

1. INTRODUCCIÓN

En el transcurso del tiempo, la vegetación natural del país ha experimentado fuertes cambios; esto es debido a la intervención del hombre por satisfacer sus necesidades, tanto alimenticias como económicas. Debido a estas intervenciones, el hábitat se ve afectado llegando a ocasionar extinción de especies a nivel local o regional; además de aislar los hábitats remanentes por falta de continuidad. Esto trae como consecuencia interrumpir el equilibrio ecológico que se realiza en los diferentes ecosistemas.

La poca investigación realizada en nuestro país dificulta entender estos procesos de fragmentación ya que no se cuentan con estudios relacionados a este fenómeno.

El presente estudio pretende determinar y mapear el grado de fragmentación de coberturas boscosas de la cuenca del Río Lempa, aplicando una nueva metodología cuantitativa para explicar este fenómeno. Además analizar la conectividad del paisaje boscoso creando propuestas y determinando el aporte que hace el cultivo de Café a la hora de conectar hábitat que en un principio quedaban aislados; también se realizaron simulaciones con escenarios de degradación y mejoramiento de coberturas boscosas para explicar algunas de las implicaciones ecológicas que tiene el proceso de fragmentación en el Corredor Biológico Mesoamericano.

Para esta investigación, nos apoyamos en las herramientas de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), y de cálculos de las métricas espaciales del software Fragstats.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. EL BOSQUE SALVADOREÑO

El Salvador, se encuentra ubicado en la vertiente pacífica norte del istmo centroamericano. Es el país con menor cantidad de territorio en la región. Sin embargo, El Salvador cuenta con una considerable riqueza en recursos biológicos y forma parte de un importante centro de origen mesoamericano de plantas domesticadas.

Para hablar de bosques, debemos tener claro este término; según Gordon y Finegan(s.f.) el Bosque Natural está compuesto por una gran variabilidad de especies nativas y no es clasificado como una plantación de especies, o sea bosque producido a través de un proceso natural de regeneración. Cabe mencionar que Miranda y Hernández Xolocotzy (1968), toman como punto de partida la comunidad bosque y selva, definiendo como bosque la comunidad vegetal arbórea en que las especies dominantes son pocas; y selva, la comunidad vegetal arbórea en que las especies son diversas.

Para poder describir el bosque, se puede hacer desde el punto de vista de su estructura su composición (es decir, las especies presentes y la abundancia de cada una), y por último su diversidad que muestra el número o riqueza de especies en la comunidad o en una muestra de ella, como por ejemplo se puede mencionar el Índice de Shannon-Weaver.

En el transcurso del tiempo, la vegetación natural del país ha experimentado fuertes cambios. Esto es debido a la intervención del hombre por satisfacer sus necesidades, tanto alimenticias como económicas. A lo largo del tiempo los cultivos que mayor

impacto han tenido en la vegetación nacional son añil, algodón, café y caña de azúcar, especialmente en la costa y en las regiones bajas del interior del país. También en las zonas de mediana altura se observa el mismo fenómeno, solamente que predomina el cultivo de café (Lagos, 1997). Desde la época colonial se tiene información de explotación de cultivos a gran escala como lo es el añil, planta de la que se extraía un tinte de gran valor en los mercados europeos. Para cultivar el añil se talaron selvas y bosques en algunos valles centrales y tierras del norte del país, con lo que empezaron a perderse comunidades vegetales valiosas, donde abundaban especies de árboles maderables y frutales.

Con respecto a la agricultura contemporánea, otro cultivo que afectó la vegetación existente fue el algodón cultivado a escala comercial; este se realizó a lo largo del litoral, especialmente en los departamentos orientales del país. Para ello se talaron las selvas costeras, comunidades vegetales que contaban con una gran diversidad de flora y fauna. Con el tiempo este cultivo perdió su importancia económica, por el uso excesivo de agroquímicos llevando al deterioro del cultivo.

Para desarrollar el cultivo del café se tuvieron que talar bosques y selvas de la zona montañosas, central y de algunas tierras bajas adyacentes. Sin embargo, como el cultivo requiere de una cobertura de árboles de sombra, la vegetación original fue sustituida por un “semi bosque” en el que muchas veces abundan especies de árboles y otras plantas y hierbas, además de servir como hábitat para muchas especies, constituyéndose en un sustituto del bosque (Cuellar *et. al.*; citado por Gallo, 2002).

Es necesario aclarar que el cultivo del café en los últimos años ha perdido su importancia económica debido a los bajos precios de este en el mercado internacional, limitando su interés como una fuente conservadora de diversidad biológica.

Por último, el cultivo de mayor importancia económica en la actualidad es la caña de azúcar, que se cultiva en grandes extensiones a lo largo de la zona costera.

Actualmente la mayor cantidad de relictos boscosos que quedan, es clasificada como vegetación secundaria debido a la sucesión que ha existido durante este tiempo. Esta vegetación es la que más extensión ocupa, ya que en el resto del territorio nacional, alguna etapa seral está sucediendo (Flores, 1980)

Actualmente, las dos grandes áreas de bosque natural mesófilo existentes son los Parques Nacionales El Imposible (3,500 ha) y Montecristo (2,000 ha). Los demás remanentes boscosos están muy fragmentados e intervenidos, no excediendo ninguno de ellos las 1,000 ha (MARN ; citado por Monro y Gauld ,2001).

El sector forestal salvadoreño se encuentra reducido a una mínima expresión. Para 1978 las áreas forestales sumaban apenas un 9% del territorio del país, mientras que para 1995 se estimaba una reducción al 5% del país, aunque estimaciones realizadas para el año 2000 indican un aumento en la cobertura boscosa del país (Cuadro 1).

Cuadro 1: Cobertura de bosques naturales en El Salvador en diferentes períodos

Año	Área de bosque (ha)	% del país
1975	184,200	8.77
1980	154,600	7.36
1990	123,300	5.87
1995	105,000	5.00
2000	220,245 *	10.49

Fuentes: INCAE-CCAD-CLC-HIID; Ventura y Villacorta; citado por Gallo, 2002.

* Incluye plantaciones de coníferas.

Haciendo un análisis más detallado y teniendo en cuenta como se distribuye esta cobertura total en función de los tipos de bosques se puede ver que la disminución se produce principalmente en los bosques de coníferas y latifoliadas (Cuadro 2).

Cuadro 2: Áreas de diferentes tipos de bosques en El Salvador.

Tipo de Bosque	Año 1979			Año 1990		
	Extensión (ha)	% total	% del país	Extensión (ha)	% total	% del país
Coníferas	48,477	18	2.31	25,000	19	1.19
Latifoliados	90,756	34	4.32	52,000	40	2.48
Manglares	45,283	17	2.16	45,263	35	2.16
Plantaciones forestales	5,792	2	0.28	7,000	5	0.33
<i>Subtotal</i>	<i>190,308</i>	<i>71</i>	<i>9.06</i>	<i>129,263</i>	<i>100</i>	<i>6.16</i>
Arbustos (incluye cafetales)	77,789	29	3.70			
<i>Total</i>	<i>268,097</i>	<i>100</i>	<i>12.77</i>			

Fuentes: Barry *et. al.* ; citado por Gallo, 2002.

Se observa también que son los manglares los que sufren el menor cambio, hasta 1990, y que existe un aumento aunque relativamente escaso en la extensión de las plantaciones forestales en el país. Aquí hay que tener en cuenta que los datos provienen de fuentes que no utilizaron la misma metodología para la recolección de los mismos.

Es por esta razón que no se agregan a la tabla los datos más recientes del 2000, descritos por Ventura y Villacorta (citado por Gallo,2002). Pero se pueden realizar ciertas comparaciones generales a partir de ellos. En primer lugar se detecta un aumento sustantivo de la cobertura boscosa, particularmente en la categoría de coníferas, debido al crecimiento de las plantaciones de pino (*Pinus caribea*) y ciprés (*Cupressus benthamii*). Existe un aumento significativo de matorrales y arbustales

(bosques secundarios) pobres en diversidad de especies y que se desarrollan en suelos degradados. Por otra parte se muestra que la mayor parte de la cobertura vegetal del país pertenece a las categorías de cultivos, pastos y otros usos (53%) y zonas cafetaleras (11%).

Asimismo, se muestra una disminución sustantiva de la formación de bosque ripario o ribereño. Algunas estimaciones realizadas por Flores (citado Gallo, 2002), reportan 63,323 ha, (3.06%) de las cuales sólo 6,273 ha, (0.30%) restan en la actualidad. La presión ejercida sobre el bosque ribereño, y su disminución de un 0.30% comparado con el 3.06% de hace 22 años, produce una disminución en la protección que ejerce este tipo de bosque las márgenes y cuencas de los ríos (Gallo, 2002)

2.2. LA TEORÍA DE LA ECOLOGÍA DEL PAISAJE

La teoría de la ecología del paisaje se ocupa de estudiar el patrón del paisaje, las interacciones entre los parches en un mosaico de paisaje y la forma en que tanto el patrón como las interacciones cambian en el tiempo. También se ocupa de comprender las consecuencias de estos atributos (estructura, función y cambio) en los procesos a nivel de poblaciones, comunidades y ecosistemas (Turner y Gardner, 2001)

La teoría de ecología del paisaje aborda el estudio del origen y dinámica de la heterogeneidad espacial y sus efectos sobre los procesos ecológicos y humanos y se aplica al manejo de la heterogeneidad espacial (Matteucci, 2002).

Utiliza herramientas modernas para el análisis y tiene aplicación práctica para la solución de los problemas ambientales de nuestra época, caracterizada por la fragmentación del espacio natural y la pérdida reciente de bienes (biodiversidad de especies) y servicios brindados por los ecosistemas a la sociedad (Matteucci, 2002).

2.2.1. Definición de paisaje

Una de las primeras características que acompaña al paisaje es la indefinición semántica que indistintamente se atribuye al término como sinónimo de medio físico, medio ambiente, espacio percibido. El paisaje designa cualquier parte del territorio, tal como es percibida por las poblaciones, cuyo carácter resulta de la acción de factores naturales y humanos y de sus interrelaciones (Arenaza, 2002).

Es importante aclarar que usualmente cuando se nos plantea el concepto de “paisaje” existe la tendencia a creer que paisaje es sinónimo de “escenario bello” o que el concepto está referido a recursos visuales (Segués, 2002). Forman y Godron (1986), lo definen como un área de terreno heterogénea compuesta de un grupo de ecosistemas que interactúan, y que se repiten en forma similar a lo largo de esa superficie. McGarigal y Marks (1994) resaltan que esta definición depende del punto de vista de la investigación, por ejemplo, desde una perspectiva zoológica, un paisaje sería un área compuesta de un mosaico de hábitat. De igual manera y para un organismo determinado, el paisaje tendrá un tamaño definido, y será diferente para cada organismo existiendo además una dependencia de la escala. No obstante, para los propósitos del presente documento el concepto de paisaje está basado en los conceptos fundamentales de la ecología del paisaje el cual está referida a las funciones ecológicas del paisaje en términos de espacio y tiempo.

La ecología del paisaje lo define como una porción de territorio ocupado por una mezcla de ecosistemas locales o de usos de la tierra que se repiten y constituye el elemento básico de una región, este concepto es bastante similar al mencionado anteriormente por Lenin Corrales Chaves. La región, a su vez, está formada por un conjunto de paisajes, no recurrentes, de alto contraste y grano grueso (Forman, 1995). En la

práctica, la delimitación del paisaje es arbitraria y depende de los criterios usados para su identificación y de los objetivos para los cuales se delimita (Matteucci, 2002)

El paisaje está conformado por unidades menores que se llaman *elementos del paisaje*. Paisaje y región son dos niveles jerárquicos a escala humana. Tanto la región, como el paisaje, como todo otro nivel jerárquico, desde el submicroscópico hasta el universo, forman *mosaicos*. Todos los mosaicos están formados por elementos espaciales. Para comprender la estructura y funcionamiento de un elemento, a una escala dada, se requiere información de la escala superior y también de la inferior. Así, para comprender el paisaje, requerimos conocer la región y también, los elementos del paisaje y sus interrelaciones (Forman, 1995)

Para propósitos del presente trabajo se define un paisaje *“como aquel mosaico de diferentes o similares tipos de ecosistemas o parches interconectados e interdependientes los cuales se repiten a través de un patrón dentro de un gran paisaje”* (Chaves, 1999).

2.2.2. Conceptos de la teoría de la ecología del paisaje

Esta teoría trata las siguientes propiedades:

- La **estructura** es la organización espacial de los elementos que componen el paisaje y las relaciones espaciales entre ellos. Es sinónimo de patrón y de configuración del paisaje.

- La **función** comprende el conjunto de interacciones entre los elementos del paisaje, que se manifiesta en flujos de materia, energía e información (especies) entre ellos. Los flujos son, a su vez, modificados por el tamaño y forma de los elementos y la distancia entre ellos.
- El **cambio** es el conjunto de modificaciones que sufren la estructura y función del mosaico de ecosistemas. Los espacios no son estáticos, ni en estructura ni en función; el cambio es una propiedad importante que incluye un componente temporal en el análisis.

La ecología del paisaje se fundamenta en gran parte en la premisa que el modelar de los elementos del paisaje (parches) influencia fuertemente en los procesos ecológicos. La capacidad de cuantificar la estructura del paisaje es necesaria de antemano al estudio de la función y del cambio del paisaje (McGarigal y Marks, 1994).

2.2.3. Principios de la ecología del paisaje

2.2.3.1. Tiempo y espacio

En términos de ecología del paisaje los bosques son ecosistemas conectados en tiempo y espacio a través del paisaje. Esto implica que un disturbio ocasionado en un ecosistema boscoso se extiende más allá a través de los años o décadas y que el disturbio ocasionado en un sitio dado puede ser reflejado en la dinámica del paisaje entero para la vida del ecosistema. Así un efecto de un disturbio puede ser disminuido por el tiempo o la distancia pero nunca eliminado.

