U N I V E R S I D A D D E G U A D A L A J A R A

CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

Dinámica estructural del bosque de pino-encino en el área natural protegida Sierra de Quila, Jalisco

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

P R E S E N T A

AZUCENA GABRIELA TRIGUEROS BAÑUELOS

Las Agujas, Zapopan, Jal., diciembre de 2014.

Universidad de Guadalajara

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Coordinación de Carrera de la Licenciatura en Biología

C. AZUCENA GABRIELA TRIGUEROS BAÑUELOS
PRESENTE

Manifestamos a usted, que con esta fecha, ha sido aprobado su tema de titulación en la modalidad de **TESIS E INFORMES** opción **TESIS** con el título: **"Dinámica estructural del bosque de pino-encino en el área natural protegida Sierra de Quila, Jalisco"**, para obtener la Licenciatura en Biología.

Al mismo tiempo le informamos, que ha sido aceptado como director de dicho trabajo a: **Dr. Raymundo Villavicencio García** y como asesores a: **M.C. Ana Luisa Santiago Pérez** y a **Dr. Jorge Alberto Pérez de la Rosa**

Sin más por el momento, aprovechamos para enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E

"PIENSA Y TRABAJA"
"Año del Centenario de la Escuela Preparatoria de Jalisco"

Las Agujas, Nextipac, Zapopan, Jal., 24 de noviembre de 2014

DRA. GEORGINA ADRIANA QUIROZ ROCHA
PRESIDENTE DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

COMITE DE TITULACION
LICENCIATURA EN BIOLOGIA

DRA. CLAUDIA AURORA URIBE MÚ
SECRETARIO DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

Las Agujas, Zapopan, Jalisco, México. C.P. 45110. AP 39-82. Tels. (01-33) 37771150, 36820374, ext. 3254. Fax. 37771159

Dra. Georgina Adriana Quiroz Rocha.
Presidente del Comité de Titulación.
Licenciatura en Biología.
CUCBA.
Presente

Nos permitimos informar a usted que habiendo revisado el trabajo de titulación, modalidad **Tesis e Informes**, con la opción de **Tesis** con el título: "Dinámica estructural del bosque de pino-encino en el área natural protegida Sierra de Quila, Jalisco" que realizó la pasante Azucena Gabriela Trigueros Bañuelos con número de código 206413587 consideramos que ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorizar su impresión.

Sin otro particular quedamos de usted con un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
Las Agujas, Zapopan, Jal., 24 de noviembre del 2014

Firman Vo. Bo.

Dr. Raymundo Villavicencio García
Director

M.C. Ana Luisa Santiago Pérez
Asesora

Dr. Jorge Alberto Pérez de la Rosa
Asesor

COMITE DE TITULACION
LICENCIATURA EN BIOLOGIA

Nombre completo de los Sinodales asignados por el Comité de Titulación	Firma de aprobado	Fecha de aprobación
Dr. Francisco Martin Huerta Martínez		24/Nov/2014
M.C. Leticia Hernández López	Leticia Hernández L.	24 Nov 2014
Dr. Agustín Gallegos Rodríguez		24/11/2014
Supl. M.C. Ana Luisa Santiago Pérez		24/Nov/2014

El presente estudio se efectuó en el marco del proyecto titulado "*Análisis multivariable ecológico-forestal y tecnológico para la definición de acciones de manejo en microcuencas*" P3E-2010-107971 y P3E-2011-123405 a cargo del Cuerpo Académico UDG-CA-537 "Conservación y Fomento de los Recursos Forestales", integrado por los profesores M.C. Ana Luisa Santiago Pérez, Dra. Sandra Luz Toledo González y Dr. Raymundo Villavicencio García. El estudio fue apoyado por el Departamento de Producción Forestal del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad de Guadalajara.

Dr. Raymundo Villavicencio García, Director

M.C. Ana Luisa Santiago Pérez, Asesora

Dr. Jorge Alberto Pérez de la Rosa, Asesor

I. AGRADECIMIENTOS

La elaboración de esta investigación fue posible, gracias al apoyo de un gran número de personas que de manera desinteresada apoyaron con los muestreos, y algunas instituciones que proveyeron de recursos, herramientas y permisos. Por lo tanto, deseo reiterar mi completo agradecimiento en especial a:

Mi director de tesis el Dr. Raymundo Villavicencio, quien a pesar del largo camino, me incentivó a nunca desistir, que gracias a su conocimiento y responsabilidad, me permitieron conocer el camino de la investigación ecológica. Gracias a todo su apoyo moral, profesional y desinteresado que me ofreció para mi desarrollo como persona e investigadora. Gracias por impulsarme a siempre dar más, y por darme las herramientas necesarias para seguir adelante.

A mis asesores la Mtra. Ana Luisa por sus consejos, apoyo y calidad humana; al Dr. Jorge Pérez de la Rosa, por su ecuanimidad, consejos, productivas charlas, así como su amistad y entrega hacia los estudiantes, para dejarnos un poco del inmenso mundo que es el conocimiento.

A mis padres Ramón y Gabriela, que no hay palabras para agradecer todo lo que me han dado, tanto en educación como en apoyo incondicional. Que nunca me fallaron, ni en los momentos más difíciles, por su paciencia y honestidad, que me impulsaron a superarme, y a elegir el camino de aquello que más amo. Gracias, por ayudarme a ser todo lo que soy y por brindarme más de lo que alguien pueda llegar a merecerse. A mi hermana Fany, por su amistad, y su extraña forma de impulsarme a ser responsable.

A Álvaro Xicohtencatl por ayudarme en la remedición de árboles, por siempre estar ahí conmigo; incluso en los momentos más difíciles, me dio ánimos y no dejó que me rindiera. Por recordarme las cosas importantes en la vida y por enseñarme que ante todo uno debe de sonreírle a las adversidades.

A Don Rafa (Rafael Sevilla) y Don Cande (Candelario Calderón), que gracias a su apoyo en el conocimiento del área y de los árboles, así como una guía invaluable, nos ayudaron a completar los muestreos. A los guardas forestales también por su colaboración en la remedición del bosque.

Al Profesor Raymundo Delgadillo, quien sin su colaboración en la identificación de especies, probablemente seguiría perdida. Un gran maestro con una gran pasión, que en los alumnos que tuvimos el honor de conocerle, obtuvimos un gran amor por las plantas, y por ello siempre lo llevaré en la memoria.

Al Comité Regional de Sierra de Quila, por el apoyo logístico que nos fue proporcionado, así como todos los permisos correspondientes. Asimismo al Departamento de Producción Forestal de la Universidad de Guadalajara por el apoyo económico y de transporte que nos facilitaron.

A los alumnos de biología y agronomía que prestaron su tiempo para lograr obtener los datos de campo.

Por último quiero agradecer a mis sinodales la M. en C. Leticia Hernández, al Dr. Agustín Gallegos y al Dr. Martin Huerta, por sus valiosas aportaciones, por su tiempo y por la pronta revisión del escrito, gracias por su profesionalismo, y su apoyo.

II. DEDICATORIAS

A las personas más importantes en mi vida, que siempre llevaré en el corazón que son mis papás Ramón y Gabriela, a mi pequeña hermana Fany, que siempre han estado conmigo en los momentos felices y en los difíciles, se que siempre contaré con ustedes.

A mis papás, Carmen y Javier, que doy gracias por aún tenerlos, por sus consejos, y por haberme demostrado lo que es un verdadero compromiso; también a mi abuelita Rosario, porque a pesar de su seriedad siempre me ha demostrado su cariño.

A mis tías y a mis tíos que en la distancia siento su presencia, así como a mis primos por los buenos recuerdos.

A mis amigas, por sus ánimos e impulso.

Por último, a ti Álvaro por ser una luz en mi vida, que ha llenado de felicidad todo este tiempo a tu lado.

III. CONTENIDO

I. AGRADECIMIENTOS iii

II. DEDICATORIAS v

III. CONTENIDO vi

IV. ÍNDICE DE TABLAS Y ANEXOS ix

V. ÍNDICE DE FIGURAS xi

VI. RESUMEN xiii

1. INTRODUCCIÓN 1

2. ANTECEDENTES 5

2.1 Dinámica y sucesión forestal 5

2.2 Áreas Naturales Protegidas y manejo sustentable 9

2.3 Inventarios forestales y monitoreo 11

3. HIPÓTESIS 20

4. JUSTIFICACIÓN 21

5. OBJETIVOS 24

5.1 Objetivo general 24

5.2 Objetivos particulares 24

6. MATERIALES Y MÉTODOS 25

6.1 Características generales 25

6.1.1 Localización geográfica 25

6.1.2 Características generales de la microcuenca del río Santa Rosa 26

6.1.3 Hidrografía 27

6.1.4 Vegetación 27
6.1.5 Fisiografía 30
6.1.6 Geoformas 31
6.1.7 Suelo 31
6.1.8 Clima 32
6.1.9 Fauna 32
6.2 Materiales 35
6.3 Métodos 37
6.3.1 Delimitación del área de muestreo 37
6.3.2 Sitios de muestreo permanentes 38
6.3.3 Análisis estadístico 43
6.3.3.a Prueba *t* de student 43
6.3.4 Estructura forestal 44
6.3.5 Análisis de la diversidad 47
6.3.5.a Diversidad beta 47
6.3.6. Vigor y daño forestal 49
6.3.7 Mortalidad y reclutamiento del arbolado 50
6.3.7.a Tasa anual de mortalidad 50
6.3.7.b Tasa anual de reclutamiento 52
6.3.7.c Vida media del bosque y tiempo de duplicación 53
6.3.8 Regeneración natural 53
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 55
7.1 Composición de especies y parámetros dasométricos 55
7.2 Análisis estadístico 62
7.3 Estructura forestal 64
7.3.1 Estructura horizontal 64
7.3.2 Estructura vertical 67

