



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
POSGRADO EN GEOGRAFÍA  
FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL  
**MANEJO INTEGRADO DEL PAISAJE**

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS REMANENTES DE VEGETACIÓN NATIVA A NIVEL DE  
MICROCUEENCA EN UN SECTOR DEL MUNICIPIO DE ACATEPEC (EDO. GUERRERO):  
IMPLICACIONES EN ACTIVIDADES DE RESTAURACIÓN A NIVEL DE PAISAJE

TESIS  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRO EN GEOGRAFÍA

PRESENTA  
MÓNICA L. BORDA NIÑO

TUTOR  
ELIANE CECCON  
CENTRO REGIONAL DE INVESTIGACIONES MULTIDISCIPLINARIAS (UNAM)

MÉXICO, D. F. DICIEMBRE DE 2013

Agradezco el apoyo económico de DGAPA- UNAM proyecto PAPIIT IN-101712 y IN-300112.

Al CONACYT por la beca otorgada en el transcurso de mí Maestría

Al programa Nacional de Movilidad Estudiantil (Becas Santander – ECOES Iberoamérica, UNAM)

## Agradecimientos

A mi asesora y amiga Eliane Ceccon

A los habitantes del Municipio de Acatepec en la Montaña de Guerrero, Mex.

A la Organización no Gubernamental (ONG) Xuajin Me´Phaa

Al Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA-UNAM)

A los investigadores del CIGA, a la Dra. Isabel Ramírez, el M.C. José Antonio Navarrete y el Dr. Adrián Ghilardi.

Al Herbario Nacional de México y al laboratorio de Plantas Vasculares de la UNAM, especialmente al M. en C. Lucio Lozada.

A la Unidad de Ambientes Controlados de la UNAM, en especial a la Biól. Patricia Olguín.

A las personas que colaboraron activamente en la fase de campo, al personal del comité forestal de la ONG Xuajin Me´Phaa; a Diego Hernández, Aarón Hernández, Omar Salgado, Paola Gallardo y Alejandra Monroy. A María José Vizcaino por sus enseñanzas en el manejo del SIG.

A La Montaña, el bosque, la neblina, la lluvia...

A la manada Niño.



La Montaña de Guerrero: Izq. A Der. Comunidad de Agua Tordillo en el Municipio de Acatepec; vista panorámica desde la misma comunidad; Fausto Maximino y el bosque de las abeja; Diego Hernández colectando flores Ixi Xixí (*Arbutus xalapensis*).  
Tomadas por Borda.

# Índice

<b>Resumen</b> .....	1
<b>Introducción</b> .....	3
<b>Diseño de la investigación</b> .....	4
Objetivo general .....	4
Objetivos específicos.....	4
<b>Marco teórico y conceptual</b> .....	4
1. La ecología del paisaje y el concepto de paisaje.....	4
1.1. El modelo matriz, parche, corredor .....	5
2. La fragmentación del hábitat .....	6
2.1. Efectos de la fragmentación sobre las características espaciales del paisaje y la dinámica de las especies.....	8
3. El concepto de conectividad .....	11
4. Alcances de la restauración a nivel de paisaje .....	13
<b>Métodos</b> .....	15
1. Descripción del sitio de estudio .....	15
2. Metodología.....	17
2.1. Delimitación del sitio de estudio: microcuencas .....	17
2.2. Mapa comunidades vegetales y tipos de vegetación .....	18
2.2.1. Clasificación de imágenes satélite.....	18
2.2.1.1. Preprocesamiento: corrección geométrica .....	18
2.2.1.2. Clasificación supervisada de imágenes Spot-5 .....	19
2.2.1.3. Análisis híbrido.....	20
2.2.2. Verificación en campo .....	22
2.2.3. Evaluación de la confiabilidad temática .....	23
2.3. Descripción de la distribución espacial de remanentes de vegetación nativa.....	24
2.3.1. Métricas del paisaje utilizadas para caracterizar la conectividad estructural.....	24
2.3.2. Métricas del paisaje utilizadas para caracterizar la conectividad funcional .....	26
2.4. Muestreo de la vegetación .....	29
2.4.1. Esfuerzo de muestreo, curva de acumulación de especies .....	31
2.4.2. Estructura de la vegetación .....	32
2.4.3. Diversidad Alfa, Beta y Gama.....	33
2.4.5. Especies vegetales con potencial en actividades de restauración a nivel de paisaje.....	35

<b>Resultados</b> .....	36
1. Evaluación de la confiabilidad temática .....	36
2. Distribución espacial de remanentes de vegetación nativa .....	36
2.1. Conectividad estructural del paisaje .....	36
2.2. Conectividad funcional del paisaje .....	42
3. Composición, estructura y diversidad de la vegetación .....	44
3.1. Esfuerzo de muestreo, curva de acumulación de especies .....	44
3.2. Composición de especies .....	48
3.3. Estructura de la vegetación .....	52
3.3.1. El Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) .....	52
3.3.2. La distribución diamétrica .....	55
3.4. Diversidad Alfa .....	56
3.4.1. Riqueza de especies: índice de Margalef .....	56
3.4.2. Diversidad de especies y dominancia: índice de Shannon, Simpson y abundancia relativa de las especies .....	58
3.5. Diversidad Beta .....	61
4. Especies vegetales con potencial en actividades de restauración a nivel de paisaje (Tabla 19) .....	62
<b>Discusión</b> .....	66
1. Distribución espacial de remanentes de vegetación nativa: Conectividad estructural y funcional del paisaje .....	66
2. Composición, estructura y diversidad de la vegetación .....	68
3. Implicaciones de los resultados obtenidos en el desarrollo de actividades de restauración a nivel de paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero .....	72
<b>Conclusiones</b> .....	74
<b>Bibliografía</b> .....	76

## Resumen

El Municipio de Acatepec se ubica en la región conocida como La Montaña en el estado de Guerrero, Méx., en una de las áreas más pobres y con altos niveles de degradación de los recursos naturales a nivel nacional. Para iniciar cualquier trabajo de restauración en la zona, es necesario conocer la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa y cuáles especies nativas los componen, tanto arbóreas como arbustivas. Con base en un análisis híbrido de imágenes satelitales Spot-5 (2010), se generó un mapa (escala 1:15 000) de las comunidades y tipos de vegetación del paisaje de tres microcuencas del Municipio de Acatepec y se analizó la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa. Adicionalmente, se realizó un análisis fitosociológico (especies leñosas con DAP > 2.5 cm) de los remanentes en tres intervalos altitudinales, e indagó utilizando información bibliográfica sobre el potencial de las especies para ser utilizadas en actividades de restauración a nivel de paisaje.

El paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio se encuentra en estado de fragmentación. La mitad de los fragmentos de vegetación nativa de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m; Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado) presentaron áreas reducidas (cercanas a las 21 ha) y todos ellos una forma irregular; la situación de los remanentes de vegetación de Selva Baja Subcaducifolia (en áreas por debajo de los 1 071 m) es crítica. De hecho, en el sitio de estudio no se encontró áreas que pudieran ser delimitadas bajo la categoría Selva Baja Subcaducifolia cerrada y la mayoría de los fragmentos existentes presentaron áreas muy reducidas (menores a 10 ha). Aunado a lo anterior, la Selva Baja Subcaducifolia actualmente ocupa el 5% del área que se considera correspondió en el pasado a su distribución natural.

El análisis fitosociológico mostró que la vegetación nativa de las zonas de mayor altitud del sitio de estudio (2 606 a 1 072 m), se constituye de bosques mixtos dominados por especies de afinidad Boreal de los géneros *Quercus* y *Pinus*. Las especies más importantes fueron *Quercus scytophylla*, *Q. obtusata*, *Q. elliptica*, *Pinus maximinoi*, *P. oocarpa* y *Clethra lanata*. Por otra parte, la vegetación nativa de las zonas de menor altitud (520 a 1 071 m) se constituye de especies pertenecientes al tipo de vegetación Selva Baja Subcaducifolia. Las especies más importantes fueron *Pseudobombax ellipticum*, *Cochlospermum vitifolium*, *Spondias purpurea*, *Comocladia macrophylla* y *Q. glaucescens*. En los bosques mixtos de *Quercus* y *Pinus* se reportó la presencia de tres especies bajo alguna categoría de la Norma 059, instrumento legal que declara y protege las especies en riesgo en México (NOM-059-SEMARNAT-2010).

Los remanentes de Bosque de coníferas y Bosque de encino mostraron una diversidad Alfa comparable a la de comunidades vegetales perturbadas por tala selectiva, resultado que fue congruente con los obtenidos en relación a la estructura de los remanentes. La diversidad Alfa de los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia fue comparable a la de una comunidad vegetal del mismo tipo de menos de 12 años de formación. La variación espacial en la composición de especies, también llamada diversidad Beta, fue mayor en la parte media (1 606 a 1 072 m) de las tres microcuencas del sitio de estudio (zona de ecotono), posiblemente en respuesta a la elevada heterogeneidad en las condiciones ambientales presentes y a una mayor variación en la tolerancia de las especies a esas condiciones.

Finalmente, el índice de valor de importancia relativa permitió distinguir las especies más importantes en las comunidades vegetales analizadas y explorar su potencial en actividades de restauración. Es indispensable emprender actividades de investigación que permitan conocer las técnicas adecuadas para su propagación y su desempeño bajo distintas condiciones de conservación de suelo, pendiente y exposición de ladera; que son algunas variables que sólo pueden ser estudiados a nivel de parcela.

Los fragmentos de vegetación nativa en el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio, independientemente de sus características, son particularmente importantes porque son los únicos ejemplos que quedan de la vegetación original, funcionan como áreas de resguardo de plantas en riesgo de extinción, contienen especies nativas que podrían ser fuente de propágulos para aumentar la permeabilidad de la matriz del paisaje y cuyo manejo podría generar un beneficio directo a los habitantes.

## Introducción

*“Miles de millones de personas, incluyendo muchas de las más pobres, necesitan directamente de diversas especies de plantas y animales para su sustento y, a menudo, para su propia supervivencia”<sup>1</sup>.*

Las modificaciones severas de los ecosistemas que acompaña la historia de México hasta la actualidad, y su efecto en la sociedad al disminuir el acceso a los recursos y profundizar la pobreza, pone de manifiesto la necesidad de desarrollar estrategias de conservación que además de prevenir la pérdida de la diversidad biológica existente, promuevan la recuperación de los ecosistemas degradados, hoy presentes en más de la mitad del territorio Nacional (Sánchez, 2005; Zorrilla, 2005).

Si bien la sociedad en su conjunto se ve perjudicada por la degradación de los servicios ecosistémicos, las comunidades más directamente afectadas son aquellas que dependen de las actividades primarias como la agricultura y la recolección para su subsistencia (Zorrilla, 2005). A medida que avanza el deterioro ambiental y las alteraciones de los ecosistemas, disminuye su capacidad para encontrar medios alternativos y no afectar drásticamente su economía. Se acentúan percepciones de crisis, que abarcan desde sentimientos de escasez de un recurso (por ejemplo, una comunidad que ve disminuir sus áreas boscosas), hasta alteraciones graves a la cotidianidad relacionadas con la salud y el acceso a servicios médicos (Cavendish, 1999; Zorrilla, 2005; SEMARNAT, 2008). Es evidente que el sustento de los grupos más pobres en ambientes rurales, depende de los bienes y servicios ambientales brindados por los ecosistemas cercanos, por tanto, la erradicación de la pobreza requiere de ecosistemas no degradados (Ceja, 2008; SEMARNAT, 2008).

El Municipio de Acatepec se ubica en el estado de Guerrero, al sur de México, en una región conocida como La Montaña. Según PUMC-UNAM (2004), el estado de Guerrero presenta el menor Índice de Desarrollo Social (IDS) de la población indígena (30.9 puntos) por debajo de San Luis Potosí (36.6 pto) y Chiapas (33.1 pto). Por otra parte, La Montaña, una región que abarca 19 Municipios y aproximadamente 8701 Km<sup>2</sup>, es considerada por Landa *et al.*, (1997), como un área de alta fragilidad ecológica (Jodha, 1998), que presenta condiciones desfavorables para la agricultura (terrenos con pendientes muy fuertes y clima estacional), difícil acceso, comunicación ineficiente, además de una larga historia de degradación de los recursos naturales por actividades antrópicas.

Al final de la década de los 90, Landa *et al.*, (1997), reportaron que el 13% del área total de La Montaña se encontraban en estado de daño irreversible por erosión severa y el 36% en estado de alteración (cultivos, zonas de barbecho, áreas de vegetación secundaria herbácea o leñosa). Los autores también encontraron que el 71% de las áreas asignadas a la categoría anterior, corrían el riesgo de convertirse en áreas con daño irreversible cuya restauración podría requerir una gran inversión de tiempo, energía y dinero.

El Municipio de Acatepec es el tercero con el IDS más bajo (20.41 pto) de los 81 Municipios que conforman el estado de Guerrero, después de Metlatónoc (14.99 pto) y Atlixac (19.71 pto). De los 25.060 habitantes registrados para el año 2000, el 98% hablaban Me'Phaa y fueron considerados como indígenas en el IDS. El grado de escolaridad osciló entre tres y cinco años; menos del 18% de población se ocupaba en el sector terciario, menos del 12% contó con ingresos mayores a dos salarios mínimos y menos del 6% era derechohabiente de servicios de salud (PUMC-UNAM, 2004).

---

<sup>1</sup> Naciones Unidas. 2010. Objetivos de desarrollo del Milenio. Informe 2010. Nueva York. Disponible en: [http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/pdf/MDG\\_Report\\_2010\\_SP.pdf#page=54](http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/pdf/MDG_Report_2010_SP.pdf#page=54)



Aunque Landa *et al.*, (1997), no especificaron la situación ambiental del Municipio de Acatepec, por observación propia es posible deducir que, hoy en día, presenta una situación muy cercana a la descrita para La Montaña a finales de los 90; es decir, existen áreas altamente erosionadas, pastos inducidos y sistemas de producción que han modificado la vegetación nativa de la zona, principalmente el Bosque de Coníferas y el Bosque de Encino en las zonas montañosas por encima de los 1 000 m, y la Selva Baja Caducifolia y Subcaducifolia en zonas por debajo de éste nivel altitudinal (Rzedowski, 2006).

Existe la necesidad urgente de recuperar la vegetación nativa de la región. Éste estudio buscó describir la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa que aún permanecen en el paisaje de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, y caracterizar la composición, estructura y diversidad de especies arbóreas y arbustivas de los mismos. La información generada fue básica y relevante para el diseño de futuros proyectos de restauración en el paisaje estudiado, el cual podría constituir un modelo para el desarrollo de proyectos del mismo tipo en otros paisajes de La Montaña, Guerrero.

## **Diseño de la investigación**

### **Objetivo general**

Describir la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa y caracterizar su composición, estructura y diversidad de especies arbóreas y arbustivas, con fines de restauración a nivel de paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

### **Objetivos específicos**

- Describir la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa a través del análisis de la conectividad estructural y funcional del paisaje.
- Evaluar la composición, estructura y diversidad de especies arbóreas y arbustivas de los remanentes de vegetación nativa utilizando parámetros fitosociológicos.
- Proponer un listado de especies que podrían ser utilizadas en estrategias de restauración a nivel de paisaje.

## **Marco teórico y conceptual**

### **1. La ecología del paisaje y el concepto de paisaje**

El término ecología del paisaje se introdujo en el vocabulario científico en el año de 1938 por el ecólogo y geógrafo Carl Troll. De acuerdo con Troll (1939), los conceptos ecología y paisaje se relacionan con el entorno natural que el hombre con sus actividades transforma, de un paisaje natural a un paisaje económica y culturalmente aprovechado. En ese momento, el mencionado autor definió a la ecología del paisaje como “el estudio del complejo de elementos interactuantes entre la asociación de seres vivos (biocenosis) y sus condiciones ambientales, los cuales actúan en una parte específica del paisaje”.

Autores contemporáneos en el tema (Forman, 1995a; Turner *et al.*, 2001; Hilty *et al.*, 2006; Farina, 2006), coinciden en considerar a la ecología del paisaje como un brazo de la ecología, con raíces en la geografía, concerniente con la interacción entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, que son a la vez causa y consecuencia de la heterogeneidad observada en diversas áreas geográficas. Dos aspectos importantes distinguen a la ecología del paisaje de otras subdisciplinas de la ecología. Primero, la ecología del paisaje se direcciona hacia la importancia de la configuración espacial en los procesos ecológicos, y segundo, trata sobre una extensión espacial mucho más grande que la tradicionalmente considerada por la ecología (Turner *et al.*, 2001).

El paisaje, unidad de estudio de esta disciplina, es un mosaico en donde los ecosistemas locales se repiten de forma similar en un área que abarca varios kilómetros o hectáreas. La Biosfera se divide en continentes y océanos, los continentes en regiones y las regiones en paisajes. El modelo matriz-parche-corredor (mosaico terrestre o Land mosaic) es una de las herramientas más útiles para su análisis y comprensión (Forman, 1995a). Turner *et al.*, (2001), resaltó que el paisaje es un nivel apropiado para los estudios ecológicos en respuesta a las cuestiones ambientales que actúan en áreas geográficas amplias, al desarrollo de nuevos conceptos en ecología relacionados con escala, y a los avances tecnológicos que incluyen elementos para coleccionar datos y software para manipularlos y analizarlos.

Se aclara que el paisaje es entendido como una entidad material e inmaterial. El componente material está representado por el contexto físico de los organismos y su agregación. El componente inmaterial se expresa en la información que puede aparecer en los diferentes niveles de organización. Así, la palabra mosaico utilizada en la anterior definición de paisaje, representa únicamente el componente material del paisaje (Forman, 1995a; Farina, 2006).

En relación al hombre como moldeador del paisaje, la ecología del paisaje reconoce que las actividades humanas interactúan con procesos ecológicos (hidrológicos, geomorfológicos, atmosféricos), el suelo, la fauna y la flora, produciendo los patrones, movimientos y cambios observados en la naturaleza. Por consiguiente, las comunidades humanas en muchas ocasiones se convierten en la variable ecológica dominante que determina la configuración del paisaje y las propiedades funcionales que pueden emerger de él en un momento dado (Forman, 1995a; Vila *et al.*, 2006).

### **1.1. El modelo matriz, parche, corredor**

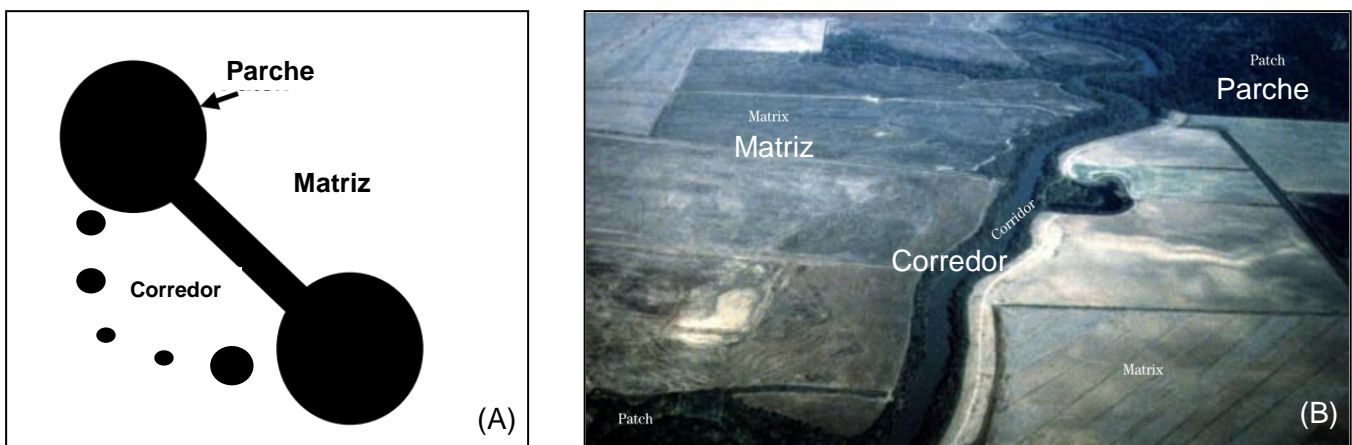
La heterogeneidad espacial propia de los sistemas abiertos como la tierra, se puede expresar como un gradiente formado por la variación gradual de los objetos presentes en el espacio, o como un mosaico donde los objetos se agregan formando distintos límites. Un mosaico terrestre o *Land mosaic* se produce en respuesta a la heterogeneidad del substrato y la topografía, a los disturbios naturales y a la actividad humana. Se compone de tres tipos de elementos espaciales: parches, corredores y una matriz. Cualquier punto sobre la tierra se encuentra dentro de alguno de éstos elementos (Figura 1AB; Forman, 1995a).

Un *parche (fragmento)* es un área no lineal relativamente homogénea y de tamaño variable que difiere de su alrededor. Generalmente representa una comunidad de plantas y animales rodeada por comunidades con una estructura diferente. Los parches son descritos en función de su tamaño, forma

y borde, debido a la implicación ecológica que tienen estos atributos en la productividad, biodiversidad, suelo y agua de los ecosistemas (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995a).

Un *corredor* es cualquier espacio usualmente de forma lineal, que mejora la habilidad de los organismos para moverse entre los parches de su hábitat. Sin embargo, lo que funciona como corredor para una especie puede ser una barrera para otra. El movimiento puede ocurrir en pocos minutos, horas o múltiples generaciones (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995a). De acuerdo a Lidicker (1999), es cualquier espacio identificable por una especie (franjas de vegetación nativa que conectan remanentes aislados, pequeños fragmentos, cercos vivos, árboles aislados, sistemas agroforestales etc.) que facilita el movimiento de animales y plantas entre dos o más fragmentos, que de otra manera serían inalcanzables.

La *matriz* hace referencia al ecosistema con más área en el mosaico, alta conectividad y mayor control sobre su dinámica. En paisajes antrópicos la matriz es producto o es altamente influenciada por los seres humanos al generar comunidades (áreas agrícolas de diferentes tipos, pastizales inducidos y pueblos o ciudades) que causan la fragmentación de comunidades nativas. Los organismos que viven dentro de los parches se ven fuertemente influenciados por el tamaño y calidad de la matriz a la que se exponen (Forman, 1995a; Hilty *et al.*, 2006).



**Figura 1.** (A) simplificación del modelo matriz-parche-corredor (Tomado de Hobbs, 2002, derivado de Forman, 1995a). (B) la matriz, dos parches y un corredor se observan claramente en un Paisaje en Estados Unidos (Modificado de USDA y NRCS, 2004).

El modelo matriz-parche-corredor provee a la ecología del paisaje una herramienta útil para el análisis y comprensión del paisaje, además de un enfoque adecuado para detectar patrones generales y principios ecológicos (Forman, 1995a). De acuerdo con Forman (1995b), la configuración o arreglo estructural de éstos elementos en el paisaje determina los flujos funcionales y los movimientos que ocurren en él. A su vez, estos flujos determinan los cambios en la configuración del paisaje y procesos a través del tiempo

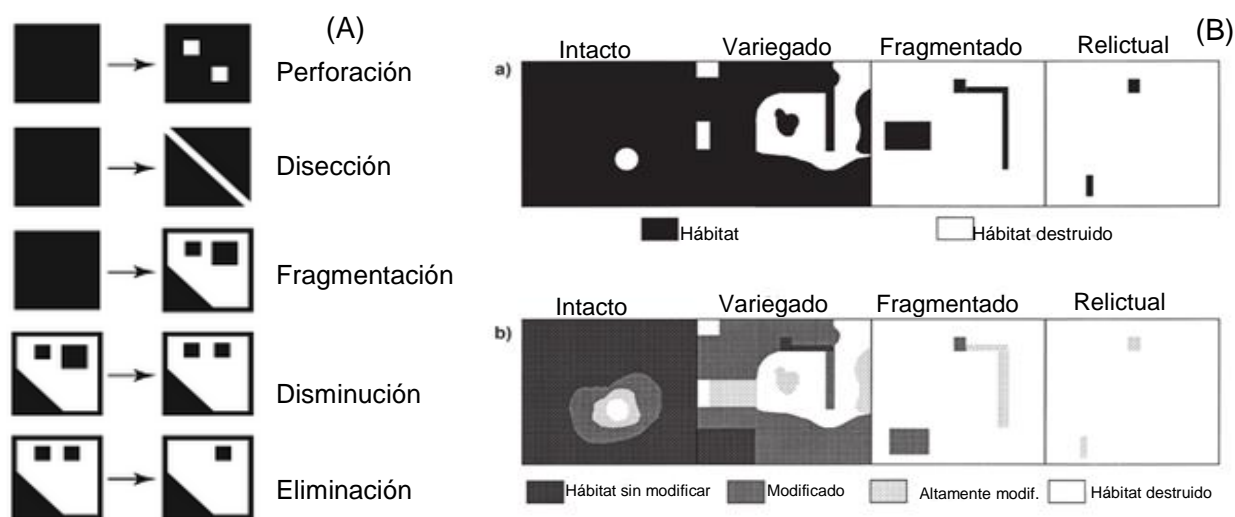
## 2. La fragmentación del hábitat

Hilty *et al.*, (2006), definió la fragmentación como la transformación de un hábitat continuo (entendido como el ambiente adecuado para la sobrevivencia de una especie en particular) en parches que varían en forma, tamaño y configuración. Hobbs (2002), como un proceso de transformación que

resulta de la remoción de la cubierta preexistente y su reemplazo con otro tipo de cubierta. Como resultado, la cubierta preexistente es dividida en parches o fragmentos que varían en tamaño y grado de aislamiento en el paisaje. Forman (1995a), propuso que la fragmentación es un proceso espacial (al igual que la perforación, disección, disminución y eliminación de hábitat) que participa en la transformación de un hábitat, desencadenando su ruptura o división en parches que varían en tamaño y forma.

En el planteamiento de Forman (1995a), los procesos espaciales que participan en la transformación de un hábitat son generados por causas naturales o antrópicas. En el paisaje el número de parches de hábitat aumenta con la disección y la fragmentación, mientras que decrece con la eliminación. Por otra parte, el promedio del tamaño de los parches disminuye con la perforación, disección, fragmentación y disminución, pero aumenta con la eliminación porque los parches pequeños tienen una mayor probabilidad de desaparecer. La conectividad decrece con la fragmentación y la disección, mientras que la cantidad de hábitat interior disminuye con todos los procesos. En general, cada proceso espacial tiene un efecto diferente sobre los atributos espaciales del paisaje y por consiguiente afecta sus características ecológicas de diferente manera. Además, estos procesos se superponen en el tiempo, comenzando por la perforación y la disección de un hábitat continuo, pasando por la fragmentación, la disminución y terminando con la eliminación (Forman, 1995a; Figura 2A).

McIntyre y Hobbs (1999), consideraron a la fragmentación como un estado de alteración del paisaje en el que aún permanece del 10 al 60% del hábitat original. En su descripción, éste estado antecede un paisaje relictual (con menos del 10% del hábitat original) y normalmente se desarrolla después de un paisaje variegado (con 60 a 90% del hábitat original). Los autores parten de la existencia de un hábitat no alterado que puede ser destruido y modificado por perturbaciones exógenas, resultado de la actividad humana. De acuerdo a la extensión del hábitat destruido y modificado, el paisaje se considera intacto, variegado, fragmentado o relictual. La destrucción es entendida como pérdida total de la estructura y composición original, mientras que la modificación, concierne a cambios en la estructura, composición o función ecosistémica de un hábitat (Figura 2B).



**Figura 2.** (A) procesos espaciales propuestos por Forman (1995a). (B) destrucción y modificaciones de un hábitat continuo según McIntyre y Hobbs (1999): a) grado de destrucción del hábitat y b) modificación de los fragmentos de hábitat que aún permanecen en el paisaje.

## 2.1. Efectos de la fragmentación sobre las características espaciales del paisaje y la dinámica de las especies

De acuerdo con Forman (1995a), las conclusiones relacionadas con los efectos espaciales de la fragmentación son dependientes de la escala cartográfica de análisis del paisaje. En términos generales, en paisajes fragmentados los atributos espaciales como la densidad de parches, el aislamiento entre ellos, la longitud de su borde, los trampolines ecológicos y los corredores tienden a incrementar, mientras que el tamaño de los parches, la conectividad, la relación borde área interior y el área total interior de un parche tiende a disminuir.

La fragmentación implica la creación de hábitat borde y consecuente desarrollo del efecto de borde. Forman (1995a), definió el efecto de borde como la porción de un ecosistema cercana a su perímetro, en donde la influencia del ecosistema circundante dificulta el desarrollo de las condiciones ambientales interiores. Según Benítez y Arroyo (2008), el efecto de borde es consecuencia de la interacción entre dos ecosistemas adyacentes separados por una transición abrupta. Los bordes corresponden al área más alterada de un parche y su efecto puede penetrar diversas distancias. Además, son el punto de entrada de influencias externas como el fuego y la invasión de especies exóticas incluyendo patógenos.

Según Wilcove *et al.*, (1986) y Faaborg *et al.*, (1993), la fragmentación provoca una disminución cuantitativa y cualitativa del hábitat para las especies que dependen de la cobertura original, generando que disminuya su abundancia y diversidad. A partir de una revisión de 100 artículos, Fahrig (2003), encontró que la fragmentación afecta negativamente la biodiversidad cuando el aislamiento e incremento en el número de fragmentos implica pérdida del hábitat. Disminuye la riqueza, diversidad genética, la tasa de crecimiento de las poblaciones, la longitud de las redes tróficas, el número de especies especialistas y se alteran las interacciones entre las especies. Adicionalmente, encontró que la pérdida de hábitat afecta los procesos de reproducción, dispersión, predación y el comportamiento de forrajeo de los animales.

Benítez y Arroyo (2008), agruparon los efectos de la fragmentación en cuatro categorías que en conjunto describen los atributos espaciales de un fragmento individual en paisajes fragmentados:

*Tamaño del fragmento:* se considera el atributo espacial más importante para mantenimiento de la biodiversidad en paisajes fragmentados. Fragmentos pequeños limitan el tamaño de las poblaciones haciendo a las especies más vulnerables a la extinción. Además, pueden albergar un menor número de especies que los fragmentos más grandes, en parte porque sus recursos tienden a ser más limitados. Los fragmentos grandes pueden mantener un mayor número de especies y un rango de condiciones ambientales que constituyan hábitats adecuados para ellas. Presentan una porción más grande libre de los efectos de borde, haciéndolos menos vulnerables a los efectos ocasionados por disturbios antrópicos como la caza, tala de árboles, fuego, pastoreo e introducción de especies exóticas (Benítez y Arroyo, 2008).

En un estudio realizado por Pardini *et al.*, (2005), en la Costa Atlántica del estado de Sao Paulo, Brasil, en una región con vegetación secundaria de bosque tropical, encontraron que la abundancia y diversidad Alpha de pequeños mamíferos (915 individuos, pertenecientes a 21 especies; 7 marsupiales y 14 roedores) es menor en fragmentos pequeños (< 5 ha) y medianos (10 a 5 ha), en

comparación con fragmentos grandes (> 50 ha) o áreas de bosque continuo. Según los autores, estos resultados indican que el tamaño de los fragmentos es una característica que condiciona la abundancia y diversidad de pequeños mamíferos en paisajes con baja cantidad de hábitat o con una matriz de baja permeabilidad.

Sin embargo, Forman (1995a), consideró que los pequeños fragmentos acompañados de grandes fragmentos en el paisaje, pueden tener beneficios suplementarios al funcionar como trampolines ecológicos en la dispersión y recolonización después de extinciones locales, al aumentar la heterogeneidad de la matriz, al ser lugares de refugio temporal frente a predadores y hábitat de especies que solo pueden persistir en fragmentos pequeños.

*Forma del fragmento:* este atributo se relaciona directamente con el efecto de borde. La porción de un fragmento afectada por el borde depende de su tamaño y forma, de manera que el efecto es más grande en fragmentos pequeños con forma irregular (Benítez y Arroyo, 2008).

Después de más de 20 años de investigación sobre la dinámica biológica de fragmentos de bosque en la Amazonía, Laurance *et al.*, (2002), concluyeron que el efecto de borde altera gradientes físicos, la distribución de las especies y variedad de procesos ecológicos y ecosistémicos. Cambios microclimáticos en cercanía de los bordes, como la reducción de la humedad, el incremento en la radiación solar y la alta variabilidad en la temperatura, penetran a más de 60 m al interior de los fragmentos, afectando negativamente a las especies del interior adaptadas a las condiciones de humedad y oscuridad del bosque. Los fragmentos pequeños (1 a 10 ha), se encuentran en un estado de perturbación permanentemente, que conlleva a cambios progresivos en la composición florística. La regeneración dentro de los primeros 100 m del borde es dominada por especies pioneras de rápido crecimiento, con una aportación mínima o nula de las especies del interior características de estados sucesionales más avanzados.

En un estudio realizado por Hill y Curra (2005), para determinar la relación que existe entre la forma de 22 fragmentos aislados y la composición de especies de plantas en un área de bosque tropical en Ghana al occidente de África, encontraron que conforme aumenta la irregularidad de los fragmentos, incrementa la abundancia de especies pioneras dependientes de luz, a su vez que disminuye el número de especies dispersadas por animales.

Sin embargo, el efecto de borde sobre la fauna depende de las características de la especie, de sus requerimientos de hábitat y del tipo de matriz circundante. A manera de ejemplo, se conoce que en los Tuxtlas México, la distancia entre fragmentos irregulares es menor, permitiendo que mamíferos como los primates se muevan más fácilmente entre los fragmentos que proveen los recursos necesarios para su sobrevivencia (Benítez y Arroyo, 2008). Laurance *et al.*, (2002), encontraron que algunos animales responden positivamente al efecto de borde. Ciertas especies de termitas, insectos, áfidos y mariposas diurnas incrementan en cercanía al borde, al igual que colibríes y aves insectívoras arbóreas que normalmente forrajean en los claros. Otros animales responden negativamente, algunas especies de mariposas, avispas y hormigas declinan en abundancia en cercanía a los bordes, así como aves insectívoras de sotobosque, particularmente especies solitarias.

*Aislamiento:* la capacidad de dispersión de diferentes especies de plantas y animales se puede ver afectada por la distancia entre fragmentos. El efecto de la distancia depende de la característica

considerada (tamaño de la población, variabilidad genética, riqueza), del taxa (especies especialistas o generalistas) y el tipo de matriz dominante en el paisaje (Benítez y Arroyo, 2008).

De acuerdo con Sanderson *et al.*, (2003), el aislamiento dificulta la dispersión impidiendo la colonización de nuevas áreas. La variabilidad genética de las poblaciones disminuye, al igual que la probabilidad de persistencia de las metapoblaciones. El aislamiento también afecta la relación fuente-vertedero (sink-source). En los hábitats fuente la población se mantiene por reproducción y en los hábitats vertedero por inmigración. Cuando la inmigración es insuficiente las poblaciones en los hábitats vertedero pueden desaparecer.

Los efectos negativos del aislamiento pueden ser reducidos si existen en el paisaje corredores que faciliten el movimiento de animales y plantas entre dos o más fragmentos (Lidicker, 1999; Bennett, 2003). A manera de ejemplo, Damschen *et al.*, (2006), en un estudio en el que comparó entre el 2000 y el 2005 la riqueza de especies vegetales en fragmentos de un paisaje experimental de una zona templada, encontró que los fragmentos conectados llegaron tener 20% más riqueza que los fragmentos no conectados de igual área o forma. El autor explicó que los corredores promueven la colonización al incrementar la deposición de semillas, promueven el reclutamiento dentro del parche al favorecer procesos ecosistémicos como la polinización, y alteran el comportamiento de depredadores de semillas benéficos para especies que de otra manera podrían ser excluidas por la competencia entre plántulas.

De manera similar, en un análisis múltiple realizado por Norton *et al.*, (2009), a partir de 78 experimentos de 35 estudios alrededor del mundo, que incluyó especies de anfibios, aves, peces, invertebrados, mamíferos y plantas, determinó que los corredores biológicos permiten el movimiento y la dispersión entre fragmentos de bosque. Sin embargo, señala que las especies, según sus características de historia de vida, usan de manera diferente los elementos del paisaje, de manera que los corredores en algunos casos son menos efectivos que la matriz para facilitar su movimiento.

Por ejemplo, en una revisión de varios estudios realizada por Prugh *et al.*, (2008), que incluyó 785 especies, en más de 80 estudios en los 6 continentes, demostró que la presencia de una especie en un fragmento no depende únicamente del tamaño, forma y aislamiento de los fragmentos, sino también de la calidad de la matriz. Mejorarla al minimizar la presencia de especies exóticas, la sobreexplotación, la degradación y aumentar la cobertura vegetal de especies nativas, puede producir mejores resultados en conservación que manipular el tamaño y configuración de los fragmentos remanentes.

Al respecto, Perfecto y Vandermeer (2010), argumentaron que la posición preservacionista enfocada en el tamaño de las áreas naturales y la efectiva relación que existe entre el área mínima requerida para asegurar la persistencia de una determinada población, generalmente olvida que las características del paisaje son determinantes en la sobrevivencia de las especies. Los autores proponen que teniendo en cuenta la realidad social y el estado de degradación de los recursos de los paisajes de la zona tropical, mejorar la calidad de la matriz al promover actividades de agricultura sustentable a pequeña escala, como parte integral del paisaje, puede llegar a ser más efectivo en la conservación de la diversidad que manipular el tamaño de las áreas de hábitat.

En conclusión, la fragmentación no afecta de la misma manera a todas las especies. Sin embargo, en términos generales, frente a pocos fragmentos de hábitat, pequeños y aislados, suelen aumentar el

número de especies generalistas, las especies exóticas y las especies de borde. En contraste, decrecen las especies con un amplio rango de distribución y dependencia al hábitat natural preexistente, las especies especialistas de sotobosque y aquellas con capacidades restringidas de desplazamiento. El aumento en la conectividad del paisaje a través de corredores y el mejoramiento de la matriz, incrementa la colonización, reducen el riesgo de extinción y por tanto los efectos negativos de la fragmentación (Wilson 1967; Forman, 1995a; Ceccon, 2003; Uezu *et al.*, 2005; Damschen *et al.*, 2006; Lindenmayer y Fischer, 2006; Fischer y Lindenmayer, 2007; Norton *et al.*, 2009; Brudvig *et al.*, 2009).