Este principio es difícil de asimilar si consideramos que el punto de vista humano con respecto a los bosques es limitado comparándolo con la inmensidad de un ecosistema boscoso en términos de tiempo y espacio, ya que un bosque está en un ciclo continuo de operación de 200 a 2000 años o más, mientras que un habitante de Centroamérica con suerte vivirá 75 años, o que los Gobiernos tienen una longevidad de cuatro años y las empresas funcionan con ganancias anuales (Chaves, 1999)

2.2.3.2. Patrón

Los paisajes, a toda escala de expresión, son un mosaico de parches de tamaños, formas y contenidos diversos. El patrón refleja la acción de procesos ecológicos subyacentes y, a su vez, tiene influencias importantes en muchos procesos ecológicos (Modificado de Matteucci, 2002).

Existen varias definiciones de patrón. Una de las más generales dice que patrón es el arreglo espacial o temporal de la variable que se estudia. Si se trata de la vegetación, es el arreglo espacial de los individuos de una especie (Kershaw y Looney, citado por Matteucci, 2002) ; otros autores lo definen como la heterogeneidad espacial o, más generalmente, como el arreglo en el espacio o el tiempo aplicable a objetos y relaciones (Orlocci, 1988). Para un ecólogo regional, el patrón es el arreglo espacial de los elementos de un paisaje o el arreglo espacial de los paisajes en una región.

En este caso, el objeto es una unidad de menor tamaño que puede estar descrita por una variable simple (modelo univariado), como por ejemplo, tipo de comunidad vegetal (variable categórica, nominal o cualitativa), grado de intervención antrópica (variable cuantitativa ordinal), altitud (variable cuantitativa de intervalo), precipitación (variable cuantitativa continua). El objeto puede estar descrito por un vector compuesto por

muchas variables que lo caracterizan, como comunidades multipoblacionales o conjuntos de variables abióticas o ambas. El tipo de escala de medición de la variable (categórica, ordinal o continua) es importante porque cada una de ellas impone restricciones distintas a los análisis cuantitativos, estadísticos y computacionales (Matteucci, 2002).

Hay dos componentes principales del patrón del paisaje:

- *Composición*: la composición se refiere a la variedad y abundancia relativa de los tipos de parches representados en el paisaje. Este componente del patrón es resumido con índices de biodiversidad.
- *Configuración o estructura*: la estructura connota el arreglo espacial, posición, orientación o complejidad de forma en el paisaje.

2.2.3.3. Escala

El patrón observado depende de la escala de análisis (tamaño de la unidad de muestreo y superficie muestreada), en relación a la escala del patrón.

La palabra *escala* se usa en contextos diversos y frecuentemente se refiere a aspectos diferentes del espacio y del tiempo. Turner et. al. (1989) define escala como la dimensión espacial o temporal de un objeto o proceso, caracterizada por el grano y la extensión. Extensión es el tamaño del área de estudio o la duración del período en consideración; se ha definido *grano* como el dato unitario, el área representada por cada unidad de información (Matteucci, 1998). Desde el punto de vista de un ente ecológico, grano es el componente más fino del ambiente que puede ser observado de cerca. Quiere decir que en el contexto de la heterogeneidad funcional, el grano tiene

dos componentes: i) tamaño del elemento y ii) distancia de observación. El grano cambia continuamente a medida que el tamaño y la distancia de los objetos covarían con relación al observador (Kolasa y Rollo, 1991).

Es importante tener en cuenta las diferencias entre escala del patrón y escala cartográfica porque un proceso que ocurre a gran escala, es cartografiado a escala pequeña, por razones prácticas, resulta muy incómodo un mapa demasiado grande. Para ecólogos *escala fina* o *pequeña escala* expresamos que el fenómeno o variable que estudiamos ocurre en espacios pequeños y tiempos cortos; y se pone en evidencia en grano pequeño (fino) o área de ocurrencia pequeña, o ambos; un proceso que ocurre a *escala amplia* o *gran escala* se manifiesta en espacios grandes y tiempos largos; esto es, tiene grano grueso (grande) o área de expresión grande, o ambos. Cuando los geógrafos hablan de *escala* se refieren a la *escala cartográfica*, esto es a la escala de representación y no a la escala de ocurrencia del fenómeno y una escala pequeña en boca de un geógrafo implica una escala grande para el ecólogo. Por ejemplo, el movimiento de los insectos entre fragmentos lineales de vegetación natural y el cultivo ocurre en espacios reducidos, es un fenómeno de grano fino; se representa en un mapa de escala cartográfica grande. La propagación de las plagas entre continentes es un fenómeno a gran escala y se representa en una escala cartográfica pequeña.

2.2.3.4. Heterogeneidad

Tiene que ver con las diferentes y diversas formas de paisaje dentro de un paisaje. Esto no solamente es importante para mantener la viabilidad de un ecosistema forestal sino su funcionalidad y su capacidad a responder a disturbios naturales.

A través de los siglos los ecosistemas forestales centroamericanos han sido mantenidos después de ocurrir disturbios naturales como fuegos, tormentas o huracanes. La presencia de diversos hábitat o “parches” proveen diferentes recursos y sirven para estabilizar los procesos dentro del paisaje (Chaves, 1999)

Kolasa y Rollo (1991) definen heterogeneidad como la diversidad observada o medida por el investigador y como aquella percibida por la entidad ecológica, individuo, población, comunidad, ecosistema que se investiga.

La homogeneidad surge como una propiedad emergente cuando se incrementa la escala de observación al unirse y confundirse los elementos de grano fino. De la misma manera, la heterogeneidad emerge al ponerse de manifiesto el grano fino dentro de los elementos de grano grueso cuando se reduce la escala de observación. La homogeneidad es una construcción que depende del objetivo de la investigación.

Los principios relacionados con la heterogeneidad del paisaje son:

- ◆ Los paisajes son heterogéneos y difieren estructuralmente en la distribución de las especies, la energía y los materiales entre los parches, corredores y matriz.
- ◆ En consecuencia, los paisajes difieren funcionalmente en cuanto a los flujos de organismos, energía y materiales entre dichos elementos estructurales.
- ◆ La heterogeneidad del paisaje disminuye la abundancia de especies raras del interior de los parches, e incrementa la abundancia de especies de borde, que requieren dos o más tipos de parche para su subsistencia, en relación a una matriz homogénea.
- ◆ La fragmentación del paisaje disminuye la distribución de especies sensibles e incrementa la distribución de especies oportunistas en las áreas perturbadas. A su

vez, la reproducción y distribución de especies puede eliminar, cambiar o crear elementos nuevos en el paisaje. La heterogeneidad, distribución no uniforme de las especies, es una causa fundamental de los flujos de especies entre elementos (Matteucci, 2002).

2.2.3.5. Conectividad

En nuestro medio surge con enorme importancia el concepto de conectividad dentro del paisaje en vista de la fragmentación de hábitat a que son sometidos los ecosistemas forestales en los países de la región. La conectividad dentro de un paisaje es proveída por el movimiento natural a través de corredores, al menos un concepto asimilado de una manera importante en la región por la propuesta a nivel regional y los proyectos nacionales planteados y en ejecución en al menos tres países de corredores biológicos. Aquí surge a la vez la importancia de establecer dos tipos de conectividad una en espacio y otra en tiempo (Chaves, 1999).

La conectividad en espacio está referida a aquella conectividad producida por un espacio geográfico, como sería una zona ribereña de una cuenca hidrográfica y la conectividad en tiempo proveída por las fases de sucesión vegetal natural de un bosque joven a uno maduro (Chaves, 1999).

2.2.4. Elementos del paisaje

Los elementos principales del paisaje son los parches o fragmentos, corredores y matrices (Fig. 1), los cuales constituyen la composición del paisaje a cualquier escala (Forman y Godron, 1986) Pueden ser de origen natural o transformados debido a la acción de hombre.

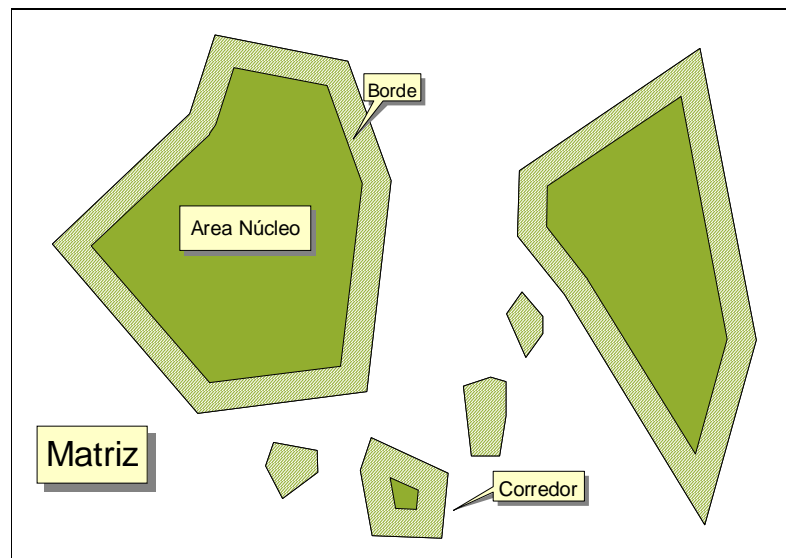


Fig. 1: Elementos del paisaje (Parche, Matriz, Corredor)

2.2.4.1. Parche

Son áreas geográficas no lineales que difieren en apariencia de su alrededor y que guardan condiciones ambientales relativamente homogéneas. Los parches varían ampliamente en tamaño, forma, origen, conectividad y bordes; estas características juegan un papel importante en la determinación del flujo de energía, organismos y factores abióticos a través del paisaje (Etter, 1991). Los fragmentos son componentes dinámicos del paisaje y su variación ocurre a escalas espaciales y temporales que dependen de la percepción de cada organismo y de los diferentes niveles de organización de las poblaciones (McGarigal & Marks, 1994)

La configuración de los parches (tamaño y forma), determina la habilidad de una especie para persistir dentro de éste (Rudas; Armenteras; Sua; Rodríguez, 2002).

Los parches pueden ser caracterizados por su composición en términos de las variables medidas dentro de ellos. Un parche puede ser descrito por:

- **Área:** Es el tamaño del parche, en unidades de escala de mapas (m^2) o como una proporción del área total de mapeo. Para algunas aplicaciones, el área puede ser dividida en el área del borde contra el área interior ó núcleo, con bordes definidos en términos de alguna distancia de amortiguamiento.
- **Perímetro:** Llamado también borde, es la medida lineal de la circunferencia del parche.
- **Complejidad de la forma:** Resumida a veces en términos de razón perímetro/área. En muchos casos, esta razón es normalizada para tomar el valor de 1.0 para la forma mas compacta posible, forma de círculos cuando se trata de vectores.

Los parches grandes de ecosistemas naturales cumplen funciones importantes para la integridad del paisaje, como:

- ◆ Protección de la calidad de agua de los acuíferos y lagos
- ◆ Protegen la conectividad de la red de drenaje de orden inferior (bajo)
- ◆ Dan soporte de especies de interior
- ◆ Proveen hábitat y protección de animales que requieren espacios amplios
- ◆ Constituyen una fuente de especies que se dispersan por la matriz
- ◆ Proveen proximidad de multihábitats para especies multihábitat
- ◆ Mantienen los regímenes de perturbación casi naturales
- ◆ Amortiguan la extinción durante los cambios ambientales (Matteucci, 2002).

Los parches pequeños tienen funciones complementarias a los grandes, de modo que el paisaje ideal tiene una combinación de parches grandes y pequeños. Las funciones de los parches pequeños son:

- ◆ Proveen hábitat y corredores para la dispersión de especies y para la recolonización de especies extintas en parches grandes
- ◆ Reúnen grandes tamaños de población de las especies de borde y alta riqueza de las mismas.
- ◆ Disminuyen la erosión y proveen cobertura para escapar de los predadores, en comparación con una matriz homogénea.
- ◆ Proveen hábitat para especies restringidas a parches pequeños (ejemplos ocasionales se conocen de especies que no sobreviven en parches grandes
- ◆ Protegen hábitat pequeños dispersos y especies raras (Matteucci, 2002).

2.2.4.2. Matriz

Los parches y los corredores están envueltos en una matriz, la cual es usualmente el elemento más grande y conectado (menos fraccionado) dentro del paisaje, controlando en mayor medida su dinámica y funcionamiento. Existen tres criterios básicos para determinar la matriz: a) el elemento de mayor área dominante en el paisaje; b) el grado de conectividad y c) los fragmentos o cualquier tipo de elemento del paisaje que ejerza el mayor grado de control sobre la dinámica del paisaje (Forman & Godron, 1986)

2.3. Corredores biológicos

El término "corredores" fue usado por primera vez con un sentido biológico por Simpson en (1936) en el estudio de dispersión entre continentes; los registros paleontológicos son una prueba del valor de estos corredores intercontinentales (Bezaury, s.f.).

Sin embargo, los corredores concebidos en la actualidad para reservas naturales son considerablemente diferentes. En 1949 Leopold indicaba que "muchos animales, por razones desconocidas, no parecen prosperar como poblaciones separadas", pero fue Preston en (1962) quien recomienda por primera vez corredores entre reservas. (Bezaury, s.f.).

Los corredores biológicos son estructuras que facilitan los movimientos de animales (y otros organismos) entre fragmentos aislados. (Franklin, 1980) También se definen como una extensa franja de tierra que forma una red protectora de diversas áreas ricas en recursos naturales y culturales y que albergan una enorme biodiversidad (MARN, nc; s.f.).

Según Dos Santos (s.f.) el corredor biológico puede ser conceptualizado como una gran extensión de ecosistemas naturales interligados por un conjunto de unidades de conservación tanto públicas como particulares, que permitan una mayor "oxigenación genética", posibilitando la mantención de la biodiversidad con sus procesos evolutivos. Aunque los corredores biológicos pueden ser implementados en cualquier tipo de bioma o ecosistema, fue para la protección de la vegetación tropical que fue prácticamente creado (modificado de Dos Santos, s.f.).

