arriaga, L. (2000). Deforestación y fragmentación de ecosistemas: qué tan grave es el problema en México. *CONABIO. Biodiversitas* 30:7-11.
- Altamirano, A., Echeverría, C. y Lara A. (2007). Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetal - de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80:27-42.
- Antonio, X., Treviño, E. J. y Jurado, E. (2008). Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pílon: diagnóstico y prioridades. *Madera y Bosques*, 14(3):5-23.
- Antwi, E., Krawczynski, R. y Wiegleb, G. (2008). Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and Urban Planning*, 87:22-32.
- Armenteras, D., Gast, F. y Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113:245-256.
- Baldi, G., Guerschman, J. P. y Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture Ecosystem & Environment*, 116:197-208.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2011). Los servicios ecosistémicos. *CONABIO. Biodiversitas*, 94:7-11.
- Berlanga, R. C. A. y Ruiz, L. A. (2007). Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia*. 23(1):29-46.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, UNAM. Distrito Federal, México. 44:18-38.
- Bustamente, R. y Grez, A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ciencia y Ambiente*, 11(2):58-63.
- Çakır, G., Sivrikaya, F. y Keleş, S. (2008). Forest cover change and fragmentation using Landsat data in Maçka State Forest Enterprise in Turkey. *Environ Monit Assess*, 137:51-66
- Carlson, A. y Hartman, G. (2001). Tropical forest fragmentation and nest predation an experimental study in an Eastern Arc montane forest, Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 10:1077-1085.

- Cayuela, L. (2006). Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efecto sobre la diversidad de árboles. *Ecosistemas*, 15(3):192-198.
- Chapa, D., Sosa, J. y De Alba, A. (2008). Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fria, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques*, 14(1):37-51.
- Chatelain, C., Bakayoko, A., Martin, P. y Gautier, L. (2010). Monitoring tropical forest fragmentation in the Zagné-Tai area (west of Tai National Park, Cote d'Ivoire). *Biodivers Conserv*, 19:2405-2420.
- Chen, X. Y., Jiao, J. y Tong, X. (2011). A generalized model of island biogeography. *Sci China Life Sci*, 54:1055-1061.
- Chiappy, C. y Gama, L. (2004). Modificaciones y fragmentación de los geocomplejos tropicales de la Península de Yucatán. *Universidad y Ciencia*, UJAT. Villahermosa, México, pp. 17-25.
- Chuvieco, E. (1990). Fundamentos de teledetección espacial. Ed. Rialp. España. 449 p.
- Chuvieco, E. (2002). Teledetección ambiental, Editorial Ariel, Barcelona, España, 586 pp.
- Dupuy, J. M., González, J., Iriarte, S., Calvo, L., Espadas, C., Tun, F. y Dorantes, A. (2007). Cambios de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noreste de Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas*. Instituto de Geografía, UNAM. México, 62:104-124.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130:481-494.
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Rey, J. M. y Coomes, D. A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, pp. 1-14.
- Echeverry, M. y Harper G. (2009). Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabi (Colombia-Ecuador). *Recursos Naturales y Ambiente*, 58:78-88.
- Ethier, K. y Fahrig, L. (2011). Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecol*, 26:865-876.
- Fontúrbel, F. E. (2007). Evaluación de la pérdida de la cobertura del bosque seco Chaqueño en el municipio de Torotoro y en el Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia), mediante teledetección. *Ecología Aplicada*, 6(12):59-66.

- Forman, R. T. T. y Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for Landscape Ecology, *BioScience*, 31(10):733-740.
- Fuller, D. O. (2001). Forest fragmentation in Loudoun County, Virginia, USA evaluated with multitemporal Landsat imagery. *Landscape Ecology*, 16:627-642
- García, S. y Martínez, S. (2005). Estimación de la fragmentación de los bosques a partir de imágenes de satélite: El problema de la resolución espacial. *Cuaderno de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 19:111-116.
- Gómez, A. M., Anaya, A. y Álvarez E. (2005). Análisis de la fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los Andes colombianos. *Revista de Ingenierías* 4(7):13-27
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P. (2008). Ecología del paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 265:519-543.
- Heilman, G., Strittholt, J., Slosser, N. y Dellasala, D. (2002). Forest fragmentation of the conterminous United States: Assessing forest intactness through road density and spatial characteristics. *BioScience*, 52(5):411-422.
- Herrerías-Diego, Y. y Benitez-Malvido, J. (2005). Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas. En *Temas sobre restauración ecológica*. Sánchez, O., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Valdez, M. & Azuara, D. (Eds.), 27-34. INE-SEMARNAT. México, D.F.
- Herrerías-Diego, Y., Quesada, M., Stoner, K. E., Lobo, J. A., Hernández-Flores, Y. y Sanchez-Montoya, G. (2008). Effect of forest fragmentation on fruit and seed predation of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Biological Conservation*, 141:241-248.
- INEGI, (2000). Síntesis de Información Geográfica del Estado de Nayarit. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. 140 p.
- INEGI, (2009). Guía para la interpretación de cartografía. Uso de suelo y vegetación. Escala 1:250,000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. 126 p.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130
- Jha, C. S., Goparaju, L., Tripathi, A., Gharai, B., Raghubanshi, A. S. y Singh, J. S., (2005). Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation* 14:1681-1698.