7.3.2.a Índice del perfil vertical de especies (A) 69
7.3.2.b Pisos de altura 72
7.3.2.c Posición sociológica 72
7.4 Diversidad beta 73
7.5 Vigor y daño 74
7.6 Mortalidad y reclutamiento de árboles 75
7.6.1 Tasas de mortalidad y reclutamiento 75
7.6.2 Distribución diamétrica de los árboles muertos y reclutados 78
7.6.3 Datos descriptivos del arbolado muerto 79
7.6.4 Datos descriptivos del arbolado reclutado 82
7.6.5 Mortalidad y reclutamiento por sitios 84
7.7 Regeneración natural 85
8. CONCLUSIONES 89
9. LITERATURA CITADA 91
10. ANEXOS 107

IV. ÍNDICE DE TABLAS Y ANEXOS

Tabla 1.	*Número de áreas naturales protegidas por categoría, superficie y relación porcentual con respecto al territorio nacional (CONANP, 2014).*	*10*
Tabla 2.	*Compensación de radio por pendiente*	*40*
Tabla 3.	*Categorías para registrar la mortalidad.*	*51*
Tabla 4.	*Pisos de altura para la regeneración natural.*	*54*
Tabla 5.	*Datos descriptivos por especie por año de muestreo.*	*57*
Tabla 6.	*Datos descriptivos por grupo de especies por año de muestreo.*	*58*
Tabla 7.	*Índice de valor de importancia ecológica (IVI)*	*60*
Tabla 8.	*Índice de perfil vertical (A) de Pretzsch por especies.*	*71*
Tabla 9.	*Distribución porcentual de pisos de altura por grupo de especies.*	*73*
Tabla 10.	*Mortalidad y reclutamiento de árboles del bosque templado de la microcuenca del río Santa Rosa, en el período 2002-2010.*	*76*
Tabla 11.	*Datos descriptivos de árboles por registro de mortandad por especie.*	*81*
Tabla 12.	*Datos descriptivos del arbolado reclutado.*	*83*
Tabla 13.	*Densidad de la regeneración natural por especies entre 2002 y 2010*	*86*
Tabla 14.	*Distribución de especies entre pisos de altura para regeneración natural (2002-2010).*	*88*

V. ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Polígonos que delimitan el Área de Protección de Flora y Fauna "Sierra de Quila" y la microcuenca del río Santa Rosa, así como la distribución de la red de sitios de muestreo. 26

Figura 2. Tipos de vegetación: a) bosque de galería, b) bosque tropical caducifolio, c) bosque de pino-encino y d) bosque de encino. 30

Figura 3. Subunidades de suelos en la microcuenca del rio Santa Rosa (Elaboración propia, fuente: Carta edafológica de INEGI, 1973). 32

Figura 4. Polígono que delimita la microcuenca del río Santa Rosa, sus tipos de coberturas vegetales y uso de suelo (Fuente: Villavicencio, 2004). 37

Figura 5. Sitio circular de muestreo de 500 m^2 y de 100 m^2 con registro de variables de ubicación del arbolado. 39

Figura 6. Posición social según la clasificación de Kraft (1884 citado en Zahner et al. 2012) 46

Figura 7. Distribución espacial de la masa arbórea, plot del sitio 44: a) 2002; b)2010. 61

Figura 8. Distribución diamétrica por grupo de árboles entre el 2002 y 2010; a) Pinos, b) Encinos y c) Otras hojosas. 66

Figura 9. Distribución de las alturas en un rodal con asimetría positiva (Prodan et al. 1997). 67

Figura 10. Curvas de altura por grupo de árboles; a) pinos, b) encinos y c) otras hojosas. 68

Figura 11. Vitalidad del arbolado entre los años 2002-2010 74

Figura 12. Distribución diamétrica del árboles muertos y reclutados. 83

Figura 13. Valor porcentual de las tasas demográficas por sitio de muestreo. *85*

VI. RESUMEN

Los bosques están en constante cambio debido a que son ecosistemas dinámicos. Entre estos cambios del bosque intervienen procesos ecológicos como la mortandad e incorporación de individuos. Su estudio fundamenta las acciones de protección y manejo de bosques. Por lo que, en 31 sitios permanentes de monitoreo en un bosque de pino-encino se realizó una medición en el año 2002 y otra en 2010, que incluyeron todos los árboles con diámetro normal ≥ 7 cm. Se evaluaron cambios en composición y estructura, así como algunos otros factores del bosque de pino-encino, como lo es la mortalidad y el reclutamiento en el área natural protegida Sierra de Quila, Jalisco. Se efectuó un análisis de varianza de algunos parámetros dasométricos; se estimaron las tasas y coeficientes de mortalidad y reclutamiento, así como la vida media del bosque. Las especies dominantes en la zona correspondieron a *Quercus resinosa, Pinus lumholtzii* y *P. douglasiana*. Se determinó un aumento significativo en diámetro, altura y área basal de pinos; que en contraste, los encinos no presentaron diferencias para estos parámetros. El porcentaje de registro de árboles muertos fue: muertos cortados 38%, muertos en pie 29.8%, sin rastro aparente 18.2% y muertos derribados 14%. En el primer muestreo se registraron en total 918 árboles distribuidos en 17 especies y en el segundo 879 en 16 especies. Se obtuvo una tasa anual de mortalidad de 1.75% y un coeficiente de mortalidad exponencial de 1.77%. La tasa anual de reclutamiento fue 1.08% y el coeficiente de reclutamiento exponencial 1.07%. La vida media del bosque se estimó en 45.4 años, que es el tiempo en el cual la población arbórea se reduce a la mitad al mantenerse la tasa de mortalidad actual. El componente de protección del área natural influyó de manera significante en la densidad, diversidad, reclutamiento y mortandad de las especies.

1. INTRODUCCIÓN

En la naturaleza existe un delicado equilibrio y cada organismo tiene un rol específico dentro de los ecosistemas; en los cuales si alguna parte se altera, el impacto a largo plazo puede ser imprevisible (Grossman *et al*. 1998). Los cambios y procesos que ocurren en estos sistemas pueden ser analizados a través del monitoreo de la composición, distribución de especies, sus interacciones con el ambiente y la estructura de sus comunidades, que se definen como un grupo de especies que habitan y pueden interactuar entre ellas en un área y tiempo determinado (Grossman *et al*. 1998).

Al conservar comunidades, también se salvaguardan especies que no son el objeto principal de conservación y, por lo tanto, se mantiene la diversidad biológica. Para su evaluación se utilizan índices de diversidad donde se ponderan la riqueza, la abundancia y dominancia de las especies en una zona específica y se usan como indicadores ambientales (Grossman *et al*. 1998). El análisis de las comunidades biológicas a largo plazo, sirve de guía para la elaboración de ordenamientos forestales sustentables (FAO, 2010).

Un elemento de gran importancia en esos sistemas ecológicos es la cobertura vegetal debido a que abarca 70% de la superficie de la tierra (FCF UNSE, 2010). Algunos tipos de vegetación terrestre, conocidos como bosques, se caracterizan por la composición y abundancia de las especies arbóreas y determinan las condiciones ambientales existentes en un lugar (Villavicencio *et al*. 2002). Los árboles son fuente de madera para proveer energía, materia prima para la construcción u otros productos derivados, y las especies tanto arbustivas como herbáceas suministran productos no maderables; como lo son las hierbas utilizadas en la medicina y en la alimentación (FAO, 2011). Los diferentes componentes del arbolado, como la estructura, se asocian de forma

directa con otros elementos como la fauna, el clima, entre otros (Villavicencio *et al*. 2002).

Las funciones que desempeña en su conjunto la vegetación son de suma importancia en la transformación y captación de energía, en la protección del suelo, en la provisión de un hábitat para numerosos organismos, en la gran variedad de productos no maderables que ofrecen, además de formar parte de los ciclos biogeoquímicos; ya que capturan CO_2 y participan en la producción de oxígeno. Por otra parte, las raíces de las plantas y la calidad del suelo permiten aminorar la erosión y las inundaciones; debido a que facilitan la infiltración del agua y por lo tanto el subsuelo se recarga con agua de buena calidad (FCF UNSE, 2010: Brüschweiler *et al*. 2004).

Los bosques no son estáticos, es decir, que se encuentran en constante cambio. Esto se debe a causas tanto naturales como artificiales; son uno de los ecosistemas de mayor biodiversidad ya que cubren 31% de la superficie terrestre (4,000 millones de hectáreas); de éstos, 36% lo representan los bosques nativos (FAO, 2011). En la última década se ha registrado en el mundo una tasa de pérdida de cobertura forestal de aproximadamente 5.2 millones de hectáreas por año (FAO, 2010). A lo largo de la historia han existido diferentes causas de pérdida de la superficie forestal del planeta, sobre todo en países en vías de desarrollo donde se registra un alto índice de cambio de uso de suelo, para producción de alimentos y otros productos esenciales para la subsistencia de sus pobladores (FAO, 2011). En este contexto, en México existe una gran presión antropogénica sobre los recursos forestales; esto se refleja en una pérdida anual aproximada de 155 mil hectáreas por año de bosque en el periodo 2005-2010 (FAO, 2010). Por ello, las tasas de deforestación y fragmentación de los distintos tipos de vegetación se han elevado en los últimos veinte años; como consecuencia los mayores porcentajes los demuestran la selva baja caducifolia (1.8%), la selva mediana subcaducifolia (0.6%) y la selva mediana subperennifolia (0.7%) (FAO, 2010).