Los corredores deben permitir el incremento en tamaño y aumentar las probabilidades de supervivencia de las poblaciones más pequeñas. Aun si el tamaño fuese adecuado, la población debe beneficiarse con la recolonización que permiten los corredores

conforme se pierden individuos locales, además de reducir depresiones poblacionales debidas a la consanguinidad. Wilson y Willis (citado por CCAD-PNUD/GEF;2002). originalmente proponen los corredores biológicos basados en la teoría de la biogeografía de islas, al enunciar que los fragmentos de hábitat unidos por un corredor de hábitat similar, tienen mayor viabilidad que aquellos fragmentos aislados de igual tamaño.

Se han descrito y probado diversos tipos de corredores, de lo que se puede concluir que anchura y conectividad son las dos principales características de control. Corredores de anchura y diversidad de hábitat suficientes son difíciles de crear y aún más de mantener (Bezaury, s.f.).

Los servicios ecológicos más importantes que brindan los corredores son:

- ◆ Protegen la biodiversidad (metapoblaciones; recolonización; hábitat) facilitan el manejo de los recursos hídricos (control de inundación y sedimentación, etc).
- ◆ Incrementan productividad como rompevientos, controlando erosión eólica e hídrica, barreras para plagas y enfermedades.
- ◆ Tienen un alto valor para la recreación: manejo de vida silvestre, caminatas, bicicletas, remos, etc.
- ◆ Constituyen importantes vías de dispersión para especies aisladas en reservas (Matteucci, 2002).

Noss (citado por CCAD-PNUD/GEF;2002), afirma que *“el mantenimiento de la biodiversidad implica la conservación de la composición, estructura y función de paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones y especies, y de la información*

genética, a diversas escalas de tiempo y espacio”, respaldándose en la cita anterior es vital considerar no solo un enfoque hacia especies, sino también hacia ecosistemas o paisajes; es decir, un corredor que proporcione flujo y conectividad entre parches heterogéneos de ecosistemas para conformar un mosaico diverso de paisaje.

2.3.1. El corredor biológico mesoamericano

El Corredor Biológico para Mesoamerica (CBM) consiste en un sistema de ordenamiento territorial compuesto de áreas naturales bajo regímenes de administración especial, zonas núcleo de amortiguamiento, de usos múltiples y áreas de interconexión; organizado y consolidado que brinda un conjunto de bienes y servicios ambientales a la sociedad, proporcionando los espacios de concertación social para promover la inversión en la conservación y uso sostenible de los recursos naturales, con el fin de contribuir a mejorar la calidad de vida de los habitantes de la región, particularmente aquellas comunidades que habitan en áreas consideradas dentro de este programa por su valor en cuanto a la Biodiversidad que contiene (Modificado de MARN,nc,sf).

El Salvador, es el país de América Central que posee las áreas protegidas de menor tamaño, por tal razón es necesario preservar sus pocas y pequeñas pero a la vez diversas áreas naturales; además, es necesaria la restauración productiva del paisaje con sistemas que conserven la agrobiodiversidad.

La propuesta del corredor biológico en El Salvador fue diseñada tratando de enlazar todas aquellas áreas naturales identificadas dentro del Sistema Salvadoreño de Áreas Protegidas (SISAP) y otras zonas que presentan gran potencial biológico tanto terrestre como marino, conocidas como áreas prioritarias (A-1).

Las áreas prioritarias del CBM en El Salvador son las áreas protegidas del Trifinio (punto limítrofe entre El Salvador, Honduras y Guatemala) y el Golfo de Fonseca (masa de agua limítrofe entre El Salvador, Honduras y Nicaragua).

La meta general del proyecto es establecer un sistema funcional para la construcción del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), como un marco planificado para la conservación de la diversidad biológica. Se espera que la consolidación del CBM sea un proceso multi-dimensional de largo plazo (CCAD-PNUD/GEF;2002).

2.4. FRAGMENTACIÓN

La pérdida de hábitat es la razón más importante de la extinción de especies en los últimos tiempos, al disminuir el hábitat, se ve afectada su distribución del hábitat restante por una falta de continuidad. Esto puede ser consecuencia de la existencia de áreas agrícolas, construcciones, represas, caminos, tendidos eléctricos, etc. Lo que produce finalmente la fragmentación del hábitat original, que ahora existe como parches fragmentados y aislados (Cantín, Ordenes, Quijada, Rodríguez; s.f.; ECOTONO, 1996)

La fragmentación se puede definir como la transformación de un bosque continuo en muchas unidades más pequeñas y aisladas entre sí, cuya extensión agregada de superficie resulta ser mucho menor que la del bosque original (Bustamante & Grez, 1995). En términos de Ecología del Paisaje la fragmentación se define como el proceso de fractura y cambio de la matriz homogénea del paisaje hacia la heterogeneidad espacial del área (Harris y Silva, Citado por Sarmiento, 2001).

Según Primack (1998), el proceso de fragmentación no ocurre al azar, las áreas más accesibles de topografía poco accidentada y con alta productividad son las primeras en

ser alteradas para utilizar las tierras en agricultura, asentamientos humanos o extracción forestal.

Hoy sabemos que la fragmentación de los bosques implica una pérdida en la conectividad de los parches de bosque y con esto el aislamiento y el flujo vital de nutrientes, plantas y animales de los ecosistemas (Chaves, 1999). Además la fragmentación del paisaje disminuye la distribución de especies sensibles e incrementa la distribución de especies oportunistas en las áreas perturbadas (Matteucci, 2002).

El proceso de fragmentación se puede dar de varias maneras:

- ◆ *Divisiva o Divisora*: aquella que se produce cuando un atributo lineal rompe el paisaje y lo fragmenta hacia las afueras de la línea (ejemplo: una carretera, el tendido eléctrico, etc.)
- ◆ *Intrusiva*: cuando el fragmento se expande desde el interior de la matriz hacia las afueras (ejemplo: un claro de bosque).
- ◆ *Envolvente*: cuando la fuerza de fragmentación rodea el perímetro de la matriz y la separa desde afuera hacia el centro (ejemplo: los parques y el cinturón verde de las ciudades).
- ◆ *Regresiva*: cuando la fragmentación se aplica en un lado de la matriz y procede empujando ese lado hacia adentro (ejemplo: en las áreas costeras o en los asentamientos de montaña que talan el bosque hacia arriba).
- ◆ *Galopante*: cuando la fragmentación opera a lo largo de elementos conectados y deja un corredor entre los remanentes de la nueva matriz. Se dice que esta es una mezcla de regresiva y envolvente (ejemplo: en los ecosistemas rurales donde las

manchas de bosque se mantienen conectadas por corredores ribereños) (Sarmiento, 2001).

A nivel de interacciones, la fragmentación del ecosistema altera relaciones vinculadas a la disponibilidad de recursos tales como la polinización, la dispersión de semillas, la frugivoría y la predación *sensu stricto*. La magnitud precisa de todos estos efectos dependen del patrón de fragmentación del paisaje, en particular del número de parches remanentes, de sus formas y tamaños, de las distancias entre ellos y del tipo de matriz de hábitat que los contiene (Universidad de Maimónides, 2002).

2.4.1. Características de ecosistemas fragmentados

La fragmentación del paisaje produce una serie de parches de vegetación remanente rodeados por una matriz de vegetación distinta y/o uso de la tierra. Los efectos primarios de esta fragmentación se reflejan en las *alteraciones microclimáticas* dentro y alrededor del remanente (parche) y el otro efecto es el *aislamiento* de cada área con respecto a otras áreas remanentes dentro del paisaje. Es así que en un paisaje fragmentado existen cambios en el ambiente físico como en el biogeográfico (Saunders *et. al.*, 1991).

2.4.1.1. Cambios microclimáticos

La fragmentación del paisaje tiene como resultado cambios en los flujos físicos a través del paisaje. Alteraciones en los flujos de radiación, viento y agua pueden tener efectos importantes sobre la vegetación nativa remanente (Saunders *et. al.*, 1991).

- ◆ *Flujos de radiación.* El balance energético de un paisaje fragmentado sería muy distinto de otro con una total cobertura vegetal nativa, especialmente donde la vegetación nativa fue densa antes de ser removida. La remoción de vegetación nativa y el reemplazo de ésta con especies cultivables con diferente morfología y fenología altera el balance de radiación por el incremento de la radiación solar en la superficie durante el día, cambiando el albedo, e incrementando la reradiación en la noche. Esto produce que las especies tolerantes a las sombras se vean restringidas al interior de los parches. Por otro lado el proceso del ciclo de nutrientes puede ser afectado por el incremento de la temperatura del suelo y sus efectos sobre la actividad de microorganismos del suelo y numerosos invertebrados (Parker, 1989).

- ◆ *Viento.* El incremento de la exposición al viento de los paisajes fragmentados puede ocasionar daños sobre la vegetación, también por daños físicos directos, o por el aumento de la evapotranspiración, reduciendo así la humedad y aumentando la desecación (Lovejoy *et. al.*, 1986).

- ◆ *Flujo de agua.* La fragmentación del paisaje influye en la modificación del régimen local del agua por la alteración de varios componentes del ciclo hidrológico. La remoción de la vegetación nativa produce cambios en la intercepción de la cantidad de agua de lluvia y de la evapotranspiración y en consecuencia cambios en los niveles de humedad del suelo (Kapos, 1989).

2.4.1.2. Aislamiento

La fragmentación del paisaje tiene dos consecuencias importantes para la biota. Primero, existe una reducción del área de hábitat disponible, con posibles incrementos en la densidad de la fauna sobreviviente en los remanentes, y la segunda consecuencia, es que los hábitat que son dejados fragmentados en remanentes se aíslan en diferentes grados. El tiempo desde el aislamiento, la distancia entre remanentes adyacentes y el grado de conectividad entre ellos son importantes para determinar la respuesta de la biota frente a la fragmentación (Saunders *et. al.*, 1991).

2.4.2. Influencias modificantes

Tamaño del remanente: Los remanentes mas pequeños, tienen una gran influencia por los factores externos, en estos la dinámica del ecosistema es probablemente dirigida por factores externos que por fuerzas internas. En estos remanentes adquiere la importancia del efecto de borde. Los remanentes mas grandes tienen un gran área núcleo que no es afectado por el medio y los cambios bióticos asociados con el borde (Harris, 1988).

Posición en el paisaje: La posición del remanente en el paisaje afecta a la prefragmentación de patrones geomorfológicos, de suelos y vegetación, y a partir de ésta se determina la estructura y la composición de la vegetación de algún remanente dado (Harris, 1988).

2.5. SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)

Es una tecnología computarizada de gran alcance que puede tratar muchas de las necesidades de información de las personas que trabajan con información geográfica o datos georeferenciados. Es decir, los datos se identifican o son marcados con etiquetas por coordenadas (x,y). Estos datos pueden originarse de muchas fuentes, incluyendo datos de la teledetección, modelos digitales del terreno, etc (Montesinos, 2002).

Los sistemas de información geográfica (*GIS, Geographical Information Systems*), son herramientas imprescindibles para el conocimiento y análisis del medio natural.

Borrough (citado por Montesinos, 2002), define GIS como un poderoso conjunto de herramientas capaz de capturar, almacenar, recuperar a voluntad, transformar y desplegar datos espaciales del mundo real para determinadas aplicaciones.

Un GIS debe ser entendido como una base de datos que permite al usuario modelizar “escenarios”. Introduciendo diferentes variables se pueden conocer las consecuencias de una acción antes de que estas sean irreversibles.

Conceptualmente, se trata de una base de datos racional que cuenta con una base de datos gráfica y otra alfanumérica conectados entre sí (Montesinos, 2002).

2.6. CORINE LAND COVER

CORINE land cover (CLC) es una base de datos geográfica de cobertura y uso de la tierra que abarca la mayoría de los países de la comunidad europea y la mayoría de los países del centro y este de Europa (EEA & ETC, 1999).

El componente “Land Cover” del programa CORINE (Coordination of Information on the Environment) tiene como objeto recoger información relacionada con medio ambiente priorizando los tópicos para la comunidad europea (EEA & ETC, 1999).

El proyecto SHERPA es un Estudio Hidrológico y Ambiental para América Central, que tiene como objetivo, contribuir al manejo sostenible de la Cuenca Hidrológica del Río Lempa.

Además adapta la experiencia europea CORINE Land Cover (A-2) en la producción de una base de datos regional sobre la ocupación del suelo en la cuenca del Río Lempa (CNR, IGN, 2003)

2.7. FRAGSTATS FOR ARCVIEW (EXTENSION DE ARCVIEW)

Este programa fue creado por Kevin Mcgarigal y Barbara J. Marks; del departamento de Ciencias Forestales de la Universidad de Oregon, Corvallis en 1994, el cual es una herramienta utilizada en ArcView, que cambia radicalmente la manera de analizar la estructura del paisaje. La configuración del paisaje puede determinarse calculando las métricas espaciales establecidas por el patrón que describe la variabilidad y composición del paisaje, además cuantifica la estructura del paisaje.

FRAGSTATS se ha desarrollado para aplicaciones de ecología del paisaje. Este se utiliza para el cálculo de diferentes tipos de índices: área, densidad, tamaño, variabilidad, borde, forma, área central o nuclear, distancia al vecino más cercano y diversidad. Estos índices pueden ser calculados en cada parche, en cada clase o en el área total (Imbernon; Branthomme, s.f.)

Existen más de 60 métricas dentro del Software FRAGSTATS (A-3) que permite analizar la estructura de cualquier tipo de paisaje, facilitando aún más el análisis de las métricas espaciales.

De estas métricas las que se relacionan con la fragmentación del bosque son:

◆ ***Índice de Área (ha)***

Uno de los índices mas elementales es el área de cada parche, siendo base para el cálculo de diferentes índices del paisaje. En el caso de los bosques pueden utilizarse como una medida de fragmentación (Zerda,,1998).