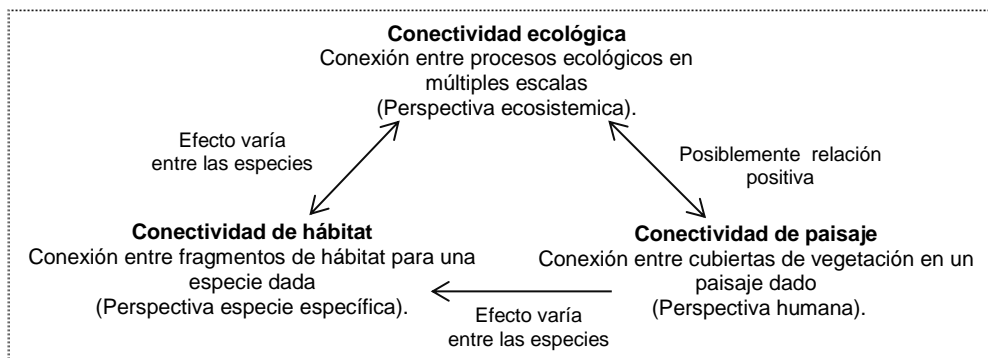
### **3. El concepto de conectividad**

El término conectividad ha sido descrito utilizando diferentes enfoques: como una característica del paisaje: “conectividad es el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre fragmentos” (Taylor *et al.*, 1993). Como una propiedad del paisaje resultado de la interacción especie-cubierta: “atributo del paisaje resultado de la interacción entre la cubierta (land cover) y la tasa de movimiento de los individuos de una determinada especie” (Tischendorf y Fahrig, 2001). En función de las especies: “medida de la habilidad de un organismo para moverse entre fragmentos separados de hábitat adecuados para él. Debido a que los organismos varían en su habilidad para moverse y en su motivación para hacerlo, el grado de conectividad de un mosaico varía acorde con la perspectiva y características de cada especie” (Hilty *et al.*, 2006).

Otros autores distinguen entre conectividad estructural y funcional. La conectividad estructural se relaciona con la configuración espacial del paisaje que resulta de la densidad y complejidad de corredores, la distancia entre parches y la estructura de la matriz. La conectividad funcional se relaciona con la configuración del paisaje y las características biológicas de las especies de interés, como por ejemplo su habilidad para moverse en áreas de no hábitat (Uezu *et al.*, 2005; Kindlmann y Burel, 2008).

Por su parte, Fischer y Lindenmayer (2007), distinguieron entre tres tipos de conectividad, los dos primeros tipos son complementarios a la conectividad funcional y estructural del paisaje respectivamente: (1) Conectividad de hábitat: es la conexión entre fragmentos de hábitat adecuados para una especie en particular. Ésta conectividad se puede definir a nivel de fragmento o del paisaje y es especie específica. (2) Conectividad de paisaje: es una perspectiva humana de la conexión o continuidad de la cubierta de la vegetación nativa en un paisaje dado. Éste tipo de conectividad puede expresarse usando métricas basadas en distancia, calculadas a partir de mapas de tipos de cubiertas definidas por un usuario. (3) Conectividad ecológica: es la conexión de procesos ecológicos en múltiples escalas, incluyendo relaciones tróficas, procesos de disturbio y flujos hidroecológicos (Figura 3).





**Figura 3.** Relación entre conectividad ecológica, de hábitat y de paisaje (Modificado de Fischer y Lindenmayer, 2007).

De acuerdo con el planteamiento de Fischer y Lindenmayer (2007), la conectividad del paisaje puede generar conectividad de hábitat para algunas especies. Por ejemplo, los corredores contribuyen a la conectividad del paisaje. Sin embargo, son usados diferencialmente por las especies nativas. A manera de ejemplo, *Scelorchilus rubecula*, una especie de ave especialista endémica de América del sur, utiliza para moverse en el paisaje los cercos vivos entre otros corredores arbolados y pequeños fragmentos de vegetación nativa (<1ha; Castellón y Sieving, 2005). Mientras que para *Thamno philusdoliatus*, una especie especialista encontrada en el sotobosque de los bosques secos de Costa Rica, los cercos vivos dispuestos en el paisaje como una línea de árboles altos con muy poco o nada de sotobosque, no motivan su desplazamiento y por tanto no generan conectividad de hábitat para ésta especie (Gillies y Cassady, 2008).

De manera similar, la relación entre la conectividad del paisaje y la conectividad ecológica, tiende a ser positiva, pero no todos los procesos ecológicos son facilitados por un aumento en la conectividad del paisaje (Fischer y Lindenmayer, 2007). Por ejemplo, en un estudio realizado en una zona templada, en Carolina del Sur, que consistió en la comparación durante 7 años de la riqueza de especies anemócoras, ornitócoras y barocoras entre fragmentos que variaban en efecto borde y conectividad, encontraron que los fragmentos conectados por medio de un corredor (en su estudio un corredor es entendido como una franja lineal de vegetación nativa que conecta dos o más fragmentos), reciben mayor cantidad de semillas de especies dispersadas por aves y viento que los fragmentos no conectados (Damschen *et al.*, 2008). En el ejemplo, un aumento en la conectividad del paisaje facilitó un aspecto de la conectividad ecológica como lo es la dispersión de semillas. Sin embargo, se sabe que los corredores difícilmente mantienen algunos aspectos de la conectividad ecológica como flujos hidrológicos naturales, el ciclo de nutrientes, o la dispersión natural del fuego en el paisaje (Fischer y Lindenmayer, 2007).

De acuerdo con Fischer y Lindenmayer (2007), actividades que promuevan la conectividad del paisaje son más fáciles de proponer y manejar porque no requieren un entendimiento de los procesos ecológicos y de los requerimientos específicos de las especies. A pesar de la ausencia de estudios conclusivos y de algunos riesgos ecológicos relacionados con el aumento de la conectividad del paisaje a través de corredores (corredores dominados por efecto de borde, funcionando como filtros bióticos, facilitadores de la invasión de especies exóticas y efectos demográficos negativos; Hilty *et al.*, 2006), el aumento de la conectividad del paisaje probablemente traerá más efectos positivos que negativos para las especies nativas y los procesos ecológicos.

#### 4. Alcances de la restauración a nivel de paisaje

Los ecosistemas entendidos como un conjunto dinámico de factores abióticos y bióticos que interactúan entre sí mediante adaptaciones locales desarrolladas a través del tiempo, no poseen un estado actual estático que pueda considerarse óptimo. Sin embargo, bajo un conjunto de condiciones de estabilidad prevalecientes en el medio físico en lapsos de tiempo relativamente largos, los componentes bióticos desarrollan una serie de interrelaciones que se manifiestan en una estructura general propia del ecosistema, en una composición particular de especies y en una serie de funciones que se desarrollan con cierta estabilidad a través del tiempo (Ehrenfeld, 2000; SER, 2004; Sánchez, 2005; Vargas y Mora 2007).

Los ecosistemas presentan un grado inherente de resistencia a ciertos cambios originados por perturbaciones, hasta el punto que son capaces frente a ciertas alteraciones (naturales o antrópicas) de recuperarse y reorientarse hacia una trayectoria similar a la anterior al disturbio. A esta propiedad se le conoce como resiliencia y es considerada una cualidad emergente de los ecosistemas (Ehrenfeld, 2000; SER, 2004; Kings y Hoobs, 2006).

En algunos casos la resiliencia es insuficiente y la intervención humana se convierte la única respuesta viable para intentar recuperar la mayor cantidad posible de los componentes, de la estructura y de las funciones de un ecosistema degradado. En este contexto la SER (Society for Ecological Restoration International; 2004), concibe a la restauración ecológica como “el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido”. “Un ecosistema ha sido restaurado cuando contiene suficiente recursos bióticos y abióticos para continuar su desarrollo sin necesidad de asistencia o subsidio en el futuro; se sostiene estructural y funcionalmente; demuestra resiliencia frente a rangos normales de perturbación, e interactúa con ecosistemas contiguos en términos de flujos bióticos y abióticos”.

Variedad de conceptos asociados con la restauración han sido desarrollados en términos de ecosistema. Sin embargo, se ha demostrado que la restauración a éste nivel no siempre es efectiva para la conservación de la naturaleza (Dudley *et al.*, 2005; Maginnis *et al.*, 2007). De acuerdo con McIntyre y Hobbs (1999), y Hobbs (2002), en respuesta a las condiciones de deterioro que actúan en áreas más amplias y que dejan como resultado paisajes fragmentados, la restauración ecológica con fundamentos en la ecología del paisaje contempla prácticas de restauración que tienen como objetivo mantener, mejorar, restaurar y conectar fragmentos de hábitat o ecosistemas naturales.

Moreira *et al.*, (2006), propusieron un perspectiva complementaria a la anterior para la restauración a nivel de paisaje. Se concentran en la restauración de paisajes culturales producto de la interacción entre el hombre y la naturaleza. Los paisajes culturales proveen múltiples valores y funciones, incluyendo recursos naturales, hábitat para la fauna y flora silvestre, beneficios económicos en forma de bienes y servicios ecosistémicos, recreación y un patrimonio cultural. Cambios negativos en los paisajes culturales a través del abandono de tierras, la intensificación agrícola, la deforestación y la urbanización, constituyen una amenaza para su diversidad y estabilidad. Sin número de áreas rurales han perdido sus paisajes tradicionales, caracterizados por una un área geográfica menor, una mezcla de culturas, limitada tecnología, bajo uso de fertilizantes y una alta biodiversidad. Dentro de éste contexto, la restauración de paisajes culturales es justificada por razones históricas, ecológicas y estéticas (EEA, 2010).

Según Lamb *et al.*, (2005), en la mayoría de los paisajes de las zonas tropicales, las actividades de restauración se concentran en sitios particulares como bordes riparios, fragmentos de vegetación nativa, corredores, zonas de altamente erosionadas y área productivas. Sin embargo, la efectividad en la conservación de la biodiversidad y la restauración de funciones ecológicas que operan a nivel de paisaje, como la estabilización de las laderas y procesos hidrológicos, dependen de la integración y complementariedad de los sitios restaurados separadamente. De acuerdo con los autores, la recuperación de sitios particulares en el paisaje se realiza a partir del establecimiento de zonas de conservación (áreas protegidas), el manejo de la regeneración natural y el desarrollo de proyectos de restauración, que incluyen la implantación de especies para restauración ecológica en sentido estricto o la implantación de especies para generar servicios ecológicos y bienestar a las comunidades.

En los proyectos que contemplan la implantación de especies para restauración ecológica se destacan dos técnicas. La primera, es la siembra de especies pioneras que forman una cobertura arbórea en poco tiempo, generando nichos de regeneración que facilitan la colonización de especies nativas. El éxito de ésta técnica depende de la disponibilidad de remantes de vegetación nativa proveedoras de propágulos en el paisaje y del estado de conservación la fauna dispersora. Una segunda técnica consiste en la siembra de especies representativas de estados sucesionales intermedios y maduros, lo que permite introducir elementos clave, como por ejemplo especies zoocoras. Sin embargo, ésta técnica requiere de un conocimiento muy amplio de la ecología de las especies e implica un mayor costo (Lamb *et al.*, 2005).

Por su parte, los proyectos de restauración que pretenden generar servicios ecológicos y bienestar a las comunidades, tienen como objetivo establecer bosques que provean servicios para los cuales hay un mercado, como la madera, pero que también generen un amplio número de servicios ecosistémicos. Una manera de lograrlo es establecer monocultivos de especies nativas (en especial las que cuentan con frutos dispersados por la fauna nativa) o establecer una mezcla de especies nativas de diversos grupos funcionales (por ejemplo, fijadoras de nitrógeno, especies atractivas para la fauna, especies productoras de gran cantidad de hojarasca). De acuerdo con Brancalion *et al.*, (2012), el uso de un conjunto diversificado de especies nativas permite reducir el riesgo de ataque de plagas, lo que hace posible alinear los intereses económicos con los intereses ecológicos de la restauración.

Sin embargo, la agricultura tiene la ventaja de generar ingresos constantes y el horizonte temporal entre la inversión y el beneficio es mucho más breve. Al mismo tiempo, la producción de productos forestales no madereros puede ser fundamental para la rentabilidad de la restauración, porque arroja un ingreso rápido y regular para los propietarios de las tierras, mientras que los árboles estén listos para ser cosechados (Brancalion *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta lo anterior, los proyectos de restauración para generar servicios ecológicos y bienestar directo a las comunidades, pueden consistir de sistemas silviculturales con un dosel compuesto por especies arbóreas nativas y un sotobosque ocupado por cultivos agrícolas anuales y plantas proveedoras de recursos forestales no madereros, que maduran más rápido que los árboles (Lamb *et al.*, 2005; Vieira *et al.*, 2009). De acuerdo con Ceccon (2013), la agroforestería es una de las técnicas de restauración productiva que buscan de la recuperación de alguno de los elementos de la

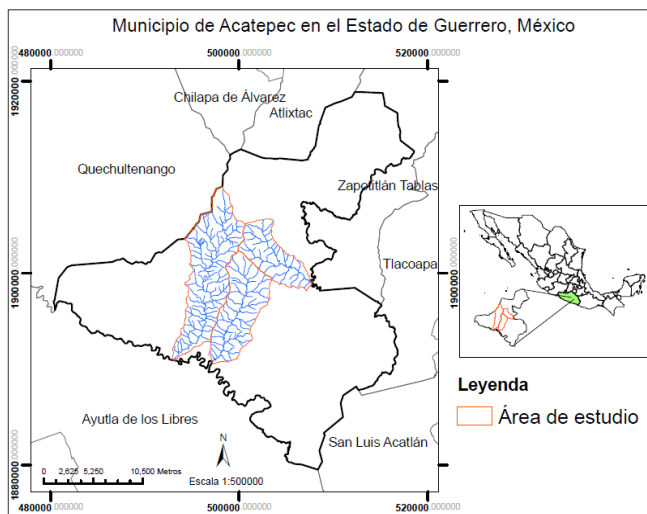
estructura y función del ecosistema original junto con la productividad de la tierra, con el objetivo de ofrecer productos que generen beneficios a la población local.

De acuerdo a lo expuesto anteriormente, los esfuerzos de restauración a nivel de paisaje deben pretender mejorar tanto la integridad ecológica como el bienestar humano. La integridad ecológica se refiere a un estado de desarrollo de un ecosistema o un conjunto de ellos en el paisaje, característico de su localización geográfica, que contiene una amplia gama de especies nativas y procesos funcionales de soporte, presentes en un número viable dentro de regímenes de disturbio naturales. Bienestar humano se relaciona con las situaciones que hacen a la vida de las personas más confortables, como por ejemplo, la oportunidad de adquirir satisfactores específicos como la madera, el agua, combustible, medicinas y alimento (Dudley *et al.*, 2005; Maginnis *et al.*, 2007).

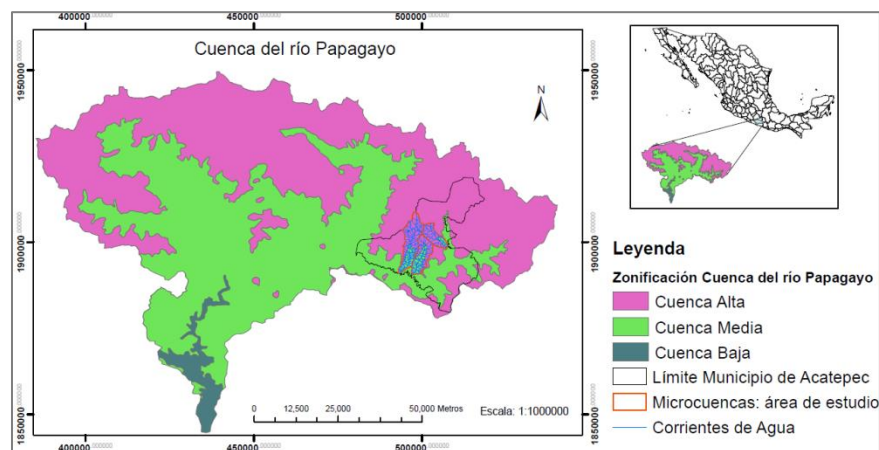
## Métodos

### 1. Descripción del sitio de estudio

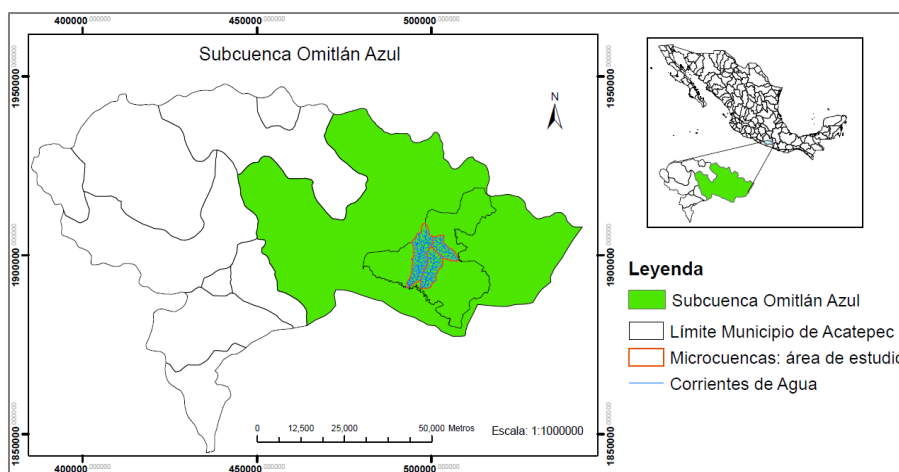
El sitio de estudio comprendió un área total de 135 Km<sup>2</sup>, entre las coordenadas UTM extremas 498209-493082X a 1908985-1890946Y, y los 520 a 2 600 m sobre el nivel del mar. Abarcó tres microcuencas hidrográficas de la subcuenca Omitlán Azul, en el territorio comprendido por la cuenca alta y media del río Papagayo, en la región hidrológica Costa Chica de Guerrero (CONABIO, 1998; CNA, 1998; CONAGUA, 2007). Administrativamente las tres microcuencas pertenecen al Municipio de Acatepec en la región conocida como La Montaña en el estado de Guerrero, al suroeste del país (Figuras 4,5 y 6).



**Figura 4.** Municipio de Acatepec y área de estudio. Límite Municipal y estatal obtenido de Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2010 y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO; 2005).



**Figura 5.** Ubicación del área de estudio en la Cuenca del río Papagayo. Las tres microcuencas se ubican en la parte alta y media de la misma. Zonificación obtenida de Comisión Nacional del Agua (CNA; 1998).



**Figura 6.** Ubicación del área de estudio en la Subcuenca Omitlán Azul. Subcuenca obtenida de CONABIO (1998).

De acuerdo con la clasificación climática de García (1998), el clima predominante al norte de las tres microcuencas del sitio de estudio es semicalido subhúmedo con régimen de lluvias de verano, temperatura media anual mayor de 18°C y precipitación menor a 40 mm en el mes más seco. Hacia el sur, predomina el clima cálido subhúmedo con temperatura media anual mayor de 22°C y precipitación entre 0 y 60 mm en el mes más seco del año. La precipitación total anual oscila entre 1 500 a 1 800 mm (García, 1998b).

Los suelos del sitio de estudio pertenecen en su mayoría al grupo de los Arenosoles, con una pequeña porción de suelos del grupo de los Leptosoles hacia el sur. Los Arenosoles son suelos de textura gruesa, alta permeabilidad, sensibilidad a la erosión y baja capacidad de almacenar agua y nutrientes. Los Leptosoles por su parte, son suelos someros, pedregrosos y de drenaje interno excesivo, particularmente comunes en zonas montañosas (SEMARNAT, 1998; IUSS, 2007).

En relación al tipo de vegetación, el sitio de estudio se ubica en la provincia de la Sierra Madre del Sur, en donde, según Rzedowski (2006), predominan bosques con una superposición de un estrato arbóreo compuesto por especies holárticas (*Pinus* y *Quercus* principalmente) sobre un sotobosque

compuesto por elementos neotropicales (Rzedowski, 2006). Adicionalmente, Landa (1992), reconoció áreas de Selva baja caducifolia en las partes bajas de La Montaña.

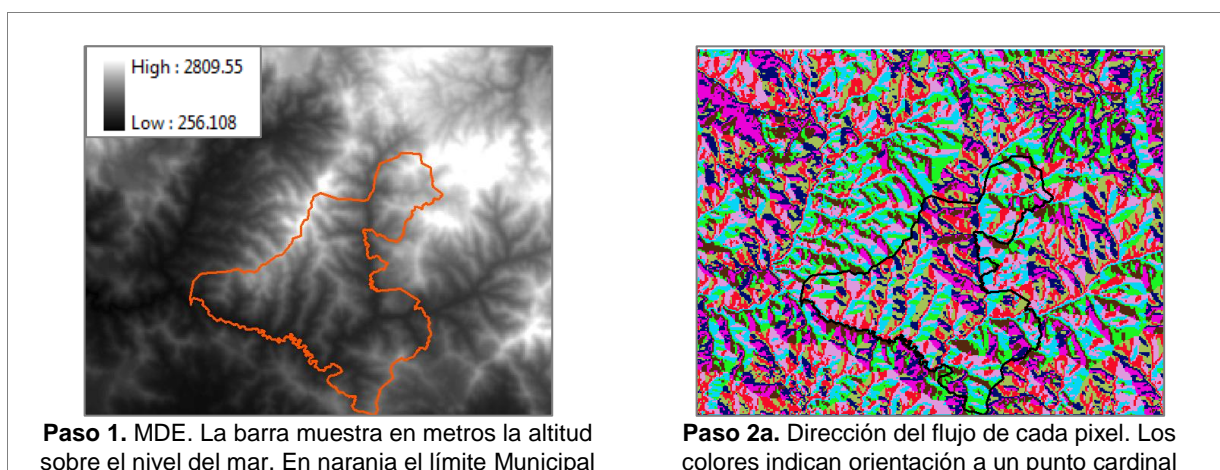
En cuanto a la situación ambiental, Landa y Carabias (2009), reportaron que durante los años anteriores a su investigación, las unidades de uso de suelo que se habían expandido notablemente en La Montaña correspondían a pastizal inducido (25% de la región), suelo descubierto y áreas erosionadas. De acuerdo con las autoras, el deterioro de región no es reciente. Por ejemplo, se sabe que la parte sur, lugar donde se ubica el Municipio de Acatepec, sufrió deforestación maderable para la construcción de navíos durante la mitad del siglo XVI. Adicionalmente, algunos documentos históricos hablan de una tierra poco productiva para los cultivos, con pérdida de suelo en época de lluvia en las partes bajas y bosques enfermos en las partes altas. Por observación propia, se puede decir que el municipio de Acatepec y por ende las tres microcuencas elegidas para éste estudio, presentan condiciones similares a las reportadas para la región de La Montaña en relación a sus recursos naturales.

En el sitio de estudio existen iniciativas sin ánimo de lucro interesadas en el desarrollo rural sustentable de la región y consecuente disminución de la pobreza. Es el caso de la Organización no Gubernamental Xuajin Me´Phaa, que integra en su programa de desarrollo comunitario alrededor 922 familias en 14 comunidades del Municipio de Acatepec, seis de las cuales se ubican en las tres microcuencas del sitio de estudio. Su actividad principal es el acompañamiento en la producción orgánica de jamaica (*Hibiscus sabdariffa*), frijol (*Phaesolus spp.*) y miel, además de la ejecución de obras de conservación en zonas de alta vulnerabilidad ecológica.

## 2. Metodología

### 2.1. Delimitación del sitio de estudio: microcuencas

El área de estudio se delimitó en “ArcMapTM 9.3” utilizando las curvas de nivel a escala 1:50 000 contenidas en las cartas topográficas del INEGI: E14C39, E14C49, E14D31 y E14D41. Primero se elaboró un Modelo Digital de Elevación (MDE; 10x10m) utilizando las curvas de nivel extraídas de las cartas anteriores, unidas en un mismo Shape. Posteriormente, se generó una capa que mostró la dirección y otra, la acumulación del flujo de cada pixel del MDE. Por último, utilizando la información sobre la dirección del flujo, se generó una capa que mostró las microcuencas contenidas en el Municipio de Acatepec (Figura 7).



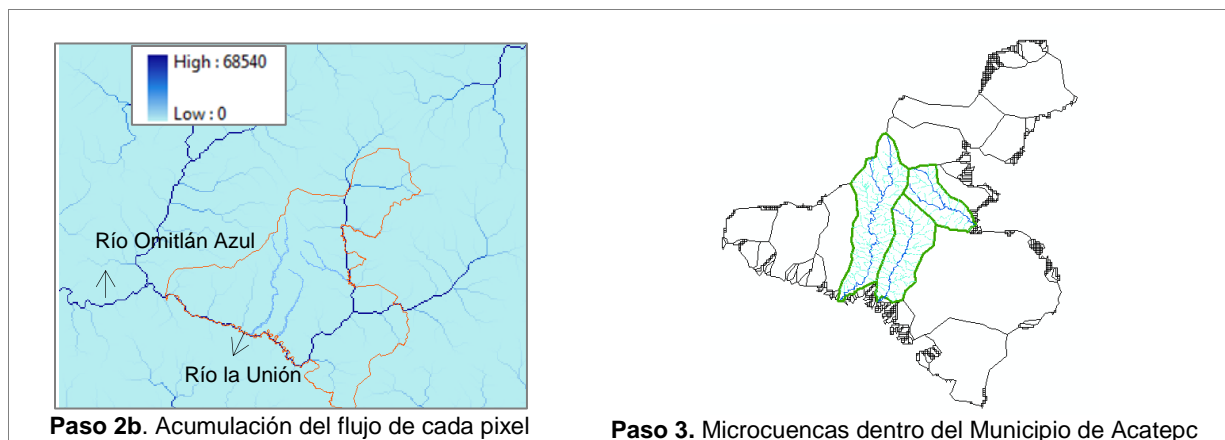


Figura 7. Proceso realizado para delimitar el sitio de estudio dentro del Municipio de Acatepec, Guerrero.

## 2.2. Mapa comunidades vegetales y tipos de vegetación

Utilizando un análisis híbrido se clasificó dos imágenes satelitales Spot-5 del 2010, con el propósito de generar un mapa a escala 1:15 000 que mostrara las comunidades vegetales y tipos de vegetación de las tres microcuencas del sitio de estudio, de acuerdo a lo establecido por el INEGI (2012), en: Guía para la interpretación de la cartografía: Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie IV. El sistema de clasificación utilizado por el INEGI (2012), se basa en criterios de tipo fisionómico, florístico y ambiental propuestos por Rzedowski (1978) y Miranda y Hernández (2005).

### 2.2.1. Clasificación de imágenes satélite

#### 2.2.1.1. Preprocesamiento: corrección geométrica

Anterior a su clasificación, las imágenes satelitales deben ser preparadas en una fase conocida como preprocesamiento que incluye la aplicación no excluyente de correcciones geométricas, radiométricas y el mejoramiento del aspecto visual de la imágenes (Mas y Ramírez, *et al.*, 2011). En éste estudio se utilizó dos imágenes satelitales Spot-5 de la misma escena proporcionadas por el Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, de la Universidad Nacional Autónoma de México (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las imágenes satelitales Spot-5 utilizadas para la delimitar las comunidades vegetales y tipos de vegetación en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Características	Pancromática	Multiespectral
<b>Característica principal</b>	Alta resolución espacial, baja resolución espectral.	Alta resolución espectral, baja resolución espacial
<b>Resolución espectral (número de bandas espectrales)</b>	1 (percibida por el ojo humano blanco y negro)	4 (percibida por el ojo humano a color)
<b>Resolución espacial (tamaño del pixel X, Y):</b>	2.5 m	10 m
<b>Fecha captura:</b>	29 de diciembre de 2010	
<b>Nivel de procesamiento:</b>	2A	
<b>Sistema de proyección cartográfica:</b>	Transversa de Mercator <b>WGS 84 UTM Zona 14</b>	
<b>Sistema de coordenadas:</b>	World Geodetic System 84 ( <b>WGS84</b> ) Universal Transverse Mercator ( <b>UTM</b> )	

Las imágenes mostraron distorsiones o desplazamiento de su posición real sobre la superficie de la tierra debido al relieve accidentado que caracteriza la zona de estudio. Esta distorsión se corrigió a través de un proceso de ortorectificación utilizando puntos de control terrestre (GCPs) en el programa "ERDAS IMAGINE 2010". Se utilizó el modelo geométrico Projective Transform (Transformación Proyectiva), que integra un MDE a escala 1:50 000 para hacer la corrección. El método de remuestreo fue Nearest neighbor (vecino más cercano) y los puntos de control fueron obtenidos de un mosaico, realizado en el mismo programa, de fotografías aéreas ortorectificadas del año 1995 a escala 1:75 000 (ortofotos) y tamaño de pixel X, Y de 2m, proporcionadas por el INEGI.

En un primer momento se ortorectificó la imagen pancromática por presentar una resolución similar a las ortofotos, permitiendo encontrar con mayor rapidez y veracidad GCPs comunes entre las imágenes. El error medio cuadrático (RMS) de la corrección anterior fue igual a 5. Posteriormente se utilizó la herramienta IMAGINE AutoSync para ortorectificar la imagen multispectral utilizando la imagen pancromática corregida. Ésta herramienta tiene la facultad de realizar correcciones geométricas, como la ortorectificación, a partir de la generación en automático de cientos GCPs comunes entre dos imágenes similares entre sí. En este proceso se generaron 687 puntos comunes con un RMS de 0,4; el modelo geométrico, la técnica de remuestreo y el MDE fueron iguales al utilizado en la corrección de la imagen pancromática.

#### **2.2.1.2. Clasificación supervisada de imágenes Spot-5**

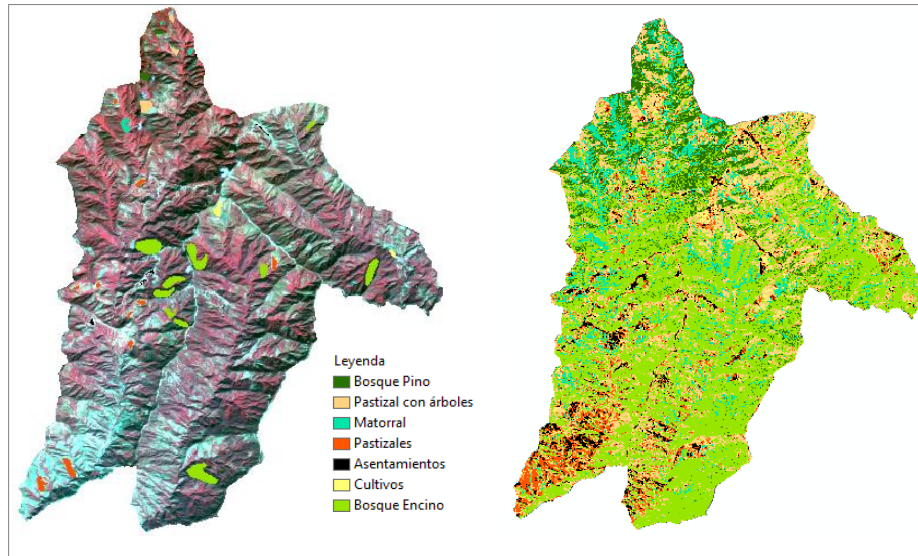
La clasificación consiste en asociar los objetos observados en una imagen a determinadas categorías temáticas o clases. Se puede realizar por dos técnicas: la interpretación visual y/o clasificación digital. La primera se basa en la habilidad del hombre para relacionar los colores y patrones en una imagen con elementos del mundo real. Mientras que en la clasificación digital, el operador genera instrucciones que incorpora a un computador para obtener una interpretación acorde con ciertas condiciones (procedimiento semiautomático). En el proceso, un pixel individual o un grupo de ellos son asignados a una categoría predefinida por el operador (por ejemplo, bosque, pastizal, cuerpo de agua, asentamientos; Janssen, 2001; Janssen y Gorte, 2001; Mas y Ramírez, *et al.*, 2011).

Una clasificación digital puede ser supervisada o no. Cuando no lo es, los datos de una imagen forman agrupaciones (clusters) de respuesta espectral similar de acuerdo a criterios estadísticos. En la clasificación supervisada el operador define las características espectrales de las clases escogidas a través de áreas de entrenamiento (sitios muestra en la imagen). Las categorías temáticas y su valor espectral responden a un conocimiento previo de la identidad y localización de los diferentes tipos de cubiertas. A partir de las características espectrales de las áreas de entrenamiento se calculan parámetros estadísticos que se incorporan al algoritmo que clasifica la imagen (Janssen y Gorte, 2001; Mas y Ramírez, *et al.*, 2011).

En el programa "IDRISI Taiga 16.0" se generó una clasificación digital supervisada sobre la imagen multispectral corregida. Se realizaron campos de entrenamiento para Bosque Pino, Bosque de Encino, Pastizal, Pastizal con árboles, Asentamientos humanos y Cultivos. Las áreas de entrenamiento se delimitaron con ayuda de imágenes de área de estudio de alta resolución observadas en "Google Earth" y con observaciones realizadas en una visita al campo (Figura 8). Una vez definidos los campos de entrenamiento y sus firmas espectrales, se realizó una clasificación dura



(Hard classify) utilizando el algoritmo Máxima Probabilidad (Maximum Likelihood). Éste fue escogido porque los valores de los pixeles de cada categoría mostraron una distribución normal.



**Figura 8.** A la izquierda campos de entrenamiento sobre imagen multiespectral con una composición de falso color RGB 1,2,3. A la derecha, clasificación digital supervisada. La leyenda aplica para ambas imágenes.

### 2.2.1.3. Análisis híbrido

El análisis híbrido combina las ventajas de la clasificación digital y las ventajas de la interpretación visual. En un primer momento se genera una categorización rápida por clasificación digital para después, a través de la interpretación visual, redefinir la clasificación y corregir los errores que resaltan a la vista. El anterior proceso puede ser considerado como una labor de edición, en donde el operador requiere de un software que le permita comparar la imagen original y la clasificación digital para corregirla. En la mayoría de los casos la edición de una clasificación digital por interpretación visual mejora la precisión del producto final (Horning, 2008).

El análisis híbrido o edición de la clasificación digital, se realizó en “ArcMapTM 9.3” con las herramientas avanzadas de edición (Advanced editing). Primero, se fusionó las imágenes corregidas (ortorectificadas) en “ERDAS IMAGINE 2010” con la herramienta Pan-Sharpned, Resolution Merge. La fusión permite componer una imagen a partir de dos imágenes originales de una misma escena, una pancromática y multiespectral. La imagen resultante cuenta con la calidad espacial de la imagen pancromática y la espectral de la multiespectral (Cabo y Recondo, 2005). El método utilizado en la fusión fue Principal Component (Componente principal PC) y la técnica de remuestreo Nearest neighbor (vecino más cercano). El tamaño del pixel de la imagen generada fue de 2.5 m y el un número de bandas igual a 3 (1 a 3).

Posteriormente, se vectorizó la clasificación digital previamente obtenida y se sobrepuso a la imagen fusionada. Los errores generados en la clasificación digital se corrigieron con las herramientas de edición mencionadas, las imágenes satelitales originales e imágenes del área de estudio de alta resolución observadas en “Google Earth”. Las principales actividades fueron: corrección de límites de los polígonos, reasignación de un polígono a la categoría correcta, definición nombre categoría de acuerdo al sistema de clasificación del INEGI (2012; Tabla 2).

En éste estudio, la categoría áreas agrícolas se consideró como parte de la comunidad vegetación inducida, y se especificó su relación con el suministro de agua así: temporal, cuando el agua necesaria para su desarrollo vegetativo es suministrada por la lluvia; riego, cuando el agua necesaria para su crecimiento es suministrada por fuentes externas, por ejemplo un pozo, una presa, etc. (INEGI, 2010). Los pastizales se nombraron *Vegetación Inducida, Pastizal* para polígonos con total predominio de vegetación herbácea y *Vegetación Inducida, Pastizal con árboles* para polígonos con predominio vegetación herbácea y una cobertura arbórea de entre el 5 a 10%.

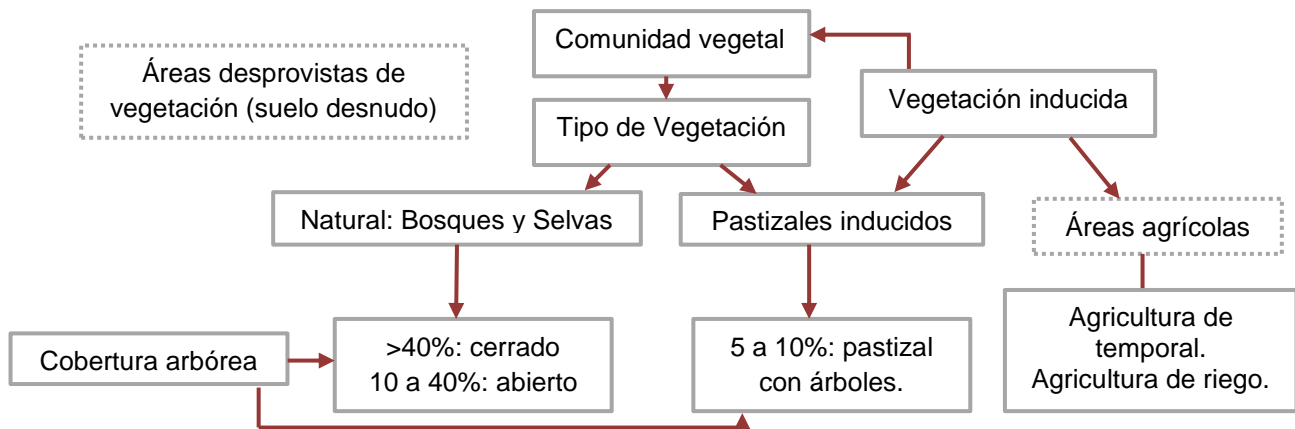
Por otra parte, para Bosques y Selvas, en la clasificación se denominó “abierto” si la cobertura del estrato arbóreo abarcó entre el 10 a 40% del polígono y “cerrado” si abarcó 40% o más. La Figura 9 resume los elementos que se tuvieron en cuenta para la asignación de un polígono del mapa a una determinada categoría de clasificación.