Por lo anterior, el entendimiento de la dinámica como cambios en la composición y estructura de las especies a largo plazo, así como la evaluación

que tienen las actividades antrópicas sobre los sistemas naturales, se comprenderían a través del estudio de la mortalidad y el reclutamiento (Slik *et al*. 2002; Lewis *et al*. 2004). Este conocimiento se obtiene mediante muestreos periódicos en los que se registra el cambio sucesional de la población: la mortandad se refiere al número de individuos muertos en un lapso de tiempo y la incorporación o reclutamiento al incremento de árboles juveniles que son producto de la regeneración natural y han alcanzado una determinada dimensión en su estructura.

Las causas de la muerte de los árboles son por factores de disturbio tanto de origen natural como inducido. Los disturbios naturales incluyen procesos del mismo individuo, como el término de su ciclo biológico; aunque también se genera por agentes patógenos, parásitos o consumidores, incluso desastres naturales como incendios, huracanes, desplazamientos tectónicos, erupciones, entre otros. Los disturbios inducidos son todos aquellos de procedencia antropogénica, como la explotación forestal, tala selectiva, desmonte, incendios intencionales, extracción de material, construcción de caminos y obras hidráulicas, contaminación del suelo, entre otros (Hernández, 2007; Quinto *et al*. 2009). Según la intensidad de la mortandad, ésta se puede clasificar como de trasfondo, cuando el porcentaje anual es menor al 5% y como catastrófica cuando sucede lo contrario. La relación entre tasas anuales de mortalidad y reclutamiento del arbolado son importantes para mantener una densidad constante (Quinto *et al*. 2009); por ello, las estimaciones de las tasas demográficas por periodos de tiempo largos, pueden brindar una mayor confiabilidad en su valoración y en combinación con investigaciones en periodos cortos pueden ofrecer detalles sobre causas y formas de muerte en un ecosistema (Londoño y Jiménez, 1999).

2. ANTECEDENTES

2.1 Dinámica y sucesión forestal

En los bosques templados que se extienden por el hemisferio norte y sur, por lo general, coexisten dos grupos muy diferentes de árboles como lo son las latifoliadas y las coníferas; el cual en sí es un factor que propicia una estructura bastante heterogénea (Kubota *et al*. 2007). Las diferencias entre sus características funcionales se relacionan con su patrón de crecimiento y su tolerancia a la sombra de cada grupo de especies (Kubota, 2006). Esto explica cuáles especies se establecerán primero, la competencia o si determinada especie se beneficiará por el disturbio.

El principio de exclusión competitiva muestra las interacciones entre los diferentes grupos, suponiendo que el ambiente es uniforme y constante; las especies que respondan mejor a ciertas condiciones desplazarán a las otras convirtiéndose en dominantes (Rosas, 2004). En este contexto, un determinado tipo de vegetación puede llegar a constituirse debido a factores de disturbio naturales a pequeña escala como la topografía, el suelo y la luz, así como a factores de gran proporción como los incendios forestales; que son parte de la dinámica de muchos bosques mixtos (Kubota *et al*. 2007).

La composición y estructura son elementos de gran relevancia en las masas forestales; por lo que la dinámica se refiere a aquellos cambios naturales y de eventos atípicos que suceden a través del tiempo (Sheil *et al*. 2000; Brassard y Chen, 2010); por ello, un punto importante en bosques naturales es el papel que juegan los disturbios. En contraste, los sistemas clímax, se especulan, están en relativo estado de estabilidad o en equilibrio ecológico. Pero esto es raro en la naturaleza, debido a que el cambio climático y las perturbaciones alteran de forma gradual los ecosistemas y pueden interrumpir,

apresurar o modificar el curso en la sucesión de las especies (Spurr y Barnes, 1982: Woods, 2000). Los principales factores de disturbio son los incendios forestales, el aumento de la herbivoría debido a la ganadería y el aprovechamiento forestal irracional; que en conjunto aceleran el calentamiento global y originan, entre otras consecuencias, vientos más fuertes que tienen un impacto significativo sobre los ecosistemas (Frelich, 2002).

Son limitadas las publicaciones actualizadas sobre la remedición de sitios de muestreo forestal particularmente en bosques templados; sin embargo se describe una reseña con los siguientes trabajos: en Shiretoko al norte de Japón, en un sitio permanente de 200 x 200 m se remidieron todos los árboles en 1994, 1997 y 2001. Se dedujo que 88% de los individuos muertos se registraron en el sotobosque como muertos en pie y rotos. Una de las causas principales de muerte en especies caducifolias fue el descortezado por el venado *Cervus nippon yesoyensis* (Kubota *et al*. 2007).

En los bosques templados maduros de la Sierra Nevada de California, E.U.A., el estrés y las causas de origen biótico han tenido un papel fundamental sobre el incremento del promedio anual de la mortandad; en contraste con la incorporación arbórea que se ha mantenido constante. Estos resultados podrían ser causados debido a patógenos o un incremento en el déficit de agua. Según lo demostró el estudio de van Mantgem y Stephenson (2007), quienes implementaron 21 sitios de monitoreo permanente entre 1982 a 1996 en los parques nacionales de Yosemite y Sequoia en Estados Unidos; de igual manera en el sur de Wisconsin, durante 1981, se constituyó un sitio rectangular de 240 por 60m (1.44ha); éste se remidió cada 5 años hasta el 2006 y durante ello resaltó que el mayor porcentaje anual de mortalidad para las especies dominantes fue 6.2%; lo cual reveló una gran discrepancia entre la alta mortandad y el bajo porcentaje de reclutamiento, lo que condujo a una pérdida de densidad de un 27.6% y de área basal de un 5.8% (Grittinger, 2009).

Larson y Franklin (2010) instauraron en 1977, en el parque nacional Mount Rainer, E.U.A, 12 sitios de monitoreo forestal, que se muestrearon cada 4 a 10 años hasta el 2007. Su estudio concluye que, en el bosque templado,

existió una baja mortalidad relativa en contraste con los bosques tropicales que presentan una mayor tasa; además, casi un 40% de las causas de la senescencia de los individuos se debió a factores físicos, como desraizamiento, fractura del fuste, aplastamiento por árboles caídos cercanos, entre otras.

En Latinoamérica, Quinto y cols. (2009) realizaron dos mediciones (1998 y 2005) en una parcela de monitoreo permanente en un bosque primario lluvioso de Colombia. El estudio determinó que las tasas respectivas de reclutamiento y mortalidad fueron 1.39% y 1.2%, con una vida media estimada de 58.6 años; asimismo señala que la diferencia mínima entre los porcentajes de las tasas anuales podría significar un potencial equilibrio.

En un bosque montañoso en los Andes, Ramírez y cols. (2002) evaluaron datos de 23 mediciones sucesivas en 6 sitios permanentes; su estudio determinó una tasa anual de mortalidad de 1.64% y una de reclutamiento de 1.54%, con una vida media de 43.3 años. Los autores incluyeron en la muestra especies de palmas e infirieron una aparente estabilidad del bosque.

Londoño y Jiménez (1999) realizaron inventarios continuos entre periodos de 1, 4 y 5 años en superficies de 1 y 1.08 ha. Los resultados obtenidos fueron que, para el intervalo de un año, las tasas anuales de mortalidad fueron 0.74 % (1 ha) y 0.82 % (1.8 ha) y las de reclutamiento 1.10 % (1 ha) y 1.02 % (1.8 ha); sin embargo, los valores de mortandad y reclutamiento disminuyeron para los intervalos de cuatro años en la parcela de una hectárea 0.63 y 0.67 % año $^{-1}$ y para la parcela de 1.8 ha 0.96 y 0.75 % año $^{-1}$; en el periodo de cinco años en la parcela de una hectárea los autores registraron 0.65 y 0.75 % año $^{-1}$, así como para la parcela de 1.8 ha 0.94 y 0.80 % año $^{-1}$.

La dinámica de un bosque nublado de Perú fue analizado por Aguilar y Reynel (2011), a través de un estudio de mortalidad y reclutamiento, codificaron las formas de mortandad del arbolado y registraron individuos muertos parados (MP) con 30.8%, muerto caído (MC) con 50%; muerto roto con 3.8% y árboles presumiblemente muertos (M?) con 15.4%. Los porcentajes respectivos de mortalidad y reclutamiento relativos fueron de 19.2 y 16.2.

En años recientes en México, los estudios realizados sobre la dinámica y sucesión forestal se han caracterizado principalmente por el uso de imágenes satelitales y la comparación multitemporal de sus productos, como son las cartas de vegetación y uso del suelo. En este contexto, trabajos como el realizado por Alejandro y cols. (2010) en Tabasco, en la reserva de Agua Selva, determinaron el cambio forestal desde la creación de un proyecto ecoturístico; para ello se utilizaron imágenes Landsat MSS y TM de 1976 y 2000. También utilizaron cartas topográficas del INEGI (1994) correspondiente al área de estudio. Se estimó, para la zona, una tasa de deforestación de 0.5%; cuyo número fue menor a las cifras de otros sitios de Tabasco para el mismo periodo de tiempo.

Villavicencio (2004) realizó un análisis multitemporal (1993-2000) de dos cartas de vegetación del área natural protegida Sierra de Quila, obtenidas de imágenes satelitales Landsat 4 TM y 7 ETM. En este estudio se identificó un incremento en la cobertura de bosque de pino-encino de 18.3%, mientras que la del bosque tropical caducifolio disminuyó en 23.2%.