Este índice iguala el área del parche en m², dividido por 10,000 para convertir a hectáreas. permite obtener valores de cobertura (ha) ya sea para parche, clase y totalidad del pasaje (A-4).

◆ ***Índice de Densidad de Parches***

Este índice es un buen indicador que calcula hasta que punto el paisaje se fragmenta y por consiguiente es el principio para la valoración de estructuras del paisaje (A-5), habilitando así comparaciones de unidades con tamaños diferentes (Eiden; Kayadjanian; Vidal, s.f.)

La densidad del parche aumenta con un mayor número de parches dentro de un área de referencia; este incremento del número de parches (aumento en densidad) prácticamente es debido a los efectos de la fragmentación del hábitat (Wallace,s.f.) En la figura 2. se presentan dos "paisajes" diferentes, los dos compuestos de 3 clases de coberturas diferentes (o tipos de parche), cubriendo la misma área. La diferencia entre las dos áreas involucra su homogeneidad o recíprocamente su heterogeneidad que puede ser expresada por el número de parches de cada clase. En general la Densidad del Parche depende del "tamaño de grano" de los datos de la entrada, es decir el tamaño de la unidad espacial más pequeña y el número de diferentes categorías distinguidas en la nomenclatura (Eiden; Kayadjanian; Vidal, s.f.)

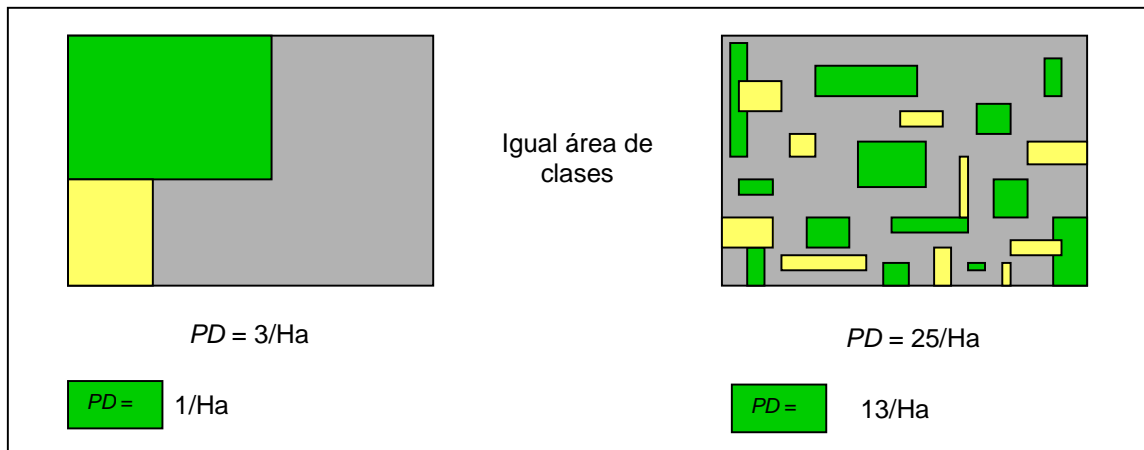


Fig. 2: Aplicación del índice de densidad de parches en 2 paisajes de áreas similares y con las mismas clases

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La cuenca trinacional del Río Lempa posee un área total de 17,790 km² (basado en cuadrantes cartográficos a escala 1:50,000) de los cuales 10,082 km² corresponden a El Salvador, 5,251 km² a Honduras y 2,457 km² a Guatemala. En El Salvador la cuenca representa el 47.91% del territorio (sobre la base de 21,040.79 km²). La longitud del cauce principal es de 422 km, de los cuales 360.2 km corren dentro de territorio salvadoreño, 31.4 km corren en territorio hondureño y 30.4 km lo hace en territorio Guatemalteco (como río Olopa). El parteagua de la cuenca del Río Lempa se ubica en trece de los catorce departamentos de El Salvador, excluyéndose el departamento de Ahuachapán; con un perímetro de 1,105.5 km de longitud. En el área que le corresponde a El Salvador viven 3,967,159 habitantes (77.5% de la población total de El Salvador) comprendidos en 162 municipios (MARN, s.f.).

3.2. BASE DE DATOS

A partir del mapa de Ocupación de Suelo realizado por el proyecto SHERPA, y a través del programa ArcView Gis 3.2, se crearon dos bases de datos, la primera que contiene la categoría 3 que corresponde a Bosques y Medios Seminaturales; (A-2) y la segunda base de datos contiene la categoría antes mencionada y adiciona la categoría 2 que corresponde a Territorios Agrícolas (A-2), dentro de esta se encuentra el cultivo de café; con el propósito de determinar el aporte en la conectividad de hábitat de coberturas boscosas o para favorecer la preservación de diversidad de especies, ya que la pérdida

o extinción de especies es uno de los principales problemas que existe en hábitat fragmentados o aislados.

Utilizando las bases de datos creadas, se determinó el área de ocupación de suelo de las distintas clases de bosques y cultivo de café (A-4), así se logró hacer una descripción de la configuración del paisaje.

3.3. ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN

Para determinar el grado de fragmentación que posee el bosque de la cuenca del Río Lempa, seleccionamos el *Índice de Densidad de Parches*, el cual explica el comportamiento de la fragmentación del bosque (A-5).

Posteriormente de seleccionar la métrica, se realizó el cálculo de la misma mediante la extensión Fragstats for ArcView.

Para determinar la fragmentación del bosque utilizando el *índice de Densidad*, fue necesario estratificar las áreas de cobertura para normalizar su distribución, y con ello se establecieron límites de confianza (al 5% de significancia); con los que se establecieron 3 niveles de fragmentación:

- **Fragmentación baja:** aquí se clasificaron todos los valores de las densidades que se encontraban por debajo de la media mínima de densidad.
- **Fragmentación media:** en este se clasificaron los valores de densidades que se encontraban entre la media mínima y máxima de densidad.
- **Fragmentación alta:** todos los valores de densidad obtenidos, los cuales fueron mayores que la media máxima.

A partir de los valores obtenidos de este índice, se creó un mapa de fragmentación para toda la cobertura boscosa en general, en el que se mostraron las distintas áreas y sus respectivos niveles de fragmentación.

Para facilitar la comprensión del comportamiento que presenta el paisaje boscoso de la cuenca del Río Lempa, de manera complementaria, se estimó conveniente que en el mapa elaborado, las áreas con fragmentación baja fueran representadas de color verde, las de fragmentación media, amarillo, y fragmentación alta, rojo; reflejando así la situación desfavorable de estas áreas.

Posteriormente se analizó la fragmentación para cada clase de bosque, lo que permitió observar el comportamiento de la fragmentación dentro de cada clase y determinar la clase más fragmentada con respecto a los niveles establecidos.

3.4. ANÁLISIS DE CONECTIVIDAD

3.4.1. Conectividad espacial

A partir de la base de datos incluyendo el café, se establecieron distintas áreas de influencia de los parches (buffer), siendo estas 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 km, con el propósito de conocer como se conectaron los parches a varios intervalos.

En la figura 3, se representan los pasos para establecer la conectividad entre los parches de bosque. Inicialmente se muestra un grupo de parches (fig. 3a); para determinar la posible conexión que existe entre ellos; se calcularon buffer con las distancias especificadas (Fig. 3b). Una vez obtenido el área de influencia de los parches (buffer) se calculó el área núcleo del buffer creado, con el propósito de delimitar la posible conexión de éstos (Fig. 3c). Después de establecer el área núcleo del buffer se

logró determinar la conectividad entre parches (Fig. 3d), y de esta manera se obtuvieron varios esquemas o mapas de las posibles rutas de conexión entre parches denominados corredores.

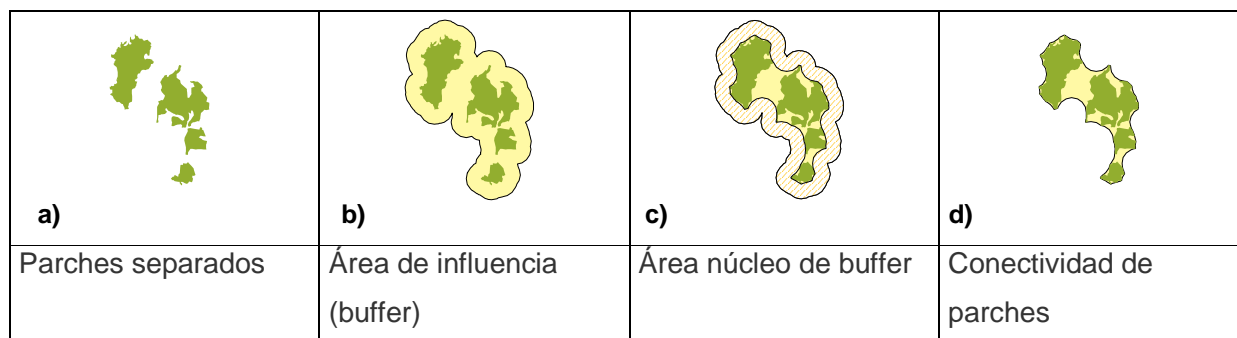


Fig. 3: Proceso para establecer la conectividad espacial entre parches de bosque.

3.4.2. Conectividad real

Luego de determinar las probables rutas de conexión entre parches, se identificaron las posibles barreras, que disminuyen la viabilidad de las propuestas elaboradas. Además es importante aclarar que existen algunas ocupaciones de suelo que no podrían servir como conectores de hábitat.

Las barreras identificadas fueron:

- a. Todos los terrenos artificializados, llevándola al primer nivel de clasificación según nomenclatura CLC. Se seleccionó esta categoría, por contener las ocupaciones de suelo como Tejidos Urbanos, Zonas Industriales y otro tipo de Construcciones que impiden la conexión (A-2).

- b. Los cultivos de caña de azúcar y cultivo de granos básicos. Estas categorías fueron las seleccionadas por ser monocultivos (de poca diversidad) y por las prácticas agronómicas inadecuadas (quemadas, cultivos en laderas, exceso de agroquímicos, etc.) que la mayoría de agricultores realiza en nuestro país (A-2).

3.5. ESCENARIOS PARA EL BOSQUE SALVADOREÑO

En el escenario de degradación se disminuyó el área de bosque de la cuenca a través de la creación de un buffer hacia dentro de los parches con una distancia de 100 m correspondiente a una perturbación no muy drástica de estas áreas de bosques.

Las métricas de fragmentación (**área y densidad de parches**), fueron calculadas nuevamente, los valores obtenidos se compararon con la fragmentación del bosque actual.

Es importante mencionar que la elaboración de estos escenarios, están basados en la suposición de que probablemente ocurriera el proceso de fragmentación del hábitat.

Al contrario el escenario de degradación, se incrementó la cobertura boscosa que posee la cuenca, en las que se creó buffer hacia fuera a una distancia de 100 m; seguidamente se calcularon las métricas de fragmentación (**área y densidad de parches**), y los valores obtenidos fueron comparados con los valores actuales.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. MAPEO DE BOSQUES Y CAFÉ

La base de datos SHERPA contiene 1) Bosques caducifolios, 2) Bosques siempre verdes, 3) Bosques semicaducifolios, 4) Bosques de coníferas, 5) Bosque mixto, 6) Bosque de mangle, y 7) Plantaciones de bosques monoespecíficas. El mapa correspondiente esta ilustrado en la figura 4.

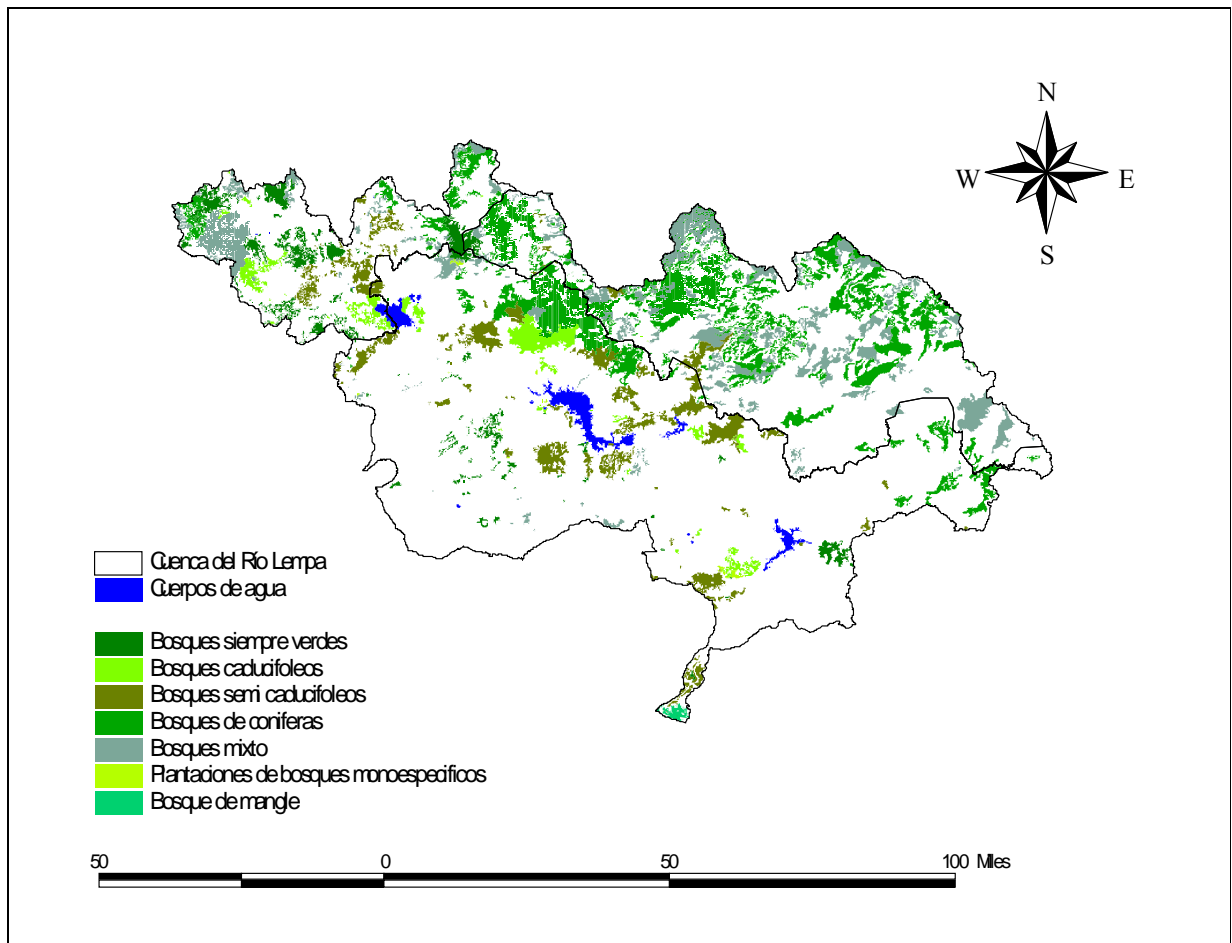


Fig. 4: Mapa base de los bosques de la Cuenca del Río Lempa. El Salvador, 2003.