- Kivinen, S., Berg, A., Moen, J., Östlund, L. y Olofsson, J. (2012). Forest fragmentation and landscape transformation in a Reindeer Husbandry area in Sweden. *Environmental Management*, 49:295-304.
- Kolb, A. y Lindhorst, S. (2006). Forest fragmentation and plant reproductive success: a case study in four perennial herbs. *Plant Ecology*, 185:209-220.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gasco, C., Bierregaard, R. O., Laurance S. G. y Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3):605-618.
- Leal, I. R., Filgueiras, B. K. C., Gomes, J. P., Iannuzzi, L. y Andersen, A. N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodivers Conserv*, 21:1687-1701.
- Liira, J., Jürjendal, I. y Paal, J. (2014). Do forest plants conform to the theory of island biogeography: the case study of bog islands. *Biodivers Conserv*, 23:1019-1039.
- Lillesand, T., Kiefer, R. y Chipman, J. (2004). Remote sensing and image interpretation, John Wiley & Sons, USA, 763pp.
- López, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosque. *Ecosistemas Año XIII*, número 01
- López-Pérez, R. A y Becerril, M. F. (1999). ¿Meta... qué? ¡Metapoblación! *Ciencia y Mar*, 9:29-35.
- MacGarigal, K. y Marks, B. J. (1995). Fragstats Spatial pattern analysis program for Quantifying landscape structure. Portland, US, Department of Agriculture, Forest Division. Tech. Rep. PNW-GTR-351.
- Magrath, A., Guitián, J., Larrinaga, A. R. y Guitián J. (2011). Land-use and edge effects unbalance seed dispersal and predation interactions under habitat fragmentation. *Ecol Res* 26: 851-861.
- Magrath, A.; Santamaría, L. y Larrinaga, A. R. (2013). Edge effects in a three-dimensional world: height in the canopy modulates edge effects on the epiphyte *Sarmienta repens* (Gesneriaceae). *Plant Ecol*, 214:965-973.
- Mas, J. F. y Correa, J. (2000). Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones Geográficas*, Instituto de Geografía, UNAM. Distrito Federal, México, 43:42-59.
- Mena, J. L. (2010). Respuesta de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17(3):277-284.

- Mendoza, E., Fay, J. y Dirzo, R. (2005). A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78:451-467.
- Ming, G., Wenbing, Y., Mingguo, M. y Xin, L. (2008). Study on the oasis landscape fragmentation in northwestern China by using remote sensing data and GIS: a case study of Jinta oasis. *Environ Geol*, 54:629-636.
- Moreno-Sánchez, R., Moreno, F. y Torres, J. M. (2011). National assessment of the evolution of forest fragmentation in Mexico. *Journal of Forestry Research*, 22(2):167-174.
- Múgica, G. M. (2002). La fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio. En *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Castro, N. E. (Ed.), 113-126. Consejería del Medio Ambiente. Sevilla, España.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Tree*, 10(2):58-62.
- Nagendra, H., Paul, S., Pareeth, S. y Dutt, S. (2009). Landscapes of protection: Forest change and fragmentation in Northern West Bengal, India. *Environmental Management*, 44:853-864.
- Nájera, G. O., 2002. Cambio de cobertura y uso del suelo en la reserva ecológica sierra de San Juan. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias e Ingenierías. Universidad Autónoma de Nayarit, México.
- Nájera, G. O.; Bojórquez, S. J. I; Cifuentes, J. y Marceleño, F. S. (2010). Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit. *Revista Biotecnología Vol. (1)1*: 19-29.
- Navarro-Rodríguez, M. C., Téllez-López, J., González, L. F. y Cruz-Romero, B. (2010). La fragmentación del sistema estuarino de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Ciencia y Mar*, 14(42):35-42.
- Niehaus, A., Heard, S., Hendrix, S. y Hillis, S. (2003). Measuring edge effects on nest predation in forest fragments: do finch and quail eggs tell different stories? *American Midland Naturalist* 149:335-343.
- Paredes, C. C. Ú. (2005). Cambios de cobertura del terreno y uso del suelo en la comunidad agraria Santa Teresita, municipio Del Nayar. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias e Ingenierías. Universidad Autónoma de Nayarit, México.
- Priego, A. G., Moreno, P., Palacio, J. L., López, J. y Geissert, D. (2003). Relación entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies de flora en