La escala de trabajo y representación que se utilizó en este estudio (1:15 000) fue considerada por Etter (1991), como una escala de detalle. Se adoptó una Unidad Mínima Cartografiable (UMC) de 4x4 mm, que de acuerdo con Priego *et al.*, (2010), garantiza operatividad cartográfica y una adecuada lectura del mapa. La UMC representó en la superficie un área total de 3 600m<sup>2</sup>. Lo que quiere decir que fueron generalizados los contenidos de los polígonos que representaron en el mapa un área menor a 3 600 m<sup>2</sup> de la superficie. En el mapa final no hubo polígonos menores a esta UMC.

**Tabla 2.** Comunidades vegetales y tipos de vegetación para el territorio Mexicano (INEGI, 2010).

Comunidades Vegetales	Tipos de Vegetación	
Bosque de Coníferas Bosque de Encino Bosque Mesófilo de Montaña Selva Perennifolia Selva Subcaducifolia Selva Caducifolia Selva Espinosa Pastizal Matorral Xerófilo Vegetación Hidrófila Vegetación inducida <sup>1</sup> Otras comunidades vegetales <sup>2</sup>	1. Bosque de Ayarín 2. Bosque de Cedro 3. Bosque de Oyamel 4. Bosque de Pino 5. Bosque de Pino-Encino 6. Bosque de Táscate 7. Matorral de Coníferas 8. Bosque de Encino 9. Bosque de Encino-Pino 10. Bosque Mesófilo de Montaña 11. Selva Alta Perennifolia 12. Selva Alta Subperennifolia 13. Selva Mediana Perennifolia 14. Selva Mediana Subperennifolia 15. Selva Baja Perennifolia 16. Selva Baja Subperennifolia 17. Selva Mediana Subcaducifolia 18. Selva Baja Subcaducifolia 19. Selva Mediana Caducifolia 20. Selva Baja Caducifolia 21. Matorral Subtropical 22. Selva Baja Espinosa Caducifolia 23. Selva Baja Espinosa Subcaducifolia 24. Mezquital Tropical 25. Pastizal Natural 26. Pastizal Halófilo 27. Pastizal Gipsófilo 28. Pradera de Alta Montaña	29. Pastizal Inducido 30. Sabana 31. Vegetación Sabanoide 32. Vegetación de Desiertos Arenosos 33. Vegetación Halófila 34. Vegetación Gipsófila 35. Matorral Desértico Micrófilo 36. Matorral Desértico Rosetófilo 37. Matorral Crasicauale 38. Matorral Sarcocrasicaule 39. Matorral Sarcocrasicaule de Neblina 40. Matorral Rosetófilo Costero 41. Matorral Espinoso Tamaulipeco 42. Matorral Submontano 43. Mezquital Xerófilo 44. Chaparral 45. Selva de Galería 46. Vegetación de Galería 47. Manglar 48. Popal 49. Tular

<sup>1</sup> Se considera como vegetación inducida la vegetación que resulta de la presión humana impidiendo la regeneración natural de la vegetación original. Está formada por especies nativas o exóticas y puede o no tener algún uso.



**Figura 9.** Esquema que muestra los elementos considerados en la asignación de un polígono a una determinada categoría del mapa de comunidades vegetales y tipos de vegetación de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. Los pastizales inducidos y las áreas agrícolas se incluyeron dentro de la comunidad: vegetación inducida.

### 2.2.2. Verificación en campo

La verificación en campo consistió en la ubicación y observación de entre el 7 al 12% del total de los polígonos delimitados en el mapa inicial para cada categoría (Tabla 3). En campo las observaciones se registraron en un formato con las entradas: coordenadas, altitud, polígono en mapa, polígono en campo y observaciones relevantes.

Para facilitar la ubicación de los polígonos se utilizó un receptor GPS y colector de datos SIG "MobileMapper™ 6", que cuenta con un sistema operativo "Microsoft Windows Mobile®" (versión 6) vinculado con "ArcMap™ 9.3", a través de la extensión "ArcPad" del mismo programa. En el GPS fue posible visualizar la capa vectorial con la clasificación inicial sobre la imagen satelital, que junto con la observación en campo, permitió en caso de haber errores reasignar un polígono a la categoría correcta. En algunas ocasiones fue posible llegar hasta el polígono y realizar la verificación, pero en la mayoría de los casos, los polígonos fueron observados desde las cumbres de las laderas.

Con la información recolectada en campo se editó nuevamente el mapa de comunidades y tipos de vegetación inicial y se obtuvo un producto final. Los datos vectoriales presentados en el mapa fueron proporcionados por el INEGI y corresponden al conjunto vectorial a escala 1:50 000 del Marco Geoestadístico Nacional, cartas E14C39, E14C49, E14D31 y E14D41.

**Tabla 3.** Número de polígonos observados por categoría en la verificación en campo del mapa de comunidades y tipos de vegetación de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Categoría	Número de polígonos			
	Total por categoría	7% del total	12% del total	Visitados o vistos en campo
Asentamientos humanos	31	2	4	4
Bosque 1 (Pino-Encino)	134	9	16	25
Bosque 1 en escurridero	4	1	0	1
Bosque 2 (Subaducifolio)	159	11	19	23
Bosque 2 en escurridero	32	2	4	4
Bosque 3	2	1	0	1
Bosque de Galería	12	1	1	2
Cultivos	10	1	1	3
Matorral	58	4	7	1
Pastizal	205	14	25	28
Pastizal con árboles	210	15	25	10
Pastizal quema	6	1	1	1
Suelo desnudo	12	1	1	1
<b>Total general</b>	<b>875</b>	<b>63</b>	<b>104</b>	<b>104</b>

### 2.2.3. Evaluación de la confiabilidad temática

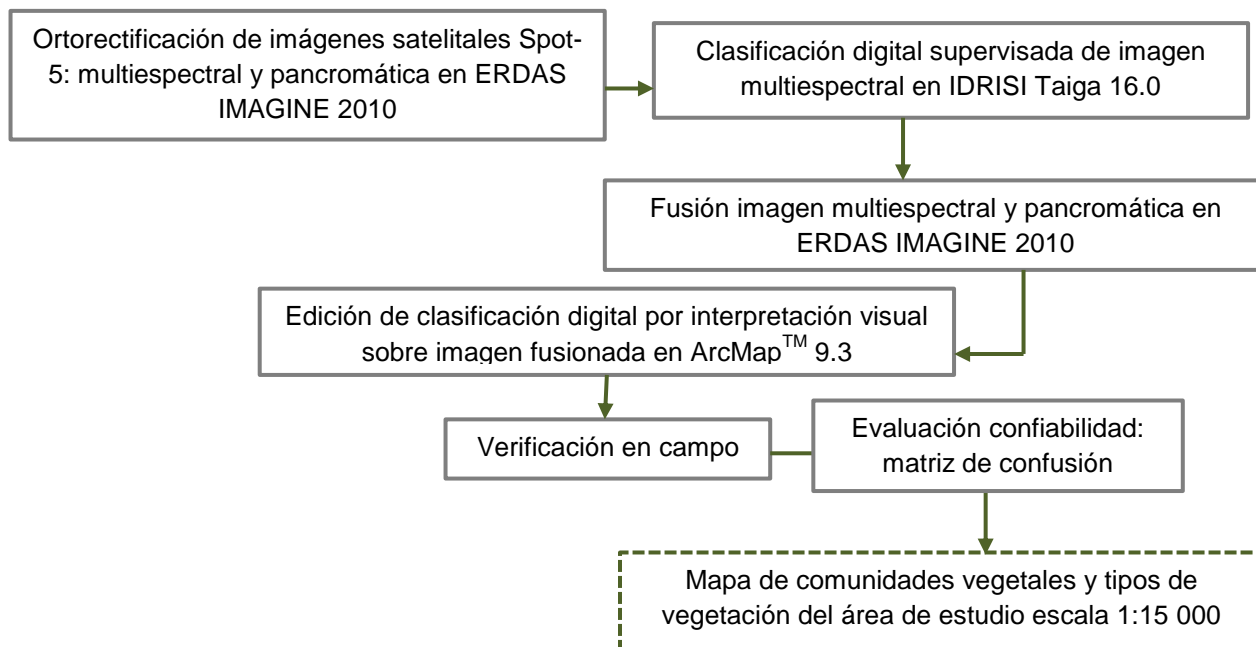
Se realizó una evaluación de la confiabilidad temática que consistió en comparar la información del mapa de comunidades vegetales y tipos de vegetación con información de referencia, en éste caso, sitios de verificación cuya clasificación se obtuvo del análisis de imágenes más detalladas observadas en el programa de información geográfica “Google Earth”.

La evaluación de confiabilidad se ejecutó utilizando un muestreo aleatorio simple, de forma que todos los sitios de verificación tuvieron la misma probabilidad de ser seleccionados. Se utilizó como unidad de muestreo el polígono y como tamaño de muestra (número de sitios de verificación) un total de 100 polígonos. De acuerdo con Mas *et al.*, (2003), el tamaño de la muestra para una confiabilidad de  $p \leq 0.5$  (la mitad de los sitios de verificación está correctamente identificados en el mapa) y desviación estándar  $\leq 0.05$  (es decir, se evalúa la confiabilidad del mapa con un error pequeño), aumenta con el tamaño de la población y alcanza un máximo de 100 para una población de 10.000, de manera que las poblaciones superiores a 10 000 no necesitan un tamaño de muestra mayor para alcanzar una confiabilidad con una desviación estándar  $\leq 0.05$ .

El análisis de los datos de confiabilidad se realizó a través de una matriz de confusión. Las filas representaron las clases de referencia y las columnas las clases del mapa. La diagonal de la matriz expreso el número de sitios de verificación para los cuales hay concordancia entre el mapa y los datos de la referencia, que expresados en términos de proporción indicaron la confiabilidad global del mapa. Los marginales representaron errores de asignación. Según la lectura de la matriz existen dos tipos de error: el error de comisión (resultado del análisis de los errores de asignación en las columnas) representa la proporción de sitios de verificación cartografiados en una clase, que realmente pertenecen a otra categoría. El error de omisión (resultado del análisis de los errores de asignación en las filas), se refiere a la proporción de sitios de verificación correspondientes a una categoría que fueron cartografiados en otra. También se calculó la confiabilidad de usuario y del productor. La primera puede interpretarse como la probabilidad de que un sitio clasificado como A y aleatoriamente seleccionado sea realmente A en el terreno. La segunda hace referencia a la

proporción de sitios de verificación de la clase A que están representados en el mapa como tal (Mas *et al.*, 2003).

En la Figura 10, se resume los métodos empleados para la elaboración del mapa de comunidades vegetales y tipos de vegetación de las tres microcuencas del sitio de estudio.



**Figura 10.** Esquema general de los materiales y métodos utilizados en la elaboración del mapa de comunidades vegetales y tipos de vegetación de tres microcuencas en el Municipio de Acatepec, Guerrero.

### 2.3. Descripción de la distribución espacial de remanentes de vegetación nativa

Del mapa de comunidades y tipos de vegetación que se elaboró para las tres microcuencas del sitio de estudio, se consideró representante de la vegetación nativa los parches (polígonos) de *Bosque de Coníferas*, *Bosque de Pino-Encino*; *Bosque de Encino*, *Bosque de Encino-Pino*; *Selva Subcaducifolia*, *Selva Baja Subcaducifolia* y la *Vegetación de Galería*. La descripción de su distribución espacial se realizó a través de la caracterización de la heterogeneidad del paisaje, considerada por Gustafson (1998) y Hobbs (2002), como un fenómeno multi-escalar que involucra el tamaño, forma y composición de todos los parches que componen el paisaje, además de la relación espacial que ocurre entre ellos. De acuerdo con Uezu *et al.*, (2005) y Kindlmann y Burel (2008), una forma de aproximarse a ésta heterogeneidad, involucrando conceptos del modelo matriz parche corredor, es través del estudio de la conectividad estructural y funcional del paisaje.

#### 2.3.1. Métricas del paisaje utilizadas para caracterizar la conectividad estructural

La ecología del paisaje asume una estrecha relación entre la heterogeneidad del paisaje y los procesos y funciones ecológicas que ocurren en él. Esta heterogeneidad se puede representar por medio de mapas temáticos, y cuantificar a través gran variedad de métricas estructurales, la mayoría de ellas dependientes de la escala espacial (resolución de los datos y la extensión del área mapeada)

y la resolución temática (número de clases temáticas reconocidas en un mapa; Forman 1995a; Gustafson, 1998; Xiuzhen *et al.*, 2005; Hilty *et al.*, 2006; Símová y Gdulová, 2012).

Las métricas utilizadas para cuantificar la heterogeneidad del paisaje se dividen en dos categorías: no espaciales y espaciales. Las métricas no espaciales describen la composición del paisaje a través de características básicas como el número de categorías o clases, el área total del paisaje y la diversidad que relaciona la riqueza (número de clases presentes) y la equitatividad (distribución del área entre las clases). Por otra parte, las métricas espaciales describen los atributos de los parches, su configuración espacial y contienen información relevante para medir la fragmentación. Específicamente, se refieren a las características de los parches individuales (medidas basadas en los parches) y las relaciones espaciales entre múltiples parches (medidas basadas en características de vecindad). Las características de los parches suelen describirse en términos de tamaño, forma (usando la relación área-perímetro), número, densidad y perímetro (borde) de los parches, el grado de contraste o disimilaridad entre un parche y su alrededor, así como la extensión de la zona núcleo (área que se presume que no está influenciada por el efecto de borde) resultado de la relación tamaño y forma (Gustafson 1998; Rutledge, 2003).

En relación a la comparabilidad de los valores de las métricas estructurales entre varios estudios, el comportamiento de métricas absolutas y relativas sencillas, como por ejemplo el número de parches, la longitud de borde, el área total de la clase, el índice de forma promedio, la densidad de borde y la densidad de parches, que tienen un comportamiento similar y predecible frente a variaciones de la escala espacial y resolución temática, son los más adecuados para evaluar la heterogeneidad del paisaje y las variaciones observadas en diferentes estudios (Xiuzhen *et al.* 2005; Símová y Gdulová, 2012).

En ésta investigación se calculó las métricas estructurales espaciales y no espaciales que se mencionan en la a Tabla 4. Para escoger las métricas se tuvo en cuenta los resultados de los estudios de Símová y Gdulová (2012) y Xiuzhen *et al.*, (2005), la frecuencia de su utilización en diversas investigaciones, así como la información disponible en la literatura sobre su comportamiento. Su estimación se realizó utilizando la extensión "Patch Analyst" para "ArcMap 9.3".

**Tabla 4.** Métricas utilizadas para caracterizar la conectividad estructural del paisaje de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. Se menciona el nombre de la métrica, su símbolo, descripción, unidades y nivel de análisis de su aplicación. Información tomada y modificada de Rutledge, (2003) y Rempel *et al.*, (2012).

	Nombre	Símbolo	Descripción	Unidades	Nivel de análisis	
<b>Métricas no espaciales (Composición)</b>	Número de clases	NC	Número de categorías o clases temáticas del mapa.	N° clases	Paisaje	
	Área total del paisaje	TLA	Corresponde a la suma de las áreas de cada una de las clases.	ha	Paisaje	
	Índice de diversidad: Shannon's Evenness	SEI	Relaciona el número de parches (área) y su distribución en las diferentes clases. Es igual a cero cuando la equitatividad es baja y se acerca a uno cuando la distribución de los parches en las clases es más homogénea.	(---)*	Paisaje	
<b>Métricas espaciales</b>	<b>Medidas de las características de los parches</b>	Número de parches	NumP	Número de parches por clase y número de parches en el paisaje.	N° parches	Clase y Paisaje
		Densidad de parches	PD	Número de parches de una determinada clase por unidad de área (normalmente 100ha).	N° parches/100 ha	Clase
		Área de la clase	CA	Suma de las áreas de los parches que pertenecen a una determinada clase.	ha	Clase
		Mediana del tamaño de los parches <sup>+</sup>	MedPS	Área del parche que divide al conjunto de observaciones en dos grupos de igual tamaño. Medida de tendencia central para datos asimétricos.	ha	Clase
		Mediana del tamaño de las áreas núcleo <sup>+</sup>	MedCA	Tamaño del área núcleo que divide al conjunto de observaciones en dos grupos de igual tamaño. Medida de tendencia central para datos asimétricos. El área núcleo se estableció considerando un área buffer de 100 m.	ha	Clases: Bosque de Pino-Encino cerrado y Bosque de Encino-Pino, cerrado
		Densidad de borde	ED	Cantidad de borde de los parches en relación al área del paisaje.	m/ha	Clase y paisaje
		Índice de forma promedio	MSI	Basado en comparación de la relación perímetro-área con una forma geométrica, el círculo o el cuadrado. Es igual a uno cuando todos los parches son circulares (para polígonos) o cuadrados (para raster), e incrementa conforme aumenta la irregularidad en la forma de los parches.	(---)	Clase y paisaje

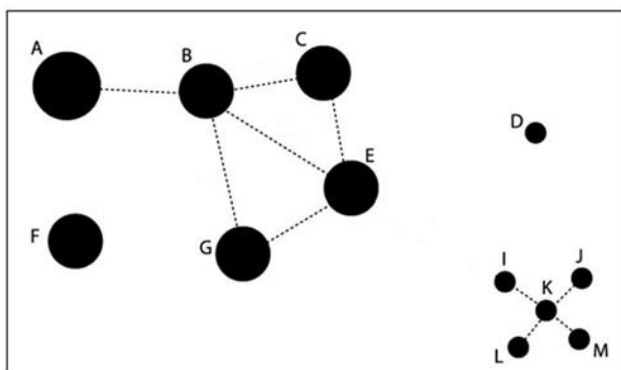
\* En la columna unidades (---) significa sin unidades.

+ La mediana es una medida de tendencia central útil para analizar un conjunto de datos que presentan una distribución no simétrica, como es el caso del tamaño de los parches de las diferentes cubiertas y el tamaño del área núcleo de las cubiertas BC, B. Pino-Encino, C y BE, B. Encino-Pino, C.

### 2.3.2. Métricas del paisaje utilizadas para caracterizar la conectividad funcional

La conectividad funcional del paisaje en las tres microcuencas del sitio de estudio se evaluó utilizando el software "Conefor Sensinode 2.6 (CSS2)", elaborado por Saura y Torné (2009). Éste software permite evaluar la contribución de cada parche para el mantenimiento o incremento de la conectividad, utilizando como base la de teoría de grafos. Un grafo es un conjunto de nodos y enlaces que conectan dos nodos distintos. Los nodos representan unidades de hábitat (fragmentos de bosque, áreas protegidas, entre otros) rodeados por un hábitat inhóspito (no hábitat), mientras que los

enlaces simbolizan la potencial habilidad de una determinada especie o conjunto de ellas para dispersarse entre dos nodos distintos (conectividad funcional o de hábitat; Figura 11).



**Figura 11.** Paisaje imaginado como un grafo. Los parches están representados por nodos (círculos negros) y los posibles enlaces por las líneas punteadas. En la figura, el grafo presenta cuatro componentes, que son, agrupaciones de nodos funcionalmente conectados. Dos componentes presentan un nodo (componente con el parche D y componente con el parche F) y dos componentes 5 nodos (parches A, B, C, E y G en un componente y parches I, J, K, L y M en otro; modificado de Saura y Rubio, 2010).

El CSS2 incorpora dos tipos de modelos para describir la conexión entre dos nodos, el modelo de conexión probabilístico y uno binario. En el modelo binario dos nodos están conectados o no y no incorpora información sobre la resistencia o facilidad de la conexión entre ellos. En el modelo probabilístico se maneja una cierta probabilidad de dispersión entre dos parches a través de una estimación de la resistencia, frecuencia o facilidad de directo desplazamiento del organismo analizado. Dependiendo del tipo de información disponible para un particular análisis y el propósito de su aplicación puede ser escogido uno u otro modelo de conexión (Saura y Torné, 2009).

Para la estimación de la conectividad, el CSS2 requiere de información sobre la distribución espacial de los parches, por ejemplo un mapa temático que discrimine entre áreas de hábitat y no hábitat; un atributo de los parches como el área total, el área de la zona núcleo o la densidad de la población, así como información sobre la capacidad de dispersión de las especies analizadas (Saura y Torné, 2009). La capacidad de dispersión se puede definir a partir del conocimiento de los organismos presentes en la región y de sus capacidades de dispersión. Sin embargo, la obtención de datos sobre las capacidades de dispersión requiere del monitoreo de los individuos, convirtiéndose en una tarea costosa y difícil de realizar. Una alternativa frente a la falta de datos de éste tipo es el uso de información presente en la literatura o la simulación de diferentes capacidades de dispersión (Tambosi *et al.*, 2012).

De las métricas evaluadas por el CSS2 (Saura y Torné, 2009), en éste estudio se estimó el Índice Integral de Conectividad (IIC) bajo el modelo binario. De acuerdo con Pascual-Hortal y Saura (2006), el IIC es una métrica basada en la disponibilidad de hábitat que combina los atributos de los nodos (por ejemplo el área) con el número de enlaces que componen la ruta más corta entre cualquier par de nodos. El concepto de disponibilidad de hábitat considera al parche en sí mismo (incluso si está aislado del resto de los demás parches) como un espacio donde ocurre conectividad (mayor, en cuanto más grande sea el parche). Para que un hábitat esté disponible para un organismo o población, éste debe ser abundante y estar conectado; por lo tanto, el hábitat disponible puede ser insuficiente para un organismo o población si los parches de hábitat están poco conectados, pero



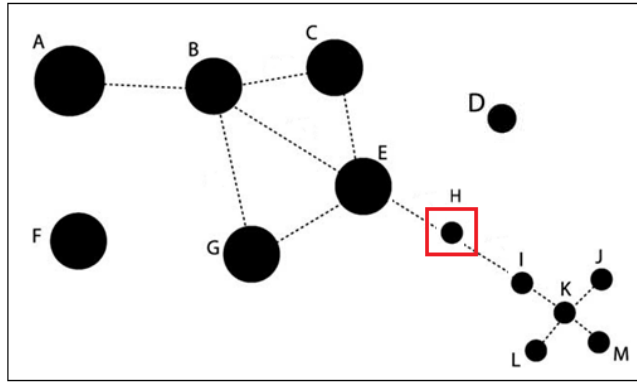
también si el área del hábitat es escasa aunque los parches estén altamente conectados (Saura y Torné, 2009).

El IIC se calcula a nivel de paisaje. Su valor varía de cero a uno, aumentando a medida que el paisaje está más conectado (Saura y Torné, 2009). A partir del valor de IIC es posible estimar un índice para cada parche (dIIC), que indica, para una distancia de dispersión definida, el porcentaje variación de IIC en caso de que un determinado parche sea removido. Tiene en cuenta el área conectada que existe dentro del parche (conectividad dentro del parche de acuerdo a su área), el flujo que podría existir entre los parches de hábitat para la distancia de dispersión estimada y el papel de los parches como trampolines ecológicos en el mantenimiento de la conectividad entre áreas de hábitat (Saura y Pascual-Horta, 2007). Lo anterior permite clasificar los parches (priorización) de acuerdo a su importancia para el mantenimiento de la conectividad funcional a nivel de paisaje (Tabla 5).

**Tabla 5.** Métricas evaluadas para caracterizar la conectividad funcional en el paisaje. Modificado de Saura y Pascual-Horta (2007).

Métricas evaluadas	Parámetros
$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$	<p><b>IIC:</b> Índice Integral de Conectividad  <b>n:</b> número total de nodos en el paisaje  <b>a<sub>i</sub> y a<sub>j</sub>:</b> atributos de los nodos i y j (área del parche)  <b>nl<sub>ij</sub>:</b> número de enlaces en la trayectoria más corta entre i y j  <b>AL:</b> valor máximo del atributo del paisaje (área total del paisaje incluyendo área hábitat y no hábitat)</p>
$dI(\%) = 100 \cdot \frac{I - I_{remove}}{I}$	<p><b>dl:</b> Importancia relativa del parche.  <b>I:</b> valor de IIC cuando todos los nodos están presentes en el paisaje  <b>I<sub>remove</sub>:</b> valor de IIC después de la eliminación de un determinado parche en el paisaje</p>

Para el análisis de conectividad funcional, el mapa de comunidades y tipos de vegetación de las tres microcuencas del sitio de estudio se dividió en dos categorías, hábitat y no hábitat: la categoría hábitat incluyó los polígonos correspondientes a *Bosque de Coníferas*, *Bosque de Pino-Encino*, *cerrado* y *Bosque de Encino*, *Bosque de Encino-Pino*, *cerrado*. La categoría no hábitat incluyó los parches pertenecientes a las demás clases. Como atributo de calidad se consideró el área total de los parches de hábitat, lo anterior con el objetivo de incluir en el análisis pequeños fragmentos (los cuales se anularía en el análisis si se considerara el área núcleo como atributo de calidad) que podrían funcionar como trampolines ecológicos (Forman, 1995a) entre dos componentes que de otra manera estarían separados (Figura 12).



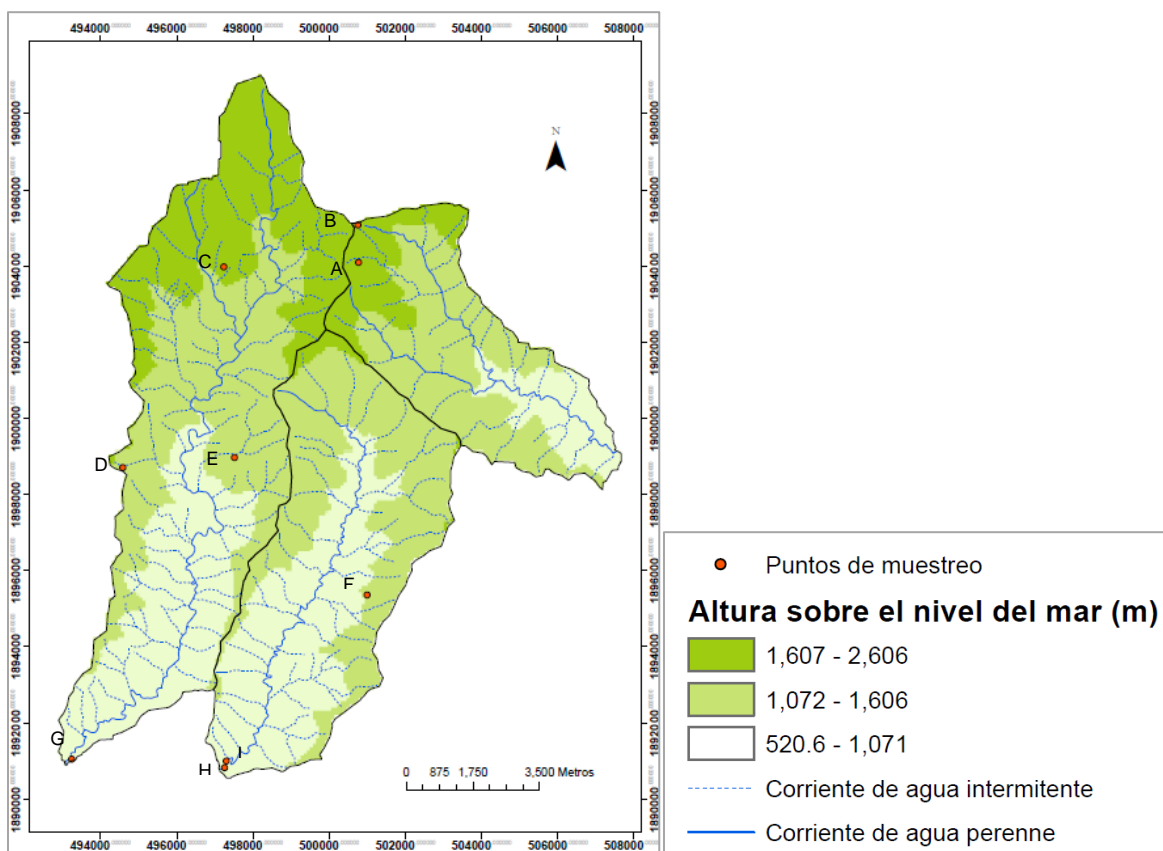
**Figura 12.** Grafo compuesto por cuatro componentes, dos de los cuales estaría separados (componente con los parches A, B, C, E y G; y I, J, K, L, M) si el parche componente del parche H no estuviese presente. A pesar de que el parche H no tiene de las áreas más grandes, cumple un papel fundamental en la conectividad total del paisaje (Modificado de Saura y Rubio, 2010).

La información requerida para el cálculo de IIC y dIIC en el software “Conefor Sensinode 2.6”, (dos archivos de texto: número de nodos y enlaces posibles para un determina distancia), se calculó utilizando la extensión “Conefor Inputs” para “ArcMap 9.3”. La capacidad de dispersión para el cálculo de dIIC se estimó realizando un análisis del comportamiento del IIC del paisaje, a partir de la simulación de 50 capacidades de desplazamiento que variaron de 100 a 5 000 m. La distancia escogida fue aquella por debajo de la cual no hubo alteraciones en el valor del IIC.

#### 2.4. Muestreo de la vegetación

Las tres microcuencas del sitio de estudio se dividieron en tres zonas de acuerdo a la altitud sobre el nivel del mar (Figura 13 y Tabla 6). En cada intervalo altitudinal se escogió tres sitios para caracterizar la composición, estructura y diversidad de las especies vegetales arbóreas y arbustivas con diámetro a la altura del pecho (DAP) > 2.5 cm. El muestreo se realizó durante cuatro salidas de campo realizadas entre el 21 de octubre de 2012 y el 31 de enero de 2013.

Los nueve sitios de muestreo se seleccionaron teniendo en cuenta el mapa de comunidades vegetales y tipos de vegetación, e información proporcionada por los habitantes en relación al estado de conservación de los bosques (ceranos y lejanos) aledaños a sus comunidades. Los sitios de muestreo coincidieron además, con las áreas delimitadas en el mapa como bosque cerrado para el caso de las comunidades Bosque de Coníferas y Bosque de Encino, y selva abierta para la comunidad Selva Subcaducifolia debido a la ausencia de vegetación de éste tipo sin alteración aparente en su estrato arbóreo.



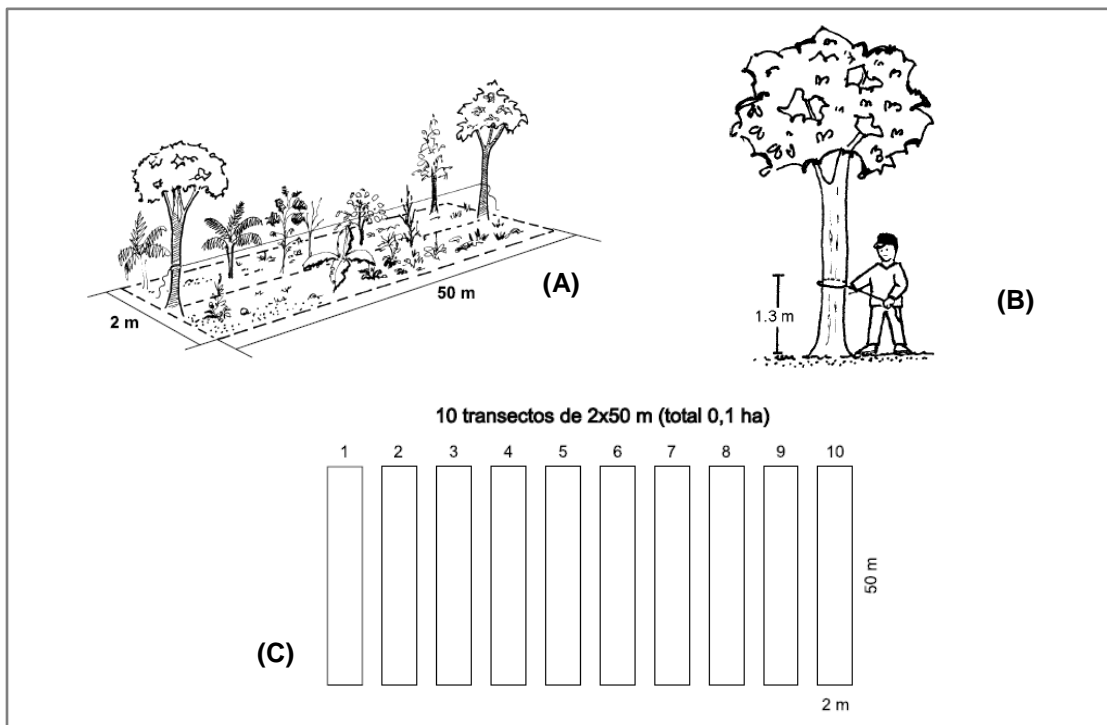
**Figura 13.** Ubicación de los puntos de muestreo de la vegetación (A, B, C, D, E, I, F, G y H) en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. MDE realizado a partir de las curvas de nivel a 1:50 000 proporcionadas por el INEGI, en el conjunto vectorial del Marco Geoestadístico Nacional.

**Tabla 6.** Intervalo altitudinal (m) pendiente (grados) y orientación de los puntos de muestreo en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Intervalo altitudinal (m)	Pendiente (grados)	Orientación	Comunidad cercana	Punto de muestreo
1738 a 1838	30 a 34	Noreste	Agua Tordillo	A
2016 a 2105	22 a 26	Este	Agua Tordillo	B
1179 a 1222	14 a 18	Suroccidente	Río Hacienda	C
1396 a 1491	30 a 34	Este	Lomatepec	D
1733 a 1775	22 a 26	Noroccidente	Fuereño	E
1091 a 1125	18 a 22	Occidente	Llano de la Parota	F
520 a 566	18 a 22	Suroccidente	Aguacate	G
558 a 602	18 a 22	Noroccidente	Aguacate	H
558 a 589	8 a 14	Sureste	Río Grande	I

En cada sitio, perpendicular a la pendiente, se estableció 10 transectos lineales tipo Gentry (1982; Figura 14ABC) de 50x2 m, a una distancia aproximada de 20 m entre sí. En total se muestreó 0.1 ha por sitio (1 000 m<sup>2</sup>), 0.3 ha por intervalo altitudinal (3 000 m<sup>2</sup>) y 0.9 ha para el total del área de estudio (9 000 m<sup>2</sup>). En cada transecto se registraron las especies leñosas arbóreas y arbustivas con un DAP > 2.5 cm (equivalente a 7.85 cm de circunferencia a la altura del pecho). En el caso de los arbustos, se midieron todos los tallos iguales o mayores al valor del DAP establecido. En cada sitio de muestreo se colectó material botánico para su posterior identificación en el Laboratorio de Plantas Vasculares de la Facultad de Ciencias y en el Herbario Nacional de México (MEXU) de la Universidad

Nacional Autónoma de México. El nombre científico de las morfoespecies identificadas corresponde al reportado por The Plant List (2010).



**Figura 14.** Diseño del muestreo de la vegetación en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. (A) transecto lineal tipo Gentry de 50x2 m. (B) media del DAP a los 1.3 m del suelo. (C) 10 transectos tipo Gentry por sitio, para un total de 0.1 ha muestreados por sitio. Modificado de Villareal *et al.*, (2006).

#### 2.4.1. Esfuerzo de muestreo, curva de acumulación de especies

Se determinó si la muestra fue representativa de la riqueza de árboles y arbustos (DAP > 2.5) presentes en cada sitio (0.1 ha) y en el intervalo altitudinal (0.3 ha), elaborando una curva suavizada de acumulación de especies, que representó gráficamente el incremento en el número de especies añadidas al inventario (variable Y) a medida que aumentaba el esfuerzo de muestreo (variable X). Para su elaboración, se calculó con el programa EstimateS 9.0 el promedio estadístico de adición de especies con el aumento del esfuerzo. Posteriormente, se utilizó la ecuación o modelo asintótico de Clench para describir matemáticamente la curva. Su expresión matemática es (Soberón y Llorente, 1993):

$$S_x = \frac{a \cdot x}{1 + b \cdot x}$$

En donde:

S<sub>x</sub>: es la riqueza acumulada observada

x: el esfuerzo de muestreo

a: la tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del muestreo

b: un estimador que describe la pendiente de la curva.

El ajuste de la función se realizó mediante estimación no lineal utilizando el algoritmo de Simplex & Quasi Newton con el programa STATISTICA, versión 10 (StatSoft Inc, 2011). La asíntota de la curva,

es decir, el número total de especies predichas por la ecuación bajo un esfuerzo de muestreo máximo, se estimó como  $a/b$  (Soberón y Llorente, 1993).

El muestreo se evaluó calculando la pendiente al final de la curva [ $P_x = a/(1+b*x)$ ], y la proporción de las especies registradas en relación al número total de especies estimadas por la ecuación [% *flora registrada* =  $Sx/(a/b)$ ]. Para el modelo asintótico de Clench, el muestreo puede considerarse suficiente cuando la pendiente se hace aproximadamente  $<0.1$  (Jiménez-Valverde y Hortal, 2000). Adicionalmente, si fuese el caso, se calculó el número adicional de unidades de muestreo que deberían ser incluidas para registrar el 95% de la flora estimada [ $X_{0.95} = 0.95/(b*(1-0.95))$ ].

De acuerdo con Soberón y Llorente (1993), escoger un modelo para describir una curva de acumulación de especies, requiere de información acerca del tamaño del área muestreada y del tipo de fauna y flora en cuestión. Sin embargo, recomienda usar el modelo de Clench para estudios en sitios de área extensa, heterogéneas, y para metodologías en las una mayor cantidad de tiempo en campo (mayor experiencia en el método de muestreo y conocimiento del grupo taxonómico estudiado), resulta en una mayor la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario.