En el segundo mapa, se encuentran las clases de Bosques antes mencionadas, adjuntando además la clase del Cultivo de Café (Fig. 5). Estructuralmente esta categoría de cobertura no es denominada como un bosque en su plenitud, pero por la importancia y la representatividad que tiene el cultivo, por ser áreas conservadoras de biodiversidad, es necesario analizarlo y tomarlo en cuenta en la base de datos establecida.

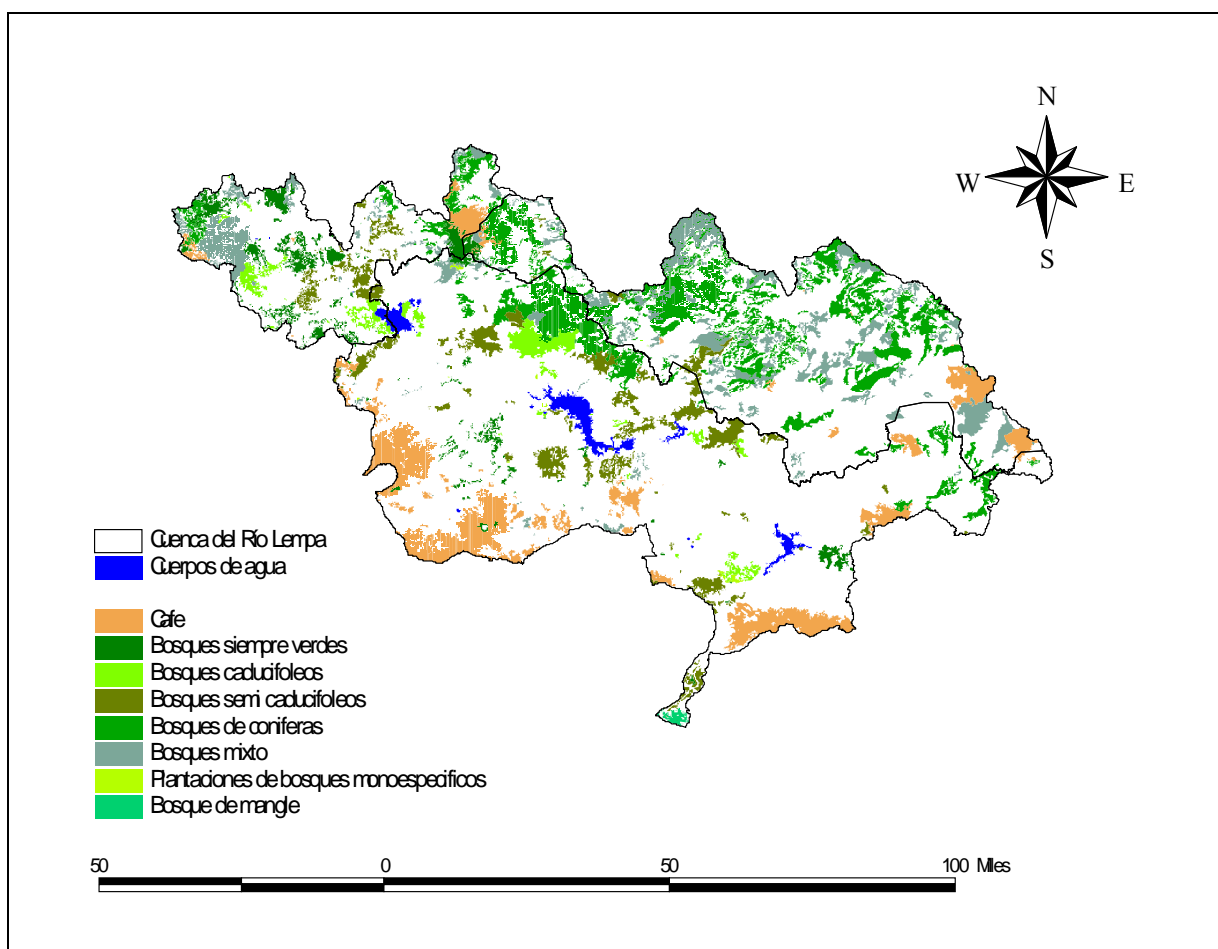


Fig. 5: Mapa base de bosques y cultivo de café de la Cuenca del Río Lempa.

El Salvador, 2003.

De la totalidad de la superficie de la cuenca, solo el 23% corresponde al paisaje boscoso, y el 6% al cultivo de café (Fig. 6).

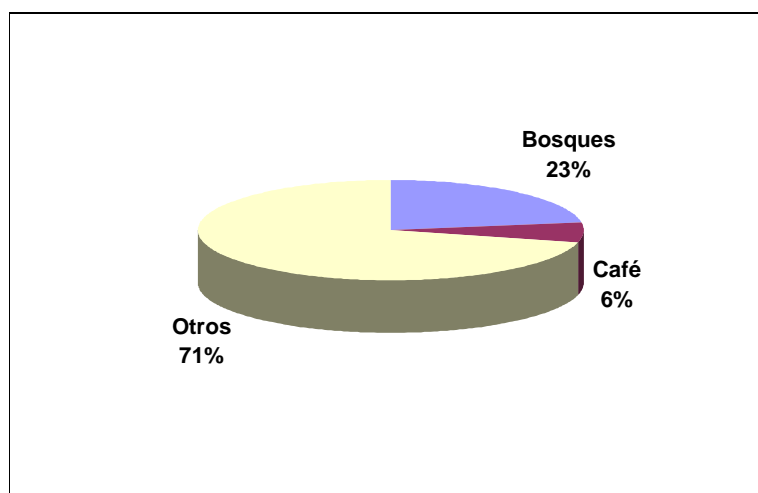


Fig. 6: Distribución porcentual de las ocupaciones de suelo de la Cuenca del Río Lempa. El Salvador, 2003

En el A-6, se aprecia la distribución espacial de cada una de las clases de bosques, en las que se observa el siguiente comportamiento; el bosque de coníferas tiene un porcentaje de ocupación de 41.3%, (165,415 ha), siendo esta clase la más predominante; en tanto, bosque mixto y bosque semicaducifoleo, presentan los porcentajes más altos después de coníferas, con el 24.6%, (98,329 ha) y 16.9%, (67,742 ha) respectivamente; en cuanto al bosque siempre verde y caducifoleo tienen una ocupación menor en comparación a los anteriores, siendo éstos 9.5%, (37,856 ha) y 6.9%, (27,677 ha). Por otra parte, el bosque de mangle y plantaciones monoespecíficas, ambos no son representativos en el área de estudio, cuyas ocupaciones son apenas 0.5%, (1851 ha) y 0.3%, (1314 ha) respectivamente.

4.2. FRAGMENTACIÓN.

4.2.1. Índice de densidad de parches

Los valores obtenidos para la media mínima y máxima del índice de densidad es de 0.007, y de 0.05. respectivamente En base a estos límites se estableció la siguiente escala de clasificación:

Cuadro 3: Límites de confianza para establecer los niveles de fragmentación.

Nivel de fragmentación	Límites de confianza con α 5%
Alta	≥ 0.05
Media	$> 0.007; 0.05 <$
Baja	≤ 0.007

De acuerdo a los resultados de densidad presentados en el cuadro anterior y los criterios establecidos para la fragmentación descritos en la metodología; se obtuvo la clasificación de la fragmentación del bosque de la cuenca a nivel general, la cual se presenta a continuación:

Cuadro 4: Niveles de fragmentación por estratos de áreas de bosque de la Cuenca del Río Lempa El Salvador, 2003.

Estratos (ha)	Área del estrato (ha)	% de área	Nº de parches	Densidad (# / 100ha)	Fragmentación
5 – 50	7050	2	311	0.078	Alta
50 – 100	8609	2	118	0.029	Media
100 – 500	50648	13	236	0.059	Alta
500 – 1000	40938	10	56	0.014	Media
1000 – 5000	152831	38	66	0.016	Media
5000 – 10000	61032	15	10	0.002	Baja
10000 – 22000	79075	20	6	0.001	Baja
Promedio				0.029	Media

Según este cuadro el 15% (aprox. 57,698 ha) del área de estudio presenta fragmentación alta, el cual corresponde a los estratos de área comprendido entre las 5-50 ha y 100- 500 ha; por otro lado la fragmentación media abarca el 50% (aprox. 202,378 ha), y está representado en los estratos de 50-100 , 500-1000 y 1000-5000 ha, finalmente el 35% (aprox.140,107 ha) del bosque presenta fragmentación baja, coincidiendo con las áreas más grandes.

La mayor cantidad de área de paisaje boscoso, se encuentra comprendida en los estratos de 50-100, 500-1000 y 1000-5000 ha; pero son los estratos que presentan un nivel de fragmentación media; lo que significa que de seguir un patrón de reducción de sus áreas; posiblemente, muchas de estas pasarían a un nivel de fragmentación superior en los años subsiguientes.

Farina (citado por Zerda,1998), determina que la fragmentación produce los siguientes efectos: 1) reducción de la biodiversidad y aceleración local de la extinción de plantas y animales, 2) incremento del efecto de borde del hábitat, aumentando el riesgo de predación, 3) reducción del hábitat de especies que requieren condiciones especiales a

favor de los generalistas, 4) incremento de la fragilidad de los parches, 5) incremento de la dispersión y los movimientos con el aumento de la fragmentación.

Gardner *et. al.* (citado por Zerda,1998), descubrió que la fragmentación del bosque chaqueño tenía efectos sobre los artrópodos; esto indica que la fragmentación tiene implicaciones muy amplias en los organismos en todo nivel.

Si tomamos en cuenta el estado actual del paisaje boscoso de la Cuenca del Río Lempa; seguramente los efectos de la fragmentación mencionados anteriormente constituyen implicaciones directas para la propuesta del corredor biológico mesoamericano, aunque en un sentido bastante amplio y general. Sin embargo, esta caracterización constituye un punto de partida , que puede servir de referencia para estudiar los cambios de este paisaje en años posteriores.

Como producto final, se logró ubicar las zonas que presentan fragmentación alta, media y baja, y mapear el grado de fragmentación del bosque en general de la Cuenca del Río Lempa (fig.7).

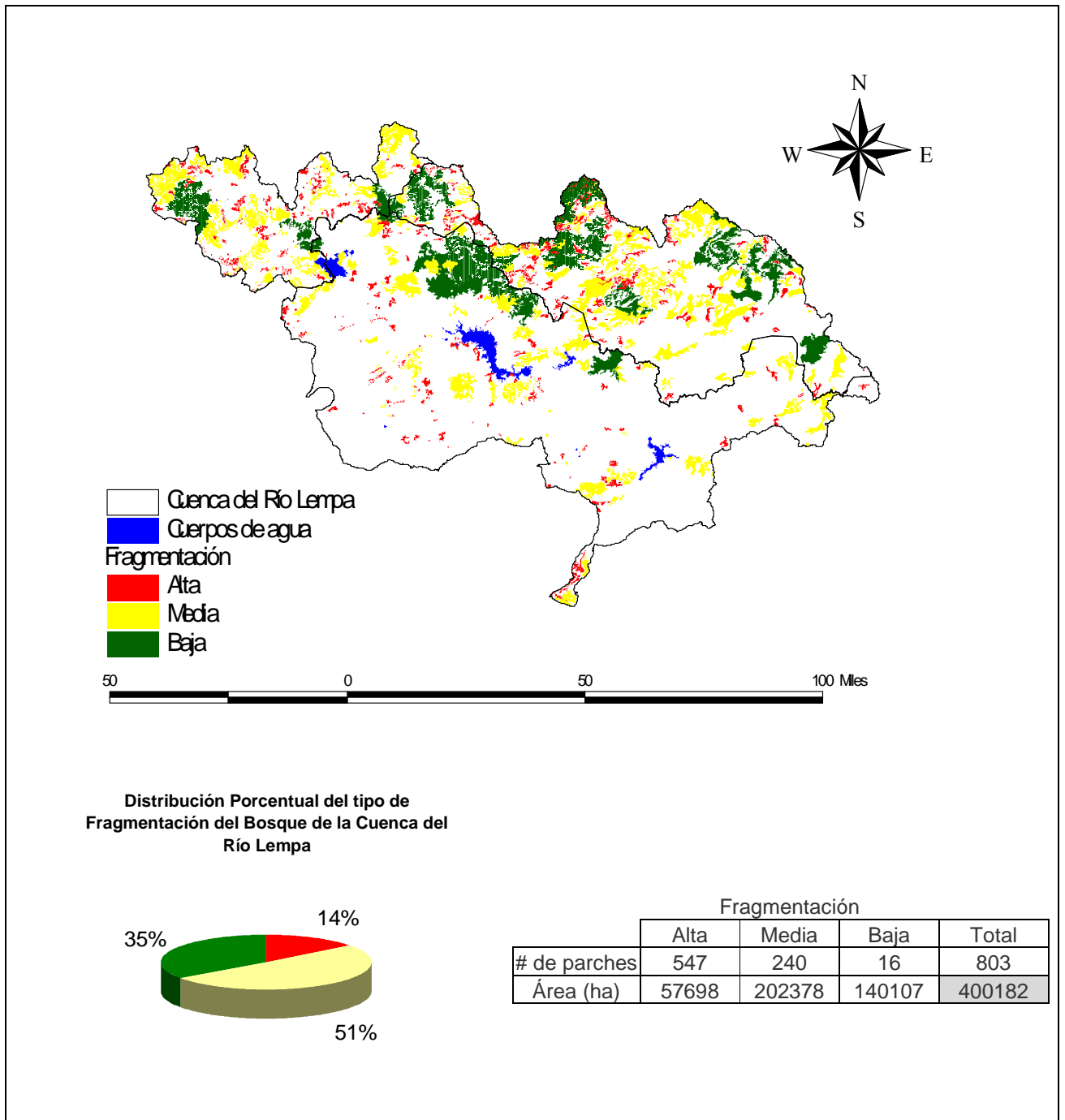


Fig.7: Mapa de fragmentación del bosque de la Cuenca del Río Lempa.