Sin embargo, pocas son las referencias sobre investigaciones relacionadas con la dinámica y sucesión forestal de bosques o selvas a nivel local o *in situ*, en el país. Van Breugel y cols. (2006) realizaron un estudio en la región de Márquez de Comillas al sur de la reserva de la biósfera Montes Azules, Chiapas, el cual consistió en la implantación de 11 sitios de muestreo sobre milpas abandonadas con un intervalo de edades de barbecho (abandono de campos de cultivo) de 1.5 a 17 años y en parcelas de 10 x 15 m. Éstas se caracterizaron por presentar una sucesión secundaria de bosque tropical lluvioso. En esas parcelas se realizaron 5 inventarios continuos en un periodo total de dos años. En estos el número de especies encontradas varió de 14 a 41 en los sitios; lo que se incrementaba en relación positiva a las edades de barbecho de cada uno. La proporción de individuos, de clases de altura menor, que murieron en el periodo de 2 años (0.27) fue mayor y significativa, que el de árboles de altura superior (0.20). Como conclusión, en las primeras etapas de la sucesión forestal secundaria, las tasas relativas de mortalidad, reclutamiento y

crecimiento fueron altas, mientras que en etapas tardías, las tasas disminuyen; por lo que los factores que impulsan los patrones sucesionales observados fueron: la estructura de la comunidad, la competencia e incluso la edad de barbecho.

2.2 Áreas naturales protegidas y manejo sustentable

El concepto de sustentabilidad forestal ha sido utilizado desde el siglo XVI, y se ha aplicado principalmente en la recuperación de bosques altamente explotados; esto debido a una consecuente escasez de madera (Corona *et al*. 2003). El rendimiento sostenible se comprendía como la producción porcentual de madera de calidad comercial, pero actualmente al diversificarse los objetivos de conservación de los bosques principalmente para la protección de los recursos y recreación, el concepto fue sustituido por el de manejo forestal sustentable. Este último es considerado como el uso y administración de los bosques; los cuales mantienen su productividad, regeneración y biodiversidad, además de cumplir a largo plazo funciones sociales, ecológicas y económicas en todos los niveles (Corona *et al*. 2003).

En México, se registró una deforestación durante el periodo de 1990 a 2000 de 354 mil hectáreas promedio anuales (0.54%); por lo que se posicionó como como uno de los diez países con mayor pérdida de superficie forestal en el mundo. Entre el 2000 y 2005 se obtuvieron valores de 235 mil ha anuales, mientras que del 2005 al 2010 se observó una disminución de cobertura de bosques de 155 mil ha por año (FAO, 2010). En un esfuerzo por conservar y lograr un desarrollo sustentable, el gobierno federal ha conseguido declarar zonas protegidas y unidades de manejo ambiental, a fin de desacelerar la pérdida de los recursos naturales. No obstante, debido a la falta de conocimiento sobre los procesos de la sucesión ecológica en las distintas áreas, muchos de los programas implementados para la recuperación forestal no han logrado detener en su totalidad el proceso de pérdida de la vegetación (SEMARNAT, 2012).

Para México, las Áreas Protegidas (AP) son el instrumento de política ambiental con mayor definición jurídica para la conservación de la biodiversidad. Las AP son porciones terrestres o acuáticas del territorio nacional representativas de los diversos ecosistemas; en donde el ambiente original no ha sido esencialmente alterado y que producen beneficios ecológicos, cada vez, más reconocidos y valorados (CONANP, 2014a). Actualmente existen en el país 176 áreas naturales protegidas, definidas por distinta categoría de manejo; en su conjunto representan el 12.92% del territorio (Tabla 1). Todas las áreas protegidas tienen importancia por su riqueza y calidad de los servicios ambientales que brindan; no obstante, debido a que el factor social ejerce una importante presión sobre sus recursos, ya sea por el aumento del turismo, el crecimiento poblacional dentro y en los alrededores de éstas áreas, la escasez de superficies de cultivo, la situación económica de la población y el desarrollo de los procesos de globalización. Esto aunado a la fragilidad ecológica de los ecosistemas, se requiere investigar sobre los distintos impactos que tienen estos factores sobre la biota a fin de lograr un estado de sustentabilidad, para conservar y evitar la degradación de los ecosistemas (Brenner, 2006).

Tabla 1. Número de áreas naturales protegidas por categoría, superficie y relación porcentual con respecto al territorio nacional (CONANP, 2014a).

Número de ANP	***Categoría***	***Superficie (ha)***	***Porcentaje de la superficie del territorio nacional %***
41	Reservas de la Biosfera	12,652,787	6.44
66	Parques Nacionales	1,398,517	0.71
5	Monumentos Naturales	16,268	0.01
8	Áreas de Protección de Recursos Naturales	4,440,078	2.26
38	Áreas de Protección de Flora y Fauna	6,740,875	3.43
18	Santuarios	146,254	0.07
176		**25,394,779**	**12.93**

2.3 Inventarios forestales y monitoreo

A través de un inventario forestal se puede analizar y valorar el estado actual de los bosques, a fin de adquirir información fundamental en los procesos decisivos de manejo, aprovechamiento y conservación (Kangas y Maltamo, 2006). El inventario forestal se define como un método para medir la cantidad, la calidad y la ubicación de los recursos maderables o no maderables; cuyo propósito es estimar el promedio y el total de los distintos parámetros del bosque en una determinada área. Algunas características y elementos que se pueden evaluar a través de la medición de los árboles son el tipo de bosque, su abundancia, dominancia, volumen de madera, biodiversidad, entre otros (Kangas y Maltamo, 2006).

En el siglo XIX era común el uso de censos forestales, lo cual pronto denotó que emplear muestras representativas era más adecuado debido a la reducción de costos, tiempo y esfuerzo (Kangas y Maltamo, 2006). En un principio, en Norteamérica, el método visual fue muy utilizado; ya que se estimaba el volumen a través de la medición de árboles promedio en las parcelas, se contaba el número de individuos, se estimaba un promedio expandido a un acre, que a su vez se extrapolaba a toda el área de estudio. En los primeros inventarios se combinaban los métodos de estimación visual y estadística para reducir los errores, dicho conocimiento fue introducido en las primeras décadas de 1900, y los muestreos se realizaban a lo largo de transectos (Kangas y Maltamo, 2006).

Al principio del siglo XX, se efectuaron los primeros inventarios nacionales en países nórdicos, que aún se realizaban por medio de transectos, pero al volverse obsoletos se empezaron a reemplazar por el uso de muestreos en sitios de forma cuadrada o circular, distribuidos en forma sistemática. También a los resultados se les aplicaron métodos estadísticos de forma intensiva sobre el muestreo aleatorio y el estratificado; ya que se obtienen resultados más cercanos a los valores reales y optimiza su precisión (Kangas y Maltamo, 2006).

En la actualidad, los inventarios forestales se implementan a través de muestras representativas mediante sitios de muestreo de forma circular y rectangular. Además los sitios se distribuyen ya sea de manera aleatoria o sistemática y pueden ser de dimensiones específicas o variables. Sobre estos se obtienen parámetros dasométricos del arbolado y otros valores cualitativos del mismo, así como del sitio entorno (Villavicencio *et al*. 2004).

En México, el primer Inventario Nacional Forestal comenzó a realizarse en 1961 y finalizó en 1985, este se elaboró por medio de la interpretación de fotografías aéreas, así como un intensivo muestreo de campo en las regiones boscosas de importancia comercial, equivale al 52% de la cobertura forestal del país; el resto de la superficie se evaluó a través de imágenes satelitales (SEMARNAT, 2005). De 1991 a 1992 se efectuó el Inventario Forestal de Gran Visión con el uso de cartas de vegetación y de suelo, y la clasificación de imágenes satelitales AVHR (escala 1:1,000,000); sin embargo, los mapas de vegetación resultantes carecieron de su corroboración en campo. El Inventario Nacional Forestal Periódico que se llevó a cabo, entre 1992 y 1994, mediante el análisis de imágenes satelitales Landsat TM y muy poco muestreo de campo; de este se obtuvieron mapas de vegetación zonificados. Mientras que en el año 2000 la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) encomendó a la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) elaborar el Inventario Nacional Forestal. Esa institución obtuvo una carta de vegetación y uso de suelo mediante la fotointerpretación de imágenes Landsat 7 ETM+, sin trabajo de verificación en campo, ni realización de mediciones dasométricas, por lo que la información de estos últimos trabajos fueron generalizaciones. En 2004 la Comisión Nacional Forestal comenzó a elaborar un programa de inventarios nacionales forestales y de suelos; mismo que concluyó en 2007 con la toma de datos de campo, con la intención de que éste se actualice cada cinco años a través de la remedición del 20% de los conglomerados, distribuidos por tipo de vegetación. El inventario generó información cartográfica a escala 1:250,000 y estadística de los ecosistemas forestales del país, como volumen maderable, diversidad, densidad, afectación, vigor, edad, incremento anual y grado de

disturbio de los ecosistemas, entre otros (Aldana, 2013). El remuestreo de estos sitios tiene como objetivos la evaluación de la biomasa y carbono orgánico en suelos, así como crear una base de datos actualizada que permita planear estrategias de mitigación sobre las amenazas a las que se enfrentan los ecosistemas del país (CONAFOR, 2009). A partir de 2011 se iniciaron los trabajos de actualización de la información del Inventario Nacional Forestal y de Suelo, serie V; con las remediciones llevadas a cabo durante el 2012 se verificó la información de la vegetación y uso del suelo de la serie IV, se ratificaron y rectificaron polígonos de tipos de vegetación por medio de la cartografía, confirmaron la información florística y se incluyeron los ejemplares botánicos correspondientes (Niño, 2013).

En el estado de Jalisco, la Dirección General del Inventario Nacional Forestal realizó los primeros muestreos con la evaluación exclusiva de bosques de climas templados; a excepción de aquellos en la zona sur del estado que fueron concesionados por decreto presidencial a la compañía de Atenquique (Secretaría de Agricultura y Ganadería, 1970: UDG, 1998). Ésta abarca diferentes áreas del Nevado de Colima, la Sierra del Tigre, Sierra del Halo, entre otras (Vargas, 2010). El resto del territorio jalisciense se dividió en siete zonas, según sus similitudes geográficas y ecológicas; de éstas, en cinco se realizaron muestreos de campo y dos se estudiaron mediante fotografías aéreas (Secretaría de Agricultura y Ganadería, 1970). Por cada sección se efectuó un muestreo para la estimación de volúmenes e incrementos en pinos y encinos, que fue terminado en 1965 (Secretaría de Agricultura y Ganadería, 1970). En los siguientes inventarios de 1994 y 2000, la información se agrupó por tipos de vegetación, sin contener una ubicación espacial. En el Inventario Nacional del periodo 2000-2006, elaborado por cuencas hidrográficas, el monitoreo forestal del estado se inició en el 2003 para la cuenca Lerma-Chapala-Santiago; aunque la información resultante fue limitada (FIPRODEFO, 2006).