Adicionalmente, a través del estimador de riqueza no paramétrico “Bootstrap” calculado en EstimateS 9.0 (Colwell, 2013), se relacionó el número de especies potencialmente capturables con el muestreo Gentry (número de especies esperado) y el número de especies registrado por intervalo altitudinal (número de especies observadas). Éste estimador se basa en el número de *uniques* y *duplicates*, es decir, en el número de especies que aparecen únicamente en una o dos muestras respectivamente. La acumulación de especies alcanza una asíntota y por tanto las unidades de muestreo son suficientes, cuando los *uniques* son igual a cero (Smith y Van Belle, 1984; Villareal *et al.*, 2006).

En EstimateS 9.0 (Colwell, 2013), la curva suavizada de acumulación de especies y los valores asociados de riqueza esperada, se calcularon presentando el promedio de un número de reordenamientos aleatorio de las muestras definido por el usuario; en éste caso, el orden de las muestras fue aleatorizado 100 veces sin remplazamiento.

#### 2.4.2. Estructura de la vegetación

La estructura de la vegetación se analizó con base en el Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) y la distribución de los tallos en clases diamétricas de las especies registradas en cada intervalo altitudinal. En el primer análisis, los parámetros fitosociológicos dominancia relativa, densidad relativa y frecuencia relativa de los individuos se combinaron en el IVIR para cuantificar y contrastar la dominancia de una especie o familia con respecto a la totalidad de las especies dentro de un mismo intervalo altitudinal (Mueller- Dombois y Ellenberg, 1974; Guariguata *et al.*, 1997).

La dominancia relativa se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Sumatoria del AB de la especie "i"}}{\text{Sumatoria del AB de todas las especies}}$$

En donde:

$$AB(\text{Área Basal}) = \frac{\pi \cdot DAP^2}{4}$$

La densidad relativa se calculó como:

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{Número de individuos de la especie "i"}}{\text{Número total de individuos de todas las especies}}$$

La frecuencia relativa se estimó como:

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia de una especie}}{\text{Sumatoria de las frecuencias de todas las especies}}$$

En donde:

Frecuencia de una especie: Número de transectos en donde aparece la especie "i"

Los valores relativos se combinaron en el IVIR, calculado como:

$$\text{IVIR (\%)} = \left( \frac{\text{dominancia relativa} + \text{densidad relativa} + \text{frecuencia relativa}}{3} \right) * 100$$

Por otra parte, la distribución de los tallos de los individuos en clases diamétricas se describió por medio de un histograma que mostró en número de individuos de cada intervalo altitudinal por clase diamétrica de 10 cm de intervalo. Según Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla (1995), en algunos casos el tamaño de las plantas varía de manera positiva y estrecha con la edad. En otras situaciones la relación tamaño-edad es muy débil o no existe debido a que las plantas varían en tamaño dependiendo de las circunstancias ambientales; por lo tanto, la estructura de tamaños de una población refleja la composición de edades, la calidad ambiental o una combinación de ambas. Asumiendo que existe una relación entre el tamaño de un árbol y su edad, Ajbilou *et al.*, (2003), propusieron que la distribución de las clases diamétricas de una mancha de bosque pueden reflejar su estructura demográfica y por tanto su historia reciente. Villareal *et al.*, (2006), señalaron que las gráficas de clases diamétricas son fundamentales para conocer la estructura de la comunidad e inferir el grado de conservación del bosque estudiado.

### 2.4.3. Diversidad Alfa, Beta y Gama

La diversidad biológica es una medida de la variedad que se presenta en una comunidad y se refiere principalmente a nivel de especie. Para su análisis existen tres niveles de estudio diferentes, el Alfa, Beta y Gamma (Soutwood y Henderson, 2000). La diversidad Alfa describe la diversidad de una comunidad determinada. La diversidad Beta es una medida del grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre comunidades a lo largo de un gradiente, por ejemplo, altitudinal. La diversidad Gamma, es la riqueza de especies dentro de varios tipos de hábitats (conjunto de comunidades) y es el resultante de la diversidad de cada una de las comunidades (diversidad Alfa), así como el grado de diferencia que se ha desarrollado entre ella (diversidad Beta; Magurran 1989, Villareal *et al.*, 2006).

La descripción de la diversidad Alfa se realizó mediante la estimación de la riqueza de especies y el cálculo de índices derivados de la estructura de la comunidad de cada uno de los sitios de muestreo. La riqueza de especies incluyó el cálculo del número de especies observado, la densidad de especies (Número de especies/ha) y la estimación del índice de Margalef. Los índices derivados de la estructura de la comunidad fueron el índice de diversidad de Shannon y el índice de dominancia de Simpson (Tabla 7). Una aproximación adicional a la dominancia de las especies se realizó por medio de una gráfica que mostró la distribución de la abundancia (Número de individuos/ha) relativa de cada especie por nivel altitudinal. La diversidad Alfa se reportó por sitio de muestreo y como el promedio (media±E.E) de los valores obtenidos en los tres sitios de muestreo por nivel altitudinal.

El índice de Margalef se calculó como:

$$\text{Índice de Margalef} = \frac{S-1}{\ln N}$$

En donde:

S: Número de especies observadas por sitio de muestreo

N: Número total del individuos de todas las especies

El índice de diversidad de Shannon (H') se calculó como:

$$H' = - \sum_i \frac{n_i}{N} * \ln \frac{n_i}{N}$$

El índice de dominancia de Simpson (D) se calculó como:

$$D = \sum \left( \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)} \right)$$

En donde:

$n_i$ : Número de individuos de la especie "i"

N: Número total de individuos de todas las especies

A medida que D incrementa, la diversidad decrece. Para una mejor interpretación el índice de dominancia de Simpson es expresado como 1-D.

El índice de Margalef combina en una sola medida el número de especies observado y el número total de individuos registrados (tamaño muestral). Según Magurran (1998), las medidas de riqueza proporcionan una expresión comprensible e instantánea de la diversidad siempre y cuando incorporen el tamaño muestral en su estimación. Por su parte, Colwell, (2009), consideró que la riqueza suele ser la medida más simple de la diversidad, de manera que se pueden realizar mejores interpretaciones si se tiene en cuenta la equitatividad o uniformidad de las abundancias de las especies a través de los índices de Shannon y Simpson; ambos son funciones matemáticas clásicas utilizadas ampliamente hasta el día de hoy en ecología. De acuerdo con Magurran (1983 y 2004) y Colwell (2009), el índice de Simpson representa una medida de dominancia menos sensible a la riqueza y más sensible a la equitatividad que el índice de diversidad de Shannon.

Adicionalmente, a través de un análisis de correlación de Pearson se determinó el grado de relación entre en nivel altitudinal y el número de especies observadas por transecto (100 m<sup>2</sup>), el número de

individuos registrados por transecto, el índice de diversidad de Shannon y el índice de dominancia de Simpson calculado por sitio de muestreo (0.1ha). Para conocer si la relación era estadísticamente diferente de cero, se realizó una Prueba t de Student con n-2 grados de libertad y  $P > 0.05$ .

La descripción de la diversidad Beta se realizó a través de un análisis de agrupamiento que permitió evaluar la similitud en la composición de especies entre los sitios de muestreo teniendo en cuenta su incidencia (presencia-ausencia) y abundancia (Tabla 7). Por otra parte, la descripción de la diversidad Gama se realizó indirectamente con el listado regional de especies y la riqueza total (Villareal *et al.*, 2006).

La diversidad Alfa se calculó utilizando el Software PAST, versión 1.75b (Hammer *et al.*, 2001). La diversidad Beta y en análisis de correlación de Pearson utilizando el Software STATISTICA, versión 10 (StatSoft Inc, 2011).

**Tabla 7.** Índices utilizados para estimar la diversidad Alfa y Beta en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero (modificado de Magurran 1989 y 2004, Villareal *et al.*, 2006; Colwell, 2009).

<b>Diversidad Alfa</b>		
<b>Riqueza de especies</b>	<p><i>Número de especies observado</i>: número de especies en el intervalo altitudinal.</p> <p><i>Densidad de especies (Número de especies/ha)</i>: número de especies por ha.</p> <p><i>Índice de Margalef <math>MLog_e</math></i>: relaciona el número de especies observado y el número total de individuos registrados en un sitio de muestreo (tamaño de muestra).</p>	
<b>Índices derivados de la estructura</b>	<b>Índice de diversidad</b>	<i>Índice de Shannon <math>H' Log_e</math></i> : mide que tan uniforme son las abundancias de especies; es decir, indica que tan uniformes están representadas las especies teniendo en cuenta todas las especies muestreadas.
	<b>Índice de dominancia</b>	<i>Índice de Simpson (D) (forma recíproca: 1-D)</i> : muestra la probabilidad de que dos individuos sacados al azar de una muestra correspondan a la misma especie.
<b>Diversidad Beta</b>		
<b>Similitud o disimilitud</b>	<i>Análisis de agrupamiento o "cluster analysis"</i> : permite "agrupar" los sitios muestreados en un dendrograma usando como medida de similitud/disimilitud la distancia euclidiana. Evalúa la similitud en la composición de especies con datos de su incidencia y abundancia.	

#### 2.4.5. Especies vegetales con potencial en actividades de restauración a nivel de paisaje

De acuerdo a sus rasgos de historia de vida (RHV) se exploró en la bibliografía el potencial en actividades de restauración de las 10 especies con mayor Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) por nivel altitudinal. Los RHV registrados fueron capacidad de rebrote, zoocoria, fijación de Nitrógeno y si la especie se establece al inicio de la sucesión (pioneras). Las referencias bibliográficas correspondieron a investigaciones y/o recopilaciones realizadas en Centroamérica, Suramérica y Norteamérica, las dos últimas para especies de amplia distribución. Adicional a los RHV, se indicó cuáles de las especies con mayor índice de valor de importancia relativo son utilizadas como combustible, en la elaboración de herramientas, construcción y artesanías; cuales especies son melíferas, alimento y medicinales. Para éstas características, además a la información bibliográfica, se tuvo en cuenta aquella recabada de manera informal durante el muestreo de la vegetación.



La información fue ordenada en una tabla de seis campos en la que se especifica el nombre científico de la especie, nombre común en lengua Me'Phaa, se indica el intervalo altitudinal en el que la especie presenta un índice de valor de importancia relativo alto, las características evaluadas (RHV y otros) y la fuente de referencia.

## Resultados

### 1. Evaluación de la confiabilidad temática

La confiabilidad global del mapa de comunidades y tipos de vegetación de las tres microcuencas del sitio de estudio (Anexo1) fue de 81%. Las dos categorías que presentaron los mayores errores de comisión fueron Áreas sin vegetación, Suelo desnudo por deslizamiento (100%) y Vegetación Inducida, Pastizal (60%). Lo anterior quiere decir que el 100 y 60% de los sitios de verificación (uno y cinco polígono respectivamente) cartografiados como Suelo desnudo por deslizamiento y Vegetación Inducida, Pastizal respectivamente, pertenecían a otra categoría diferente. Por su parte, las categorías con el mayor error de omisión fueron Vegetación Inducida, Pastizal (50%) y Asentamientos humanos (42.9%), lo que indica que el 50 y 42.9% de los polígonos de verificación de éstas dos cubiertas (cinco y cuatro polígonos respectivamente) fueron asignados a otras cubiertas diferentes aunque efectivamente pertenecían a ellas (Tabla 8).

**Tabla 8.** Cuadro que resume los resultados obtenidos de la matriz de confusión como parte de la evaluación de la confiabilidad temática del mapa de comunidades y tipos de vegetación de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Categorías evaluadas	Error de Comisión (%)	Error de Omisión (%)	Confiabilidad Usuario (%)	Confiabilidad Productor (%)
Asentamientos humanos	0	42.9	100	57.1
Bosque de Coníferas, Bosque de Pino-Encino, abierto	21.1	11.8	78.9	88.2
Bosque de Coníferas, Bosque de Pino-Encino, cerrado	33.3	0	66.7	100
Bosque de Encino, Bosque de Encino-Pino, abierto	13.3	31.6	86.7	68.4
Bosque de Encino, Bosque de Encino-Pino, cerrado	14.3	25.0	85.7	75.0
Carretera terracería	0	0	100	100
Nubes	100	0	0	100
Rio	0	0	100	100
Selva Subcaducifolia, Selva Baja Subcaducifolia, abierta	0	0	100	100
Vegetación Inducida, Pastizal	60	50	40	50
Vegetación Inducida, Pastizal con árboles	20	11.1	80	88.9
Vegetación Inducida, Áreas agrícolas de temporal	13	13	87	87
Vegetación de Galería	0	0	100	100
Áreas sin vegetación, suelo desnudo	0	100	0	100
Áreas sin vegetación, suelo desnudo por deslizamiento	100	0	100	0

### 2. Distribución espacial de remanentes de vegetación nativa

#### 2.1. Conectividad estructural del paisaje

El área de estudio comprendió un paisaje de 13 468.8 ha. Ésta extensión, de acuerdo al Índice de diversidad "Shannon's Evenness" (SEI), se distribuyó de manera relativamente homogénea en 15 tipos de cubiertas diferentes (Tablas 9 y 10).

**Tabla 9.** Tipos de cubiertas en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Clase (cubierta)	Abreviatura
Bosque de Coníferas, Bosque de Pino-Encino, abierto*	BC, B. Pino-Encino, A
Bosque de Coníferas, Bosque de Pino-Encino, cerrado*	BC, B. Pino-Encino, C
Bosque de Encino, Bosque de Encino-Pino, abierto	BE, B. Encino- Pino, A
Bosque de Encino, Bosque de Encino-Pino, cerrado	BE, B. Encino- Pino, C
Selva Subcaducifolia, Selva Baja Subcaducifolia, abierta	SS, SbS, A
Vegetación Inducida, Pastizal con árboles <sup>+</sup>	VI, Pastizal con árboles
Vegetación Inducida, Pastizal <sup>+</sup>	VI, Pastizal
Vegetación Inducida, Áreas agrícolas de temporal	VI, Agri. Temporal
Vegetación de Galería	V. Galería
Áreas sin vegetación, Suelo desnudo por deslizamiento	ASV, SDD
Áreas sin vegetación, Suelo desnudo	ASV, SD
Carretera terracería	C. Terracería
Asentamientos humanos	A. Humanos
Nubes	N.
Río	R.

\* Para Bosques y Selvas, en la clasificación se denominó “abierto” si la cobertura del estrato arbóreo abarcó entre el 10 a 40% del polígono y “cerrado” si abarcó 40% o más. <sup>+</sup> Los pastizales se nombraron *Vegetación Inducida, Pastizal* para zonas con total predominio de vegetación herbácea y *Vegetación Inducida, Pastizal con árboles* para zonas dominadas por vegetación herbácea con una cobertura arbórea de entre el 5 a 10% del total del área.

**Tabla 10.** Composición del paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Métrica	Valor
Número de clases (NC)	15
Área total del paisaje (TLA)	13 468.88 ha
Índice de diversidad: Shannon's Evenness (SEI)	0.72*

\* El cálculo del Índice de diversidad: Shannon's Evenness (SEI) se realizó sin tener en cuenta cuatro polígonos asignados a la categoría nubes. El valor de éste índice oscila entre cero y uno.

En relación a las métricas espaciales para el análisis de la conectividad estructural a nivel de paisaje, las 15 cubiertas se distribuyeron en 640 parches, que en promedio presentaron una forma irregular (MSI= 2.18), si se tiene en cuenta que el valor de MSI se acerca a uno cuando los parches tienden a ser circulares, e incrementa su valor conforme aumenta la irregularidad de los mismos. La densidad de borde, es decir, la extensión de los bordes en relación al área total del paisaje, fue de 158.11 m/ha (Tabla 11).

**Tabla 11.** Métricas espaciales a nivel de paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Métrica	Valor
Número de parches (NumP)	640
Índice de forma promedio (MSI)	2.18
Densidad de borde (ED)	158.11 m/ha

\* Las métricas espaciales MSI y ED para el análisis a nivel de paisaje se calcularon sin tener en cuenta cuatro polígonos asignados a la categoría nubes.

En cuanto a las métricas espaciales para el análisis de la conectividad estructural a nivel de clase (cubierta; Tabla 12), las cubiertas vegetales que comparativamente abarcaron una mayor área fueron VI, Agri. Temporal (3 979.51 ha, 29.5%), seguido de BC, B. Pino-Encino, C (2 242.32 ha, 16.6%) y BE, B. Encino-Pino, A (2 102.15 ha, 15.6%). Por su parte, las cubiertas vegetales con menor extensión fueron VI, Pastizal (376,78, 2.8%), SS, SbS, A (116.09 ha, 0,9%) y V. Galería (70.61 ha,

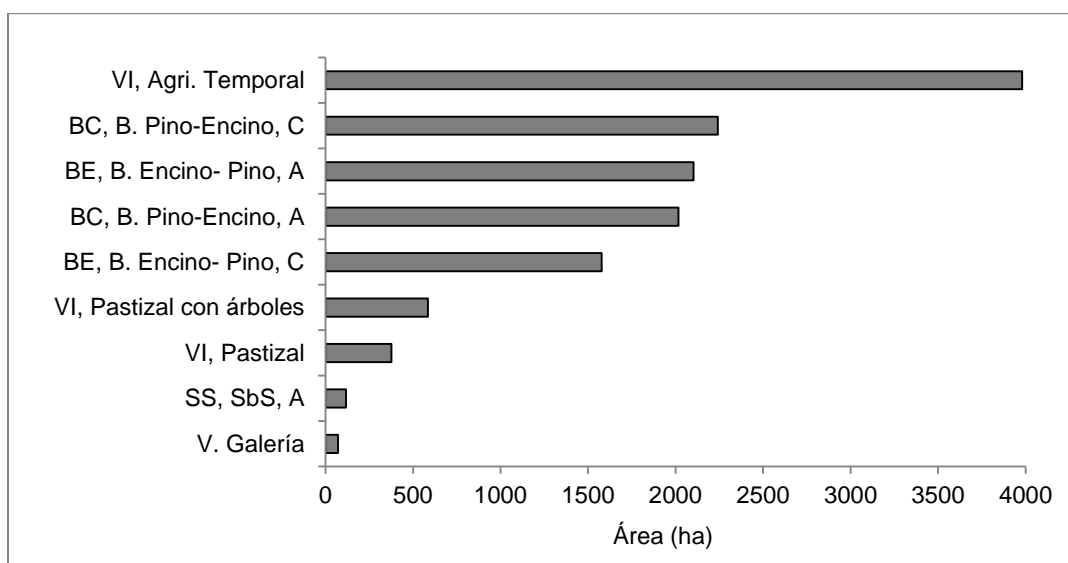
0.5%). En términos generales, las áreas con pastizales y agricultura de temporal en conjunto abarcaron el 36.6% del área, las áreas con bosque abierto y selva abierta el 31.5%, las áreas de bosques cerrados ocuparon el 28.3%, la infraestructura humana (asentamientos y carreteras) el 2.4% y las área de vegetación de galería y sin vegetación aparente el 0.5% cada una (Figura 15). Los anteriores resultados indican que la tierra es destinada principalmente para uso agrícola. Las zonas de pastizal, dependiendo de su naturaleza, indican algún tipo de uso pecuario por parte de los habitantes. Las áreas de bosque abierto son las siguientes cubiertas con mayor extensión, señalando que la tala de árboles en los bosques (al punto de tener una apariencia de abiertos) también es una actividad común.

**Tabla 12.** Métricas espaciales calculadas para cada cubierta en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. CA= Área de la clase, NumP= Número de parches, PD= Densidad de parches, MedPS= Mediana del tamaño de los parches, MSI= Índice de forma promedio, ED= Densidad de borde y MedCA= Mediana del tamaño de las áreas núcleo.

Clase	CA (ha)	CA (%)	NumP (Parches)	PD (Parches/100ha)	MedPS (ha)	MSI (---)*	ED (m/ha)	MedCA (ha)
BC, B. Pino-Encino, A	2016.85	15.0	91	0.68	8.08	2.15	23.96	-
BC, B. Pino-Encino, C	2242.32	16.6	34	0.25	20.45	2.33	18.26	8.7
BE, B. Encino- Pino, A	2102.15	15.6	97	0.72	9.08	2.16	25.20	-
BE, B. Encino- Pino, C	1577.72	11.7	38	0.28	20.65	2.37	15.13	3.5
SS, SbS, A	116.09	0.9	19	0.14	2.83	2.79	3.59	-
VI, Pastizal con árboles	585.67	4.3	71	0.53	4.98	1.93	9.97	-
VI, Pastizal	376.78	2.8	51	0.38	1.37	1.70	6.30	-
VI, Agri. Temporal	3979.51	29.5	154	1.14	7.07	1.92	40.24	-
V. Galería	70.61	0.5	13	0.10	4.43	3.18	2.78	-
ASV, SDD	10.23	0.1	3	0.02	2.23	1.48	0.21	-
ASV, SD	52.12	0.4	10	0.07	1.16	1.81	0.79	-
C. terracería	93.77	0.7	21	0.16	3.17	5	6.43	-
A. Humanos	224.45	1.7	33	0.25	2.47	2.07	4.72	-
N.	16.24	0.1	4	0.03	3.69	1.25	0.26	-
R.	4.36	0.03	1	0.01	4.36	6.27	0.34	-

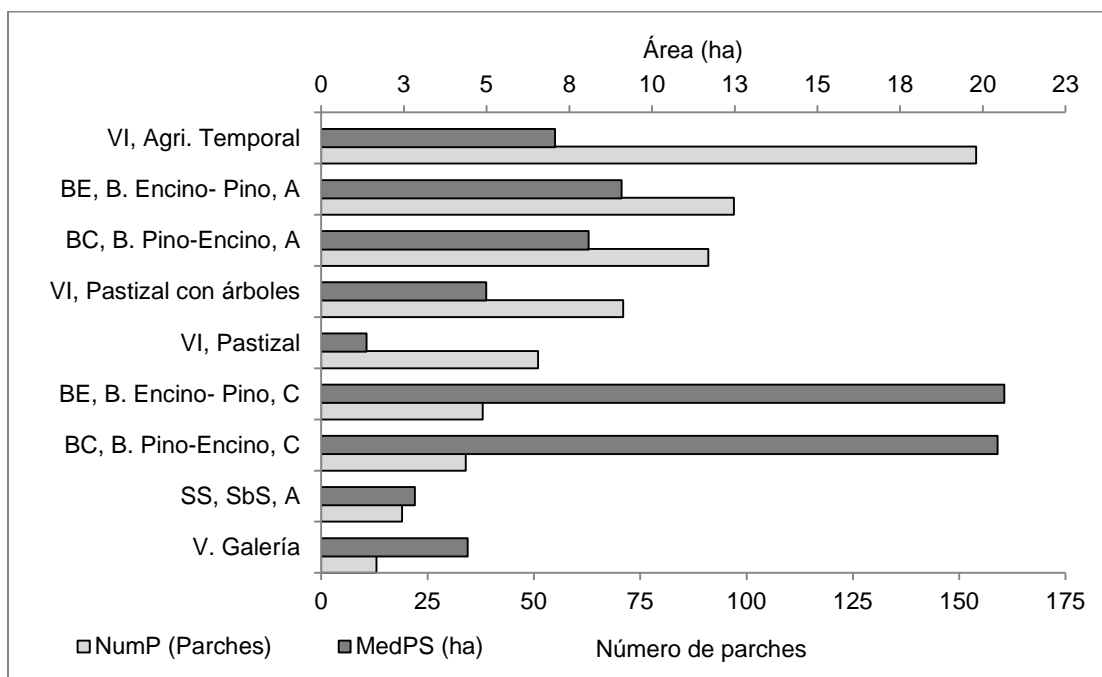
\* (---) significa sin unidades.

La cubierta VI, Agri. Temporal además de abarcar la mayor área, presentó el mayor número de parches en el paisaje (1.14 parches/100 ha). Le siguen en número BE, B. Encino-Pino, A (0.72 parches/100 ha) y BC, B. Pino-Encino, A (0.68 parches/100 ha). Por el contrario, las cubiertas con menor número de parches fueron BE, B. Encino-Pino, C (0.28 parches/100 ha), BC, B. Pino-Encino, C (0.25 parches/100 ha), SS, SbS, A (0.14 parches/100 ha) y V. Galería (0.10 parches/100 ha).



**Figura 15.** Área de las diferentes cubiertas vegetales observadas en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

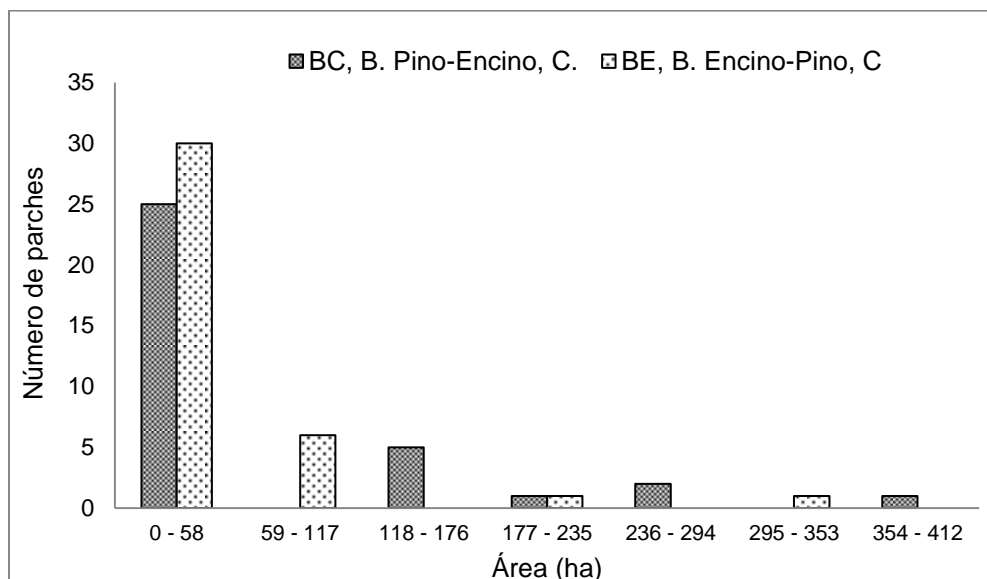
Si bien la cubierta VI, Agri. Temporal abarcó la mayor área y presentó el mayor número de parches, la mediana de su tamaño (MedPS= 7.07 ha) fue comparativamente más baja que la mediana del tamaño de los parches de BE, B. Encino-Pino, C y BC, B. Pino-Encino, C (MedPS = 20.65 ha y 20.45 ha respectivamente; Figura 16).



**Figura 16.** Relación entre el Número de parches (NumP) y la Mediana del tamaño de los parches (MedPS) de las diferentes cubiertas vegetales en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Sin embargo, al analizar la relación entre el área y el número de parches de las cubiertas BE, B. Encino-Pino, C y BC, B. Pino-Encino, C, se observó que el 76.3% (29 parches) de los parches de BE, Encino-Pino, C, presentaron un área menor a 49 ha. Una situación similar se evidenció para la cubierta de BC, Pino-Encino, C, en donde 73.5% (25 parches) de los parches presentaron un área

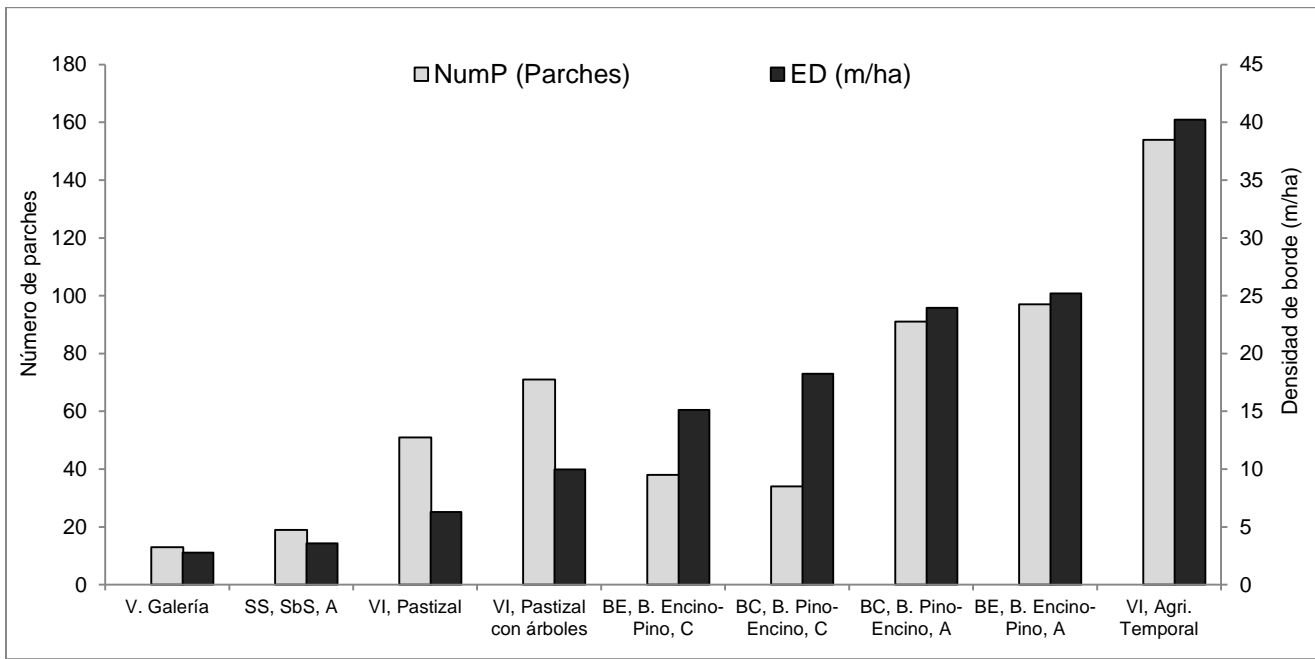
menor a 58 ha (Figura 17). Específicamente, el 41 y 34% de los parches de BC, B. Pino-Encino, C y BE, B. Encino-Pino, C, respectivamente, ocuparon menos de 10 ha.



**Figura 17.** Relación entre área total y número de parches en dos cubiertas vegetales en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

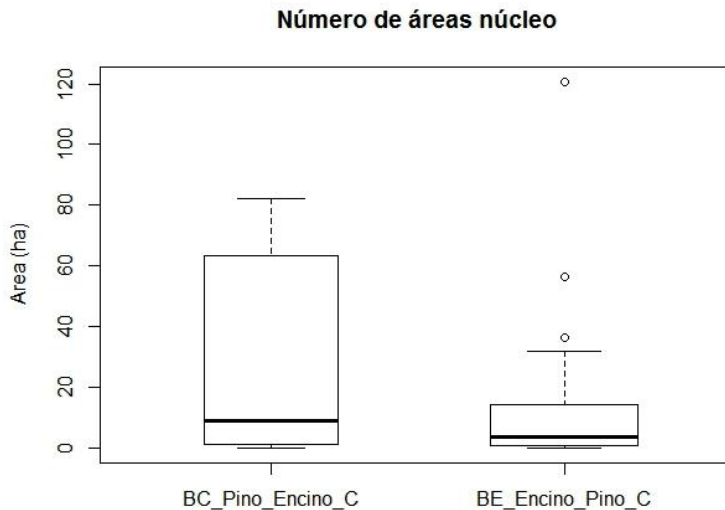
Según el índice de forma promedio de los parches, las cubiertas vegetales con los valores más bajos (indicando una mayor regularidad en la forma de los parches) fueron VI, Pastizal (MSI= 1.7), VI, Agri. Temporal (MSI= 1.9) y VI, Pastizal con árboles (MSI= 1.93), mientras que aquellas con los valores más altos de MSI (señalando una menor regularidad en la forma de los parches), fueron V. Galería (MSI= 3.18), SS, SbS, A, (MSI= 2.79), BE, B. Encino- Pino, C (MSI= 2.37) y BC, B. Pino-Encino, C (MSI= 2.33).

En relación a la densidad de borde, se observó una correspondencia directa con el número de parches y la forma: las clases con mayor número de parches, como VI, Agri. Temporal, BE, B. Encino-Pino, A y BC, B. Pino-Encino, A, presentaron los valores más altos de densidad de borde (ED) con 40.24 m/ha, 23.96 m/ha y 23.96 m/ha respectivamente. Sin embargo, las cubiertas VI, Pastizal y VI, Pastizal con árboles, aunque presentaron una densidad de parches alta, mostraron valores de densidad de borde menores (6.3 m/ha y 9.97 m/ha respectivamente) que las cubiertas BE, B. Encino-Pino, C y BC, B. Pino-Encino, C, (15.13 m/ha y 18.26 m/ha respectivamente) porque su forma fue más regular. Los parches de la cubierta VI. Agri. Temporal también fueron de forma más regular que los demás, pero su elevado número la situaron como una de las cubiertas con mayor densidad de borde en relación al área total del paisaje (Figura 18).



**Figura 18.** Relación entre la Densidad de borde (ED) y Número de parches (NumP) por cubierta vegetal en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Para el caso de las cubiertas BE, Encino-Pino, C, y BC, Pino-Encino, C el bajo número de parches, su forma irregular y la distribución desigual del área de los mismos, advierten que bajo un efecto de borde que penetre 100 m del borde, las áreas de hábitat interior o áreas núcleo son pocas y pequeñas (Laurance *et al.*, 2002). Bajo el supuesto de un área buffer de 100 m, la estimación del área núcleo de los parches de BC, B. Pino-Encino, C y BE, B. Encino-Pino, C, indicó que 20 parches (58.8%) de los 34 que componen la primera cubierta presentaron área núcleo. El valor de la mediana de su área núcleo sugiere que el 50% abarca menos de 8.7 ha. Por su parte, 24 parches (63%) de los 38 que conformaron la cubierta BE, B. Encino-Pino, C presentaron área núcleo. Para este caso, el valor de la mediana fue de 3.5 ha, indicado que el 50% de las áreas núcleo comprenden áreas menores a éste valor (Figura 19).

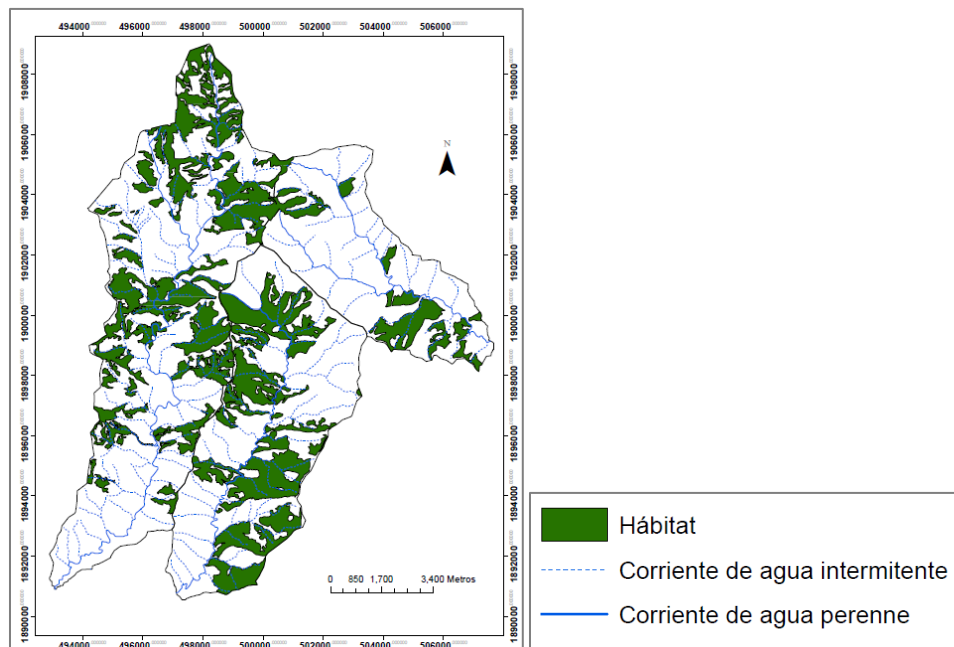


**Figura 19.** Extensión de las áreas núcleo de los parches de BE, Encino-Pino, C y BC, Pino-Encino, C dos cubiertas vegetales diferentes en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

De las cubiertas no vegetales (C. terracería, A. humanos y áreas desprovistas de vegetación), los A. Humanos abarcaron la mayor área (224.45 ha) y el mayor número de parches (33 parches). Las C. terracería con 21 parches y un área de 93.77 ha presentó la mayor densidad de borde (6.43 m/ha), la mayor mediana del tamaño de sus parches (3.17 ha) y la menor distancia promedio entre ellos (413 m).

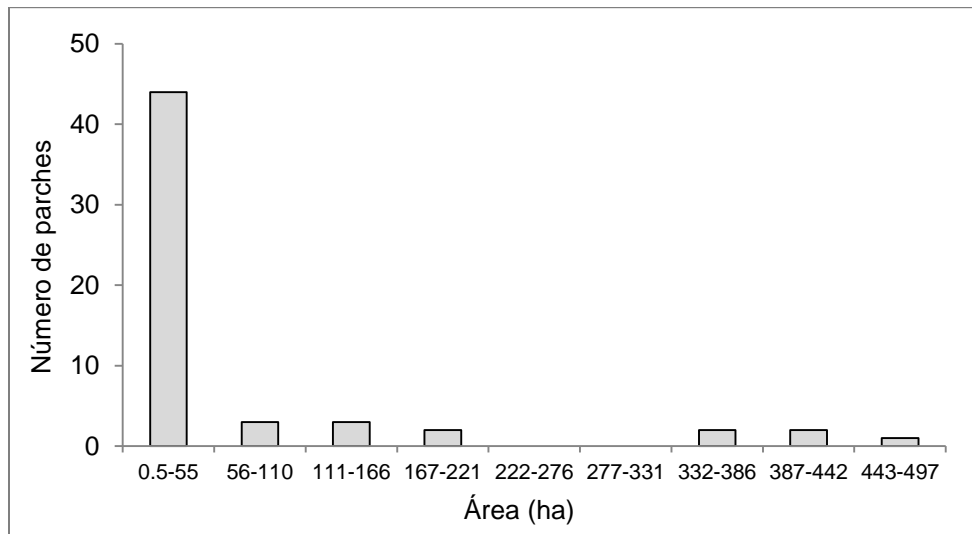
## 2.2. Conectividad funcional del paisaje

El área considerada hábitat, es decir, el conjunto de los parches de las cubiertas BC, Pino-Encino C y BE, Encino-Pino C, abarcó un total de 3820 ha, equivalente al 28% del área total del paisaje (Figura 20). El área de los parches hábitat se consideró el atributo que describió la calidad de cada uno de ellos. En el paisaje, se encontró un total de 57 parches de hábitat con áreas que variaron de 0.52 ha a 497.5 ha. Del total de parches hábitat, el 77% presentaron un área menor a 55.7 ha y menos del 9% áreas mayores a 330 ha (Figura 21).