El Salvador, 2003.

4.2.2. Fragmentación por clases

Luego de analizar la fragmentación del bosque a un nivel general, es conveniente retomar el análisis dentro de las clases.

En el cuadro 5, se puede observar que la clase de conífera presenta un área de 165,415 ha, el 52% de su área (86,068 ha) está clasificado en un nivel de fragmentación baja, el 36% (60,188 ha) como fragmentación media y el 12% (19,158 ha) fragmentación alta (A-7). De acuerdo a los valores obtenidos, suponemos que este bosque no presenta un avanzado estado de fragmentación; probablemente se explique por la dinámica que tiene éste, es decir, que en muchas partes este bosque puede ser manejado como un sistema forestal, por la extracción de madera que tiene demanda en el mercado, esto significa que se están talando bosques constantemente, pero al mismo tiempo se están regenerando (como plantaciones forestales).

Cuadro 5: Fragmentación por clase de bosque de la Cuenca del Río Lempa.

El Salvador, 2003.

Clase de Bosque	Área (ha)	% de fragmentación		
		Alta	Media	Baja
Coníferas	165,415	12	36	52
Mixto	98,328	16	58	26
Mangle	1,851	12	88	0
Plantaciones monoespecíficas	1,314	94	6	0
Caducifolio	27,677	10	51	39
Siempre verdes	37,856	23	59	18
Semicaducifolio	67,742	15	69	16

Siempre en relación al cuadro anterior, los resultados demuestran que el bosque mixto tiene un área de 98,328 ha. El 58% de su área (56,945 ha) presenta un nivel de fragmentación media, el 26% (26,030 ha) fragmentación baja y el 16% (15,353 ha) fragmentación alta. Ver mapa en (A-8). Este comportamiento es diferente para el bosque de mangle, que posee un área de 1,851 ha, el cual presenta dos niveles de fragmentación, un 88% (1,621 ha) de fragmentación media y 12% (230 ha) de fragmentación alta. Este comportamiento de la fragmentación se debe a que esta clase solamente se encuentra distribuido en la parte más estrecha de la cuenca, siendo poco representativa el área de estudio ver (A-9).

Por otra parte las plantaciones monoespecíficas poseen un área de 1,314 Ha, presentando al igual que el Bosque de Mangle, solamente 2 niveles de fragmentación, un 94% (1,236 ha) de fragmentación alta y 6% (78 ha) de fragmentación media. Dicho comportamiento es debido a la poca representatividad que tiene esta clase dentro de la cuenca, es decir, que de acuerdo al índice de densidad de parches, esta densidad es baja debido a las variables relacionadas (A-10).

Para la clase de bosque caducifolio, se cuenta con un área de 27,676 Ha, las cuales se distribuyen en 10% (2,713 ha) de fragmentación alta, 51% (14,235 ha) de fragmentación media y 39% (10,728 ha) de fragmentación baja. (A-11)

El bosque siempre verde posee un área de 37,856 Ha, distribuidas en un 59% (22,480 ha) de fragmentación media, 23% (8,733 ha) de fragmentación alta y 18% (6,643 ha) de fragmentación baja. (A-12)

La clase de bosque semicaducifolio posee un área de 67,742 Ha, esta se encuentra distribuida en un 69% (46,831 ha) de fragmentación media, 16% (10,638 ha) de fragmentación baja y 15% de fragmentación alta (10,273 ha) (A-13)

Estudios realizados por Veillon (citado por Spittler, 2001), han demostrado que los bosques siempre verdes muestran incrementos mayores en el crecimiento, en relación a los bosques semicaducifolios (Fig. 8). En este sentido la situación actual es desfavorable para esta clase, debido a que resultó estar dentro de los más fragmentados después del bosque siempre verde.

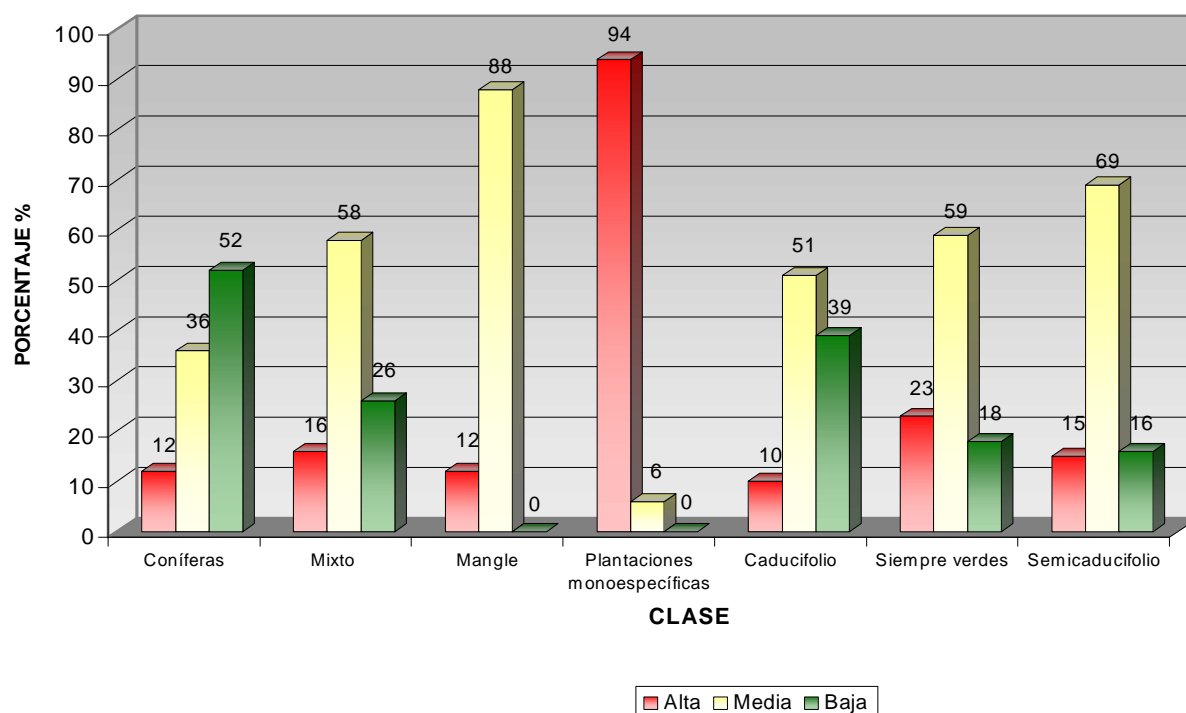


Fig. 8: Comparación del porcentaje de fragmentación entre clases de bosques de la Cuenca del Río Lempa. El Salvador, 2003.

De acuerdo a Levenson (citado por Zerda, 1998), la fragmentación de los bosques es un tipo de degradación que es determinante en la formación de bordes; esto puede tener efecto especial en las condiciones de luz que existen en los bordes de los bosques, donde la mayor iluminación estimula la germinación y el crecimiento de ciertas especies pioneras, influyendo notablemente en la estructura de la vegetación.

4.3. CONECTIVIDAD

4.3.1. Conectividad de coberturas boscosas

Es evidente el incremento de conectividad en cada propuesta (distancia de conexión), así para la primera se tiene un área de 3,988 km², en la propuesta II es de 5,108 km², en la propuesta III 6,106 km², en la propuesta IV 7,216 km² y en la propuesta V se tiene un área de 7,856 km²; siendo no muy significativo el incremento de conectividad de áreas en las últimas dos propuestas. En este caso solamente se determina la conectividad que podrían tener las diferentes coberturas boscosas que posee la cuenca (Fig. 9).

Con estos resultados obtenidos, además de cuantificar el área de bosque que posee conectividad, indirectamente nos muestra el aislamiento que tienen las diferentes coberturas de la cuenca, siendo esta una de las consecuencias de un paisaje fragmentado. Ya que para tener un mayor porcentaje de conectividad de coberturas de bosque fue necesario incrementar la distancia Buffer hasta 2.5 km. con la cual se logró el mayor porcentaje de conectividad de bosque (93 %) (Cuadro 6.).

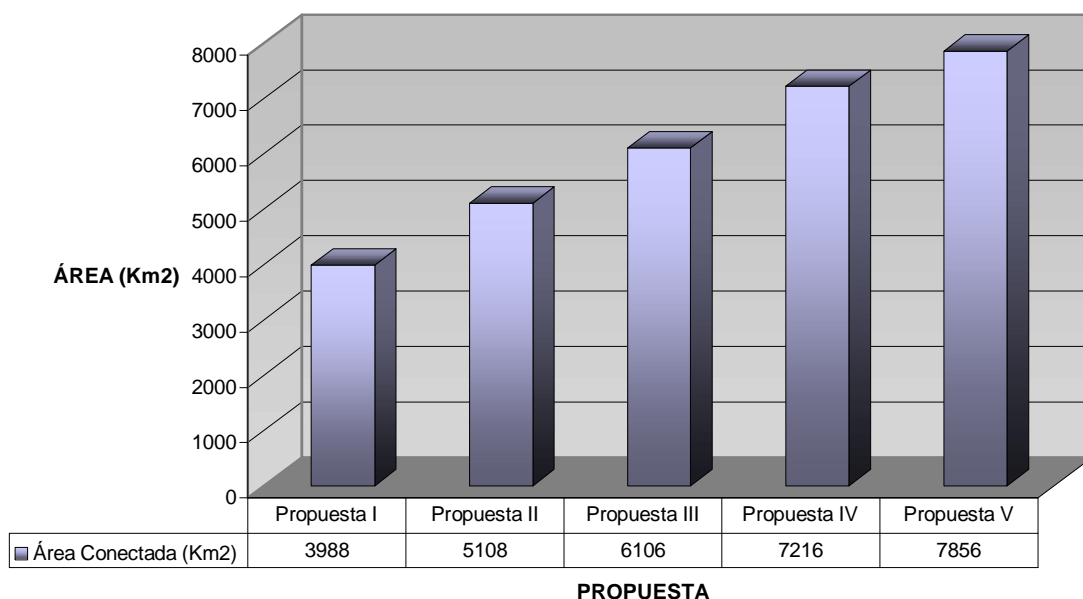


Fig. 9: Área conectada de coberturas boscosas de la Cuenca del Río Lempa, El Salvador, 2003.

Así como se muestra en el cuadro 6, a medida se incrementa la distancia de conexión (buffer), así también aumenta el porcentaje de áreas de bosque que quedan dentro de cada propuesta establecidas, disminuyendo el aislamiento de áreas de bosques; aunque se llega a un punto en que esta distancia ya no es muy significativa para que siga conectando más área, llegando a ser un tanto inadecuado establecer mayores distancias para lograr un incremento en porcentaje de conectividad.

Cuadro 6. Porcentaje de conectividad de bosque por propuesta.

Propuesta	Área Conectada (km2)	Área de Bosque (km2)	% de área de Bosque	Área Aislada (km2)
I (0.5 km)	3,988	2,900	72	1,102
II (1.0 km)	5,108	3,165	79	837
III (1.5 km)	6,106	3,404	85	598
IV (2.0 km)	7,216	3,638	91	364
V (2.5 km)	7,856	3,707	93	295

Para cada propuesta de conectividad de coberturas boscosas, se crea un esquema identificando conexiones hipotéticas basándose en las distancias buffer establecidas, indicando las posibles rutas a seguir para cualquier especie (A-14).

4.3.2. Conectividad de coberturas boscosas y cultivo de café

En la figura 10, se presenta la conexión de parches de coberturas boscosas y el cultivo de café.

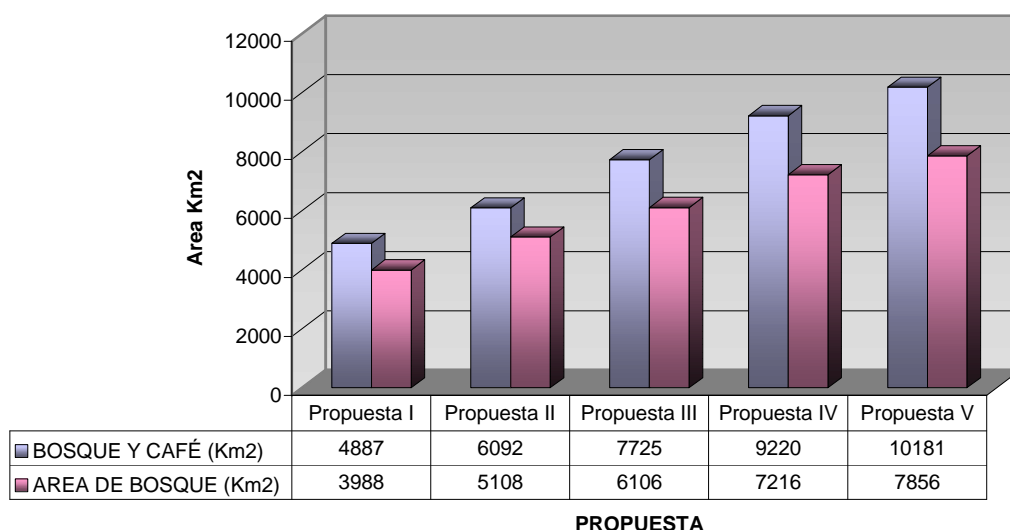


Fig. 10: Área conectada de coberturas boscosas y cultivo de café de la Cuenca del Río Lempa, El Salvador, 2003

Como podemos observar el aporte del café es bastante significativo para cada una de las propuestas establecidas, logrando la mayor conectividad de áreas en la quinta propuesta (Buffer 2.5 km) con un área de 10,181 km². En esta ocasión se logró determinar la importancia que tiene el cultivo al contribuir en la conectividad de coberturas boscosas, ya que por las características de este, es adecuado para conectar

áreas que anteriormente quedaban aisladas, sirviendo para algunas especies como zonas denominadas corredores o hábitat que puedan servir como refugios permanentes.