Las áreas naturales protegidas federales en el estado de Jalisco son cinco: las Reservas de la Biósfera (RB) de Manantlán y de Chamela-Cuixmala,

el Parque Nacional (PN) Nevado de Colima y las Áreas de Protección de Flora y Fauna (APFF) La Primavera y Sierra de Quila (CONANP, 2014a). Sobre estas áreas, diversos estudios se han llevado a cabo sobre la evaluación y caracterización forestal; por ejemplo, en la Reserva de la Biosfera de Manantlán, entre 1990 y 1993, se estableció una parcela permanente en cinco rodales divididos por tipo de vegetación y corresponden al bosque mesófilo de montaña, bosque mixto de pino y latifoliadas y el bosque de pino. Cada comunidad se comparó en un lapso de nueve años a través de remediciones trianuales; cuya finalidad fue explicar los patrones sucesionales de las especies. Se concluyó que en los bosques de pino existe una tendencia de cambio hacia bosque mixto de pino-encino; en cambio en los claros dejados a causa de incendios forestales, se establece primero la vegetación secundaria y las coníferas. Al pasar del tiempo aquellas plantas intolerantes a la sombra se eliminan; esto facilita que las especies latifoliadas resistentes ocupen el dosel principal (Jardel *et al*. 2004).

En la misma Sierra de Manantlán, el período de 1992 a 1993, Vázquez y Givnish (1998) inventariaron 43 sitios circulares sobre un transecto, que ocupaba una cota altitudinal de entre 1500 y 2500 msnm, con un diseño estratificado aleatorio. El objetivo fue comparar la composición, estructura y riqueza de las especies a lo largo del gradiente altitudinal; se concluyó que la riqueza específica vegetal disminuyó con la altitud aunque el área basal aumentó en proporción a la misma (Vázquez y Givnish, 1998). Posteriormente, Figueroa y Olvera (2000) retomaron 60 sitios de monitoreo permanentes establecidos previamente en 1994 en zonas con asociaciones de encino. Se analizaron distintos tipos de dosel y diferentes asociaciones de plántulas de especies forestales. Se concluyó que el establecimiento de las plántulas de encinos se relaciona con la apertura del dosel: *Quercus crassipes* y *Q. castanea* estuvieron presentes en doseles más abiertos.

Santiago y cols. (2009) implantaron en un bosque mesófilo de montaña en la Estación Científica Las Joyas, perteneciente a la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, nueve parcelas rectangulares en dos diferentes tipos de

zonas de borde: suave, asociación con bosque de pino-encino y, abrupto, asociación con matorral secundario; el objetivo fue comparar su diversidad, composición y estructura. Se estimó que el bosque mesófilo alcanzó una mayor diversidad en comparación con el bosque de pino encino y la proximidad ocasionó una colonización del sotobosque, de otros tipos de vegetación circundantes, con algunas especies de bosque mesófilo. Mientras que en el borde con matorral secundario, la incidencia de esas mismas especies fue menor debido a la alta competencia. Éstas conclusiones concuerdan con la hipótesis de sucesión del bosque de pino-encino por elementos de bosque mesófilo de montaña para la zona y con la teoría de la sucesión de pinos a latifoliadas en condiciones de suelo húmedo y fértil (Jardel *et al*. 2004; Santiago *et al*. 2009).

En la comunidad arbórea de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala en el 2001 se evaluaron 21 sitios distribuidos en seis unidades morfopedológicas; en los cuales se estimó la biodiversidad y la estructura del bosque tropical caducifolio. En total se contabilizaron 148 especies arbóreas y se obtuvo una densidad promedio de 1385 árboles por hectárea y un área basal media de 15.2 m^2/ha. El 90% de los individuos tuvieron un diámetro normal menor o igual a 14 cm. Las conclusiones fueron que las diferentes litologías son un factor importante en el análisis de patrones de la estructura y diversidad beta en las comunidades forestales del bosque tropical caducifolio de Chamela. Esto solo sucede cuando los ecosistemas no se encuentran expuestos a disturbios de importancia (Durán *et al*. 2006).

En el APFF La Primavera, Villavicencio (1992) desarrolló un análisis parcial sobre 110 de 450 sitios circulares concéntricos de monitoreo forestal permanente que fueron implementados en la porción sureste del campo experimental Bosque-Escuela de la Universidad de Guadalajara (Gallegos, 1997). Uno de los objetivos fue generar información sobre la caracterización de la cubierta forestal en sus diferentes etapas de desarrollo y efectuar remediciones periódicas. Las especies más abundantes pertenecieron al género *Quercus* seguido por el de *Pinus*; la regeneración fue pobre y de bajo

vigor. Por otro parte, en el contexto de este mismo proyecto, Gallegos (1997) seleccionó de manera aleatoria 112 de los 450 sitios establecidos, por representar el 10% de error máximo del coeficiente de variación del área basal de la población; el objetivo principal de este estudio fue el diseño de un plan de manejo para el Bosque-Escuela de la Universidad de Guadalajara, con el cual en el futuro pudiera aprovecharse de manera sostenible todos los servicios del bosque. Para lograr dicho plan fue necesario relacionar información *in situ* de la vegetación a través del inventario forestal con información espacial mediante un SIG sobre las condiciones de área de estudio sobre: el relieve, el clima, el suelo, la hidrología y otros aspectos ecológicos. Del inventario forestal y respecto al arbolado adulto, Gallegos (1997) concluyó que el bosque lo conforma una composición mixta de encino-pino; con una densidad promedio de 116 árboles por hectárea; las especies de mayor valor ecológico son *Quercus resinosa*, *Pinus oocarpa* y *Clethra rosei*. La altura promedio de *Q. resinosa* fue de 10.5 m y para *P. oocarpa* 9.7 m; el diámetro promedio para los encinos y los pinos se registró por encima de los 28 cm. Por otra parte, para el plan de mantenimiento y desarrollo del Bosque-Escuela se propuso la creación de zonas de manejo o unidades de tratamiento con el fin de reducir la vulnerabilidad del ecosistema, así como la alta intensidad de uso.

Ortega y cols. (2007) realizaron una caracterización estructural del arbolado en la microcuenca del río Salado en La Primavera. Se interpretó una ortofotografía del 2002, luego se identificaron cuatro formaciones forestales en torno a la densidad de cobertura de copa (de 0- 25, 25-50, 50-75 y 75-100%), y por cada formación se implementaron sitios de muestreo permanentes de 500 m^2 en cuatro conglomerados. Se inventariaron los árboles adultos mayores o igual a siete centímetros de diámetro normal; se reconocieron 6 especies forestales como las de mayor importancia ecológica en coberturas menores a 25% y entre 50 y 75%. Con lo anterior se determinó que la dominancia de las especies y la densidad están relacionadas en forma positiva con el porcentaje de cobertura forestal. Las diferencias estructurales en densidad y composición

influyeron significativamente en la captación, escorrentía e infiltración del agua de lluvia.

Castañeda y cols. (2012), hicieron un estudio sobre una zona de La Primavera afectada por un incendio forestal registrado en 2005; establecieron una red de 56 sitios de muestreo, en los cuales midieron árboles muertos en pie mayores a 7 cm de diámetro normal; de estos se obtuvieron medidas de volumen, carbono, biomasa y bióxido de carbono. Se registraron 1501 árboles muertos, de éstos 34.5% pertenecían al género *Pinus*, mientras que 63.5% correspondía al género *Quercus*.

En el APFF Sierra de Quila, Guerrero y López (1997) realizaron un inventario florístico; en el cual se describieron los seis tipos de vegetación existentes y sus especies representativas. En su momento esta obra se convirtió en uno de los trabajos botánicos más completos para la zona. Posteriormente, Ramírez y cols. (2010, cit. en CONANP, 2012b) abundaron en el estudio florístico de la zona con un registro de 869 especies de plantas herbáceas, arbustivas y arbóreas distribuidas en 460 géneros y 136 familias. En el programa de manejo del APFF (2012) se enlista un total de 1,126 especies de plantas, hongos y líquenes (CONANP, 2012b).

Villavicencio (2004) implementó en 2002 una red sistemática de 93 sitios de monitoreo permanentes sobre un Área Piloto que atraviesa de norte a sur la parte media de la Sierra de Quila; en la cual se representaron los principales tipos de vegetación, tipos de suelo y cotas altitudinales. En el inventario se identificaron 32 especies distribuidas en 14 familias y dos géneros fueron los más comunes: *Pinus* (36%) y *Quercus* (56%); las especies de mayor “peso ecológico” fueron, en orden de importancia, *Quercus resinosa, Pinus douglasiana* y *P. lumholtzii*. Se utilizaron índices de biodiversidad y se determinó que las especies arbóreas más abundantes fueron *Quercus resinosa* con 41.5%, *Pinus lumholtzii* con 15.7% y *Pinus douglasiana* con 11.5%.

En 2005 se analizó el efecto de la fragmentación del bosque por tamaño de parche en el área natural protegida Sierra de Quila. Con un mapa de de las coberturas de vegetación, y mediante un sistema de información geográfica se

determinaron los tamaños de parches, definidos de 1 a 10, de 10 a 50 y más de 50 ha; dentro de éstos, se establecieron sitios de monitoreo de 500 m^2 con el fin de comparar la composición del arbolado, estructuras verticales y horizontales del bosque, así como diversidad y riqueza de las especies. Se concluyó que conforme la superficie del hábitat disminuye (tamaño del parche), la composición de especies y densidad decrece; es decir, los cambios en la diversidad están vinculados de manera negativa a la fragmentación de la cobertura vegetal (Villavicencio *et al*. 2007).