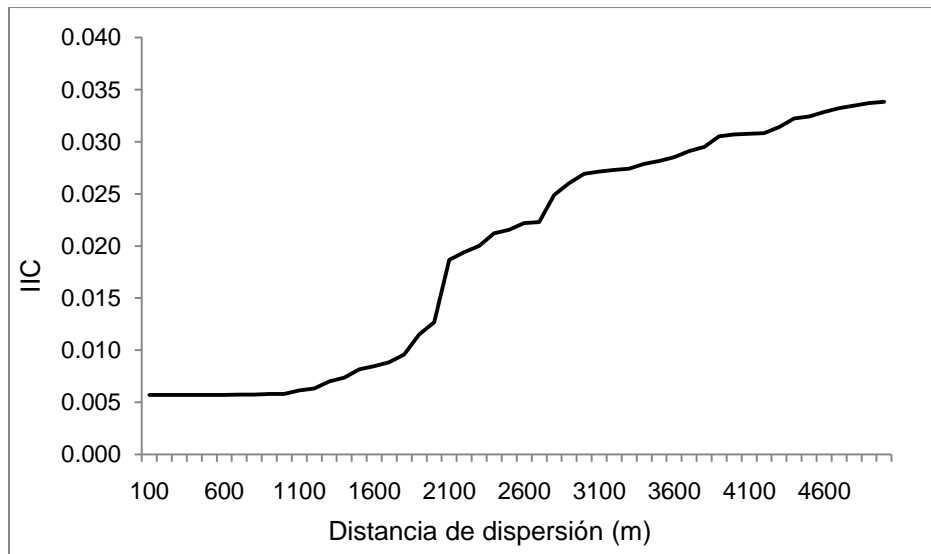


**Figura 20.** Distribución del área considerada hábitat en el análisis de conectividad funcional del paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero

Con el objetivo de definir una capacidad de dispersión para el cálculo de la importancia de cada parche en el mantenimiento de la conectividad (índice dIIC), se realizó un análisis del comportamiento del índice Integral de Conectividad (IIC) para 50 capacidades de desplazamiento que variaron de 100 a 5 000 m (Figura 22).



**Figura 21.** Relación entre área y número de parches de hábitat (BE, Encino-Pino, C + BC, Pino-Encino, C) en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.



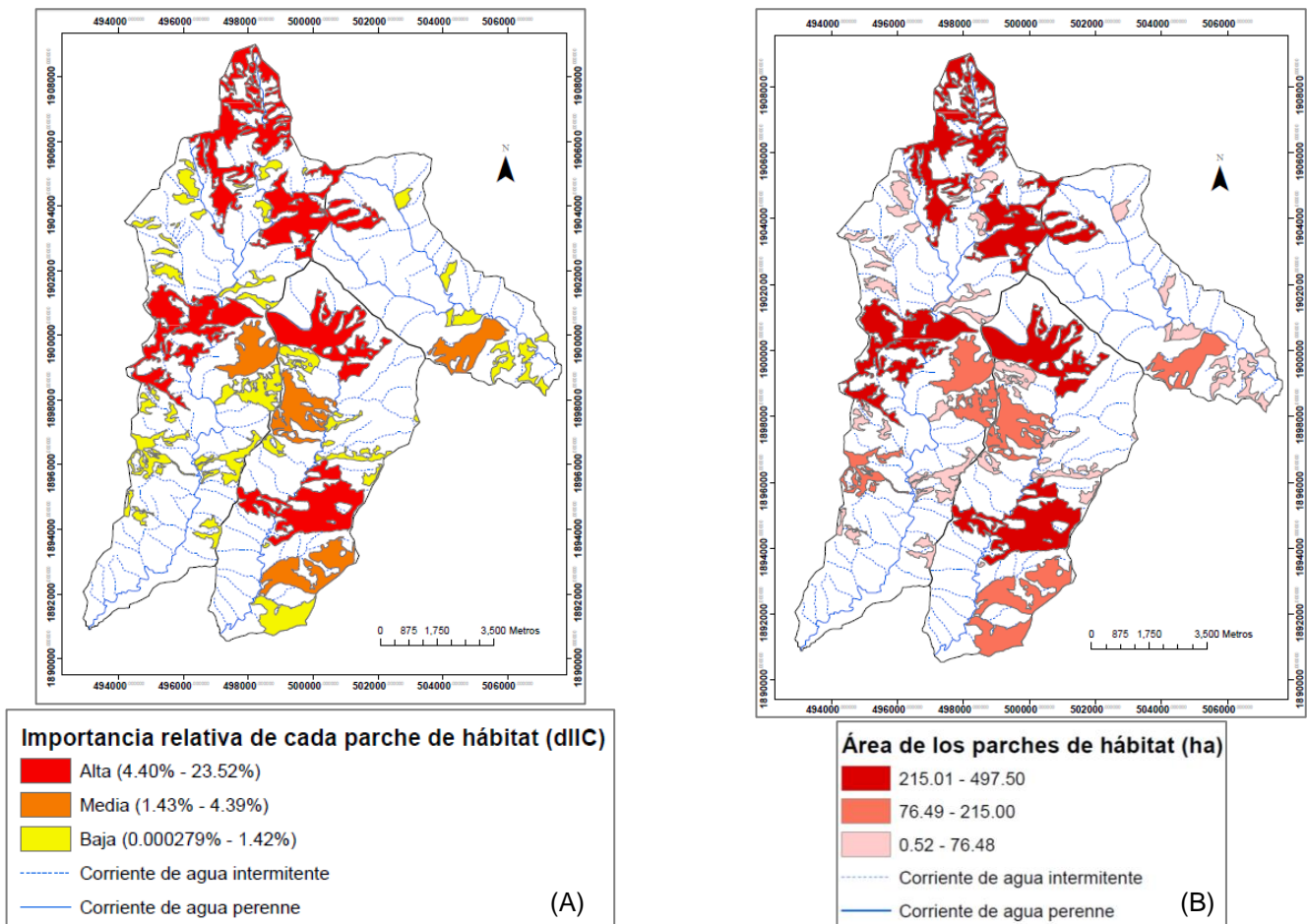
**Figura 22.** Valores del Índice Integral de Conectividad (IIC) para diferentes capacidades de dispersión en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. El valor de IIC varía de cero a uno, aumentando a medida que el paisaje está más conectado.

Los resultados obtenidos mostraron que no hay alteración en el valor de IIC para las especies con una capacidad de dispersión inferior a 1 000 m; es decir, no hay diferencias en la conectividad del paisaje para organismos cuya capacidad de dispersión se encuentra entre los 100 a 900 m. En cambio, para una capacidad de dispersión de 1 000 m, la remoción de un determinado parche podría ocasionar que la conectividad del paisaje se comportara y fuese tan baja como la registrada para los organismos que se desplazan hasta 900 m. De acuerdo con éstos resultados, la importancia de cada parche para el mantenimiento de la conectividad se calculó para una capacidad de dispersión de 1 000 m.

La importancia relativa (dIIC) no fue igual para todos los fragmentos de hábitat en el paisaje. La gran mayoría presentaron valores muy bajos y pocos parches tuvieron una importancia alta (únicamente



cinco y cuatro fragmentos tuvieron una importancia alta y media en el paisaje respectivamente). Adicionalmente, se evidenció una relación positiva entre los el valor de importancia de cada fragmento y su área (Figura 23AB).



**Figura 23.** (A) importancia relativa de cada parche de hábitat (dIIC). El valor de dIIC incrementa conforme aumenta la importancia de cada parche. (B) área de los parches de hábitat (ha) en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

### 3. Composición, estructura y diversidad de la vegetación

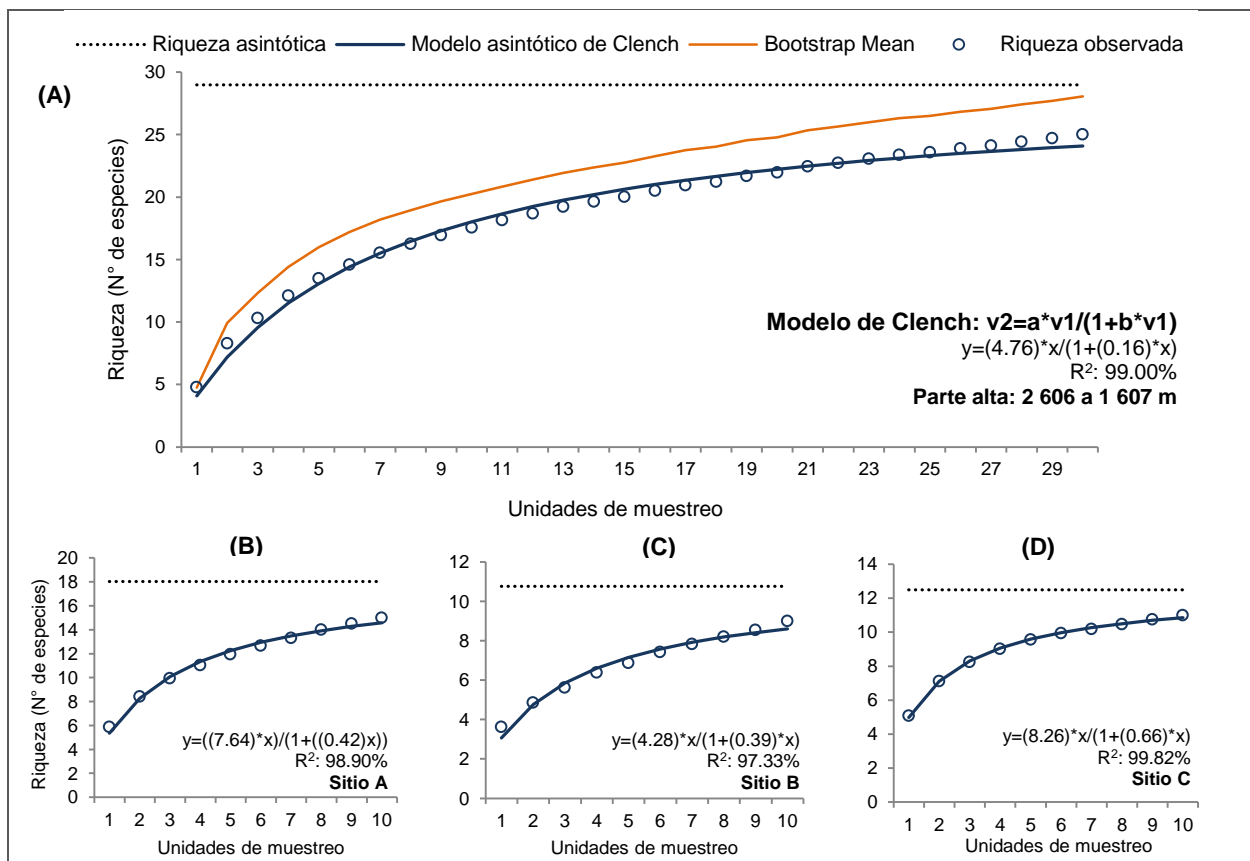
#### 3.1. Esfuerzo de muestreo, curva de acumulación de especies

Combinando los sitios de muestreo en un mismo intervalo altitudinal, la riqueza acumulada observada en la parte alta de las tres microcuencas (2 606 a 1 607 m) representó el 86.2% del valor de la riqueza esperada por el modelo asintótico de Clench; en la parte media (1 606 a 1072 m) el 84.8% y en la parte baja (1 071 a 520 m) el 75.3%. En relación al estimador de riqueza “Bootstrap”, la riqueza acumulada observada en la parte alta representó el 89.2% de la riqueza esperada por éste estimador; en la parte media el 87.5% y en la parte baja el 87.1%. Así, de acuerdo al modelo asintótico de Clench y el estimador paramétrico “Bootstrap”, el esfuerzo de muestreo fue suficiente para registrar más del 75% de las especies que se esperarían encontrar por intervalo altitudinal. Sin embargo, ambos estimadores sugieren que el muestreo fue más completo en la parte alta en relación a la parte media y baja de las tres microcuencas (Tabla 13).

**Tabla 13.** Riqueza acumulada observada, riqueza asintótica esperada por el modelo paramétrico de Clench y la riqueza esperada por el estimador no paramétrico Bootstrap, como evaluadores del muestreo de árboles y arbustos con DAP >2.5 cm en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. La tres microcuencas son divididas así: parte alta (2 606 a 1 607 m), media (1 606 a 1 072 m) y baja (1 071 a 520 m).

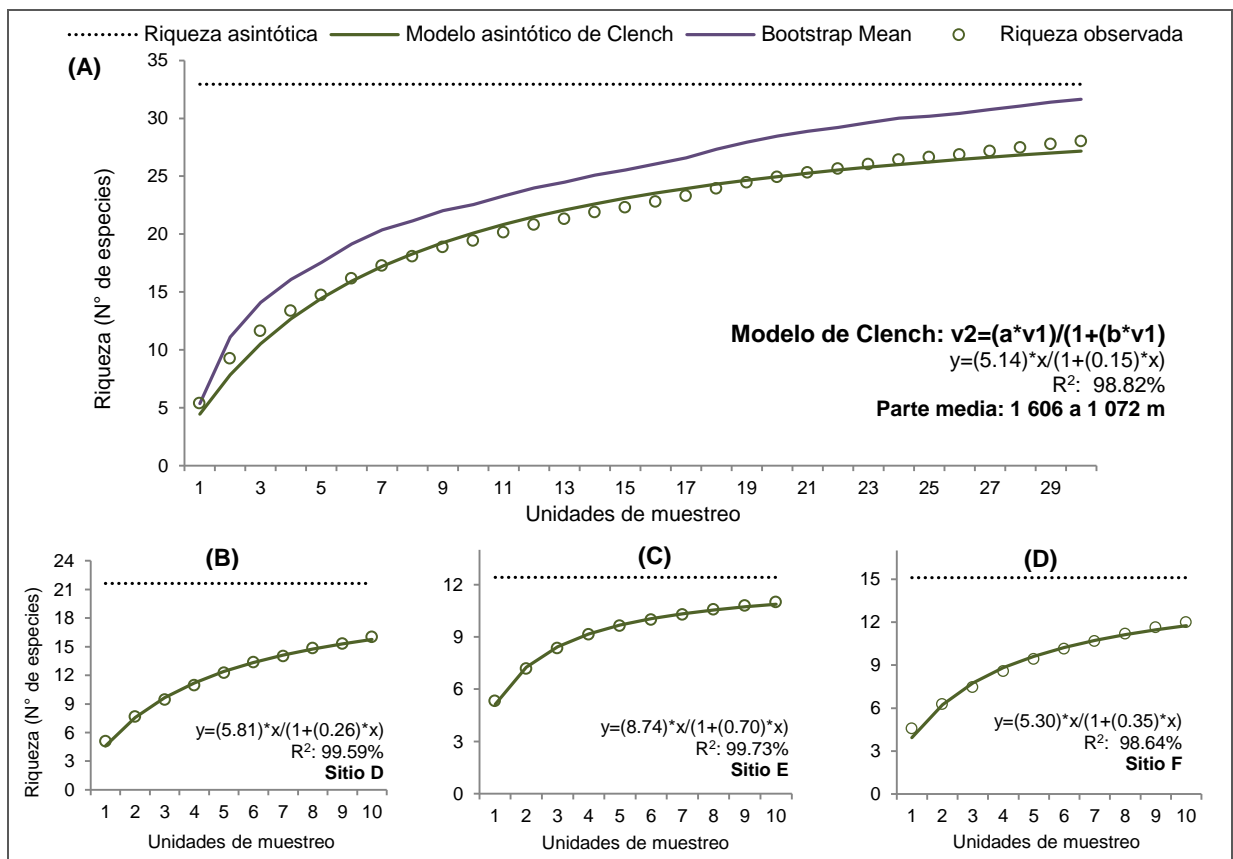
	Intervalo altitudinal (m)		
	Parte Alta 2 606 a 1 607	Media 1 606 a 1 072	Baja 1 071 a 520
<b>Unidades de muestreo (0.01 ha)</b>	30	30	30
<b>Área muestreada (ha)</b>	0.3	0.3	0.3
<b>Riqueza acumulada (observada; <math>S_x</math>)</b>	25	28	61
<b>Riqueza asintótica de Clench (esperada)</b>	29	33	81
<b>Estimador de riqueza "Bootstrap" (esperada)</b>	28	32	70

En la parte alta de las tres microcuencas la pendiente al final de la curva suavizada de acumulación de especies fue de 0.13 (Figura 24 A). Utilizando el modelo asintótico Clench como descriptor de la curva de acumulación, el muestreo se considera suficiente cuando la pendiente se hace aproximadamente <0.1 (Jiménez-Valverde y Hortal, 2000). Lo anterior sugiere la presencia de especies no detectadas por el muestreo. A pesar de ello, la riqueza observada representó el 86.2% de las especies estimadas por el modelo de Clench. Si se deseara registrar el 95% de la flora esperada por el modelo, se deberían llevar a cabo 85 unidades de muestreo más tan solo para aumentar el conocimiento en un 9%; por tanto, se consideró que el esfuerzo de muestro fue suficiente para conocer de manera fiable la riqueza de especies presente entre los 2 606 a 1607 m. La parte alta comprendió los sitios de muestreo A, B y C. A nivel local, la riqueza acumulada observada en el sitio A ( $S_x$ = 15 especies) representó el 83.2% del número total de especies esperadas por el modelo de asintótico de Clench (18 especies); en el sitio B ( $S_x$ = 9 especies) el 83.6% (11 especies) y en el sitio C ( $S_x$ = 11 especies) representó el 88.0% de las especies esperadas (12 especies; Figuras 24 B, C y D).



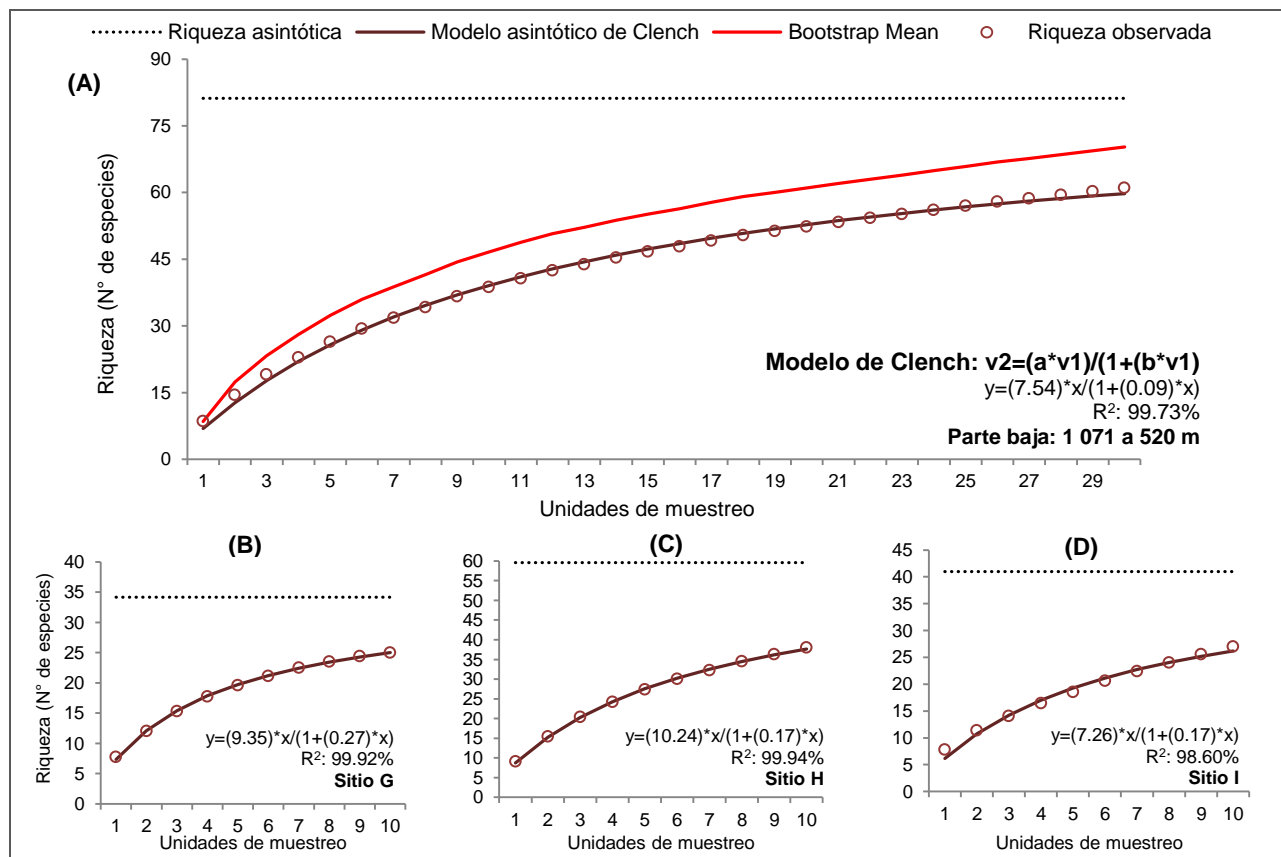
**Figura 24.** Evaluación del esfuerzo de muestreo en la parte alta (2 606 a 1 607 m) de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. La Figura 24 (A) muestra para el intervalo altitudinal la curva suavizada de acumulación de especies (riqueza observada), la curva suavizada de acumulación de especies descrita por el modelo asintótico de Clench, y el estimador no paramétrico “Bootstrap”. Las Figuras 24 (B), (C) y (D) muestran los mismos parámetros en los sitios de muestreo A, B y C respectivamente. Con propósitos comparativos, en cada gráfica se muestra el valor de la riqueza asintótica según el modelo de Clench.

En la parte media de las tres microcuencas, al igual que en la parte alta, la pendiente al final de la curva suavizada de acumulación de especies fue baja (0.15) pero no alcanzó valores menores a 0.1 (Figura 25 A). Teniendo en cuenta que la riqueza observada representó el 84.8% de las especies estimadas por el modelo asintótico de Clench y que serían necesarias 91 unidades de muestreo más para registrar el 95% de la riqueza esperada por éste mismo modelo, el muestreo se consideró suficiente pero menos completo que en la altitud anterior. La parte media comprendió los sitios de muestreo D, E y F. A nivel local, la riqueza acumulada observada en el sitio D ( $S_x = 16$  especies) representó el 73.9% del número total de especies esperadas por el modelo asintótico de Clench (22 especies); en el sitio E ( $S_x = 11$  especies) el 88.5% (12 especies) y en el sitio F ( $S_x = 12$  especies) representó el 79.4% de las especies esperadas (15 especies; Figura 25 B, C y D).



**Figura 25.** Evaluación del esfuerzo de muestreo en la parte media (1 606 a 1 072 m) de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. La Figura 25 (A) muestra para el intervalo altitudinal la curva suavizada de acumulación de especies (riqueza observada), la curva suavizada de acumulación de especies descrita por el modelo asintótico de Clench, y el estimador no paramétrico “Bootstrap”. Las Figuras 25 (B), (C) y (D) muestran los mismos parámetros en los sitios de muestreo D, E y F respectivamente. Con propósitos comparativos, en cada gráfica se muestra el valor de la riqueza asintótica según el modelo de Clench.

En la parte baja de las tres microcuencas, la pendiente al final de la curva suavizada de acumulación de especies fue de 0.5, la más elevada de las calculadas (Figura 26 A). Los anteriores resultados señalan que la calidad global del muestreo fue menor en comparación con el realizado en la parte media y alta de las tres microcuencas. Sin embargo, registrar el 95% de las especies predichas por el modelo de Clench, hubiese requerido el establecimiento de 174 unidades de muestreo más. La parte baja comprendió los sitios de muestreo G, H e I. A nivel local, la riqueza acumulada observada en el sitio G ( $S_x= 25$  especies) representó el 73.21% del número total de especies esperadas por el modelo asintótico de Clench (34 especies); en el sitio H ( $S_x= 38$  especies) el 63.7% (59 especies) y en el sitio I (27 especies) representó el 65% de las especies esperadas (41 especies; Figura 26 B, C y D).



**Figura 26.** Evaluación del esfuerzo de muestreo en la parte baja (1 071 a 520 m) de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. La Figura 26 (A) muestra para el intervalo altitudinal la curva suavizada de acumulación de especies (riqueza observada), la curva suavizada de acumulación de especies descrita por el modelo asintótico de Clench, y el estimador no paramétrico “Bootstrap”. Las Figuras 26 (B), (C) y (D) muestran los mismos parámetros en los sitios de muestreo G, H y I respectivamente. Con propósitos comparativos, en cada gráfica se muestra el valor de la riqueza asintótica según el modelo de Clench.

### 3.2. Composición de especies

En las tres microcuencas se registró un total de 1 995 individuos en 90 unidades de muestreo (0.9 ha), que representaron 37 familias, 69 géneros, 99 especies. Ocho especies no fueron identificadas.

En la parte alta de las tres microcuencas se registró un total de 839 individuos distribuidos en 26 especies, pertenecientes a 20 géneros y 15 familias (Tabla 14). El 88.5% de las morfoespecies se identificó hasta especie (23 especies) y el 11.5% hasta género (tres especies). Las familias con mayor número de especies fueron: Fagaceae (seis especies) y Ericaceae (cinco especies). Las familias restantes presentaron una o dos especies. En cuanto al número de especies por género, sobresalieron *Quercus* con cinco especies (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia*, *Q. obtusata*, y *Q. scytophylla*) y *Pinus* con dos especies (*P. maximinoi* y *Pinus* sp.).

En la parte alta a nivel local, en el sitio A (pendiente: 30 a 34 grados, orientación: noreste) se encontró un total de 301 individuos y 15 especies, pertenecientes a 10 familias y 13 géneros. La familia Ericaceae presentó el mayor número de especies (tres especies), seguido de las familias Compositae, Fagaceae y Pinaceae con dos especies cada una. Las demás familias estuvieron

representadas por una especie. A nivel de género sobresalieron *Quercus* y *Pinus* con dos especies cada uno (*Q. elliptica*, *Q. scytophylla*, *P. maximinoi* y *Pinus* sp; Tabla 15).

En el sitio B (pendiente: 22 a 26 grados, orientación: este) se registró un total de 190 individuos y nueve especies, pertenecientes a cinco familias y cinco géneros. La familia Fagaceae presentó el mayor número de especies (cinco especies). Las familias restantes presentaron una especie cada una. En relación al número de especies por género sobresalió *Quercus* con cinco especies (*Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia* y *Q. obtusata*; Tabla 15).

En el sitio C (pendiente: 14 a 18 grados, orientación: suroccidente) se encontró un total del 348 individuos, distribuidos en 12 especies, ocho familias y 11 géneros. Al igual que en el sitio anterior, la familia Ericaceae abarcó el mayor número de especies (cuatro especies), seguido de la familia Fagaceae con dos especies. El resto de las familias presentaron una especie. El género con mayor número de especies fue *Quercus* con dos especies (*Q. elliptica* y *Q. scytophylla*; Tabla 15).

**Tabla 14.** Composición de especies en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. La tres microcuencas son divididas así: parte alta (2 606 a 1 607 m), media (1 606 a 1 072 m) y baja (1 071 a 520 m).

	Intervalo altitudinal (m)		
	Parte Alta 2 606 a 1 607	Media 1 606 a 1 072	Baja 1 071 a 520
<b>Unidades de muestreo (0.01 ha)</b>	30	30	30
<b>Área (ha)</b>	0.3	0.3	0.3
<b>Número de individuos</b>	839	621	535
<b>Familias</b>	15	13	25
<b>Géneros</b>	20	19	46
<b>Especies</b>	26	28	61

**Tabla 15.** Familias, géneros (G) y especies (E) registradas en los sitios de muestreo A, B y C en la parte alta (1 067 a 2 606 m) de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Familia	Parte Alta (1 067 a 2 606 m)					
	Sitio A		Sitio B		Sitio C	
	G	E	G	E	G	E
Actinidiaceae	1	1	-	-	-	-
Anacardiaceae	-	-	-	-	1	1
Celastraceae	-	-	-	-	1	1
Clethraceae	1	1	-	-	1	1
Compositae	2	2	-	-	-	-
Ericaceae	3	3	1	1	4	4
Fagaceae	1	2	1	5	1	2
Leguminosae	-	-	1	1	-	-
Melastomataceae	1	1	-	-	1	1
Pentaphylacaceae	1	1	-	-	-	-
Pinaceae	1	2	-	-	1	1
Primulaceae	1	1	-	-	1	1
Rosaceae	1	1	-	-	-	-
Scrophulariaceae	-	-	1	1	-	-
Verbenaceae	-	-	1	1	-	-
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>12</b>

En relación a la composición de especies en la parte media de las tres microcuencas, se encontró un total de 621 individuos, distribuidos en 28 especies, pertenecientes a 19 géneros y 13 familias (Tabla 14). Para éste caso, la identificación se realizó hasta especie y género para el 82.1% (23 especies) y

14.2% (cuatro especies) de las morfoespecies respectivamente. No se logró identificar una morfoespecie. Las familias Fagaceae y Leguminosae presentaron el mayor número de especies con ocho y cinco especies respectivamente, el resto de las familias presentaron una o dos especies. Los géneros con mayor número de especies fueron de nuevo *Quercus* con ocho especies (*Q. aff. martinezii*, *Q. conspersa*, *Q. crispifolia*, *Q. elliptica*, *Q. glaucescens*, *Q. glaucoides*, *Q. magnoliifolia*, y *Q. obtusata*) y *Pinus* (*P. maximinoi* y *P. oocarpa*).

En la parte media a nivel local, en el sitio D (pendiente: 30 a 34 grados, orientación: este), se encontró 171 individuos, pertenecientes a 16 especies, 11 géneros y ocho familias. Las familias con mayor número de especies fueron Fagaceae (seis especies) y Leguminosae (cuatro especies). Las demás familias presentaron una especie cada una. En relación a los géneros, *Quercus* sobresalió con seis especies (*Q. aff. martinezii*, *Q. conspersa*, *Q. elliptica*, *Q. glaucoides*, *Q. magnoliifolia* y *Q. obtusata*; Tabla 16).

En el sitio E (pendiente: 22 a 26 grados, orientación: noroccidente), se encontró 280 individuos, 12 especies, nueve géneros y ocho familias. A nivel de familia, aquellas representadas por mayor número de especies fueron Fagaceae, Pinaceae y Ericaceae con tres y dos especies respectivamente. Las demás familias estuvieron representadas por una sola especie. A nivel de género, sobresalió *Quercus* con tres especies (*Q. crispifolia*, *Q. elliptica* y *Q. glaucescens*; Tabla 16).

En el sitio F (pendiente: 18 a 22 grados, orientación: occidente), se registró un total de 170 individuos, 12 especies (una sin determinar), nueve géneros y ocho familias. Las familias Fagaceae y Leguminosae fueron representadas por tres y dos especies respectivamente, el resto de las familias por una sola especie. De nuevo sobresalió el género *Quercus* con tres especies (*Q. elliptica*, *Q. glaucescens* y *Q. magnoliifolia*; Tabla 16).

**Tabla 16.** Familias, géneros (G) y especies (S) registradas en los sitios de muestreo D, E y F en la parte media (1 072 a 1 606 m), de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Familia	Parte Media (1 072 a 1 606 m)					
	Sitio D		Sitio E		Sitio F	
	G	S	G	S	G	S
Clethraceae	-	-	1	1	1	1
Clusiaceae	-	-	1	1	-	-
Compositae	1	1	1	1	1	1
Ericaceae	-	-	2	2	1	1
Fagaceae	1	6	1	3	1	3
Leguminosae	4	4	-	-	2	2
Malpighiaceae	1	1	1	1	1	1
Melastomataceae	-	-	1	1	-	-
Myrtaceae	1	1	-	-	-	-
Pinaceae	1	1	1	2	1	1
Rubiaceae	-	-	-	-	1	1
Siparunaceae	1	1	-	-	-	-
Verbenaceae	1	1	-	-	-	-
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>16</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>11</b>

En la parte baja de las tres microcuencas se encontró un total de 535 individuos, pertenecientes a 61 especies, 46 géneros y 25 familias (Tabla 14). En éste caso, la identificación se realizó hasta especie para el 74% (45 especies) y género para el 13% (ocho especies) de las morfoespecies. Una morfoespecie se identificó hasta nivel de familia y siete no lograron ser identificadas porque el material colectado en la época de muestreo no contaba simultáneamente con estructuras vegetativas y reproductivas.

En la parte baja a nivel local, en el sitio G (pendiente: 18 a 22 grados, orientación: suroccidente) se registró 196 individuos, distribuidos en 26 especies (cuatro sin determinar), pertenecientes a 20 géneros y 14 familias. Las familias Leguminosae y Malvaceae presentaron el mayor número de especies con cuatro y tres especies respectivamente. La mayoría de los géneros estuvieron representados por una especie, solamente el género *Bursera* (*B. excelsa* var. *favonialis* y *B. simaruba*) y el género *Eugenia* (*Eugenia* sp1 y *Eugenia* sp2) presentaron dos especies cada uno (Tabla 17).

En el sitio H (pendiente: 18 a 22 grados, orientación: noroccidente), se encontraron 172 individuos pertenecientes a 38 especies, 35 géneros y 19 familias. Las familias más representativas en relación al número de especies fueron Leguminosae y Malvaceae con ocho y cinco especies respectivamente. Las familias Rubiaceae y Fagaceae estuvieron representadas por tres especies cada una. El resto de las familias presentaron una o dos especies. En éste sitio se destacó en género *Quercus* con tres especies (*Q. conspersa*, *Q. glaucescens* y *Q. magnoliifolia*) y el género *Annona* con dos especies (*A. aff. squamosa* y *Annona* sp; Tabla 17).

En sitio I (pendiente: 8 a 14 grados, orientación: sureste), se encontró un total de 167 individuos pertenecientes a 27 especies (tres sin determinar), 22 géneros y 15 familias. Las familias Leguminosae y Malvaceae estuvieron representadas por cuatro y tres especies respectivamente. Las familias Anacardiaceae, Bixaceae Burseraceae, Lauraceae por dos especies cada una, el resto de las familias por una sola especie. En relación al nivel de género, sobresalió en género *Bursera* con dos especies (*B. excelsa* var. *excelsa* y *Bursera* sp; Tabla 17).

**Tabla 17.** Familias, géneros (G) y especies (S) registradas en los sitios de muestreo G, H e I en la parte baja (520 a 1 071 m) de en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Familia	Parte Baja (520 a 1 071 m)					
	Sitio G		Sitio H		Sitio I	
	G	S	G	S	G	S
Anacardiaceae	2	2	2	2	2	2
Annonaceae	-	-	1	2	-	-
Apocynaceae	2	2	1	1	1	1
Bignoniaceae	-	-	1	1	-	-
Bixaceae	1	1	1	1	2	2
Boraginaceae	-	-	-	-	1	1
Burseraceae	1	2	1	1	1	2
Clethraceae	-	-	1	1	-	-
Dilleniaceae	-	-	1	1	1	1
Ebenaceae	-	-	-	-	1	1
Ericaceae	-	-	1	1	-	-
Fagaceae	-	-	1	3	-	-
Lamiaceae	1	1	-	-	-	-
Lauraceae	-	-	1	1	1	2
Leguminosae	4	4	8	8	4	4
Malpighiaceae	1	1	2	2	1	1
Malvaceae	3	3	5	5	3	3
Melastomataceae	-	-	-	-	1	1
Meliaceae	1	1	1	1	1	1
Moraceae	1	1	-	-	-	-
Myrtaceae	1	2	-	-	-	-
Rubiaceae	1	1	3	3	-	-
Salicaceae	1	1	2	2	1	1
Sapotaceae	-	-	1	1	1	1
Urticaceae	-	-	1	1	-	-
<b>Total</b>	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>35</b>	<b>38</b>	<b>22</b>	<b>24</b>

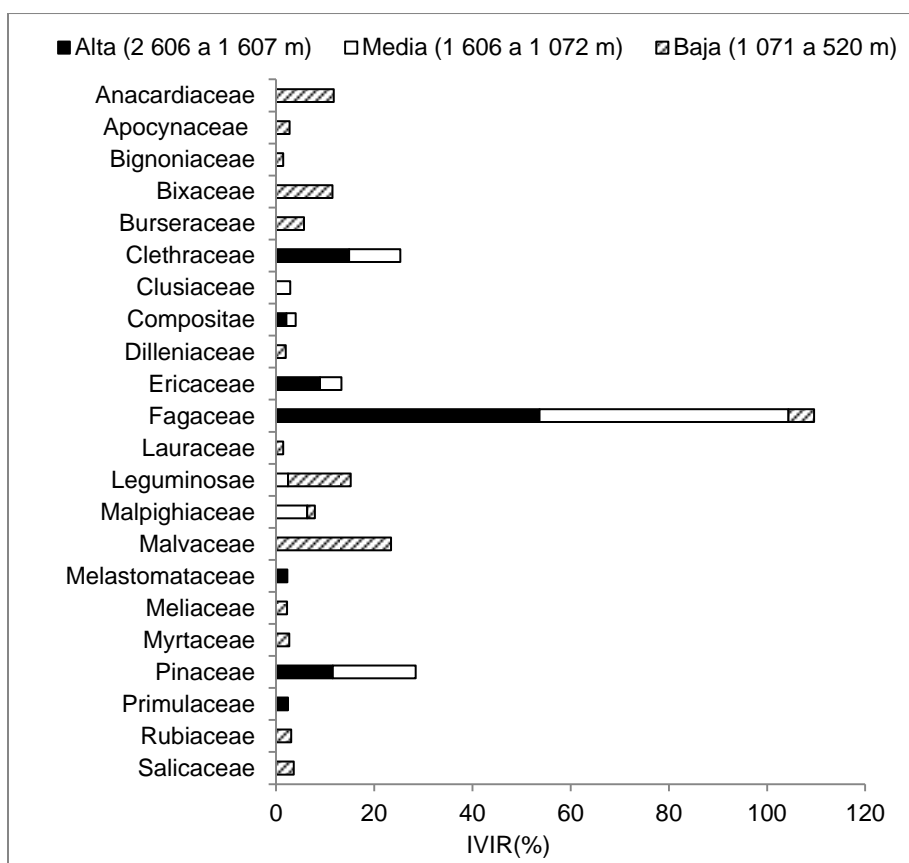


### 3.3. Estructura de la vegetación

#### 3.3.1. El Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR)

*Familias:* Las familias Fagaceae, Clethraceae y Pinaceae fueron las más importantes en la parte alta y media de las tres microcuencas. Sin embargo, el valor del IVIR de cada familia varió de una altitud a otra. En la parte alta y media la familia más importante fue Fagaceae con un IVIR de 53.7% y 50.7% respectivamente. La familia Clethraceae fue la segunda más importante en la parte alta (IVIR= 14.9%) y la tercera más importante en la parte media (IVIR= 10.4%). De manera similar, la familia Pinaceae fue la tercera más importante en la parte alta (IVIR= 11.6%) y la segunda más importante en la parte media (IVIR= 16.9%; Figura 27).