Como se muestra en el cuadro 7, el mayor porcentaje de conectividad (98%) se logra en la última propuesta, comparado al 93% que se obtuvo solo con coberturas boscosas (cuadro 6). Es de esta forma, que no se puede hacer a un lado el aporte ecológico que tiene el cultivo del Café, siendo esta una de las utilidades más importantes que posee.

Cuadro 7: Porcentaje de conectividad de bosque y cultivo de café por propuesta.

Propuesta	Área Conectada (km ²)	Área de Bosque y Café (km ²)	% de área de Bosque y Café	Área Aislada (km ²)
I (0.5 km)	4,887	3,660	72	1,457
II (1.0 km)	6,092	3,898	76	1,219
III (1.5 km)	7,725	4,502	88	615
IV (2.0 km)	9,220	4,837	95	280
V (2.5 km)	10,181	5,004	98	113

Para cada propuesta se creó un esquema identificando las posibles rutas a seguir, que se generaron al incluir el cultivo de café (A-15).

4.3.3. Identificación de barreras

Para cada propuesta de conectividad de coberturas boscosas y cultivo de café se analizaron las posibles barreras físicas que pueden llegar a interrumpir el flujo o paso de cualquier organismo. Estas barreras están constituidas por Terrenos Artificializados, Cultivo de Granos Básicos y el Cultivo de Caña de Azúcar, estos dos últimos se

incluyen por las prácticas agrícolas inadecuadas que se realizan en el manejo del cultivo; aunque probablemente pueden existir otras ocupaciones de suelo que pueden interrumpir la conectividad de hábitat.

La figura 11, muestra la pérdida de conectividad a medida aumenta la distancia Buffer establecida por cada propuesta, esto se debe al tipo de matriz que posee la cuenca ya que la heterogeneidad espacial es muy grande; el término de heterogeneidad es sinónimo de fragmentación del paisaje. A medida se incrementa el área de influencia de los parches de bosque y cultivo de café, tienden a abarcar una mayor área de ocupación de la cuenca, esto incluye otro tipo de uso de suelo que podría en algún momento significar interrupción en la conectividad o continuidad del hábitat.

Hasta este punto del estudio se estaría llegando al primer nivel del momento valorativo del estado de gestión para la creación de corredores biológicos, ya que no se han ejecutado acciones relevantes para su implementación. En este caso solo contamos con algunos elementos para su elaboración, como lo es la creación de esquemas de posibles rutas de corredores los cuales deben ser verificados a campo para incorporar el aspecto social, ya que el hombre es el ser que modifica el ambiente con mayor frecuencia.

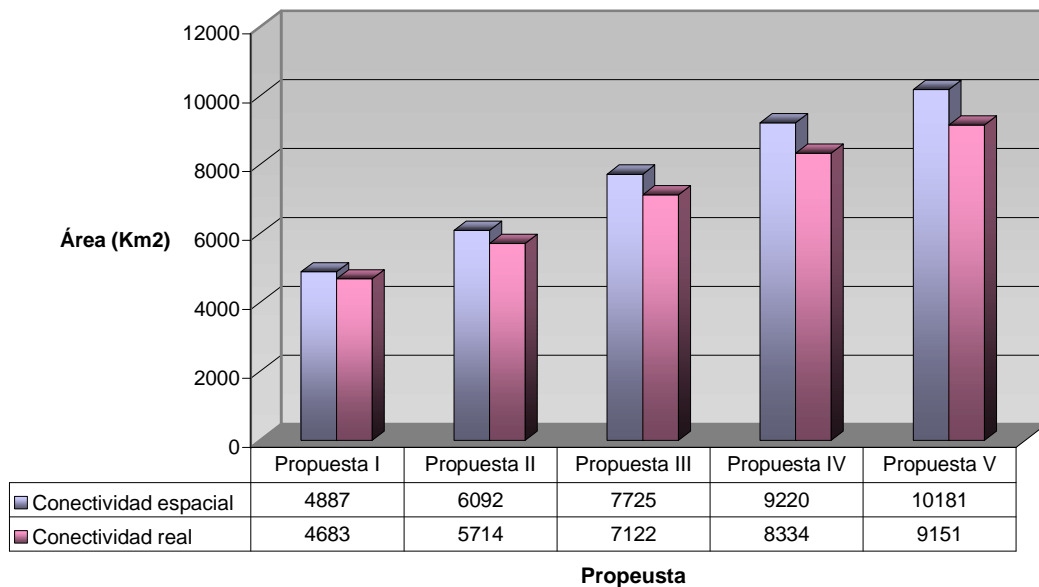


Fig. 11: Comparación de conectividad espacial y real (considerando barreras) por cada propuesta de conectividad de coberturas de bosques y cultivo de café de la Cuenca del Río Lempa. El Salvador, 2003.

4.4. ESCENARIOS DE DEGRADACIÓN DE HÁBITAT

4.4.1. Reducción de Cobertura

Realizada esta simulación, en este caso degradación del bosque de la cuenca del Río Lempa, se puede comparar en primer lugar la reducción en términos de cobertura (ha), ya que los datos obtenidos en las bases de datos creadas, indican que el Bosque de la cuenca del Río Lempa posee un área total de 400,182 ha que representa el 23% de la totalidad de la cuenca; al crear el escenario de degradación se redujo a 256,340 ha representando un 14% de la superficie total de la cuenca eliminándose un 40% del bosque actual, ya que la extensión agregada de superficie resulta ser mucho menor que

la del bosque actual, lo cual tiene una transformación del bosque continuo en muchas unidades más pequeñas y aisladas entre si. Esta reducción podría tener consecuencias perjudiciales tanto para la conservación de flora y fauna, ya que se estaría perturbando aun más los pocos ecosistemas que aun posee la cuenca. Esta información nos ayudaría en algún momento predecir en que proporción se puede reducir las coberturas de bosques existentes, aunque el tiempo de ocurrencia no se logra estimar ya que no se cuenta con bases de datos de años atrás, que en un determinado momento se podría explicar la dinámica del paisaje.

4.4.2. Comportamiento de la Fragmentación

Anteriormente se demostró que en la elaboración del escenario de degradación obviamente existe una reducción de área destinadas a los bosques (A-16), pero no solamente se trata de cuantificar esta reducción sino también de comparar el proceso de fragmentación que sufren los diferentes parches de coberturas boscosas. Este comportamiento se demuestra en la figura 12, denotando el incremento del nivel de fragmentación alta llegando a un 25% en el escenario degradado comparado con el porcentaje original de 14%, el nivel medio a 60% comparado con el porcentaje original de 51% y el nivel de fragmentación baja a un 15% comparado con el porcentaje original de 35%, en este caso se disminuye el porcentaje de este nivel ya que los parches que se encontraban en este grado de clasificación pasan a un nivel superior como lo es la fragmentación media y otros a fragmentación alta (cuadro 8).

Cuadro 8: Niveles de fragmentación por estratos de área, del escenario de degradación del bosque de la Cuenca de Río Lempa. El Salvador, 2003.

Estratos (ha)	Área del estrato (ha)	% de área	N° de parches	Densidad (#/100 ha)	Fragmentación
5-50	12,324	5	698	0.272	Alta
50-100	9,364	4	133	0.052	Alta
100-500	43,284	17	200	0.078	Alta
500-1000	26,514	10	40	0.016	Media
1000-5000	127,661	50	60	0.023	Media
5000-10000	23,543	9	3	0.001	Baja
10000-22000	13,650	5	1	0.000	Baja

Estos resultados demuestran que las áreas boscosas que aun se encuentran, pueden sufrir graves alteraciones no solo en la disminución de sus áreas sino también ocasionar perturbaciones en los procesos ecológicos que se realizan dentro de cada uno de estos hábitat, como la extinción de especies, pérdida de recursos genéticos; a nivel de cultivos podría aumentar las incidencias de plagas, disminuir la polinización de los cultivos; además ocasionaría cambios microclimáticos como alteraciones en los flujos de radiación, viento y agua que pueden tener efectos importantes sobre la flora y fauna nativa de las áreas de bosques remanentes. En términos de ecología del paisaje los bosques son ecosistemas más conectados en tiempo y espacio a través del paisaje. Esto implica que un disturbio ocasionado en un ecosistema boscoso se puede llegar a extender más allá a través de los años y que el disturbio ocasionado en un sitio dado puede ser reflejado en la dinámica del paisaje. Así un efecto de un disturbio puede ser disminuido por el tiempo o la distancia pero nunca eliminado.

Cabe mencionar que se podría llegar a simular escenarios con mayor precisión determinando el grado de influencia modificante que probablemente causarían las distintas interacciones del hombre sobre su medio ambiente, teniendo mayor aplicación en estudios de impacto ambiental.

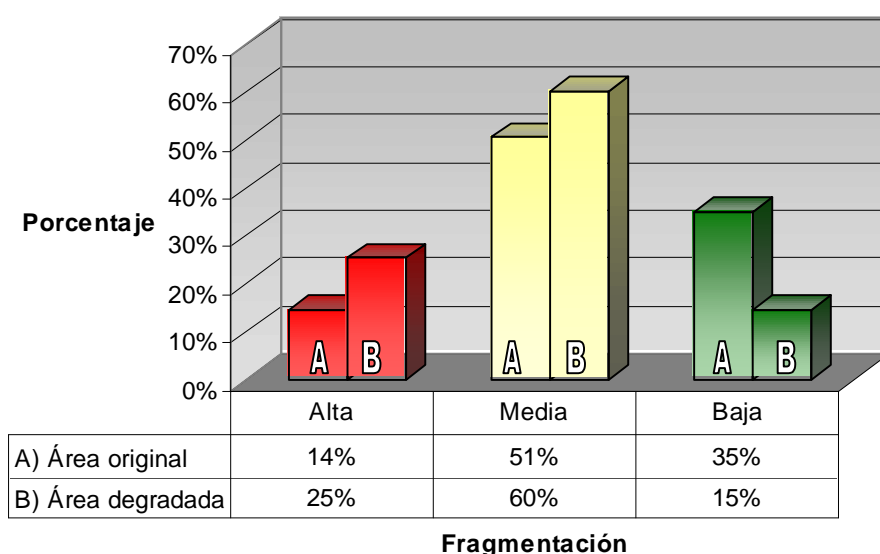


Fig. 12: Comparación del grado de fragmentación entre el bosque actual (A) y el escenario de degradación del bosque (B) de la Cuenca del Río Lempa. El salvador, 2003.

4.5. ESCENARIOS DE MEJORAMIENTO

4.5.1. Incremento de cobertura

Al contrario de los escenarios de degradación, en este caso se incrementa la cobertura boscosa (A-17), ya que el bosque original cuenta con un área de 400,182 ha que representa el 23% de la totalidad de la cuenca, mejorada su cobertura aumenta a

529,405 ha que representa el 30% del área total de la cuenca. De esta manera se vería mejorado todo el paisaje boscoso.

Probablemente este incremento de áreas de bosques trae beneficios para la conservación de hábitat, ya que existen especies que requieren de extensiones de tamaños considerables para mantener sus poblaciones en el tiempo. Además se logra disminuir el aislamiento de los parches ya que estos al incrementar sus áreas tienden a unirse con otros parches que en un inicio quedaban separados.

Este mejoramiento de las áreas de bosques, puede deberse a programas de reforestación o al cambio que sufren las áreas que se encuentran en una fase de transición, en este caso se trataría de regeneración natural y no inducida como lo es la reforestación.

Es necesario tener en cuenta que el tiempo para realizar perturbaciones en estos ecosistemas es muy corto, en cambio mejorar o revertir estos daños pasarían muchos años para hacer algún tipo de mejora de estas áreas.

4.5.2. Comportamiento de la Fragmentación

En la elaboración del escenario de mejoramiento se incrementó en un 7% el área de bosque de la cuenca, disminuyendo así el número de parches correspondientes a la categoría de bosques (cuadro 9). Este aumento de área y disminución de parches se debe a que al incrementar el área de los parches, muchos tienden a unirse y conformar uno solo, así como lo muestra la figura 13a que muestra parches separados de una misma clase de bosques y en la figura 13b en la que se transforman en uno solo, aumentado así el área de la clase.

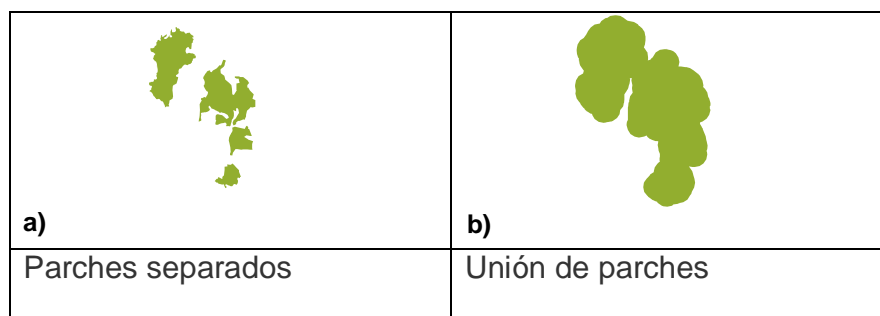


Fig. 13: Mejoramiento de la cobertura de los parches de bosques de la Cuenca del Río Lempa. El Salvador, 2003.