cuenas costeras del estado de Veracruz, México. *Investigaciones Geográficas*, 52: 31-52.

- Priego, A. G., Palacio, J. L., Moreno, P., López, J. y Geissert, D. (2004). Heterogeneidad del paisaje y riqueza de flora: su relación en el archipiélago de Camagüey, Cuba. *Interciencia*, 29(3):138-144.
- Pueyo, Y. y Alados, C. (2007). Effects of fragmentation, abiotic factors and land use on vegetation recovery in a semi-arid Mediterranean area. *Basic and Applied Ecology*, 8:158-170.
- Reyes, H., Aguilar, M., Aguirre, J. y Trejo, I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas*, Instituto de Geografía, UNAM, México, 59:26-42.
- Ríos, M. D. J. (2004). Crecimiento urbano y cambio en la cobertura y uso de suelo en la ciudad de Tepic, Nayarit. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias e Ingenierías. Universidad Autónoma de Nayarit, México.
- Rosete, F. y Bocco, G. (2013). Los sistemas de información geográfica y la percepción remota. Herramientas integradas para los planes de manejo en comunidades forestales. *Gaceta Ecológica*, 68:43-54
- Santos, T. y Tellería J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2):1-7.
- Soares-Filho, B., Silvestrini, R., Nepstad, D., Brando, P., Rodríguez, H., Alencar, A., Coe, M., Locks, C., Lima, L., Hissa, L. y Stickler, C. (2012). Forest fragmentation, climate change and understory fire regimes on the Amazonian landscape of the Xingu headwaters. *Landscape Ecol*, 27:585-598.
- Soverel, N., Coops, N., White, J. y Wulder, M. (2010). Characterizing the forest fragmentation of Canada's national Parks. *Environ Monit Assess* 164:481-499
- Tabarelli, M., Cardoso, J. & Gascon, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forest. *Biodiversity and Conservation*, 13:1419-1425.
- Teixido, A. L., Quintanilla, L. y Carreño, F. (2009). Fragmentación del bosque y pérdida del hábitat de helechos amenazados en el Parque Natural Fragas do Eume (NW de España). *Ecosistemas*, 18(1):60-73.
- Turner, M.G. (1989). Landscape Ecology: The Effect of Pattern on process, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20:171-197.

- Valdés, A. (2011). Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas*, 20(2):11-20.
- Valverde, V. M. T. (1999). Las metapoblaciones en la naturaleza, ¿realidad o fantasía? *Ciencias*, 53:56-63.
- Vila, J., Varga, D., Llausas, A. y Ribas, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 48:151-166.
- Villavicencio, R., Barrera, C., Contreras, S. y Lecanda, C. (2010). Estado actual de la fragmentación del manglar, estado de Nayarit, México. En: *XIV Simposio Internacional SELPER 2010: Observación y monitoreo de la tierra relacionada al cambio climático*. Guanajuato, México.
- Williams-Linera, G., Manson, R. y Isunza, E. (2002). La fragmentación del bosque del mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8(1):73-89.
- Zeng, H., Peltola, H., Vaisanen, H. y Kellomaki, S. (2009). The effects of fragmentation on the susceptibility of a boreal forest ecosystem to wind damage. *Forest Ecology and Management*, 257:1165-1173.
- Zipperer, W. C., Foresman, T.W.; Walker, S. P. y Daniel, C. T. (2012). Ecological consequences of fragmentation and deforestation in an urban landscape: a case study. *Urban Ecosyst*, 15:533-544.