En la parte baja, las familias más importantes fueron Malvaceae (IVIR= 23.5%), Leguminosae (IVIR= 12.8%), Anacardiaceae (IVIR= 11.8%), Bixaceae (IVIR= 11.5%) y Burseraceae (IVIR= 5.73%). La familia Fagaceae, la más importante en la parte alta y media, ocupó en la parte baja la sexta posición con un IVIR igual a 5.22%. La familia Clethraceae, la segunda y tercera más importante en la parte alta y media respectivamente, presentó uno de los IVIR más bajos en éste intervalo altitudinal (0.4%; Figura 27).



**Figura 27.** Familias dominantes (aquellas que componen al menos el 2% del IVIR) en diferentes intervalos de altitud (parte alta, media y baja) en tres microcuencas de Municipio de Acatepec, Guerrero.

*Especies:* A nivel de especie, el IVIR indicó que la dominancia fue mayor en la parte alta, intermedia en la parte media y menor en la parte baja. Sin embargo, la diferencia fue menos pronunciada entre la

parte alta y media en relación a la parte a la baja. En la parte alta, cuatro especies constituyeron el 60% del total del IVIR; cinco especies comprendieron el 60% de la parte media, mientras que en la parte baja 10 especies comprendieron el 60% del total del IVIR.

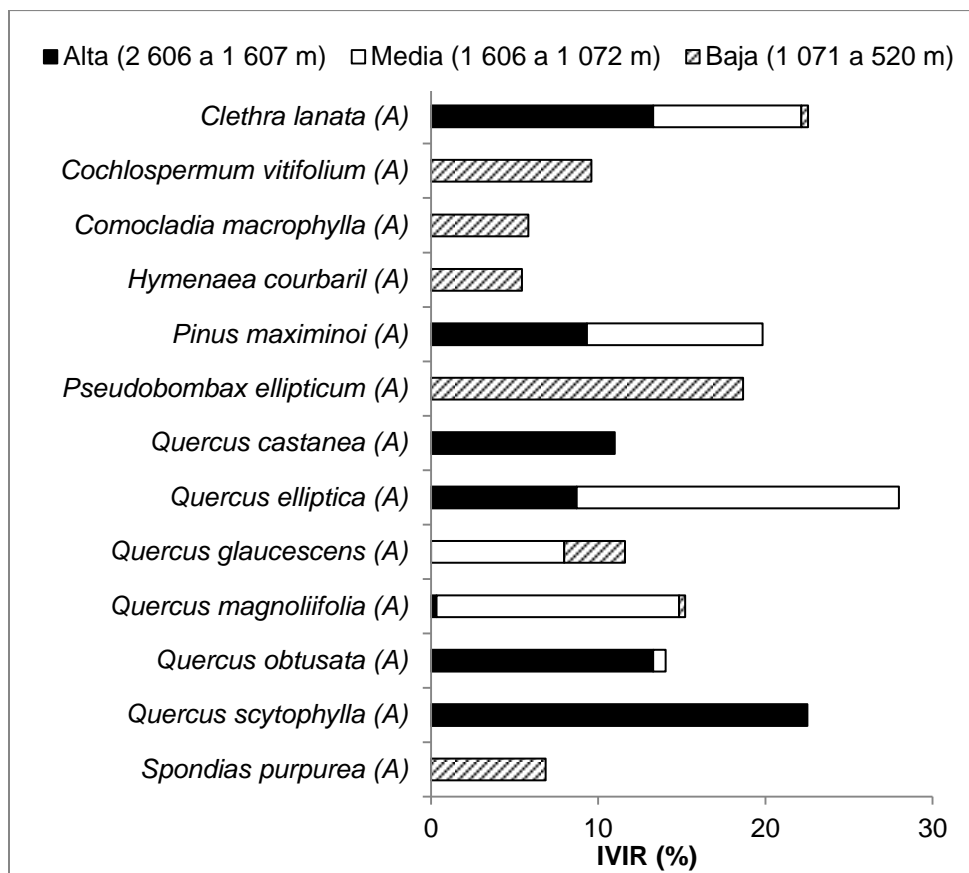
En la parte alta de las tres microcuencas las especies con los valores más altos de IVIR fueron *Q. scytophylla* (IVIR= 23%), *Q. obtusata* (IVIR= 13%) y *Clethra lanata* (IVIR= 13%). En la parte media *Q. elliptica* Née (IVIR= 19%), *Q. magnoliifolia* (IVIR= 15%) y *P. maximinoi* (IVIR= 15%). En la parte baja *Pseudobombax ellipticum* (IVIR= 19%), *Cochlospermum vitifolium* (IVIR= 10%) y *Spondias purpurea* (IVIR= 7%; Tabla 18 y Figura 28).

**Tabla 18.** Índice de Valor de Importancia relativo (IVIR) de las 99 especies de árboles (A) y arbustos (R) registradas en la parte alta, media y baja de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. Se resaltan en negrita los valores más altos de IVIR por nivel altitudinal.

Índice de valor de importancia relativo (%)				
Especie	Habito	Parte Alta	Media	Baja
		2 606 a 1 607 m	1 606 a 1 072 m	1 071 a 520 m
<i>Acacia pennatula</i> (Schtdl. & Cham.) Benth.	A	0.4	0.5	
aff. <i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose	A	-	-	1.3
<i>Andira inermis</i> (Wright) DC.	A	-	-	0.4
<i>Annona</i> aff. <i>squamosa</i> L.	A	-	-	0.6
<i>Annona</i> sp	A	-	-	0.2
<i>Arachnothryx leucophylla</i> (Kunth) Planch.	R	-	-	1.7
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	A	<b>4.0</b>	-	-
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	A	-	-	0.9
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	A	1.6	0.5	0.9
<i>Bixa orellana</i> L.	A	-	-	1.6
<i>Buddleja parviflora</i> Kunth	A	0.3	-	-
<i>Bursera excelsa</i> var. <i>excelsa</i> (Kunth) Engl.	A	-	-	1.7
<i>Bursera excelsa</i> var. <i>favonialis</i> McVaugh & Rzed.	A	-	-	1.4
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	A	-	-	1.6
<i>Bursera</i> sp	A	-	-	0.7
<i>Byrsonima</i> aff. <i>crassifolia</i> (L.) Kunth	A	-	<b>5.0</b>	0.7
<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	R	-	0.8	-
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	R	-	-	0.6
<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	A	-	-	0.3
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.	A	-	-	<b>2.0</b>
<i>Clethra lanata</i> M.Martens & Galeotti	A	<b>13.3</b>	<b>8.9</b>	0.4
<i>Clusia pringlei</i> Lundell	A	-	2.3	-
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	A	-	-	<b>9.6</b>
<i>Comarostaphylis discolor</i> (Hook.) Diggs	R	0.9	-	-
<i>Comocladia macrophylla</i> (Hook. & Arn.) L.Riley	A	-	-	<b>5.8</b>
<i>Conostegia xalapensis</i> (Bonpl.) D. Don	R	-	-	0.3
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	A	-	-	0.8
<i>Curatella americana</i> L.	A	-	-	1.8
<i>Diospyros</i> sp	A	-	-	0.2
<i>Erythrina lanata</i> Rose	A	-	-	1.0
<i>Eugenia</i> sp1	A	-	-	1.0
<i>Eugenia</i> sp2	A	-	-	1.8
<i>Eugenia</i> sp3	A	-	0.5	-
<i>Eupatorium areolare</i> DC.	R	0.5	0.6	-
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	A	-	-	0.2

Continuación Tabla 18 Índice de valor de importancia relativo (%)				
Especie	Habito	Parte Alta	Media	Baja
		2 606 a 1 607 m	1 606 a 1 072 m	1 071 a 520 m
<i>Gaultheria erecta</i> Vent.	r	1.1	-	-
<i>Genipa americana</i> L.	A	-	-	1.3
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	A	-	-	0.8
<i>Heliocarpus pallidus</i> Rose	A	-	-	0.3
<i>Hoffmannia</i> sp	R	-	0.3	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	A	-	-	<b>5.4</b>
<i>Inga</i> sp	A	-	0.6	-
<i>Inga vera</i> Willd.	A	-	-	0.2
Lauraceae sp	A	-	-	0.6
<i>Leucaena macrophylla</i> Benth.	A	-	0.3	-
<i>Leucothoe mexicana</i> (Hemsl.) Small	A	<b>1.9</b>	<b>3.4</b>	-
<i>Lippia</i> sp1	R	0.3	-	-
<i>Lippia</i> sp2	A	-	0.3	-
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	A	-	-	0.8
<i>Luehea candida</i> (Moç. & Sessé ex DC.) Mart.	A	-	-	1.2
<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	A	-	0.3	-
<i>Machaerium biovulatum</i> Micheli	A	-	-	0.2
<i>Malpighia</i> sp	A	-	-	0.6
<i>Miconia glabrata</i> Cogn.	R	<b>1.8</b>	-	-
<i>Miconia schlechtendalii</i> Cogn.	R	-	0.3	-
<i>Millettia</i> aff. <i>sericea</i> Benth.	A	-	-	0.2
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	A	<b>1.9</b>	-	-
<i>Persea</i> sp1	A	-	-	0.8
<i>Pinus maximinoi</i> H.E.Moore	A	<b>9.3</b>	<b>10.5</b>	-
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	A	-	<b>5.9</b>	-
<i>Pinus</i> sp	A	<b>1.8</b>	-	-
<i>Plumeria rubra</i> L.	A	-	-	<b>2.2</b>
<i>Pouteria campechiana</i> (Kunth) Baehni	A	-	-	0.4
<i>Prunus</i> sp	A	0.3	-	-
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	A	-	-	<b>18.7</b>
<i>Pterocarpus acapulcensis</i> Rose	A	-	-	<b>4.1</b>
<i>Quercus</i> aff. <i>martinezii</i> C.H.Mull.	A	-	<b>6.7</b>	-
<i>Quercus candicans</i> Née	A	1.6	-	-
<i>Quercus castanea</i> Née	A	<b>11.0</b>	-	-
<i>Quercus conspersa</i> Benth.	A	-	<b>6.2</b>	1.7
<i>Quercus crispifolia</i> Trel.	A	-	0.3	-
<i>Quercus elliptica</i> Née	A	<b>8.7</b>	<b>19.3</b>	-
<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	A	-	<b>8.0</b>	<b>3.6</b>
<i>Quercus glaucooides</i> M.Martens & Galeotti	A	-	1.4	-
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	A	0.3	<b>14.5</b>	0.4
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	A	<b>13.3</b>	0.7	-
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	A	<b>22.5</b>	-	-
<i>Rhus terebinthifolia</i> Schldl. & Cham.	A	0.3	-	-
<i>Saurauia</i> aff. <i>serrata</i> DC.	A	0.3	-	-
Sin determinar 1	R	-	-	0.2
Sin determinar 2	A	-	-	0.3
Sin determinar 3	A	-	1.3	-
Sin determinar 4	A	-	-	0.8
Sin determinar 5	A	-	-	0.6
Sin determinar 6	A	-	-	0.2
Sin determinar 7	A	-	-	0.4

Continuación Tabla 18 Índice de valor de importancia relativo (%)				
Especie	Habito	Parte Alta	Media	Baja
		2 606 a 1 607 m	1 606 a 1 072 m	1 071 a 520 m
Sin determinar 8	A	-	-	0.3
<i>Siparuna thecaphora</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.	A	-	0.3	-
<i>Sommeria grandis</i> (Bartl. ex DC.) Standl.	A	-	-	0.2
<i>Spondias purpurea</i> L.	A	-	-	<b>6.9</b>
<i>Swartzia simplex</i> (Sw.) Spreng.	A	-	-	0.8
<i>Ternstroemia tepezapote</i> Schtdl. & Cham.	A	1.0	-	-
<i>Thevetia ovata</i> (Cav.) A.DC.	A	-	-	0.3
<i>Trichilia</i> sp	A	-	-	<b>2.0</b>
<i>Trichospermum insigne</i> (Baill.) Kosterm.	A	-	-	1.2
<i>Verbesina angustifolia</i> (Benth.) S.F.Blake	R	1.3	0.8	-
<i>Vitex hemsleyi</i> Briq.	A	-	-	0.2
<i>Xylosma intermedia</i> Triana & Planch.	A	-	-	<b>2.9</b>
<i>Zinowiewia</i> aff. <i>concinna</i> Lundell	A	0.3	-	-

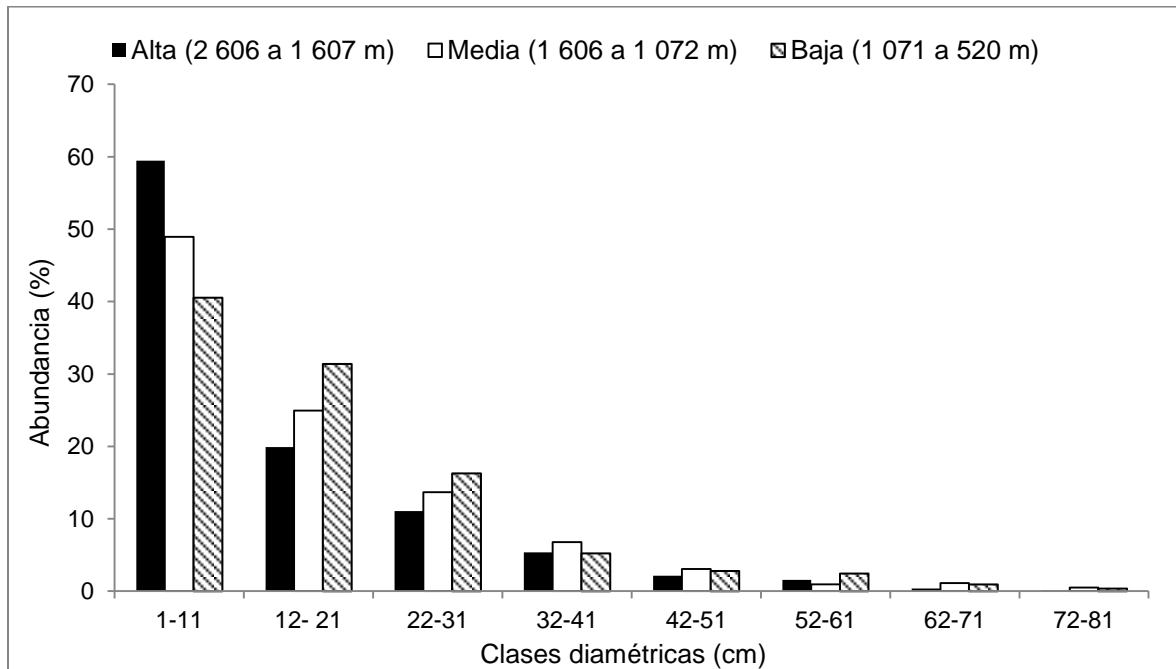


**Figura 28.** Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) de las cinco especies más importantes en la parte alta, media y baja en tres microcuencas de Municipio de Acatepec, Guerrero. Formas de vida entre paréntesis como sigue: (A)= árbol y (R)= arbusto.

### 3.3.2. La distribución diamétrica

La distribución diamétrica en los tres intervalos altitudinales mostró un sesgo hacia las clases diamétricas con valores mínimos, indicando que existe una gran proporción de individuos juveniles en los bosques y selvas muestreados. En la parte alta de las tres microcuencas del sitio de estudio el 90% de los 839 individuos registrados no superó los 31 cm de DAP y sólo un 2% presentó valores

mayores a 52 cm. Por otra parte, en las dos clase diamétricas mínimas (1-11 y 12-21 cm de DAP) se concentró el 79% del total de individuos evaluados. En la parte media de las tres microcuencas, el 88% de los 621 individuos medidos no superó los 31 cm de DAP y sólo el 3% tuvo valores mayores a 52 cm. Las dos clases diamétrica mínimas abarcaron el 74% de los individuos. En la parte baja de las tres microcuencas de los 535 individuos medidos, el 88% presentó DAP inferiores a 31 cm y sólo el 4% superó los 52 cm. Las dos clases diamétricas mínimas abarcaron el 72% del total de individuos evaluados (Figura 29).

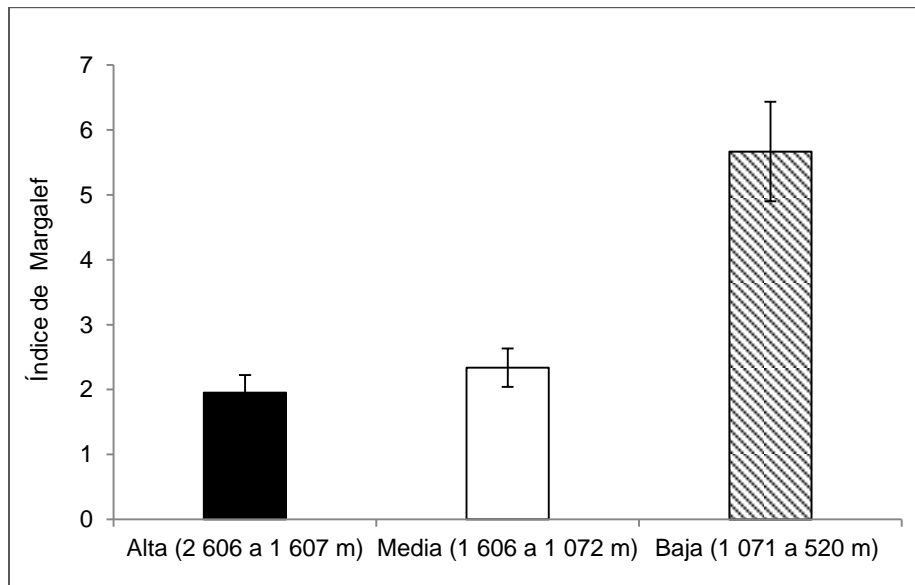


**Figura 29.** Distribución en clases diamétricas de los árboles y arbustos con DAP > a 2.5 cm en la parte alta, media y baja de tres microcuencas en el Municipio de Acatepec, Guerrero.

### 3.4. Diversidad Alfa

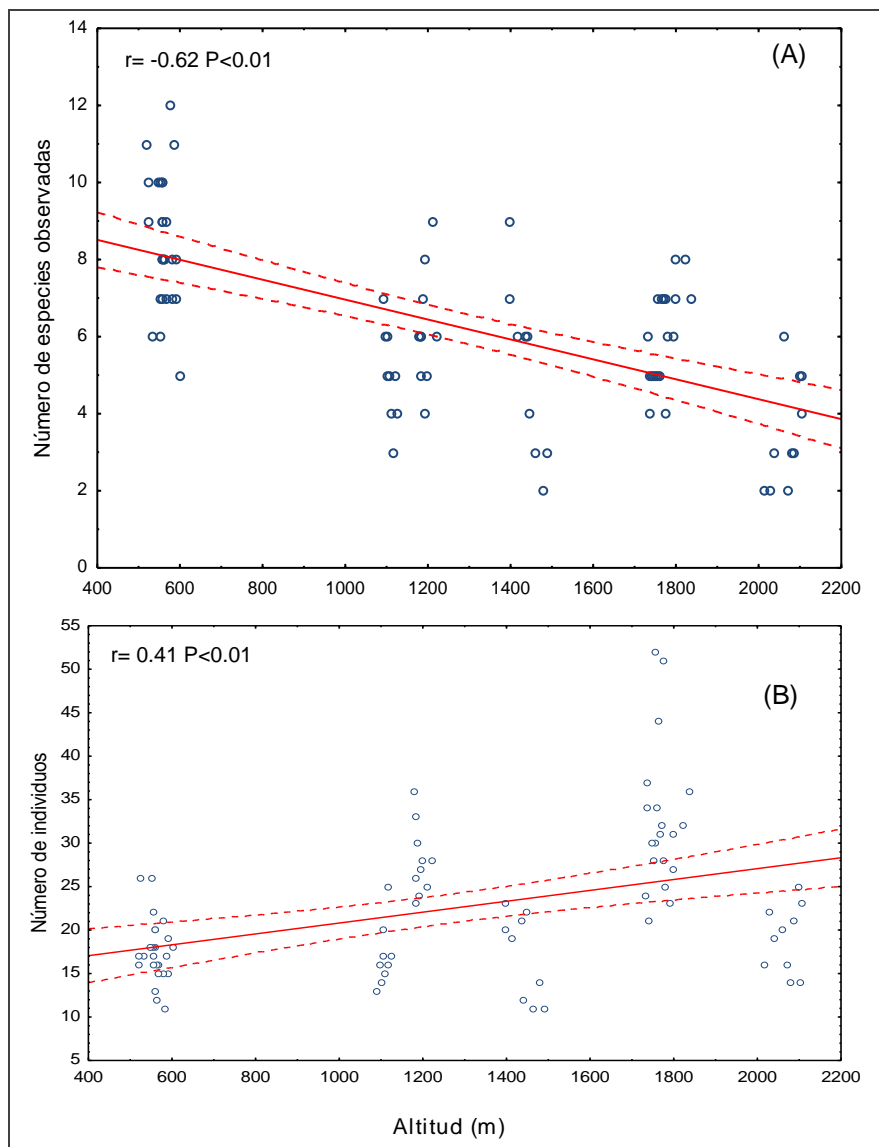
#### 3.4.1. Riqueza de especies: índice de Margalef

En la parte alta de las tres microcuencas del sitio de estudio se registró 26 especies (87 especies/ha), en la parte media 28 (93 especies/ha) y en la parte baja 61 especies (203 especies/ha). El índice de Margalef, calculado para cada uno de los sitios de muestreo, indicó que en la parte alta de la cuenca la riqueza de especies osciló entre 1.53 y 2.45 (media±E.E: 1.95±0.27), en la parte media entre 1.95 y 2.92 (2.34±0.30) y en la parte baja entre 4.74 a 7.19 (5.67±0.77), lo que sugiere una ligera tendencia al aumento en la riqueza de especies con la disminución de la altitud sobre el nivel del mar (Figura 30).



**Figura 30.** Riqueza de la vegetación arbustiva y arbórea con un DAP > 2.5 cm, en la parte alta, media y baja de tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. Las barras representan el error estándar del promedio del índice de Margalef de los sitios de muestreo por intervalo altitudinal.

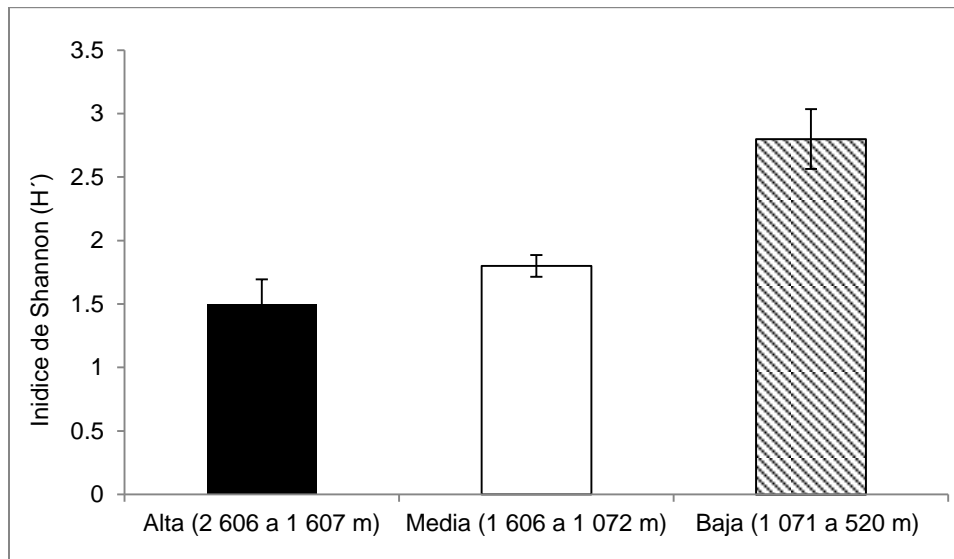
Después de realizar un análisis de correlación de Pearson, se encontró que la riqueza o número de especies observadas se correlacionó de forma negativa con la altitud ( $r=-0.62$ ;  $P<0.01$ ; Figura 31A), mientras que la abundancia se correlacionó de forma positiva ( $r= 0.41$ ;  $P<0.01$ ; Figura 31B) aunque con un valor más bajo que la riqueza. En ambos casos la correlación fue significativa. En la parte alta y media de las tres microcuencas, la inclusión de un mayor número de individuos no garantizó la inclusión de un mayor número de especies, que fuese comparativamente más alto que el encontrado en la parte baja de la cuenca. En la parte baja, aunque la abundancia fue más baja, la riqueza fue mucho mayor.



**Figura 31.** Variación altitudinal del (A) número de individuos y (B) número de especies observadas, en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

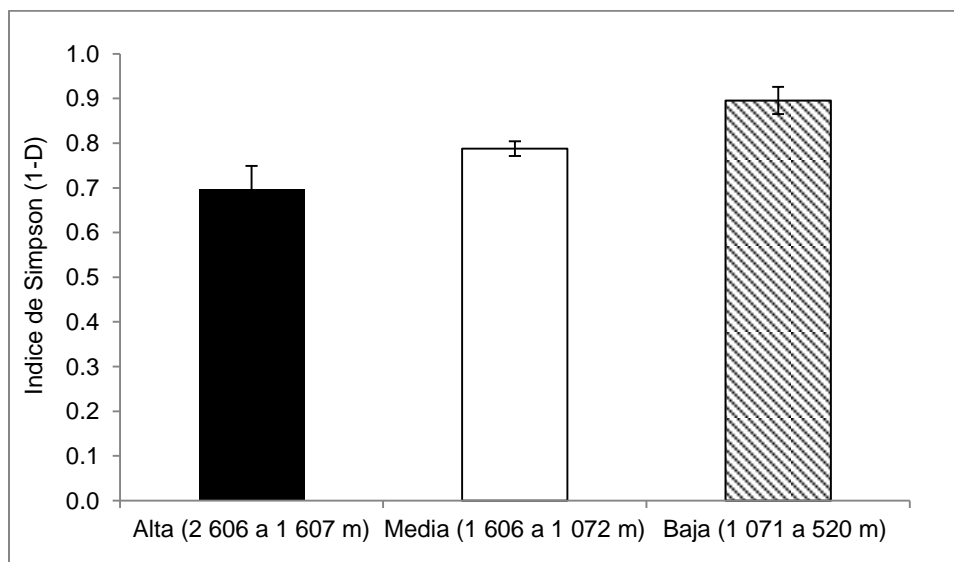
### 3.4.2. Diversidad de especies y dominancia: índice de Shannon, Simpson y abundancia relativa de las especies

El valor del índice de diversidad de Shannon aumentó con la disminución del nivel altitudinal. Teniendo en cuenta los tres sitios de muestreo, en la parte alta de las tres microcuencas su valor osciló entre 1.12 a 1.76 ( $H' = 1.5 \pm 0.20$ ), en la parte media entre 1.65 a 1.92 ( $H' = 1.8 \pm 0.09$ ) y en la parte baja entre 2.46 y 3.24 ( $H' = 2.8 \pm 0.24$ ; Figura 32).



**Figura 32.** Diversidad de acuerdo al índice de Shannon de la vegetación arbórea y arbustiva con un DAP > 2.5 cm, en tres microcuencas del Municipio de Acatepec Guerrero. Las barras representan el error estándar del promedio del índice de Shannon de los sitios de muestreo por intervalo altitudinal.

Por otra parte, el valor del índice de Simpson disminuyó con el aumento del nivel altitudinal, lo que sugiere una mayor dominancia y por tanto menor diversidad en la parte alta de las tres microcuencas (1-D entre 0.59 y 0.76;  $0.70 \pm 0.05$ ), en comparación con la parte media (1-D entre 0.76 y 0.81;  $0.79 \pm 0.02$ ) y baja (1-D entre 0.84 y 0.95;  $0.90 \pm 0.03$ ; Figura 33).

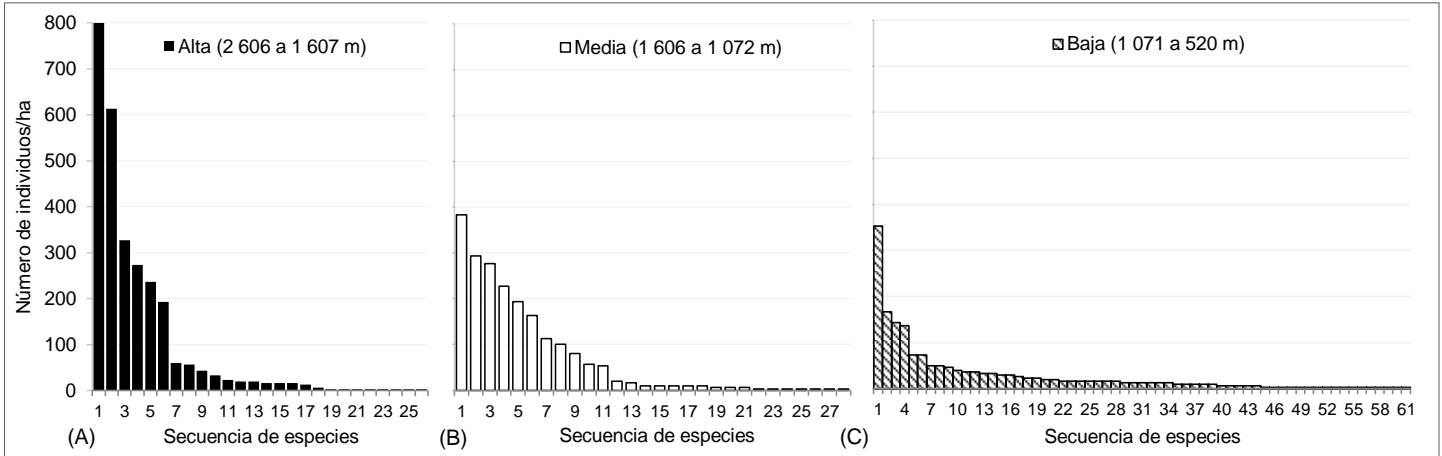


**Figura 33.** Dominancia según el índice de Simpson de la vegetación arbórea y arbustiva con un DAP > 2.5 cm, en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. Las barras representan el error estándar del promedio del índice de Simpson de los sitios de muestreo por intervalo altitudinal.

La distribución de las abundancias relativas de las especies registradas en los tres intervalos altitudinales fue congruente los resultados obtenidos con el índice de Simpson. La dominancia fue mayor en donde la equitatividad en la distribución de las abundancias de las especies fue menor (Figura 34 A, B y C). En la parte alta, las tres especies más abundantes abarcaron el 62% de los individuos, mientras que en la parte media y baja, las tres especies más abundantes comprendieron

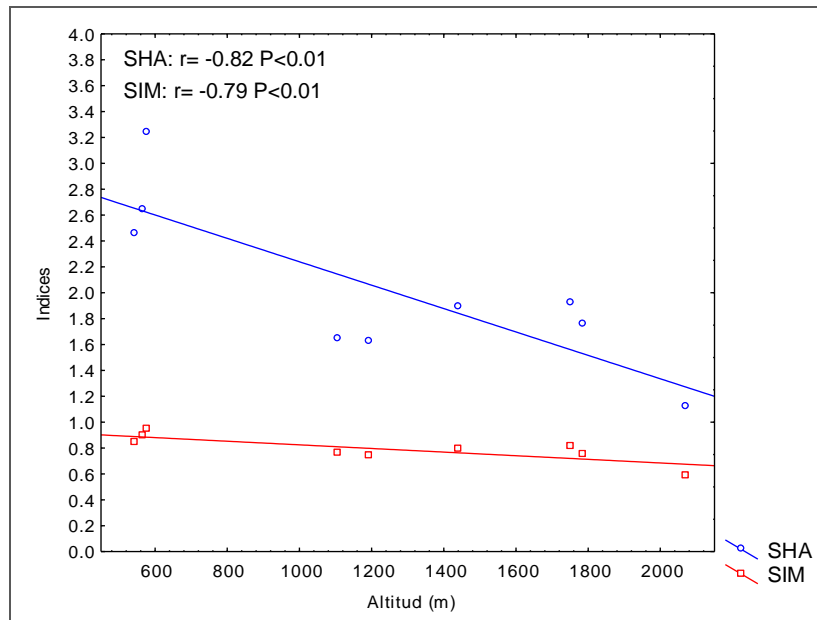


el 46 y 37% de los individuos respectivamente. Por otro lado, el porcentaje de especies raras no fue el mismo para los tres intervalos. En la parte alta el 50% las especies estuvieron representadas por menos del 1% de la abundancia relativa (17 individuos/ha), en la parte media el 57% de las especies y en la parte baja el 66% de las especies.



**Figura 34.** Distribución de las abundancias de las especies con DAP > 2.5 cm en la parte (A) alta, (B) media y (C) baja de tres microcuencas en el Municipio de Acatepec, Guerrero. La secuencia de especies muestra las especies ordenadas de la más a la menos abundante.

De acuerdo al análisis de correlación de Pearson la dominancia estimada a través del índice de Simpson en su forma recíproca se correlacionó de forma negativa con la altitud ( $r=-0.79$ ;  $P<0.01$ ), al igual que la diversidad calculada mediante el índice de Shannon ( $r=-0.82$ ;  $P<0.01$ ). En ambos casos la correlación fue significativa (Figura 35).



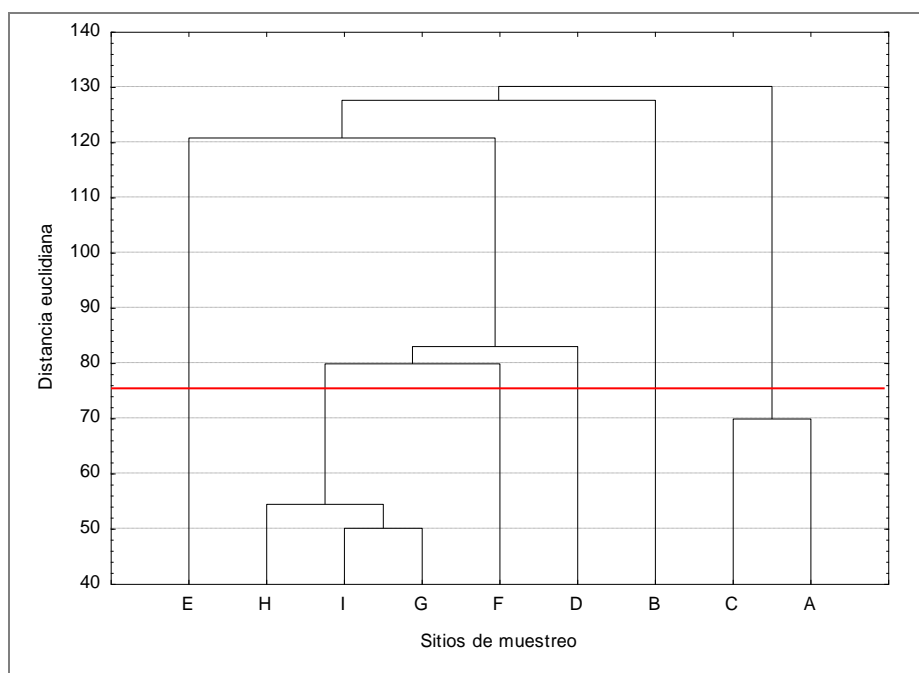
**Figura 35.** Variación altitudinal del índice de diversidad de Shannon (SHA) y del índice de dominancia Simpson (SIM), en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

### 3.5. Diversidad Beta

El grupo que presentó mayor similitud fue el integrado por los sitios de muestreo G, H e I, que en conjunto corresponden a los sitios de muestreo de la parte baja de las tres microcuencas del sitio de estudio, entre los 1 071 a 520 m. El siguiente grupo con mayor similitud fue el formado por los sitios A y C, que corresponden a dos de los tres sitios de muestreo de la parte alta entre los 2 606 a 1 606 metros de altitud. La composición de especies del sitio B fue ligeramente más similar a la composición de especies de los sitios de muestreo de la parte media, que a la composición de especies de los demás sitios de su altitud (A y C; Figura 36).

Los sitios de muestreo de la parte media fueron los más disímiles entre ellos. La composición de especies del sitio F fue más similar a la composición de los sitios de muestreo de la parte baja, que a los demás sitios de muestreo de su altitud (D y E). Por su parte, el sitio de muestreo E, presentó una composición de especies con una abundancia en particular que lo hizo diferir ampliamente de los sitios D y F.