Santiago y cols. (2011) implantaron 26 parcelas circulares de muestreo, de 500 m^2 a lo largo de 6 arroyos, con el fin de comparar la diversidad y estructura del bosque de galería. El estudio arrojó un total de 33 especies distribuidas en 17 familias. Las especies de mayor importancia ecológica fueron: *Alnus acuminata, Pinus douglasiana, Clethra hartwegii, Salix bomplandiana, Quercus castanea, Prunus serotina, Styrax ramirezii y Quercus obtusata*. La riqueza de especies por arroyo varió entre 10 y 22; donde la mayor riqueza de especies se registró en los arroyos Chiquito y La Fragua, localizados entre 2138 y 2185 msnm. Por otro lado, en un intervalo altitudinal menor entre 1887 y 2015 m, los arroyos El Pozo y Santa Rosa presentaron una menor riqueza, quizá debido a una mayor perturbación por afluencia de visita humana. Una de las conclusiones de este estudio se fundamenta en que la existencia de otras especies latifoliadas, con una formación de copa amplia, crea un microhábitat en el que se regeneran más especies tolerantes a la sombra, incrementa su densidad y proporciona condiciones favorables de hábitat en forma de corredores para una amplia gama de fauna.

Ávila (2012) caracterizó las condiciones ambientales en que crece *Pinus herrerae* mediante un inventario forestal, realizado en dos rodales situados en la parte oeste y noroeste de la Sierra de Quila; así mismo realizó un modelamiento de idoneidad de nicho debido a que el pino se categoriza como de distribución restringida en el occidente de México. Para el inventario forestal se establecieron 53 sitios permanentes de 500 m^2 cada uno; en estos, se midieron parámetros dasométricos del arbolado adulto e información sobre la

regeneración natural. Entre sus resultados destaca que el rodal situado en la parte oeste presentó una densidad de 768 árboles/ha, mientras que el rodal noroeste 891 individuos/ha. En el rodal oeste, *Pinus herrerae* resultó ser la cuarta especie de mayor peso ecológico, mientras que en el rodal noroeste fue el primero. El modelo de idoneidad de nicho reveló que las variables ambientales que más influyen en la distribución del pino fueron la altitud, la precipitación media anual y la temperatura promedio.

3. HIPÓTESIS

El componente de protección del área natural influye de manera positiva sobre la diversidad de especies, estructura poblacional, reclutamiento y mortandad del bosque de pino - encino.

4. JUSTIFICACIÓN

El efecto de los seres humanos sobre los ecosistemas forestales por lo general es destructivo, sin embargo debe considerarse la intensidad, la periodicidad y el tipo de perturbación. Los bosques perturbados tienden a comportarse diferente a aquellos con actividad antropocéntrica mínima; los resultados observados a largo plazo son los distintos impactos que tienen sobre la biota; disminución o aumento de la diversidad, cambios en la abundancia específica, susceptibilidad a plagas, tasas de mortalidad mayores, entre otras. Por ello, si una región se pretende conservar, se necesita determinar el estado de conservación en el que están los ecosistemas (Huerta y Guerrero, 2004).

Una de las bases para desarrollar un manejo forestal con fines de conservación es identificar los cambios y su origen; debido a que existen diferentes patrones de desarrollo que pueden seguir las masas arbóreas. Los Programas de Manejo en las áreas naturales están constituidos por estrategias y normas que orientan acciones para la conservación de sus recursos naturales y beneficiar a las personas que viven cerca de estas áreas (CONANP, 2014a). De acuerdo a la CONANP (2014b), la conservación es la que da el carácter al desarrollo sustentable con acciones directas sobre los ecosistemas y su diversidad como con indirectas que influyen en comportamientos y decisiones de las personas; la conservación directa se compone de: protección[1], manejo[2] y restauración[3]. La conservación indirecta incluye el conocimiento, la cultura y la gestión. En el contexto de la APFF Sierra de Quila, la preservación es la forma

[1] **Preservar y prevenir con la protección.** La protección busca evitar alterar las condiciones naturales que inciden en el funcionamiento de un ecosistema y su diversidad. No pretende evitar el cambio, si no que éste ocurra de manera natural, incluye algunos disturbios que les son intrínsecos. Busca mantener el sistema dentro de sus "límites de cambio aceptables" evitando intervenir en él o haciéndolo sólo en casos concretos y de manera sutil.

[2] **Usar y mantener a través del manejo.** El manejo implica una mayor intervención a que simplemente el cambio ocurra; conduce el cambio en un ecosistema con diferente grado de intervención humana. La razón es que las áreas y especies produzcan algo a la sociedad, y por ello se considera que el manejo y el uso están ligados.

[3] **Recuperar y restituir mediante la restauración.** La restauración permite recuperar parcial o totalmente valores perdidos en los ecosistemas y su diversidad; los valores van desde la pérdida de especies o fenómenos completos.

propuesta de hacer conservación y busca evitar que se alteren las condiciones naturales que inciden en el funcionamiento de los ecosistemas (CONANP, 2012b).

El establecimiento de sitios permanentes de monitoreo forestal es una técnica que permite estudiar a corto, mediano y largo plazo los patrones y los procesos ecológicos del bosque y proporcionan información acerca de su situación, desarrollo y capacidad de regeneración. Asimismo coadyuvan a comprender de una mejor manera su funcionamiento y dinámica intrínseca. Un elemento clave para predecir cambios en la estructura y la composición específica de cada comunidad es identificar y analizar los diferentes procesos y factores que determinan la regeneración, crecimiento y mortalidad de los árboles, así como su potencial de respuesta a perturbaciones naturales o inducidas por el hombre (Raich *et al*. 1999; Villavicencio, 1992). En este contexto, resalta que la principal finalidad de los inventarios forestales es el de obtener información que sentarán bases y criterios para un ordenamiento forestal sustentable mediante un plan de gestión de acciones óptimas en conservación, restauración y uso sostenible de los recursos (Hernández, 2007).

La zona de estudio es una de las microcuencas más importantes para el poblado de Tecolotlán, Jalisco, debido a los servicios ambientales que proporciona como lo es el recurso hídrico. En este contexto, la microcuenca del río Santa Rosa se le considera una unidad de captación neta de la precipitación pluvial y se estima que ésta puede llegar a captar un volumen de 12.9 millones de metros cúbicos de lluvia con un promedio anual de infiltración de 465 mm; por ello esta zona abastece de agua a más de 15,000 habitantes (Villavicencio *et al.* 2014). Por lo anterior, la función protectora que cumple el bosque, la microcuenca posee una cubierta forestal de 92%, compuesta de bosque de pino, encino y otras hojosas; los cuales se les considera están en buen estado de conservación, debido a que el 60% de su superficie posee un grado de densidad de cobertura de copa mayor al 75% (Villavicencio *et al.* 2014). Por lo anterior, resulta trascendente conocer los cambios en su composición, estructura, mortandad y capacidad de regeneración, así como identificar

aquellas áreas de mayor susceptibilidad por perdida de vegetación y suelo a fin de identificar tanto áreas de restauración del ecosistema, como aquellas potenciales para el mantenimiento y conservación biológica.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar los cambios de la masa forestal de pino – encino de la microcuenca del río Santa Rosa en composición, diversidad estructural, mortandad y reclutamiento con base en la remedición de sitios permanentes de monitoreo por el intervalo de ocho años (2002-2010).

5.2 Objetivos particulares

a) Identificar cambios en riqueza, abundancia, importancia ecológica, diversidad, estructura vertical y horizontal; por especies y agrupación de especies, entre el 2002 y el 2010.

b) Analizar las diferencias estadísticas en diámetros, alturas y área basal por grupo de especies por año de medición.

c) Evaluar la mortandad y reclutamiento de las especies por sitio.

d) Comparar la composición de especies, densidad beta, diversidad beta y altura de la regeneración natural.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Características generales

6.1.1 Localización geográfica

La zona de estudio se localiza en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila (APFFSQ), a 100 km al suroeste de la ciudad de Guadalajara, en los municipios de Tecolotlán, San Martín de Hidalgo y Tenamaxtlán en la parte central del estado de Jalisco. Ésta se sitúa entre 20° 14´ y 20° 22´ N, 103° 56´ y 104° 08´ W (SARH, 1993) (Figura 1). Pertenece a la provincia fisiográfica del Eje Volcánico Transversal correspondiente a la subprovincia de Sierras de Jalisco. El área de la zona protegida abarca 14,168 ha y la mayor parte la constituye una meseta con cobertura de bosque de pino-encino, mientras que en su flanco sur predomina el bosque de encino y el bosque tropical caducifolio. Otras comunidades vegetales asociadas y de extensión reducida son: bosque de galería, bosque espinoso y bosque mesófilo de montaña (Guerrero y López, 1997). En el bosque de pino-encino las especies más abundantes son *Quercus resinosa* (41%), *Pinus lumholtzii* (15.7%) y *Pinus douglasiana* (11.5%) (Villavicencio *et al*. 2006).