Esto trae como consecuencia reducir el aislamiento y el grado de fragmentación del bosque. Como se muestra en la figura 14, el nivel de fragmentación alta del área de bosque original posee un 14% y en el escenario mejorado se logró eliminar este nivel de fragmentación, en el nivel de fragmentación media se redujo a un 7% siendo el porcentaje original de 51% y en el nivel de fragmentación baja ocurrió lo contrario ya que en el escenario mejorado se incrementó a un 93%.

Cuadro 9: Niveles de fragmentación por estratos de área, del escenario de mejoramiento del bosque de la Cuenca de Río Lempa. El Salvador, 2003.

Estratos (ha)	Área del estrato (ha)	% de área	N° de parches	Densidad (#/100 ha)	Fragmentación
5 – 50	1697	0.3	47	0.009	Media
50 – 100	3867	0.7	54	0.010	Media
100 – 500	29872	5.6	122	0.023	Media
500 – 1000	22324	4.2	32	0.006	Baja
1000 – 5000	63705	12.0	28	0.005	Baja
5000 – 10000	54441	10.3	8	0.002	Baja
10000 – 50000	99358	18.8	3	0.001	Baja
50000 - 100000	117876	22.3	2	0.000	Baja
100000 - 150000	136266	25.7	1	0.000	Baja

Los beneficios que traería el incremento de área y disminución de fragmentación de coberturas boscosas, se ve reflejada en el mejoramiento de la conectividad, ya que la matriz que rodea los parches de bosques cambiaría a otro uso de la tierra; además de mejorar las condiciones microclimáticas dentro y alrededor de los parches reduciendo el efecto de borde, que tendría consecuencias modificantes en los parches causada por la matriz.

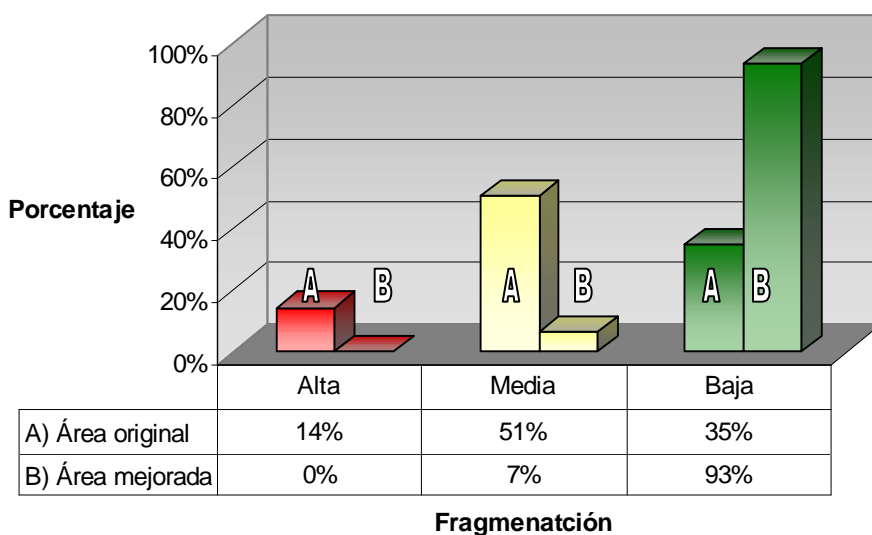


Fig. 14: Comparación del grado de fragmentación entre el área original del bosque (A) y el área mejorada (B) de la Cuenca del Río Lempa. El salvador, 2003.

5. CONCLUSIONES

El bosque de la Cuenca del Río Lempa presenta un nivel de fragmentación moderada o media en aproximadamente 202,378 ha (51% de área), de fragmentación alta 14% (aproximadamente 57,658 ha) y de fragmentación baja 35% (aproximadamente 140,107 ha). Este resultado es alarmante, ya que de seguirse la misma dinámica de los procesos de fragmentación estas áreas podrían pasar a un nivel superior, poniendo en riesgo un buen porcentaje del remanente de bosque que aun queda. Siendo la clase de bosque siempre verde la que mayor porcentaje de fragmentación alta presenta (23%) con respecto a su área y la clase que presenta el mayor porcentaje de fragmentación media es el bosque Semicaducifolio (69%) de su área.

De las propuestas establecidas para determinar la conectividad de áreas boscosas, la que generó menor conectividad fue la de 0.5 km (72%) mientras que la propuesta de 2.5 km permitió una conectividad de un 98% (incluyendo el cultivo de café) disminuyendo así el aislamiento de hábitat. El cultivo de café no presenta las mismas características de un bosque, por ser un medio seminatural, pero puede ser considerado como un posible conector de hábitats aislados, el cual podría permitir el flujo o paso de organismos de un lugar a otro.

En base a los resultados obtenidos de fragmentación, se logra simular escenarios de degradación de coberturas y mejoramiento de las mismas, para poder apreciar cualquier tipo de perturbación ya sea natural (Incendios, Inundaciones, Viento, etc.) o de carácter antropogénico; estas perturbaciones con el tiempo el proceso de fragmentación tendría como consecuencia la extinción local de poblaciones y en el ámbito regional, para algunas especies disminuiría el flujo.

6. RECOMENDACIONES

Es necesario realizar inventarios de biodiversidad de nuestros ecosistemas, para tener en cuenta la calidad de bosques, con sus composiciones de especies.

Realizar comparaciones de diferentes indicadores de fragmentación, para ver que método se aplica mejor a dicho estudio.

7. BIBLIOGRAFÍA

Arenaza; O.O. 2002. Gestión y ordenación del paisaje.(en línea). País Vasco, ES. Departamento de ordenamiento del territorio y medio ambiente. Consultado: 12 feb. 2003. Disponible en <http://www.eusko-ikaskuntza.org/html>

Bezaury, J. E. s.f. Que es un corredor?. (en línea). Consultado 8 mar. 2003. Disponible en <http://www.geocities.com/haciendaverde/html>

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

Cantin, G. ; Ordenes, Z.; Quijada, C.; Rodríguez, A. s.f. Fragmentación del hábitat y su efecto borde (en línea). Consultado 12 jul. 2003. Disponible en <http://www.monografías.com/trabajo5/frag/frag.s/html>

CCAD-PNUD/GEF. 2002. Proyecto Para La Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. EL CORREDOR BIOLÓGICO MESOAMERICANO: una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Serie técnica 01. Managua. Nicaragua. 23p

CNR,IGN. 2003. PROYECTO SHERPA. (en línea). Consultado 20 feb. 2003. Disponible en <http://www.ignfi.fr/sherpa/contents-of-frame3.html>

Chaves, L. 1999. Revisión general de los objetivos y el estado de formulación y propuesta de criterios e indicadores para la ordenación forestal sostenible de los países de Centroamérica y formulación de una propuesta de criterios e indicadores relativos a calidad de bosque y paisaje. (en línea). Consultado 4 may. 2003. Disponible en <http://www.iucn.org/themes/forests/quality/propuestametodologica.pdf>

Dos Santos, A. S. 2002. Biodiversidad de: Corredores Biológicos. (en línea). Brasil. Consultado 12 mar. 2003. Disponible en <http://www.ultimaarcadenoe.com.br/biocorredor.html>

ECOTONO. 1996. Fragmentación y Metapoblaciones. Centro para la Biología de la Conservación. Invierno (1996): 2.

Eiden, G. ; Kayadjanian, M.; , Vidal, C. s.f. Efecto de borde (en línea). Consultado 12 jul. 2003. Disponible en <http://www.monografías.com/trabajo5/frag/frag.s/html>

Etter, A. 1991 Introducción a la ecología del paisaje. Un marco de integración para los levantamientos rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Docencia e Investigación. Bogota. Colombia.

European Environment Agency (EEA) & European Topic Centre (ETC). 1999. Land Cover, Corine Land Cover Technical Guide. (en línea). Consultado 20 feb. 2003. Disponible http://www.etc.satellus.se/the_data/technical_Guide.html

Flores, J. S. 1980. Tipos de vegetación de el salvador y su estado actual: un estudio ecológico. San Salvador, SV. Universitaria. 273 p.

Forman, A.; Godron, M. 1986. Principles and methods in landscape ecology. New York, US. Wiley & sons, 619 p.

Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics, the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge. 632 p.

Franklin, Y. R. 1980. Evolutionary change in small populations. (en línea). Consultado 8 mar. 2003. Disponible en <http://146.83.41.79/profesor/cestades/clases.html>

Gallo, M. 2002. Programa de vulnerabilidad del bajo Lempa: Prevención y mitigación de desastres naturales. MARN-BID. (en línea). Consultado 22 mar. 2003. Disponible en http://desenredando.org/public/varios/2001/riolempa/docs/asent_bosques.pdf

Gordon, J.; Finegan, B. s.f. El manejo del bosque natural: Una opción atractiva para el productor de recursos limitados. s.r.t. 43 p.

Harris, L.D., 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. Conservation Biology 2:330-332 p.

Imbernon, J.; Branthomme, A. (s. f.) Characterization of landscape patterns of deforestation in tropical rain forests. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 22, N° 9.

Innovative GIS solutions, Inc., 1998. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis software for ARC/INFO. (en línea). Consultado 20 feb. 2003. disponible en <http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/index.html>

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5 : 173-185 p.

Kolasa, J; C.D. Rollo. 1991. Introduction: the heterogeneity of heterogeneity: a glossary. En: J. Kolasa y S.T.A. Pickett (eds.) *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag. New York. P. 1-23.

Lagos, J. A. 1997. *Compendio de botánica sistemática*. San Salvador, El Salvador. Concultura. 318 p.

Landscape Ecology Lab. 2002. Landscape pattern: Patchiness and patches. (en línea). Consultado 4 de may. 2003. Disponible en <http://www.env.duke.edu/landscape/classes/env214/html>

Lovejoy, T.E., B.O. Bierregaard, A. Rylands, 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In Burges and Sharpe Editor. Conservation biology. The science of scarcity and diversity, Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 257-285 p.

MARN, nc. s.f. Que es un corredor biológico. (en línea). Nicaragua. Consultado 8 mar. 2003. Disponible en <http://www.cbanic.org/Magazín.asp.html>

MARN. s.f. Mapas de recursos hídricos: cuenca del Río Lempa (en línea). Consultado 3 jul. 2003. Disponible en <http://www.marn.gob.sv./CD2/zips/CuencaLempa.zip>

Matteucci, S.D. 1998. La cuestión del patrón y la escala en la ecología del paisaje y de la región. En: S.D.Matteucci y G.D. Buzai (Eds.). Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial. EUDEBA. Buenos Aires. 219-248 p.

Matteuci, S.D. 2002. Física Medioambiental y Patrimonio. (en línea). Consultado 8 de mar. 2003. Disponible en <http://www.gepama.com.ar/matteucci/downloads/cicop.pdf>

McGarigal, K.; Marks, B. J. 1994. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Oregon. US. Oregon State University. 141 p.

Miranda, E.; Hernandez X. 1968. Tipos de vegetación de México y su clasificación. México DF. MX. 179 p.

Monro. A.; Gauld. L. 2001. Apoyando el Inventario y Manejo de la Diversidad Biológica en Cafetales de Sombra Salvadoreños. Revista Protección Vegetal (ed. especial). 12(2): 39

Montesinos A.; S. 2002. Master en ingeniería de regadíos; modulo: regadíos y medio ambiente. CEDEX. Madrid, España. s.p.

Orloci, L. 1988. Detecting vegetation patterns. Animal and Plant Sciences 1: 173-177.

Parker, C. A. 1989. Soil biota and plants in the rehabilitation of degraded agricultural soils. In Majer editor. The role of fauna in reclaimed lands. Cambridge University Press, Cambridge-England, 341-351 p.

Primack, B. 1998. Essentials of conservation Biology. 2da edición, Ed. Sinauer Associates, Massachusetts-USA, 660 p.

Rudas, G.; Armenteras, D.; Sua, S.; Rodríguez, N. 2002. Indicadores de seguimiento de la política de Biodiversidad en la Amazonia colombiana (en línea) consultado 12 jul 2003. Disponible en [http://araneus.humboldt.org.com/sig/doc/1_Amazonia\(FINAL_09_04_02\).pdf](http://araneus.humboldt.org.com/sig/doc/1_Amazonia(FINAL_09_04_02).pdf)

Sarmiento, F. 2001. Diccionario de ecología: Paisajes, conservación y desarrollo sustentable para Latinoamérica (en línea) consultado 12 jul. 2003. Disponible en <http://ensayo.rom.uga.edu/critica/ecologia/diccionario/htm>

Saunders, D., R. Hobbs & C. Margules, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review, *Conservation Biology* (5) 1 : 18-27 p.

Segués, F. 2002. Master en ingeniería de regadíos; modulo: regadíos y medio ambiente. CEDEX. Madrid, España. s.p.

Spittler, P. 2001. Potencial de manejo de los bosques secundarios en la zona seca de Costa Rica. GTZ, TÖB. Eschborn, Alemania. 118 p.

Turner, M.G.; Gardner, R.H. 2001. *Landscape ecology in theory and practice. Pattern and Process.* Springer-verlag, New York.

Universidad de Maimónides, AR. 2002. *Ecología de Fauna en Sabanas Templadas Bajo Manejo Forestal.* (en Línea). Consultado 8 mar. 2003. Disponible en <http://www.maimonides.edu.ar/subsidios/resumen.pdf>

Wallace, M. s.f. *Disturbances and habitat fragmentation.* (en línea). Consultado 4 may. 2003. Disponible en <http://www.rw.ttu.edu/4309/powerpoints/distrurb&frag.ppt>

Zerda, H. 1998. *Paisajes: Análisis Cuantitativo de la Estructura Espacial de los Bosques.* (en línea). Consultado 12 jul. 2003. Disponible en <http://www.geocities.com/hzerda/paisajes/paisaje.htm>

8. ANEXOS