En otras palabras, al dividir los sitios de muestreo en seis grupos, a una distancia euclidiana igual a 75, los sitios de muestreo A y C de la parte alta de las tres microcuencas del sitio de estudio formaron un solo grupo, todos los sitios de la parte baja (G, H e I) otro, y los sitios de muestreo B, D, E y F un grupo cada uno (Figura 36). Éste comportamiento corrobora que hubo una mayor similitud entre los sitios de muestreo de la parte baja, fue intermedia entre los sitios de muestreo de la parte alta, y baja entre los sitios de muestreo de la parte media de las tres microcuencas.



**Figura 36.** Análisis de agrupamiento de los sitios de muestreo utilizando el algoritmo distancia euclidiana. Se muestra la disimilitud (similitud) entre la composición de especies de los sitios de muestreo (A, B y C entre los 2 606 a 1 607 m; D, E y F entre los 1 606 a 1 072 m; G, H e I entre los 1 071 a 520 m) en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero. La línea roja señala una distancia euclidiana de 75 y bajo ella seis grupos diferentes.

#### 4. Especies vegetales con potencial en actividades de restauración a nivel de paisaje (Tabla 19).

Se exploró sobre el potencial en actividades de restauración de las 10 especies con el Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) más alto por nivel altitudinal. Algunas de ellas fueron importantes en más de un intervalo, de manera que en total se evaluaron 24 especies, todas pertenecientes a la forma de vida árbol. Las referencias bibliográficas en su mayoría correspondieron a investigaciones y/o recopilaciones realizadas en Centroamérica. Sin embargo, algunas son de Suramérica y Norteamérica, sobre todo para especies de amplia distribución como por ejemplo *Myrsine coriácea* y *Arbutus xalapensis*. La primera se distribuye naturalmente en las zonas montañosas desde el sur de México hasta Brasil y el norte de Argentina. La segunda, desde el sur de los Estados Unidos hasta Guatemala (Standley, 1920-1926).

En la bibliografía se reportó que 12 de las 24 especies evaluadas tienen capacidad de rebrote, es decir, existen registros sobre su propagación de forma asexual. De éstas 12 especies, se encontró que cinco son adecuadas o han sido observadas como cercos vivos en paisajes agrícolas. A manera de ejemplo, Esquivel *et al.*, (2003), mencionaron que *Byrsonima crassifolia* es uno de los 10 árboles más comunes presentes en los cercos vivos de un paisaje agrícola en Costa Rica. Por su parte, Cordero y Boshier (2003), del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), señalaron que *Spondias purpurea* es altamente recomendable para ser utilizada como cerco vivo en asociación con cultivos perennes.

De las 24 especies 12 presentaron dispersión de semillas por animales, en su mayoría aves. Otras, como las especies del género *Quercus* son dispersadas por mamíferos pequeños (Standley, 1920-1926). En relación a su establecimiento, nueve especies prosperan en etapas iniciales de sucesión. A modo de ejemplo, se conoce que *Cochlospermum vitifolium* es un elemento común en fases sucesionales no muy avanzadas del Bosque tropical subcaducifolio en el occidente de México (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). En el área de estudio *C. vitifolium* se observó como especie dominante en claros, bordes y algunas comunidades secundarias. Finalmente, únicamente dos especies son fijadoras de Nitrógeno, es el caso de *Hymenaea courbaril* y *Pterocarpus acapulcensis*, ambas pertenecientes a la familia Leguminosae. Las especies de ésta familia cuentan con la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico mediante bacterias simbiotes presentes en nódulos radicales (Standley, 1920-1926).

De las especies estudiadas, 17 son utilizadas como combustible, siete de las cuales fueron mencionadas por los habitantes de la zona de manera informal durante los muestreos de vegetación. 18 especies son utilizadas en la elaboración de herramientas, construcción y artesanías. A manera de ejemplo, Arteaga y Pérez (2001), realizaron una descripción de la madera de *Pinus maximinoi* y la señalaron como una especie prometedora para plantaciones forestales comerciales en el trópico. Ésta especie fue mencionada por los habitantes en más de una ocasión, indicando que su madera era ideal para la construcción de sus viviendas.

Once especies son forrajeras y/o fuente de alimento para seres humanos. De acuerdo con Luna *et al.*, (2003), quienes describieron los usos no leñosos de los Encino de México, las bellotas y el follaje de especies como *Q. magnoliifolia*, *Q. obtusata* y *Q. conspersa* forman parte de la dieta de ganado

porcino en algunas regiones de México. Cordero y Boshier (2003), indicaron que *S. purpurea* produce frutos consumidos por las comunidades humanas y hojas que son consumidas por el ganado.

En último lugar, 14 especies son mencionadas en la bibliografía como parte de la medicina tradicional y cinco especies como melíferas. *H. courbaril* por ejemplo, de acuerdo con Vázquez-Yanes *et al.*, (1999), presenta flores grandes y fuertemente perfumadas que son una fuente de néctar abundante para abejas y murciélagos. Los mismos autores indicaron que el cocimiento de la corteza es usada en algunas regiones de México para controlar parásitos intestinales, indigestión y curar infecciones urinarias. Al respecto, la Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana (2009) de la UNAM, reportó que se ha demostrado actividad antibacteriana de un extracto etanólico obtenido del tallo de ésta planta frente a *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Staphylococcus aureus*, y que la decocción de tallo presentó actividad diurética al evaluarse en ratas (Tabla 19).

**Tabla 19.** Especies con potencial en actividades de restauración de los diferentes ecosistemas a nivel local y de paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.

Especie	Nombre común	IA <sup>a</sup>	RHV <sup>b</sup>	Otros <sup>c</sup>	Fuente de referencia
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Ixi Xixii	a	R, Z	C, M, A	Standley (1920-1926), Van Dersal (1938), Vines (1960), citado en Tirmenstein (1990), Wiedenfeld (1975), citado en Tirmenstein (1990), Powell (1988), citado en Tirmenstein (1990), Hernández <i>et al.</i> , (1998).
<i>Byrsonima aff. crassifolia</i> (L.) Kunth	Nanche Silvestre, Ixi Luxo	m, b	R*, Z, P	C, M, A, Md, Mi	Hernández <i>et al.</i> , (1998), Esquivel <i>et al.</i> , (2003), Cordero y Boshier (2003), Pennington y Sarukhán (2005), Martínez <i>et al.</i> , (2007), Vázquez-Yanes <i>et al.</i> , (1999), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009).
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.	Ixi Mogorixi	b		A, Md	Aguilar y García (2004), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009).
<i>Clethra lanata</i> M.Martens & Galeotti	Ixi Maja	a, m, b		C, M	Información obtenida en campo, Salgado y Ceccon (2013).
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Ixi Xtabiyu	b	R*, P	C, M, A, Md, Mi	Información obtenida en campo, Cedano y Villaseñor (2004), Pennington y Sarukhán (2005), Martínez <i>et al.</i> , (2007), Vázquez-Yanes <i>et al.</i> , (1999), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009).
<i>Comocladia macrophylla</i> (Hook. & Arn.) L.Riley	Ixi Xtin	b	Con sustancia irritantes para piel y mucosas		Información obtenida en campo, Standley (1920-1926).
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Ixi Reejne, Coapinol	b	R, Z, N	C, M, A, Md, Mi	Información obtenida en campo, Standley (1920-1926), Cordero y Boshier (2003), Vázquez-Yanes <i>et al.</i> , (1999), Rodríguez <i>et al.</i> , (2009), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009).
<i>Leucothoe mexicana</i> (Hemsl.) Small	Ixi Nixo	a, m		Mi	Información obtenida en campo.
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Ixi Razií	a	Z, P	C, M, md	Mahecha <i>et al.</i> , (2004).
<i>Pinus maximinoi</i> H.E.Moore	Xtikaa	a, m	R, P	C, M, Md	Información obtenida en campo, Hernández <i>et al.</i> , (1998), Arteaga y Pérez (2001), SIRE (2005), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009), Salgado y Ceccon (2013).
<i>P. oocarpa</i> Schiede	Xtikaa	m	R, P	C, M	Hernández <i>et al.</i> , (1998), Cordero y Boshier (2003), SIRE (2005).
<i>Plumeria rubra</i> L.	Ixi Ri'sut, Flor de Mayo blanco	b	R*, P	Md	Martínez <i>et al.</i> , (2007), Vázquez-Yanes <i>et al.</i> , (1999).
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	Ixi Ruma Xtuwa	b	R*, P	C, A, Md	Hernández <i>et al.</i> , (1998), Martínez <i>et al.</i> , (2007), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009), Navarrete y Orellana (2010).
<i>Pterocarpus acapulcensis</i> Rose	Ixi E'jdi, Palo de sangre	b	N	M	Standley (1920-1926), Pennington y Sarukhán (2005).
<i>Quercus aff. martinezii</i> C.H.Mull.	Ixi Xtuxa	m	Z	C, M	Standley (1920-1926), De la Paz Pérez (1974), González (1986), Arizaga <i>et al.</i> , (2009).
<i>Q. castanea</i> Née	Ixi Nunií	a	R, Z	C, M, A	Standley (1920-1926), González (1986), Luna <i>et al.</i> , (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009), Aguilar <i>et al.</i> , (2011), Salgado y Ceccon (2013).

<i>Q. conspersa</i> Benth.	Ixi Xtein	m, b	Z	C, M, A, Md	Standley (1920-1926), González (1986), Luna <i>et al.</i> , (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009).
<i>Q. elliptica</i> Née	Encino rojo, Ixi Xtamaña	a, m	R, Z,	C, M, Md	Información obtenida en campo, Standley (1920-1926), González (1986), Cordero y Boshier (2003), Luna <i>et al.</i> , (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009), Salgado y Ceccon (2013).
<i>Q. glaucescens</i> Bonpl.	Encino Amarillo, Ixi chabón	m,b	Z	C, M, Md	Standley (1920-1926), González (1986), Luna <i>et al.</i> , (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009).
<i>Q. magnoliifolia</i> Née	Encino blanco, Ixi Ixtapaá	a, m, b	R, Z	C, M, A, Md	Información obtenida en campo, Standley (1920-1926), Luna <i>et al.</i> , (2003), Peña y Bonfil (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009), Salgado y Ceccon (2013).
<i>Q. obtusata</i> Bonpl.	Encino negro, Ixi Xó	a, m	Z	C, M, A, Md	Standley (1920-1926), De la Paz Pérez (1974), Luna <i>et al.</i> , (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009), Salgado y Ceccon (2013).
<i>Q. scytophylla</i> Liebm.	Encino blanco, Ixi xáno	a	Z	C, M, A	Información obtenida en campo, Standley (1920-1926), De la Paz Pérez (1974), González (1986), Luna <i>et al.</i> , (2003), Arizaga <i>et al.</i> , (2009), Salgado y Ceccon (2013).
<i>Spondias purpurea</i> L.	Ixi Sidín, Palo de Ciruela	b	R*, Z, P	M, A, Md, Mi	Información obtenida en campo, Hernández <i>et al.</i> , (1998), Esquivel <i>et al.</i> , (2003), Cordero y Boshier (2003), Ruíz-Alemán <i>et al.</i> , (2005), Martínez <i>et al.</i> , (2007), Vázquez-Yanes <i>et al.</i> , (1999), Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, UNAM (2009).
<i>Xylosma intermedia</i> Triana & Planch.	Ixi Súwan	b	Z		Standley (1920-1926).
a	IA (Intervalo altitudinal en el que se encuentra la especie): a= alto (2 606 a 1 607 m), m= medio (1 606 a 1 072 m), b=bajo (1 071 a 520 m)				
b	RHV (Rasgos de Historia de Vida): R= Rebrote, R*= Rebrote y se reporta su utilización como cerco vivo, Z= Zoocoria, P= Pionera, N= Fijadora de Nitrógeno.				
c	Otros: C= Combustible, M= Madera para construcción, herramientas y artesanías, A= Alimento, frutos y/o semillas comestibles, Md= Medicinal, Mi= Melífera.				

## Discusión

### 1. Distribución espacial de remanentes de vegetación nativa: Conectividad estructural y funcional del paisaje

Alrededor de la mitad (46%) de los parches del paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio, pertenecieron a las cubiertas consideradas en ésta investigación como representantes de la vegetación nativa: Bosque de Coníferas (Pino-Encino), Bosque de Encino (Encino-Pino), Selva Baja Subcaducifolia y Vegetación de Galería. La otra mitad de los parches pertenecieron a cubiertas de origen antrópico: Pastizal, Pastizal con árboles, Agricultura de Temporal, Asentamientos Humanos, Carreteras de terracería y Suelo Desnudo. Los remanentes de vegetación nativa abarcaron el 60% del área del paisaje. Sin embargo, la mayoría (71%) presentaron menos del 40% de cobertura en su estrato arbóreo (por tanto, considerados “abiertos”), lo que quiere decir que su estructura se encuentra modificada. Estos bosques abiertos son producto de la extracción intensiva de leña, confirmada por Salgado y Ceccon (2013), en una investigación sobre uso de leña en una zona que coincide con la de éste estudio. Los autores encontraron que el 100% de los habitantes utiliza leña como combustible y que la mitad de ellos talan el árbol completamente durante la colecta. Miramontes *et al.*, (2012), también encontraron que el comportamiento de búsqueda de leña de los indígenas Me'Phaa en un sector de La Montaña de Guerrero, es característico de una búsqueda determinística en paisajes degradados con escasos recursos disponibles; por lo tanto, se puede concluir que el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio se encuentra fragmentado porque la vegetación nativa y altamente modificada, ocupa del 10 al 60% de su área (de acuerdo a la clasificación propuesta por McIntyre y Hobbs, 1999).

Por otra parte, los tipos de cubierta que abarcaron la mayor área en el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio fueron Agricultura de Temporal, Pastizal (con o sin árboles), y el conjunto de Bosque de Coníferas abierto, Bosque de Encino abierto y Selva Baja Subcaducifolia abierta. Al respecto, Landa y Carabias (2009), reportaron que durante los años anteriores a su investigación, las áreas ocupadas por cultivos, zonas de barbecho, áreas de vegetación secundaria herbácea o leñosa, incrementaron notablemente en La Montaña de Guerrero, llegando a ocupar el 36% de la región. En las tres microcuencas, los parches de las anteriores cubiertas, así como los Asentamientos Humanos y las Carreteras de terracería, son manifestaciones de los procesos espaciales de perforación, disección y fragmentación del paisaje (Forman, 1995a).

La mitad de los parches de Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado presentaron áreas reducidas (cercanas a los 21 ha). Específicamente, el 41 y 34% de los parches respectivamente, ocuparon menos de 10 ha. Se sabe que el tamaño de los parches en paisajes fragmentados tiene consecuencias ecológicas muy importantes. Varios autores en diversos ecosistemas templados y tropicales han encontrado efectos negativos de la reducción del tamaño de los fragmentos de hábitat sobre la dinámica de las poblaciones de diversas especies de plantas y animales, relacionados principalmente con el efecto de borde (Laurance *et al.*, 2002; Pardini *et al.*, 2005; Vieira *et al.*, 2009; Gonzáles *et al.*, 2010; Torrella *et al.*, 2013).

En lo que se refiere a la forma, se encontró que de los parches de las diferentes cubiertas en las tres microcuencas del sitio de estudio son irregulares. El valor del índice de forma promedio (MSI)

reportado en éste estudio fue de 2.18. El valor del MSI es igual a uno cuando todos los parches son circulares, e incrementa conforme aumenta su irregularidad. El valor encontrado se compara al encontrado por Bouroncle (2007), para los parches del paisaje de una cuenca de la vertiente occidental de la Sierra Madre de Chiapas y con Marín *et al.*, (2008), en un paisaje cafetero en la cuenca alta del río San Juan al norte de la cordillera occidental de los Andes, Colombia (MSI= 2.15 a 2.36 y 1.7 a 2.5 respectivamente). De manera interesante, los parches de las cubiertas relacionadas directamente con actividades humanas como Pastizal, Pastizal con árboles y Agricultura de Temporal presentaron formas más regulares que los parches de las cubiertas de Bosque de Coníferas cerrado, Bosque de Encino cerrado, Selva Baja Subcaducifolia abierta y Vegetación de Galería.

De lo descrito hasta aquí, la mitad los parches de Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado presentaron áreas reducidas y todos ellos formas irregulares. Ambas características, la forma y el tamaño, definen la porción de un fragmento afectada por el borde, de manera que el efecto es mayor en fragmentos pequeños de forma irregular (Forman, 1995a; Benítez y Arroyo, 2008). En las tres microcuencas del sitio de estudio, los parches de Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado que ocuparon menos de 10 ha se encuentran en su totalidad bajo la influencia del efecto de borde. Por otra parte, aunque más de la mitad presentaron área núcleo (considerando un área buffer de 100 m), el 50% no superó las 9 ha, por tanto, es posible que su composición comprenda en su mayoría especies pioneras y demandantes de luz como lo mencionan algunos estudios (Laurance *et al.*, 2002; Gonzáles *et al.*, 2010).

De acuerdo al índice Integral de Conectividad, las especies con una capacidad de dispersión de hasta 1 km (se evaluaron capacidades de dispersión que abarcaron de los 100 a 5 000 m), son las más severamente afectadas por la disposición actual de los fragmentos de Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado en el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio. De manera similar, García-Feced *et al.*, (2011), encontraron en dos paisajes rurales en España, que las especies con capacidades iguales e inferiores a 1 km eran las más afectadas por la configuración del paisaje y las que más se beneficiarían si se adelantan actividades de restauración en parches agrícolas abandonados, típicos en ese sector del País.

Adicionalmente, la importancia relativa para una capacidad de dispersión de 1 km encontrada en estudio, fue más alta en los fragmentos que abarcaron una mayor área. De acuerdo a lo planteado por Saura y Torne (2009), es posible que la mayoría de los fragmentos de hábitat grandes y pequeños se encuentren a una distancia mayor a 1 km, de manera que el índice favorece los fragmentos más grandes en donde, a pesar de no desplazarse, los organismos tienen una mayor oportunidad de sobrevivir. Este resultado resalta la necesidad de emprender actividades de restauración que mejoren las características de la matriz, a través del establecimiento de elementos arbóreos que funcionen como trampolines ecológicos (árboles aislados, sistemas agroforestales, cercos vivos, parches de bosque, entre otros). Según Prugh *et al.*, (2008) y Perfecto y Vandermeer (2010), mejorar la calidad de la matriz en paisajes rurales puede llegar a ser más efectivo en la conservación de la diversidad que manipular el tamaño, forma y aislamiento de los fragmentos de hábitat.

En síntesis, el paisaje del sitio de estudio atraviesa por un proceso de fragmentación. En la parte alta, media y baja de las tres microcuencas persisten fragmentos de Bosque de Coníferas, Bosque de Encino y Selva Baja Subcaducifolia. Sin embargo, la mayoría son de aspecto “abierto” por la extracción de leña (Miramontes *et al.*, 2012; Salgado y Ceccon, 2013). La situación de la Selva Baja



Subcaducifolia es crítica. En el sitio de estudio no se delimitó áreas bajo la categoría de Selva Baja Subcaducifolia cerrada, la mitad de los 19 fragmentos de éste tipo de vegetación abarcaron menos de 3 ha y sólo cuatro presentaron áreas mayores a 10 ha. Aunado a lo anterior, la Selva Baja Subcaducifolia actualmente ocupa el 5% del área que se considera correspondió en el pasado a su distribución natural (área de las tres microcuencas por debajo de los 1 000 m; Rzedowski, 2006).

A pesar de lo anterior, los fragmentos de vegetación nativa en el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio, independientemente de sus características, son particularmente importantes porque (1) son los únicos ejemplos que quedan de la vegetación roiginal, (2) probablemente funcionan como áreas de resguardo de plantas y animales raros, (3) aumentan la heterogeneidad de la matriz (4) podrían funcionar como trampolines ecológicos en la dispersión y (4) contienen especies nativas que podrían ser fuente de propágulos para aumentar la permeabilidad la matriz del paisaje, y cuyo manejo podría generar un beneficio directo a los habitantes.

## 2. Composición, estructura y diversidad de la vegetación

En la parte alta y media de las tres microcuencas del sitio de estudio y en una porción de la parte baja (entre los 600 a 1 071 m), los remanentes de vegetación nativa constituyen bosques mixtos dominados por especies de afinidad Boreal, específicamente de los géneros *Quercus* y *Pinus*. De acuerdo con Rzedowski (2006), los pinares y de los encinares ocupan nichos muy similares formando bosques mixtos y complejas interrelaciones sucesionales.

El número de especies registradas en los remanentes de Bosque de Coníferas (Bosque Pino-Encino cerrado) y Bosque de Encino (Bosque Encino-Pino cerrado), corresponde al 6.5% de las especies del género *Pinus* (Sánchez, 2008), y al 6.8 % de las especies del género *Quercus* (Valencia, 2004), conocidas a nivel nacional. Así como al 0.4% de las especies enlistadas por Rzedowski (1991), para este tipo de bosques en el país.

Las especies más importantes fueron *Quercus scytophylla*, *Q. obtusata*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia*, *Pinus maximinoi*, *P. oocarpa* y *Clethra lanata*. Dentro de las especies acompañantes mejor representadas se encontró *Arbutus xalapensis*, *Myrsine coriacea*, *Leucothoe mexicana*, *Miconia glabrata*, *Clusia pringlei* y *Verbesina angustifolia*. Rzedowski (2006), reportó una composición de especies similar en los Bosques templados característicos de la Sierra Madre del Sur (provincia fisiográfica en la que se ubica el sitio de estudio), Fernández *et al.*, (1998), en la cuenca del río Balsas, Salas *et al.*, (2003), en la región de Zimatán en Oaxaca, y Torres y Tejero (1998), en Sierra de Sultepec en la zona de contacto entre el Eje Volcánico Transversal y la Depresión del río Balsas.

Por otra parte, en los remanentes de Bosque de Coníferas y Bosque de Encino evaluados se registró tres especies bajo alguna categoría de la Norma 059, instrumento legal que declara y protege las especies en riesgo en México (NOM-059-SEMARNAT-2010): *Comarostaphylis discolor* y *Saurauia aff. serrata* se incluyen en la categoría “Sujeta a protección especial (Pr)”, mientras que *Zinowiewia. aff. concinna* se considera como una especie “En peligro de extinción (P)”, categoría que coincide con “En peligro crítico (CR)” de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Al respecto, es indispensable confirmar la identificación taxonómica de éstas especies y desarrollar actividades de restauración a nivel de población.

En las tres microcuencas estudiadas la elevación y la orientación de las laderas fue un factor determinante en la composición de especies de los remanentes de Bosque de Coníferas y Bosque de Encino muestreados. Las especies *Q. scytophylla*, *C. lanata* y *P. maximinoi* fueron las más abundantes en los sitios de muestreo ubicados laderas con orientación Noreste y Suroccidente de la parte alta de las tres microcuencas del sitio de estudio (entre los 2 606 a 1 607 m), mientras que *C. lanata* y *P. maximinoi* fueron las especies más abundantes en un sitio de muestreo ubicado en una ladera con orientación Noroccidente en la parte media (1 606 a 1 072 m). En ambos casos la presencia de estas especies señala condiciones de mayor humedad. Según Rzedowski (2006), los árboles *Q. scytophylla* son comunes en encinares de afinidades mesófilas en el Eje Volcánico Transversal; las especies del género *Clethra* son habituales en los encinares más húmedos del centro y sur de México, y los árboles de *P. maximinoi* son frecuentes en el Eje Volcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur, a menudo en lugares húmedos por encima de los 2 200 metros sobre el nivel del mar.

Con respecto a los sitios de muestreo en laderas con orientación Este y Occidente de la parte alta y media de las tres microcuencas del sitio de estudio, el mayor número de individuos de las especies *Q. obtusata*, *Q. castanea*, *Q. magnoliifolia* y *Q. conspersa* en la primera, y *Q. glaucescens*, *Q. elliptica* y *Q. magnoliifolia* en la segunda, señalan condiciones más secas. Ern (1976), describió para las zonas montañosas de los estados de Puebla y Tlaxcala, encinares caducifolios de tipo seco formados por algunas de las especies mencionadas. Por otra parte, Rzedowski (2006), se refirió a las anteriores especies como propias de condiciones secas y “algo secas”. La condición caducifolia fue evidente durante la elaboración del mapa de comunidades y tipos de vegetación del área de estudio.

El número de especies registradas en los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia en la parte baja de las tres microcuencas del sitio de estudio, corresponde al 1% de las 6 000 especies enlistadas por Rzedowski (1991), para los Bosques Tropicales Subcaducifolio, Caducifolio y Espinoso del país.

La familia Leguminosae abarcó el mayor número de especies. Este resultado coincide con el reportado en otros estudios realizados en otros Bosques tropicales estacionalmente secos en México (Cecon *et al.*, 2002; Perez-Garcia y Meave, 2004; Gallardo-Cruz *et al.*, 2005; Zamora y García 2008, Zamora-Crescencio *et al.*, 2011). Las especies más importantes fueron *Pseudobombax ellipticum*, *Cochlospermum vitifolium*, *Spondias purpurea*, *Comocladia macrophylla* y *Quercus glaucescens*. Dentro de las especies acompañantes mejor representadas se encontró *Hymenaea courbaril*, *Xylosma intermedia*, *Trichilia* sp y *Plumeria rubra*. No se registró especies en riesgo de acuerdo a la Norma 059 de México (NOM-059-SEMARNAT-2010).

La composición de especies mencionada en el párrafo anterior, es característica de comunidades perturbadas que atraviesan una fase sucesional temprana. Las especies más abundantes (*P. ellipticum*, *C. vitifolium* y *S. purpurea*), fueron reportadas por varios autores como especies pioneras características de la vegetación secundaria de diversas comunidades vegetales de América Central (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Cordero y Boshier, 2003; Pennington y Sarukhán, 2005; Navarrete y Orellana, 2010). Vázquez-Yanes *et al.*, (1999), señalaron que *C. vitifolium* es un elemento común en fases sucesionales no muy avanzadas del Bosque tropical subcaducifolio en el occidente de México, mientras que Pennington y Sarukhán (2005), se refirieron a la misma especie como sumamente abundante en la vegetación secundaria de diversas selvas.

Por otra parte, Rzedowski (2006), reportó que *P. ellipticum* y *C. macrophylla* son especies características de la Selva Baja Caducifolia e *H. courbaril* y *C. vitifolium* elementos importantes de la Selva Baja Subcaducifolia en México. El mismo autor propone que la Selva Baja Subcaducifolia forma mosaicos complejos con la Selva Baja Caducifolia, la sabana y otros tipos de vegetación, principalmente en terrenos quebrados donde las diferencias de exposición o de localización topográfica determinan la presencia de uno u otro tipo de vegetación. Aun así, se decidió cartografiar los remanentes muestreados entre los 520 a 600 m como parte del tipo de vegetación Selva Baja Subcaducifolia, porque durante la época en la que se realizó el muestreo que correspondió a la más seca del año, menos de la mitad de los árboles habían perdido sus hojas.

En las tres microcuencas del sitio de estudio los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia se encontraron en lugares apartados poco accesibles y en cañadas de pendientes pronunciadas con una corriente permanente de agua en su base. Es probable que en lomeríos por debajo de los 1 000 m y en condiciones más secas, el área actualmente ocupada por Pastizal y Agricultura de Temporal, haya correspondido a Selva Baja Caducifolia en el pasado. De acuerdo con Rzedowski (2006), en México los límites altitudinales superiores del Bosque tropical subcaducifolio coinciden con frecuencia con la isoterma de 0° C de temperatura mínima extrema, ubicada en la vertiente pacífica alrededor de los 1 000 m.

La evaluación de la distribución de las clases diamétricas de los tallos ( $\geq 2.5$  cm de DAP) indicó la presencia de una elevada proporción de individuos juveniles (1-31 cm de DAP) en los remanentes de Bosque de Coníferas, Bosque de Encino y Selva Baja Subcaducifolia. En los remanentes de la parte alta y media de las tres microcuencas del sitio de estudio, 67.7% y 54.9% respectivamente de los individuos incluidos en las dos clases diamétricas mínimas (1-11 cm y 12-21 cm de DAP respectivamente), pertenecieron a las especies con los valores más altos de Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR), en orden: *Q. scytophylla*, *Q. obtusata*, *C. lanata* y *Q. castanea* en la parte alta y *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia*, *P. maximinoi* y *C. lanata* en la parte media de las tres microcuencas. En la parte baja, en los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia, sólo el 43.1% de los individuos incluidos en las dos clases diamétricas mínimas pertenecieron a las especies con los valores más altos de IVIR, en orden: *P. ellipticum*, *C. vitifolium*, *S. purpurea* y *C. macrophylla*. El resto de los individuos se distribuyeron de forma relativamente homogénea en otras especies menos importantes.

De lo mencionado en el párrafo anterior, asumiendo una estrecha relación positiva tamaño-edad, la alta frecuencia de individuos jóvenes posiblemente indica que los micrositios favorables para la germinación, establecimiento y desarrollo de los individuos son abundantes (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla, 1995). Asimismo, puede ser resultado del rebrote de los árboles de clases diamétricas superiores después de la tala (Ajbilou *et al.*, 2003). Por otra parte, la tala excesiva o la muerte de árboles viejos por alguna causa natural o antrópica, suele ser la situación que mejor explica la falta de individuos en las clases de mayor diámetro (Ajbilou *et al.*, 2003).

De manera interesante, las especies con los IVIR más altos en los remanentes evaluados de la parte alta y media de las tres microcuencas del sitio de estudio, coinciden con algunas las especies ocupadas como leña por sus pobladores (Salgado y Ceccon, 2013). De acuerdo al planteamiento de Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla (1995), y Ajbilou *et al.*, (2003), la mayor abundancia de las especies utilizadas como leña en las clases diamétricas mínimas de la parte alta y media de las tres

microcuencas, posiblemente se debe a dos cosas: la primera, a la tala selectiva que genera nichos adecuados para la regeneración por semilla de estas especies. La segunda, a que los individuos de las especies utilizadas como leña de clases diamétricas mayores tienen capacidad de rebrote después de ser talados, generando una alta proporción de tallos jóvenes. A manera de ejemplo, en la literatura se reporta que *Q. castanea*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia*, *P. maximinoi* presentan ésta capacidad (Tabla 19).

Los remanentes de la parte alta, media y baja de las tres microcuencas del sitio de estudio, mostraron una diversidad Alfa comparable a la de comunidades vegetales perturbadas o muy jóvenes. El valor promedio del índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) de los remanentes de Bosque de Coníferas y Bosque de Encino de la parte alta ( $H'= 1.5\pm 0.20$ ) y media ( $H'=1.8\pm 0.09$ ), fue más alto que el reportado por González-Tagle *et al.*, (2008), en un Bosque mixto de Pino y Encino afectado por fuego 18 años atrás en la Sierra Madre Oriental ( $H'=0.6$ ), pero se encontró dentro de los valores obtenidos por Castellanos-Bolaños *et al.*, (2010), en ocho comunidades mixtas de Pino y Encino perturbadas por tala selectiva en la Sierra Norte de Oaxaca ( $H'= 0.8$  a  $2.19$ ). Por otra parte, el valor promedio del índice de diversidad de Shannon de los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia de la parte baja ( $H'= 2.8\pm 0.24$ ), fue similar al reportado por Lebrija-Trejos *et al.*, (2008), en un Bosque tropical caducifolio de 10 años en Oaxaca ( $H'= 2.9$ ), y más bajo que el reportado por los mismos autores y Lott *et al.*, (1987), en Jalisco, para un Bosque tropical caducifolio maduro ( $H'= 3.8$  y  $3.34$  respectivamente).

A nivel local, en una diferencia altitudinal de 2 080 m, la riqueza (número de especies por unidad de muestreo) se correlacionó de forma negativa y significativa con la altitud, al igual que la diversidad y la dominancia. Éste hallazgo está relacionado con las características intrínsecas de cada tipo de vegetación. A diferencia de los bosques tropicales, los bosques templados con especies de afinidad Boreal suelen ser de escasa diversidad, debido a que son monoespecíficos o bien, están dominados por un número reducido de especies (Challenger y Soberón, 2008). A su vez, la distribución de un determinado tipo de vegetación en el gradiente altitudinal concierne con su determinismo ecológico, vinculado principalmente con la temperatura y la humedad. El primero se correlaciona de forma negativa con la altitud, mientras que la humedad presenta variaciones a nivel local (Whittaker, 2001; Sánchez y López, 2005; Rzedowski, 2006; Richter, 2008).

Por otro lado, la distribución de las abundancias relativas, además de ratificar los resultados obtenidos en relación a la riqueza, diversidad y dominancia, reveló la presencia de un elevado número (40 especies) de especies raras (es decir, representadas por menos del 1% de la abundancia total) en los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia. En consecuencia, la extracción no sostenible de individuos para obtención madera u otros productos forestales, podría afectar negativamente a un elevado número de especies, o incluso ocasionar su desaparición. Esta situación podría amenazar la permanencia de los pocos remanentes de éste tipo de vegetación que aún existen en las tres microcuencas del sitio de estudio, en donde al mismo tiempo se concentra la mayor diversidad a nivel local.

Con respecto a la diversidad Beta, la variación espacial en la composición de especies de los remanentes fue mayor en la parte media, intermedia en la parte alta y menor en la parte baja de las tres microcuencas del sitio de estudio. Existen dos teorías que intentan explicar la variación en la composición de especies. La teoría de nicho propone que la variación está relacionada

principalmente con la tolerancia de las especies a ciertas condiciones ambientales (Leibold, 1995; Gaston, 1996a; Gaston, 1996b; Holt *et al.*, 2002), mientras que la teoría neutral sugiere que la limitación en la dispersión es principal factor que determina esta variación (Hubbell, 2001; Colwell, 2009).

En las tres microcuencas del sitio de estudio, ambas teorías expuestas ayudan a explicar el comportamiento observado. Probablemente, la menor diversidad beta en la parte baja, se debe a que las condiciones ambientales (temperatura, humedad, pendiente) son más homogéneas y las especies de Selva Baja Subcaducifolia que aún persisten son igualmente tolerantes a ellas. Por otra parte, debido a la fase sucesional temprana por la que atraviesan los remanentes, debido a la tala constante de árboles, es posible que las especies anemócoras sean abundantes, mismas que logran dispersarse distancias considerables. De hecho, en los sitios de muestreo más similares entre sí (G e I, Figura 36), a pesar de encontrarse en microcuencas diferentes, dominaron especies con semillas anemócoras (*P. ellipticum* y *C. vitifolium*). De acuerdo a la teoría neutral, la diversidad Beta es inversamente proporcional a la distancia de dispersión.

En la parte media, zona de transición (ecotono) entre la parte alta y baja de las tres microcuencas del sitio de estudio, la mayor diversidad Beta posiblemente resultó de una alta heterogeneidad en las condiciones ambientales y de una mayor variación en la tolerancia ambiental de las especies a esas condiciones. A pesar de existir una elevada proporción de especies zoocoras (del género *Quercus*, por ejemplo), situación que favorece la dispersión y por ende una baja diversidad Beta, es posible que la fauna dispersora sea escasa o no se motiva a desplazarse largas distancias en un paisaje fragmentado. López-Martínez *et al.*, (2013), encontraron resultados similares en Yucatán. La diversidad Beta en dicho estudio fue ligeramente mayor para el gremio de especies zoocoras que para el gremio de las especies autócoras y anemócoras, probablemente por los efectos que la fragmentación generó en el desplazamiento de la fauna dispersora.

### **3. Implicaciones de los resultados obtenidos en el desarrollo de actividades de restauración a nivel de paisaje en tres microcuencas del Municipio de Acatepec, Guerrero.**

Las acciones orientadas al aprovechamiento de los recursos naturales, la conservación y la restauración, deben encontrar una forma de conciliar la necesidad de mantener los procesos ecológicos que proporcionan los arreglos naturales del paisaje, con las actividades humanas de extracción de los recursos (Pinilla y Ceccon, 2008).

En un intento por integrar los paisajes agrícolas con la conservación de la biodiversidad en Mesoamérica, Harvey *et al.*, (2008), formularon una serie de estrategias que pretenden lograr el refuerzo mutuo entre las iniciativas de conservación y la producción agrícola. En ésta investigación se utilizó como lineamiento base lo propuesto por los mencionados autores, con el fin de proponer cuatro estrategias que podrían desarrollarse en el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio, con el apoyo de la Organización no Gubernamental (ONG) Xuajin Me'Phaa. La ONG trabaja con 14 comunidades del Municipio de Acatepec, seis de las cuales se ubican en las tres microcuencas estudiadas. Su actividad principal es el acompañamiento en la producción orgánica de jamaica (*Hibiscus sabdariffa*), frijol (*Phaesolus* spp) y miel, además de la ejecución de obras de protección y conservación en zonas de alta vulnerabilidad ecológica:

1. *Abordar las principales amenazas a la biodiversidad:* de acuerdo a los resultados obtenidos, una de las principales amenazas de los remanentes de Bosque de Coníferas y Encino en la parte alta y media de las tres microcuencas del sitio de estudio, es la tala selectiva de especies leñosas para la obtención de leña. Una manera de reducir la presión sobre los bosques es la siembra de especies leñosas en cercanía de sus comunidades o dentro de sus propiedades. En ésta investigación se encontró que el 70% de las 27 especies con los IVIR más altos son reportadas en la literatura por su valor como combustible. Entre ellas, *A. xalapensis*, *B. crassifolia*, *C. vitifolium*, *P. ellipticum*, *Q. scytophylla*, *Q. obtusata*, *Q. castanea*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia*, *P. maximinoi* y *C. lanata* (Tabla 19).

2. *Protección y restauración de los remanentes de hábitat nativo:* el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio atraviesa por un proceso de fragmentación. Es indispensable establecer figuras de protección de la Vegetación de Galería y de los pocos remanentes de Selva Baja Subcaducifolia que aún permanecen en la parte baja, así como desarrollar labores de investigación para conocer qué tipo de manejo, dentro del marco de Manejo Forestal Sostenible (FAO, 2013), es conveniente en los remanentes de Bosque de Coníferas y Bosque de Encino de la parte alta y media. Además de lo anterior, se sugiere adelantar actividades de enriquecimiento de los remanentes con especies nativas que sean atractivas y valoradas por los habitantes, y que además operen como catalizadores de la regeneración de otras especies (por ejemplo, especie zoocoras, fijadoras de nitrógeno, entre otras). Algunas de ellas se encuentran dentro de los remanentes (Tabla 19), mientras que otras es posible que hayan desaparecido completamente del paisaje.