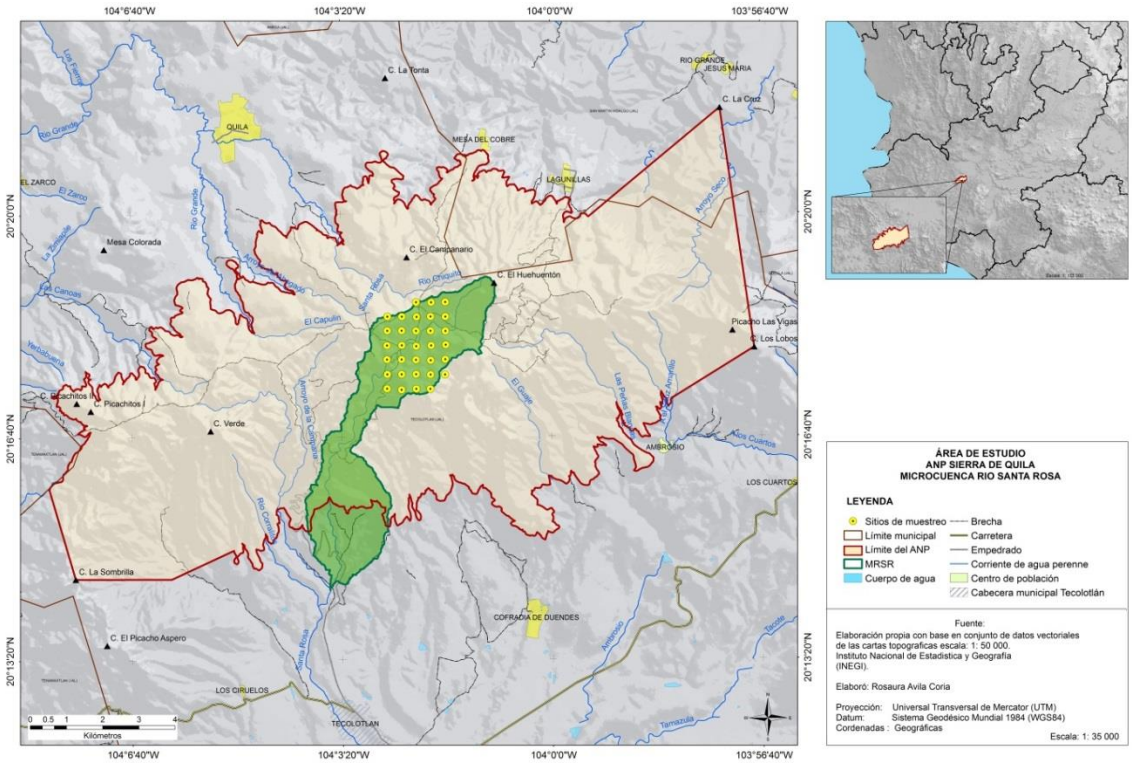


Figura 1. Polígonos que delimitan el Área de Protección de Flora y Fauna "Sierra de Quila" y la microcuenca del río Santa Rosa, así como la distribución de la red de sitios de muestreo.

6.1.2 Características generales de la microcuenca del río Santa Rosa

La Sierra de Quila abarca tres regiones hidrológicas, la de Ameca-Atenguillo, Presa La Vega-Cocula y Armería. En la parte alta del área natural protegida (ANP) se originan 24 microcuencas tributarias; de las cuales 9 corresponden a arroyos permanentes (Villavicencio *et al*. 2014). De éstos destaca la del río Santa Rosa, cuyo afluente permanente es uno de los principales abastecedores de agua al poblado de Tecolotlán (Vega *et al*. 2011). La microcuenca tiene una superficie de 14.9 km^2 (1486.95 ha) y un perímetro de 33.84 km. Tiene una forma alargada, oval oblonga o rectangular oblonga (Vega *et al*. 2011).

6.1.3 Hidrografía

Algunos arroyos que nacen en la parte alta del área protegida abastecen a las poblaciones colindantes; siendo las de mayor importancia el arroyo Santa Rosa, Potrero Grande y La Campana.

La microcuenca del río Santa Rosa (MRSR) cuenta con una longitud de afluente principal de aproximadamente 10 km, (Figura 1) (Villavicencio *et al*. 2013); además tiene una capacidad receptiva de agua de lluvia anual de 13 millones de metros cúbicos. Se estima que tiene una capacidad de infiltración anual de agua de lluvia de 2935 metros cúbicos por hectárea; esto puede variar según el tipo de uso de suelo, permeabilidad del suelo, densidad de la cobertura de la vegetación, entre otros factores climáticos, como la precipitación y la evapotranspiración (Villavicencio *et al*. 2013).

6.1.4 Vegetación

En la MRSR el 92% de su superficie tiene cubierta forestal; en la que predominan los tipos de vegetación de bosque de pino-encino, encinar y bosque tropical caducifolio. Las demás ocupan una pequeña superficie y son el bosque de galería y el bosque húmedo (Guerrero y López, 1997; Vega *et al*. 2011) (Figura 2).

El bosque mixto de pino-encino es el tipo de comunidad más característico de la Sierra de Quila. Se define por la dominancia de árboles de los géneros de *Pinus* y *Quercus* que forman relaciones complejas. Se distribuyen desde los 1900 a 2560 msnm, tanto en laderas muy pronunciadas como en planicies, en suelos pedregosos con buena permeabilidad, constituidos por sustratos de origen volcánico. Su clima es templado y la humedad se pierde más lento que en otras comunidades. Los pinos son de naturaleza perennifolia, mientras que los encinos son caducifolios (Guerrero y López, 1997). De estos las especies más abundantes son *Quercus resinosa* (41%), *Pinus lumholtzii* (15.7%) y *Pinus douglasiana* (11.5%) (Villavicencio *et al*. 2006); otras menos comunes son: de pinos, *Pinus devoniana* y *P. oocarpa*; de

encinos *Quercus castanea, Q. magnoliifolia, Q. eduardii, Q. crassifolia*, *Q. candicans* y *Q. rugosa*; de madroños *Arbutus glandulosa* y *A. xalapensis*; y de ailes, *Alnus jorullensis, A. acuminata* y *A. arguta*. Las familias de plantas parásitas de importancia forestal presentes en el área pertenecen a Loranthaceae y Viscaceae. El muérdago enano anaranjado (*Arceuthobium durangense)* es el que causa mayor daño en *Pinus douglasiana*; también hay presencia de muérdago verdadero (*Cladocolea cupulata*), que es más común que se hospede en *Pinus lumholtzii* y *P. oocarpa* (Guerrero y López, 1997).

El encinar se distribuye entre 1500 y 1900 msnm y en su altitud más baja se traslapa con el bosque tropical caducifolio. Éstos se establecen sobre suelos ácidos, en sustratos de basalto y toba y sobre laderas con pendientes altas y rocosas. Su estructura es muy compleja, debido a la variedad de especies encontradas; las formas de sus hojas, como su tamaño, varían según las condiciones ambientales y la altitud; además de ser caducas y más tardías que las del bosque tropical caducifolio. Sus especies dominantes son *Quercus resinosa, Q. magnoliifolia, Q. castanea, Q. eduardii* y *Q. coccolobifolia* (Guerrero y López, 1997).

El bosque de galería es una agrupación de elementos arborescentes, caracterizados por la alta densidad y crecimiento a lo largo de ríos permanentes o semipermanentes. Debido a que sus altitudes van desde los 1300 hasta 2100 msnm y sus microclimas son variables, la diversidad arbórea es diferente entre los distintos tipos de vegetación. La composición de especies depende de la altitud y el grado de conservación del sitio; como el caso del género *Alnus* que crece desde zonas bajas y tropicales hasta zonas templadas y altas. Las especies representativas de la región son *Alnus acuminata* ssp. *arguta, Asthianthus viminalis, Ficus goldmanii, F. insípida, F. padifolia, F. velutina, F. petiolaris, Salix bonplandiana, S. humboldtiana* y *S. paradoxa*. Este tipo de vegetación puede reducir la erosión del suelo y tiene un papel importante en la retención del nitrógeno y fósforo. Estos ecosistemas tienen un alto índice de fragilidad (Guerrero y López, 1997; Santiago *et al*. 2011).

El bosque mesófilo de montaña o bien denominado por otros autores como “bosque húmedo de montaña” (Rincón, 2007; Sánchez *et al*. 2008; Villaseñor, 2010) se caracteriza por tener elementos perennifolios y caducifolios; así como un clima templado y mucho más húmedo que los bosques mixtos de pino-encino. En México ocupa menos del 1% de la superficie y en la sierra es muy escaso y fragmentado; esta cobertura se localiza en cañadas o en lugares con condiciones de alta humedad. Su composición varía entre las agrupaciones y se distribuye a partir de los 1950 msnm; se define por ser un bosque cerrado con suelos ricos en materia orgánica, en sustratos de origen ígneo extrusivo. Los árboles llegan a alcanzar alturas de 30 m y las herbáceas dominantes son los helechos (Guerrero y López, 1997). Los elementos arborescentes distintivos son *Ardisia compressa*, *Cleyera integrifolia*, *Ternstroemia lineata*, *Meliosma dentata*, *Quercus laurina*, *Quercus candicans*, *Styrax argenteus*, *Clethra hartwegii*, *Prunus serotina spp. capulli*, *Prunus rhamnoides*, *Alnus acuminata spp. arguta*, *Hedyosmum mexicanum*, *Syzigium jambos*, *Phoebe psychotrioides*, *Fraxinus udhei* y *Salix bonplandiana.*

El bosque tropical caducifolio es una comunidad vegetal que se distribuye en climas cálidos, distinguidos porque sus árboles pierden sus hojas en la época de estiaje. Se localizan en laderas sobre suelos permeables, pedregosos y ácidos, debido a su composición basáltica. Sus límites altitudinales van desde 1300 a 1850 m. Esta comunidad vegetal forma un mosaico muy variable, debido a la alta diversidad presente en sus tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. Las familias predominantes son: Burseraceae (*Bursera*), Euphorbiaceae (*Euphorbia* y *Jatropha*), Bombacaeae (*Ceiba*), Fabaceae (*Erythrina*), Mimosaceae (*Leucaena, Lysiloma* y *Acacia*), Boraginaceae (*Cordia*), Tiliaceae (*Heliocarpus*), Asteraceae (*Liabum* y *Viguiera*), Sapindaceae (*Thouinia*), Cactaceae (*Stenocereus*), Rutaceae (*Zanthoxylum*) e Hippocrateaceae (*Wimmeria*). Entre las rocas se sitúa *Ficus petiolaris* y, en las cañadas *Pseudobombax ellipticum*; asimismo las especies favorecidas por disturbio son *Guazuma ulmifolia* e *Ipomea murucoides* (Guerrero y López, 1997).

a) b)

c) d)

Figura 2. Tipos de vegetación: a) bosque de galería, b) bosque tropical caducifolio, c) bosque de pino-encino y d) bosque de encino.