3. *Proteger, diversificar y manejar la cubierta de árboles en la matriz agrícola:* es indispensable integrar especies leñosas en un arreglo espacial y en una densidad en particular, de forma que no compitan con las especies de cultivo. Los árboles dispersos en la matriz agrícola o plantados en forma lineal, formando un cerco vivo por ejemplo, son compatibles con los sistemas de producción (Harvey *et al.*, 2005). Para desarrollar ésta estrategia se sugiere contemplar las especies pioneras con capacidad de rebrote reportadas en ésta investigación. A manera de ejemplo, *Spondias purpurea* es altamente recomendable para ser utilizada como cerco vivo en asociación con cultivos perennes (Cordero y Boshier, 2003), además, es una especie promisoría en actividades de restauración por ser maderable, zoocórica y melífera (Vázquez-Yanes, 2008).

4. *Promover y conservar las prácticas agrícolas:* se propone utilizar técnicas de restauración productiva (Ceccon, 2013), tales como la agroforestería, la agricultura itinerante, los traspatios, policultivos con bajos insumos externos y las milpas tradicionales. Éste tipo de agroecosistemas conservan altos niveles de agro-diversidad y biodiversidad silvestre, aseguran un mejor uso del suelo y minimizan el uso de agroquímicos. Cabe considerar que en las tres microcuencas del sitio de estudio, el tamaño de los parches de Agricultura de Temporal, de acuerdo al cálculo de su mediana, fue equivalente a una tercera parte de los parches de Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado. Posiblemente, la tenencia comunal de la tierra por parte de los indígenas Me'Phaa (INEGI, 2007), los bajos recursos monetarios y las áreas con pendientes muy elevadas (comunes en la zona) restringen el tamaño de las áreas de producción. No obstante, esta característica del paisaje resulta positiva en términos de manejo. Los pequeños agricultores hacen un mejor uso de los recursos naturales, al tiempo que las parcelas pequeñas suelen ser más productivas que las grandes (Rosset, 1999; Moreira *et al.*, 2006; Vieira *et al.*, 2009).

Sin duda, el conocimiento adquirido en éste estudio sobre la distribución espacial de los remanentes de vegetación nativa, así como la información obtenida en relación a su composición, estructura y diversidad de especies arbóreas y arbustiva, será fundamental para el diseño y ejecución de las estrategias de conservación y restauración mencionadas. En relación a las especies arbóreas propuestas, es indispensable adelantar labores de investigación que permitan conocer las técnicas adecuadas para su propagación y desempeño bajo distintas condiciones de conservación de suelo, pendiente y exposición de ladera; que son algunas variables que sólo pueden ser estudiadas a nivel de parcela.

## Conclusiones

- El paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio se encuentra en estado de fragmentación. La mitad de los fragmentos de vegetación nativa de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m; Bosque de Coníferas cerrado y Bosque de Encino cerrado) presentaron áreas reducidas (cercanas a las 21 ha) y todos ellos una forma irregular. Ésta situación indica que una proporción importante de los fragmentos se encuentra bajo la influencia del efecto de borde. La situación de los remanentes de vegetación de Selva Baja Subcaducifolia (en áreas por debajo de los 1 071 m) es crítica. En el sitio de estudio no se delimitó áreas bajo la categoría Selva Baja Subcaducifolia cerrada y la mayoría de los fragmentos existentes presentaron áreas muy reducidas (menores a 10 ha). Aunado a lo anterior, la Selva Baja Subcaducifolia actualmente ocupa el 5% del área que se considera correspondió en el pasado a su distribución natural.
- La mayoría de los fragmentos de hábitat del sitio de estudio se encuentran a una distancia mayor a 1 km; por tanto, las especies con capacidades de dispersión inferiores a esta distancia son las más severamente afectadas por la disposición actual de los fragmentos de hábitat. Contemplando una capacidad de dispersión de 1 km, el índice que midió la importancia relativa de los fragmentos favoreció aquellos más grandes en donde, a pesar de no desplazarse, los organismos tienen una mayor oportunidad de sobrevivir. Este resultado resalta la necesidad de emprender actividades de restauración que mejoren las características de la matriz y aumenten la conectividad funcional del paisaje.
- La vegetación nativa de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m) del sitio de estudio, se constituye de bosques mixtos dominados por especies de afinidad Boreal, específicamente de los géneros *Quercus* y *Pinus*. Las especies más importantes son *Quercus scytophylla*, *Q. obtusata*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia*, *Pinus maximinoi*, *P. oocarpa* y *Clethra lanata*. Dentro de las especies acompañantes mejor representadas se encuentra *Arbutus xalapensis*, *Myrsine coriacea*, *Leucothoe mexicana*, *Miconia glabrata*, *Clusia pringlei* y *Verbesina angustifolia*. Adicionalmente, se reportó la presencia de tres especies bajo alguna categoría de la Norma 059, instrumento legal que declara y protege las especies en riesgo en México (NOM-059-SEMARNAT-2010).
- La vegetación nativa de las zonas de menor altitud (520 a 1 071 m) del sitio de estudio, se constituye de especies pertenecientes al tipo de vegetación Selva Baja Subcaducifolia. Las especies más importantes son *Pseudobombax ellipticum*, *Cochlospermum vitifolium*, *Spondias*

*purpurea*, *Comocladia macrophylla* y *Quercus glaucescens*. Dentro de las especies acompañantes mejor representadas se encuentra *Hymenaea courbaril*, *Xylosma intermedia*, *Trichilia* sp y *Plumeria rubra*. La composición de especies mencionada es característica de comunidades perturbadas que atraviesan una fase sucesional temprana.

- En los remanentes de vegetación nativa de los intervalos altitudinales evaluados existe una elevada proporción de individuos juveniles (1-31 cm de DAP). La mayoría de los individuos juveniles de los remanentes de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m), pertenecen a las especies con los valores del Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) más altos; especies que a su vez son las más ocupadas como leña por los habitantes del sitio de estudio. Asumiendo una estrecha relación positiva tamaño-edad, la elevada proporción de individuos juveniles posiblemente se debe a que la tala selectiva genera nichos adecuados para la regeneración por semilla de estas especies, o bien, a que los individuos de las especies utilizadas como leña de clases diamétricas mayores tienen capacidad de rebrote después de ser talados, generando una alta proporción de tallos jóvenes.
- Los remanentes de Bosque de Coníferas y Bosque de Encino de las zonas de mayor altitud (2 606 a 1 072 m) del sitio de estudio, mostraron una diversidad Alfa comparable a la de comunidades vegetales perturbadas por tala selectiva. La diversidad Alfa de los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia de las zonas de menor altitud (520 a 1 071 m), es comparable a la de una comunidad vegetal del mismo tipo de menos de 12 años de formación.
- A nivel local, en una diferencia altitudinal de 2 080 m, la riqueza (número de especies por unidad de muestreo) se correlacionó de forma negativa y significativa con la altitud, al igual que la diversidad y la dominancia. Éste hallazgo está relacionado con las características intrínsecas de cada tipo de vegetación y su determinismo ecológico.
- La distribución de las abundancias relativas reveló la presencia de un elevado número (40 especies) de especies raras (es decir, representadas por menos del 1% de la abundancia total) en los remanentes de Selva Baja Subcaducifolia. En consecuencia, la extracción no sostenible de individuos para obtención madera u otros productos forestales, podría afectar negativamente a un elevado número de especies, o incluso ocasionar su desaparición. Esta situación podría amenazar la permanencia de los pocos remanentes de éste tipo de vegetación que aún existen en las tres microcuencas del sitio de estudio, en donde al mismo tiempo se concentra la mayor diversidad a nivel local.
- La variación espacial en la composición de especies, también llamada diversidad Beta, fue mayor en la parte media de las tres microcuencas del sitio de estudio (1 606 a 1 072 m), posiblemente en respuesta a la elevada heterogeneidad en las condiciones ambientales presentes y a una mayor variación en la tolerancia de las especies a esas condiciones. Lo anterior se presentó a pesar de existir una elevada proporción de especies zoocoras (del género *Quercus*, por ejemplo). Probablemente la fauna dispersora es escasa o no se motiva a desplazarse largas distancias porque el paisaje se encuentra fragmentado.
- Los fragmentos de vegetación nativa en el paisaje de las tres microcuencas del sitio de estudio, independientemente de sus características, son particularmente importantes porque



son los únicos ejemplos que quedan de la vegetación original, funcionan como áreas de resguardo de plantas en riesgo de extinción, contienen especies nativas que podrían ser fuente de propágulos para aumentar la permeabilidad la matriz del paisaje, y cuyo manejo podría generar un beneficio directo a los habitantes. El IVIR permitió distinguir las especies más importantes en las comunidades vegetales analizadas y explorar su potencial en actividades de restauración. Es indispensable emprender actividades de investigación que permitan conocer las técnicas adecuadas para su propagación y su desempeño bajo distintas condiciones de conservación de suelo, pendiente y exposición de ladera; que son algunas variables que sólo pueden ser estudiados a nivel de parcela.

## Bibliografía

**Ajbilou, R., Marañón, T y J, Arroyo. 2003.** Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. J. Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales.12: 111-123.

**Aguilar, R y García, R. 2004.** Catálogo de plantas reportadas como parte de la dieta de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en la región de la cañada oaxaqueña. Instituto Politécnico Nacional. Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional, unidad Oaxaca. México.

**Arizaga, S., Martínez, J., Salcedo, M y MA, Bello. 2009.** Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos. SEMARNAT-INE, México.

**Arteaga, B y Pérez, A. 2001.** *Pinus maximinoi* H.E. Moore: una especie prometedora para plantaciones forestales comerciales en el trópico. J. Foresta Veracruzana 3: 63-70.

**Benítez, J y Arroyo, V. 2008.** Habitat fragmentation, edge effects and biological Corridors in tropical ecosystems. En: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. UNESCO, Eolss Publishers. Oxford ,UK.

**Bennett, A. 2003.** Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

**Bouroncle, C. 2007.** Propuesta de una red de conectividad estructural ecológica en la cuenca del río Coapa, Chiapas, México. The Nature Conservancy, Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. México.

**Brancalion, P., R, Viani., B, Strassburg y R, Rodrigues. 2012.** Cómo financiar la restauración de los bosques tropicales. J. Unasylva 239. 63: 41 a 50.

**Brudvig, L., E, Damschen., J, Tewksbury., N, Haddad y D, Levey. 2009.** Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target hábitats. J. PNAS. 106: 9328-9332.

**Cabo, C y Recondo, C. 2005.** Aplicación de imágenes Standard de Quickbird para el estudio del litoral Asturiano. Pág 267 a 270. XI Congreso Nacional de Teledetección, 21-23 septiembre 2005. Puerto de la Cruz. Tenerife.

**Castellanos-Bolaños, J., Treviño-Garza, E., Oscar., Aguirre-Calderón, A., Jiménez-Pérez, J y Velázquez-Martínez, A. 2010.** Diversidad arbórea y estructura espacial de Bosques de Pino-Encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. J. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 2:39-52.

**Castellón, T y Sieving, K. 2005.** An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. J. Conservation Biology. 20: 135-145.

- Cavendish, W. 1999.** Empirical regularities in the poverty-environment relationship of African rural households, WPSS 99-21. UK.
- Ceccon, E. 2003.** Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. J. Ciencias. 72: 46-53.
- Ceccon, E. 2013.** Restauración de Bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Pág 63-71. Primera edición. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias. Universidad Nacional Autónoma de México. Ediciones D.D.S. México
- Ceccon, E., I, Olmsted., C, Vázquez-Yanes y J, Campos-Alves. 2002.** Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of differing regeneration status in Yucatan. J. Agrociencia 36:621-631.
- Cedano, M y Villaseñor, L. 2004.** Usos y nombres comunes de las especies de Cochlospermaceae en México. J. Etnobiología. 4: 73-88.
- Ceja, M. 2008.** Degradación de los suelos y pobreza en México. J. Pesquisas Variponto. 350: 89 a 93.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2007.** Regiones Hidrológicas, escala 1:250000. Subdirección General Técnica. República Mexicana, México, D.F.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 1998.** Cuencas Hidrológicas. Escala 1:250000. República Mexicana, México, D.F.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998.** Subcuencas hidrológicas. Extraído de Boletín hidrológico. (1970). Subcuencas hidrológicas en Mapas de regiones hidrológicas. Escala más común 1:1000000. Secretaría de Recursos Hidráulicos, Jefatura de Irrigación y control de Ríos, Dirección de Hidrología. México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2005.** División Política Estatal. Escala 1:1000000. Extraído de Conjunto de Datos vectoriales topográficos y toponímicos. Escala 1:1000000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2000). República Mexicana, México, D.F.
- Colwell, R. 2009.** Biodiversity: concepts, patterns, and measurement. En: Levin, S. (ed.). 2009. The Princeton Guide to Ecology. Pág. 257 a 263. USA.
- Colwell, R. 2013.** *EstimatesS*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistente URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>.
- Cordero, J y Boshier, D. (ed.). 2003.** Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. Oxford Forest Institute, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Oxford, Reino Unido.
- Corry, R y Nassauer, J. 2005.** Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. J. Landscape and Urban Planning. 72: 265-280
- Challenger, A y Soberón, J. 2008.** Los ecosistemas terrestres. Capital natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. Pág. 87 a 108. México.
- Chuvieco, E. 2010.** Teledetección Ambiental: la observación de la tierra desde el espacio. Ariel Ciencia, Tercera edición actualizada. Barcelona.
- Damschen, E., N, Haddad., J, Orrock., J, Tewksbury y D, Levey. 2006.** Corridors increase plant species richness at large scales. J. Science. 313: 1284-1286.
- Damschen, E., L, Brudvig., N, Haddad., D, Levey., J, Orrock y J, Tewksbury. 2008.** The movement ecology and dynamics of plant communities in fragmented landscapes. J. PNAS. 105: 19078-19083.

- De la Paz Pérez, C. 1974.** Características anatómicas de la madera de 7 especies de género *Quercus*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México.
- Dudley, N., S, Mansourian y D, Vallauri. 2005.** Forest Landscape Restoration in Context. En: Mansourian, S., D, Vallauri y N, Dudley (eds; en cooperación con WWF Internacional). 2005. Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees. Pág 3 a 7. Springer, New York.
- Ehrenfeld, J. 2000.** Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *J. Restoration ecology*. 8:2-9.
- Ern, H. 1976.** Descripción de la vegetación montañosa de los estados mexicanos de Puebla y Tlaxcala. Willdenowia Beiheft 10, Botanischen Garten und Botanischen Museum, Berlin.
- Esquivel, H., Ibrahim, M., Harvey, C., Villanueva, C., Benjamin, T y F, Sinclair. 2003.** Árboles dispersos en potreros de fincas ganaderas en un ecosistema seco de Costa Rica. *J. Agroforestería en las Américas*. 10: 24-29.
- Etter, A. 1991.** Introducción a la Ecología del Paisaje: un marco de integración para los levantamientos rurales. Subdirección de docencia e investigación. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, IGAC, Bogotá, Colombia. 83pp. En: Bocco, G., E, Mendoza., A, Priego y A, Burgos. 2010. La cartografía de los sistemas rurales como base geográfica territorial. Pág 29 a 50. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. México.
- European Environment Agency (EEA). 2010.** 10 messages for 2010: Cultural landscapes and biodiversity heritage. Luxemburgo. Unión Europea.
- Faaborg, J., M, Brittingham., T, Donovan y J, Blake. 1993.** Habitat fragmentation in the temperate zone: a perspective for managers. En: Finch, D y P, Stangel (ed.). 1993. Status and management of neotropical migratory birds. Pág. 331 a 338. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Department of Agriculture. USA.
- Fahrig, L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *J. Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 34: 487-515.
- Farina, A. 2006.** Principles and methods in landscape ecology: Towards a Science of the Landscape. Segunda edición. Londres.
- Fernández, R., C, Rodríguez., M, Arreguín y A, Rodríguez. 1998.** Listado florístico de la cuenca del Rio Balsas, México. *J. Polibotánica*. 9: 1-151.
- Fischer, J y Lindenmayer, D. 2007.** Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *J. Global Ecology and Biogeography*. 16: 265-280.
- Forman, R. 1995 (a).** Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Pág 3 a 632. Cambridge University Press. Cambridge.
- Forma, R. 1995 (b).** Some general principles of landscape and regional ecology. *J. Landscape Ecology*. 10:133-142.
- Forman, R y Godron, M. 1986.** Landscape Ecology. John Wiley y Sons. New York, USA.
- Gallardo-Cruz J., J, Meave y E, Pérez-García. 2005.** Estructura, composición y diversidad de la selva baja caducifolia del Cerro Verde, Nizanda (Oaxaca), México. *J. Boletín de la Sociedad Botánica de México* 76:19-35.
- García, E. 1998 (a).** Climas: clasificación de Koppen, modificado por García. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Escala 1:1000000. República Mexicana, México, D.F.
- García, E. 1998 (b).** Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Precipitación total anual. Escala 1: 1000000. México.

- García-Feced, C., S, Saura y R, Elena-Rosselló. 2011.** Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *J. Forest Ecology and Management* 261:154-161.
- Gaston, K. 1996 (a).** Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. *J. TREE.* 11: 197-201.
- Gaston, K. 1996 (b).** The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *J. Oikos* 76: 211-220.
- Gentry, A. 1982.** Patterns of Neotropical plant diversity. Pág 1 a 84. En: Hecht, M., B, Wallace y G, Prance. (eds.). 1982. *Evolutionary Biology.* Organization for Tropical Studies. Plenum Publishing Corp. New York, USA
- Gillies, C y Cassady, C. 2008.** Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *J. PNAS.* 105: 19774-19779.
- González, L. 1986.** Contribución al conocimiento del genero *Quercus* (Fagaceae) en el estado de Jalisco. Instituto de Botánica. Universidad de Guadalajara. México.
- Gonzalez, M., S, Ladet., M, Deconchat., A, Cabanettes., D, Alard y G, Balent. 2010.** Relative contribution of edge and interior zones to patch size effect on species richness: An example for woody plants. *J. Forest Ecology and Management* 259: 266-274.
- González-Tagle, M., Luitgard, S., Jimenez, J y R, Schulz. 2008.** Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *J. Forest Ecology and Management.* 256:161-167.
- Guariguata, R., R, Chazdon., J, Denslow., J, Dupuy y L, Anderson. 1997.** Structure and Floristics of Secondary and Old-Growth Forest Stands in Lowland Costa Rica. *Plant Ecology.*132:107–120.
- Gustafson, E.1998.** Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *J. Ecosystems.* 1: 143-156.
- Hammer, D., T, Harper y P, Ryan. 2001.** PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Versión 1.75b. Palaeontología Electrónica.
- Harvey, C., C, Villanueva., J, Villacís., M, Chacón., D, Muñoz., M, López., M, Ibrahim., R, Taylor., J, Martínez., A, Navas., J, Sáenz., D, Sánchez., A, Medina., S, Vílchez., B, Hernández., A, Pérez., F, Ruiz., F, López., I, Lang., S, Kunth y F, Sinclair. 2005.** Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes in Central America. *J. Agriculture, Ecosystems and Environment.* 111: 200-230.
- Harvey, C., O, Komar., R, Chazdon., B, Ferguson., B, Finegan., D, Griffith., M, Martinez., H, Morales., R, Nigh y L, Soto-Pinto. 2008.** Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *J. Conservation Biology.* 22: 8-15.
- Hernández, L., González, C y F, González. 1991.** Plantas útiles de Tamaulipas, México. *J. Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México. Ser. Bot.* 62: 1-38.
- Hietala-Koivu, R. 1999.** Agricultural landscape change: a case study in Ylane, southeast Finland. *J. Landscape and Urban Planning.* 46: 103-108.
- Hill, J y Curran, P. 2005.** Fragment shape and tree species composition in tropical forests: a landscape level investigation. *J. African Journal of Ecology*
- Harker, D., G, Libby., K, Harker., S, Evans y M, Evans. 1999.** Landscape restoration handbook. Lewis Publishers. Nueva York.
- Hilty, J., Z, Lidicker y A, Merenlender. 2006.** Corridor ecology, the science and practice of linking landscape for biodiversity conservation. Island press. USA

- Hobbs, R. 2002.** The ecological context: a landscape perspective. En: Perrow M y Davy A (eds.). 2002. Handbook of Ecological Restoration. Pág 24 a 46. Volúmen 1. Principles of Restoration. Cambridge University Press. New York.
- Holt, A., K, Gaston y F, He. 2002.** Occupancy-abundance relationships and spatial distribution: A review. J. Basic and Applied Ecology. 3: 1-13.
- Hubbell, S. 2001.** The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Monographs in population biology. Princeton University Press. USA.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010.** Áreas Geoestadísticas Municipales. Escala 1:250000. República Mexicana, México, D.F.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2012.** Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación. Escala 1:250,000, Serie IV. 126 pp. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007.** Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma
- Janssen, L. 2001.** Cap 11: Visual image interpretation. En: Principles of remote sensing. Pág 135-149. ITC Educational Textbook Series. Enschede.
- Janssen, L y Gorte, B. 2001.** Cap 12: Digital image classification. En: Principles of remote sensing. Pág 151-164. ITC Educational Textbook Series. Enschede.
- Jimenez-Valverde, A y Hortal, J. 2000.** Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. J. Revista Ibérica de Aracnología. 8:151-161.
- Jodha, S. 1998.** Poverty and environmental resource degradation: an alternative explanation and possible solutions. J. Economic and Political Weekly. 33: 2384-2390.
- Kindlmann, P y Burel, F. 2008.** Connectivity measures: a review. J. Landscape Ecology. 23:879-890.
- King, E y Hobbs, R. 2006.** Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. J. Restoration Ecology 14: 369-378.
- Lamb, D., P, Erskine y J, Parrotta. 2005.** Restoration of degraded tropical forest landscapes. J. Sicene. 310: 1628-1632.
- Landa, R. 1992.** Evaluación regional del deterioro ambiental en La Montaña de Guerrero. Tesis. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. República Mexicana, México, D.F.
- Landa, R y Carabias, J. 2009.** Reflexiones sobre los procesos socioambientales del deterioro en La Montaña. En: Estado del desarrollo económico y social de los pueblos indígenas de Guerrero. Programa universitario México nación multicultural-UNAM, Secretaria de asuntos indígenas del gobierno del estado de Guerrero. México.
- Landa, R., J, Meave y J, Carabias. 1997.** Environmental Deterioration in Rural México: An Examination of the Concept. J. Ecological Applications. 7: 316-329.
- Laurance, W., T, Lovejoy., H, Vasconcelos., E, Bruna., R, Didham., P, Stouffer., C, Gascon., R, Bierregaard., S, Laurance y E, Sampaio. 2002.** Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. J. Conservation Biology. 16:605-618.
- Lebrija-Trejos, E., F, Bongers., E, Pérez-García y J, Meave. 2011.** Successional change and resilience of very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. J. Biotropica. 40:422-431.

- Leibold, M. 1995.** The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *J. Ecology*. 76:1371-1382.
- Lidicker, W. 1999.** Responses of mammals to habitat edge. *J. Land scape ecology*. 14:333-343
- Lindenmayer, D y Fischer, J. 2006.** Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Pág 15-25. Island Press.
- López-Martínez, J., L, Sanaphre-Villanueva., J, Dupuy., J, Hernández-Stefanoni., J, Meave y J, Gallardo-Cruz. 2013.**  $\beta$ -Diversity of Functional Groups of Woody Plants in a Tropical Dry Forest in Yucatan. *J. PLoS ONE* 8(9): e73660.
- Lott, J., S, Bullock y A, Solis-Magallanes. 1987.** Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *J. Biotropica* 19:228-235.
- Luna, A., L, Montalvo y B, Rendón. 2003.** Los usos no leñosos de los encinos en México. *J. Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 72: 107-117
- Mahecha, G., Ovalle, A., Camelo, D y A, Rozo. 2004.** Vegetación del territorio CAR. 450 especies de sus llanuras y montañas. Pág 10-36. Bogotá, Colombia.
- Maginnis, S., J, Rietbergen-McCracken y W, Jackson. 2007.** Introduction. En: Rietbergen-McCracken, J; S, Maginnis y A, Sarre (eds.). *The forest landscape restoration handbook*. Pág.1-4. Earthscan, London. UK.
- Magurran, A. 2004.** *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Martínez, M., Evangelista, V y F, Basurto. 2007.** Flora útil de los cafetales en la Sierra Norte de Puebla, México. *J. Revista Mexicana de Biodiversidad*. 78: 15-40.
- Martínez-Ramos, M y Álvarez-Buylla, E. 1995.** Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *J. Bol. Soc. Bot. Méx.* 56: 121–153.
- Mas, J y Ramírez, I. 2001.** Percepción remota: conceptos básico y técnicas de análisis recientes. En: *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. Pág. 735 a 769. Segunda edición. Centro de Investigaciones de Geografía Ambiental. Instituto de Geografía. UNAM. México
- Mas, F., J, Gallegos y A, Pérez. 2003.** Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *J. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 51: 53-72.
- MacArthur, R y Wilson, E. 1967.** *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Magurran. A. 1989.** *Diversidad ecológica y su medición*. Primera edición. Ediciones VEDRA. University Collage of North Wales. Bangor.
- Marín, A., L, Toro y Uribe, S. 2008.** Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del río San Juan, suroeste antioqueño, Colombia. *J. Boletín De Ciencias De La Tierra* 23:43-54.
- McIntyre, S y Hobbs, R. 1999.** A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *J. Conservation Biology*. 13: 1282–1292.
- Miramontes, O., O de Souza., D, Hernández y E, Ceccon. 2012.** “Non-Lévy mobility patterns of Mexican Me’Phaa peasants searching for fuelwood”. *J. Hum Ecol.* 40:167-174.
- Moreira, F., A, Queiroz y J, Aronson. 2006.** Restoration principles applied to cultural landscapes. *Journal for Nature Conservation*. 14: 217–224.
- Mueller-Dombois, D y Ellenberg, H. 1974.** *Aims and methods of vegetation ecology*. 547 pp. Wiley. New York.

- Navarrete, N y Orellana, M. 2010.** *Pseudobombax ellipticum* (Kunth) Dugand. En: Vozzo, J. (ed.). 2010. Manual de semillas de árboles Tropicales. Pág: 649-650. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio Forestal. USA.
- Norton, L., R, Wilson., J, Stevens y K, Beard. 2009.** Review: a meta-analytic review of corridor effectiveness. *J. Conservation Biology*. Volumen \*\*, N° \*\*.
- Pardini, R., S, Marques de Souza., R, Braga y P, Metzger. 2005.** The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *J. Biological Conservation*. 124: 253–266
- Pascual-Horta, L y Saura, S. 2006.** Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *J. Landscape Ecology*. 21:959-967.
- Pennington, T y Sarukhán, J. 2005.** Árboles tropicales de México. UNAM y Fondo de Cultura económica. México, D. F.
- Peña, V y Bonfíl, C. 2003.** Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña (Guerrero), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 72: 5-20.
- Perez-Garcia, E y Meave, J. 2004.** Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region. *J. Plant Ecology* 175:147-163.
- Perfecto, I y Vandermeer, J. 2010.** The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *J. PNAS*. 107:5786-5791.
- Pinilla, C y Cecon, E. 2008.** Un nuevo paradigma en restauración ecológica: conservación y sociedad. *J. CIENCIA*. SI: 49-51.
- Priego, A., G, Bocco., M, Mendoza y A, Garrido. 2010.** Propuesta para la generación de datos Sistema de análisis de datos para el monitoreo regional y local del cambio climático con índices agroclimáticos. Pág 33 a 35. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. México.
- Prugh, L., K, Hodges., A, Sinclair y J, Brashares. 2008.** Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *J. PNAS*. 105:20770-20775.
- Rees, W. 1990.** *Physical Principles of Remote Sensing*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Rempel, R., D, Kaukinen y A, Carr. 2012.** Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Ontario.
- Richter, M. 2008.** Tropical mountain forests – distribution and general features. En S, Gradstein, Homeier, J y D, Gansert (eds.). 2008. *Biodiversity and Ecology Series*. Volumen 2. Pág. 7 a 24. Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology.
- Rodríguez, J., Sinaca, P y G, Jamangapé. 2009.** Frutos y semillas de árboles tropicales de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.
- Rosset, P. 1999.** The multiple functions and benefits of small farm agriculture. In the Context of Global Trade Negotiations. Institute for Food and Development Policy. Oakland, CA USA.
- Ruiz-Alemán, F., Gómez, R y CA, Harvey. 2005.** Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. Managua, Nicaragua: Tropitécnica, Nitlapán.

- Rutledge, D. 2003.** Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Doc Science Internal Series, Vol. 98. Department of Conservation. Wellington.
- Rzedowski, J. 2006.** Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). República Mexicana, México, D.F.
- Rzedowski, J. 1991.** Diversidad y orígenes de la flora Fanerogámica de México. J. Acata Botánica Mexicana. 14: 13-21.
- Salas, S., Saynes, A y Schibli, L. 2003.** Flora de la costa de Oaxaca, México: Lista florística de la región de Zimatán. J. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 72: 21-58.
- Salgado, O y Ceccon, E. 2013.** Caracterización del uso y calidad de especies nativas para leña con fines de restauración ecológica. Libro de resúmenes. III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica. II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. III Simposio Nacional de Experiencias de Restauración Ecológica. Pontificia Universidad Javeriana. Colombia.
- Sánchez, A. 2008.** Una visión actual de la diversidad y distribución de los Pinos de México. J. Madera y Bosques. 14:107-120.
- Sánchez, O. 2005.** Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. En: Sánchez O., E, Peters., R, Márquez., E, Vega., G, Portales., M, Valdez y D, Azuara (ed.). 2005. Temas sobre restauración ecológica. Pág 15 a 30. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C. México.
- Sánchez, A y López, L. 2005.** Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, México. J. Diversity and Distributions. 11: 567-575.
- Sanderson, J., K, Alger., G, da Fonseca., C, Galindo., V, Inchausty y K, Morrison. 2003.** Biodiversity conservation corridors: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes. Conservation International, Center for Applied Biodiversity Science. Washington, USA.
- Saura, S y Torne, J. 2009.** Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. J. Environmental Modelling & Software 24:135-139.
- Saura, S y Pascual-Horta. 2007.** Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. University of Lleida, España.
- Saura, S y Rubio, L. 2010.** A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. J. Ecography. 33: 523-537.
- SEMARNAT, 2008.** Informe de la situación del medio ambiente en México: compendio de estadísticas ambientales. Edición 2008. México.
- Símová, P y Gdulová, K. 2012.** Landscape indices behavior: A review of scale effects. J. Applied Geography. 34: 385-394.
- Sistema de Información para la Reforestación (SIRE). 2005.** Paquetes Tecnológicos. *Pinus maximinoi* H.E.Moore. CONABIO-SEMARNAT. México, D.F.
- Smith, E y Van Belle, G. 1984.** Nonparametric estimation of species richness. J. Biometrics. 40:119-129.
- Soberón, J y LLorente, J. 1993.** The Use of Species Accumulation Functions for the Prediction of Species Richness. J. Conservation Biology. 7:480-488.
- Society for Ecological Restoration (SER) International. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004.** Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for EcologicalRestorationinternational.



- Soutwood, T y Henderson, A. 2000.** Ecological Methods. Tercera Edición. Blazkwell Science. Inglaterra.
- Standley, C. 1920-1926.** Trees and shrubs of Mexico. Contributions from the United States National Herbarium. Vol. 23. Government Printing Office. Washington, DC.
- StatSoft, Inc. 2011.** STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.
- Subsecretaría de Recursos Naturales (SEMARNAT). 1998.** Mapa de suelos dominantes de la República Mexicana. (Primera aproximación 1996). Escala 1:4000000. República Mexicana, México, D.F.
- Tambosi, L., M, da Silva y R, Rodrigues. 2012.** Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização da restauração florestal visando otimizar o ganho de conectividade da paisagem. En: Paese, A., A, Uezu., M, Lorini y A, Cunha (ed.). 2012. Conservação da Biodiversidade Com Sig. Pág 24 a 38. Oficina de textos. Brasil.
- Taylor, P., L, Fahrig., K, Henein y G, Merriam. 1993.** Connectivity is a vital element of landscape structure. J. Oikos. 68: 571-573.
- Tischendorf, L y Fahrig, L. 2001.** On the use of connectivity measures in spatial ecology: a reply. J. Oikos. 95:152-155.
- Torrella, S., R, Ginzburg., J, Adámoli y L, Galetto. 2013.** Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. J. Forest Ecology and Management 307: 147-154.
- Torres, M y Tejero, D. 1998.** Flora y vegetación de la Sierra de Sultepec, Estado de México. J. Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica. 69: 135-174.
- Troll, C. 1939.** Luftbildplan und ökologische Bodenforschung (Aerial photography and ecological studies of the earth). Pág 241 a 298. Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde, Berlin.
- Turner, M., R, Gardner y R, O'Neill. 2001.** Landscape ecology in theory and practice, pattern and process. Springer, New York, USA.
- Uezu, A., J, Metzger y J, Vielliard. 2005.** Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. J. Biological Conservation. 123:507-519.
- United States Department of Agriculture (USDA) y Natural Resources Conservation Service (NRCS). 2004.** National Biology Handbook. Subpart B. Conservation corridor planning at the landscape level: Managing for wildlife habitat. Pág 1 a 138. Washington, DC.
- Valencia, S. 2004.** Diversidad del genero Quercus (Fagaceae) en México. J. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 75:33-53.
- Van Dersal, W. 1938.** Native woody plants of the United States, their erosion-control and wildlife values. Department of Agriculture. Washington, DC.
- Vargas, O y Mora, F. 2007.** La restauración ecológica, su contexto, definiciones y dimensiones. En: Vargas, O. (ed.). 2007. Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la reserva forestal municipal de Cogua, Cundinamarca. Pág. 14 a 32. Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Vázquez-Yanes, C., Batis, A., Alcocer, M., Gual, M y C, Sánchez. 1999.** Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO. Instituto de Ecología, UNAM. México.
- Vieira, D., K, Holl y F, Peneireiro. 2009.** Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. J. Restoration Ecology. 17: 451-459.

**Vila, J., D, Varga., A, Llausás y A, Ribas.** 2006. Conceptos y métodos fundamentales en Ecología del Paisaje (Landscape Ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anál. Geogr.* 48: 151-166.

**Villarreal, H., M, Álvarez., S, Córdoba., F, Escobar., G, Fagua., F, Gast., H, Mendoza., M, Ospina y AM, Umaña.** 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Segunda edición. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.

**Wilcove, D., C, McLellan y A, Dobson.** 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *J. Conservation Biology.* 6: 237 - 256.

**Whittaker, R.** 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography.* 28: 453-470.

**Xiuzhen, L., H, Hong., B, Rencang., W, Qingchun., Y, Chang., H, Yuanman y L, Yuehui.** 2005. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *J. Pattern Recognition* 38: 2626-2638.

**Zamora-Crescencio, P., M, Domínguez-Carrasco., P, Villegas., C, Gutiérrez-Báez., L, Manzanero-Acevedo., J, Ortega-Haas., S, Hernández-Mundo., E, Puc-Garrido y R, Puch-Chávez.** 2011. Composición florística y estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. *J. Boletín de la Sociedad Botánica de México.* 89: 27-35.

**Zamora, P y García, G.** 2008. Estructura y composición florística de la Selva Mediana Subcaducifolia en el sur de estado de Yucatán, México. *J. Polibotánica.* 26:39-66.

**Zorrilla, M.** 2005. La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica. En: Sánchez O., E, Peters., R, Márquez., E, Vega., G, Portales., M, Valdez y D, Azuara (ed.). 2005. Temas sobre restauración ecológica. Pág 31 a 44. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C. México.

#### Referencias en internet:

**Biblioteca digital de la medicina tradicional mexicana, 2009.** Universidad Nacional Autónoma de México. Disponible en: <http://www.medicinatradicionalmexicana.unam.mx/index.php>. Fecha de consulta: 15 de julio de 2013.

**Horning, N.** 2008. Land cover classification methods. American Museum of Natural History, Center for Biodiversity and Conservation. Disponible en: <http://biodiversityinformatics.amnh.org>. (accessed on date). Fecha de consulta: 13 de noviembre de 2012.

**Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).** 2013. Manejo forestal sostenible. Disponible en: <http://www.rlc.fao.org/es/temas/bosques/manejo-forestal-sostenible/>. Fecha de consulta: 15 de septiembre de 2013.

**Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).** 2007. Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. Superficie total de las unidades de producción según régimen de tenencia de la tierra por entidad y municipio. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=17177&s=est>. Fecha de consulta: 15 de septiembre de 2013

**Powell, A.** 1988. Trees & shrubs of Trans-Pecos Texas including Big Bend and Guadalupe Mountains National Parks. En: Tirmenstein, D. 1990. *Arbutus xalapensis*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>. Fecha de consulta: 15 de julio de 2013.

**Programa universitario México nación multicultural-Universidad Nacional Autónoma de México PUMC-UNAM).** 2004. Sistema de Información: el estado de desarrollo económico y social de los pueblos indígenas de Guerrero, México. Disponible en: [http://www.nacionmulticultural.unam.mx/Edespig/de\\_contenidos.html](http://www.nacionmulticultural.unam.mx/Edespig/de_contenidos.html). Fecha de consulta: 5 de febrero de 2012.

**The Plant List. 2010.** Version 1. Published on the Internet; <http://www.theplantlist.org/>. Fecha de consulta: mayo de 2013.

**Vines, R. 1960.** Trees, shrubs, and woody vines of the Southwest. University of Texas Press. En: Tirmenstein, D. 1990. *Arbutus xalapensis*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>. Fecha de consulta: 15 de julio de 2013.

**Wiedenfeld, C. 1975.** The Texas madrone. *J. Texas Horticulturist*. 2:14-16. En: Tirmenstein, D. 1990. *Arbutus xalapensis*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>. Fecha de consulta: 15 de julio de 2013.