6.1.5 Fisiografía

El relieve es regular, escarpado y presenta una altitud de entre 1310 a 2560 m; el punto más alto es la cumbre del cerro El Huehuentón (Vega *et al*. 2011). La microcuenca se sitúa en una dirección suroeste y su elevación promedio es de 1885 msnm y una pendiente promedio de 13.2 grados (Villavicencio *et al*. 2013).

6.1.6 Geoformas

El 99.3% de la superficie del ANP se constituye por roca ígnea extrusiva con exposición a la superficie; el principal sustrato encontrado es el basalto con 52.5%, seguido de rocas ígneas extrusivas ácidas con 43.9%. Estos sustratos tienen un origen volcánico con una antigüedad de 35 millones de años de la era cenozoica (INEGI, 1973; Guerrero y López, 1997).

6.1.7 Suelo

De acuerdo a la clasificación de suelos de la FAO/UNESCO (INEGI, 1973), en la microcuenca del río Santa Rosa se identifican las subunidades de suelo: el Regosol eútrico (34.2%) presenta escasos nutrientes, una fertilidad moderada, sin capas definidas y susceptibilidad a la erosión; el Cambisol húmico (26.5%) es de alta permeabilidad debido a que contiene altas concentraciones de materia orgánica, de color negruzco, muy ácido y bajo en nutrientes; el Feozem háplico (25.3%) contiene una capa muy permeable, con abundantes nutrimentos y materia orgánica. Los suelos de menor abundancia en orden de valoración son: el Cambisol eútrico (13.3%) que tiene una capa superficial oscura con materia orgánica, y otra donde la roca original casi desapareció y es rico o muy rico en nutrientes; el Leptosol (0.7%) presenta una profundidad de 10 cm, sin capas, con presencia limitada de roca y es fértil (Guerrero y López, 1997; INEGI, 2001; INEGI, 2004; Villavicencio *et al*. 2013) (Figura 3).

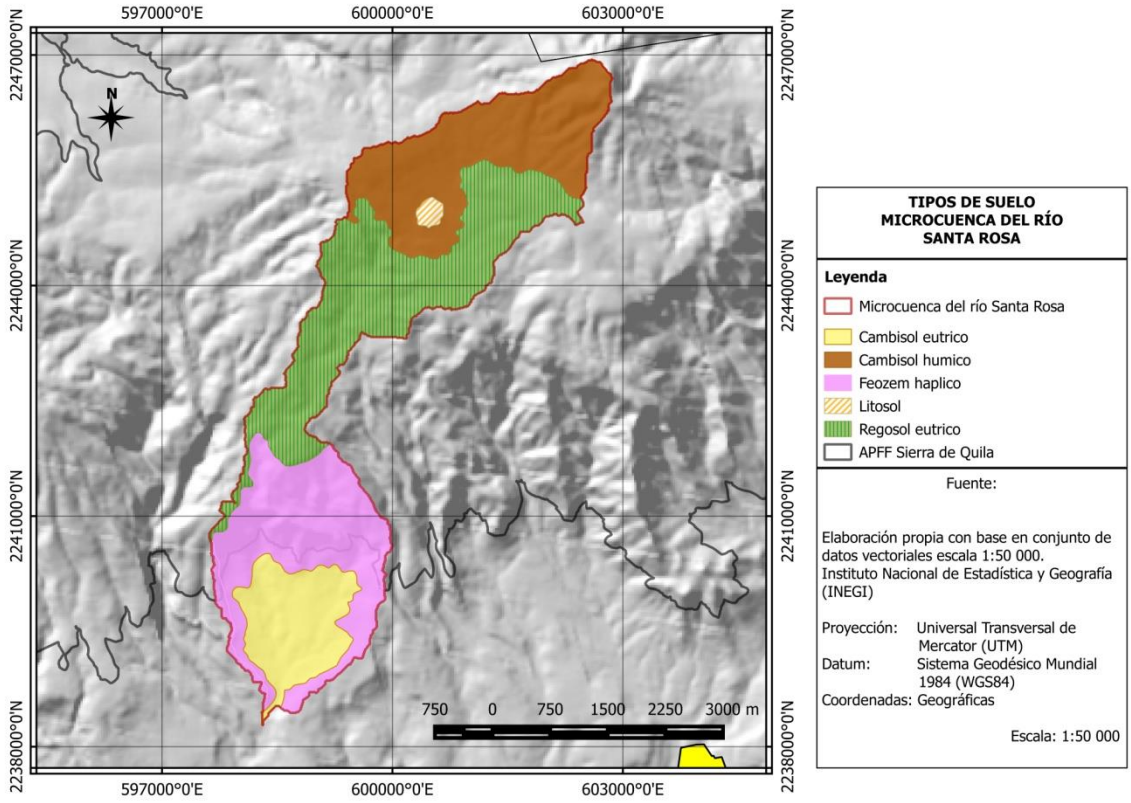


Figura 3. Subunidades de suelos en la microcuenca del rio Santa Rosa (Elaboración propia, fuente: Carta edafológica de INEGI, 1973).

6.1.8 Clima

De acuerdo al sistema de Köppen modificado por García (1973), el clima predominante para la microcuenca es el templado subhúmedo C (w2)(w) con lluvias en verano y con una temperatura promedio de 18.6°C (Köppen modificado por García, 1973); la precipitación pluvial media anual es de 876 mm.

6.1.9 Fauna

Estudios recientes como el de Ramírez y cols. (2011) identificaron, por métodos directos e indirectos, 17 especies de mamíferos medianos. Las especies fueron: de marsupiales, el tlacuache (*Didelphis virginiana*); de cánidos, como el coyote (*Canis latrans*) y la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*); de

felinos, como el tigrillo (*Leopardus pardalis*), ocelote (*L. wiedii*) y puma (*Puma concolor*); de mustélidos, la comadreja (*Mustella frenata*), el zorrillo de espalda rayada (*Conepatus leuconotus*) y zorrillo manchado (*Mephitis macroura*); de los prociónidos corresponden a el cacomixtle (*Bassariscus astutus*) y el tejón (*Nasua narica*); de cérvidos, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*); de tayasuidos, se registró el jabalí (*Pecari tajacu*); de roedores, la ardilla gris (*Sciurus colliaei*), la ardilla (*S. nayaritensis*) y el tezmo (*Spermophilus variegatus*); y de los lagomorfos se observó el conejo de castilla (*Sylvilagus floridanus*). Un estudio más sobre la ecología de la tuza (*Pappogeomys bulleri*) lo realizaron García y cols. (2011), donde caracterizaron la distribución y la forma de sus madrigueras. López e Íñiguez (2011) inventariaron 21 especies de murciélagos, distribuidos en 14 géneros y tres familias; las especies más abundantes fueron *Eptesicus fuscus* y *Artibeus jamaicensis;* de manera excepcional localizaron a *Choeronycteris mexicana,* que se lista en la Norma Oficial Mexicana 059 de la SEMARNAT.

Rosas y cols. (2011) observaron 187 especies de aves pertenecientes a 41 familias, de las cuales 17 son endémicas a México; esto representa el 10% de las especies endémicas del país. Doce especies de aves están en la NOM-059-SEMARNAT-2010 y son: el aguililla negra menor (*Buteogallus anthracinus*), el pato mexicano (*Anas platyrynchos diazi*), el chipe de Tolmie (*Oporornis tolmiei*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el gavilán de Cooper (*Accipiter cooperi*), el mirlo pinto (*Ridgwayia pinicola*), el gavilán pajarero (*Accipiter striatus*), la codorniz de Moctezuma (*Cyrtonyx montezumae*), la aguililla de cola blanca (*Buteo albicaudatus*), la aguililla de Harris (*Parabuteo unicinctus*), el clarín jilguero (*Myadestes occidentalis*) y el periquito mexicano (*Forpus cyanopygius*).

Sobre la herpetofauna, Rodríguez *y* cols. (2011) identificaron 55 especies, 35 reptiles y 20 anfibios. Las serpientes fueron el grupo de mayor diversidad con 19 especies, las ranas y sapos fueron el segundo con 18 especies y por último las lagartijas con 15; de éstas 22 reptiles y 13 anfibios son

endémicos al país; cinco anfibios y 13 reptiles están protegidos bajo la NOM-059-SEMARNAT-2010.

6.2 Materiales

El trabajo se realizó en dos fases; la primera constituida por la planeación del inventario y la recopilación de datos en campo. En el año 2002, Villavicencio (2004) estableció un área piloto (1571 ha) de forma rectangular en la parte media del ANP, el transecto tuvo una orientación de sur a norte y representó la mayoría de las cotas altitudinales y tipos de vegetación del área. A lo largo del transecto se estableció una red sistemática de 93 sitios circulares de muestreo permanentes. Los sitios con una dimensión de 500 m^2 (12.62 m de radio) fueron instalados mediante una estaca metálica enterrada a ras del suelo e identificada mediante la toma de coordenadas geográficas.

Para este estudio, se consideraron únicamente los sitios establecidos por Villavicencio (2004) que coincidieran al interior del polígono que delimita la microcuenca del río Santa Rosa, con el objeto de remedir el arbolado del primer muestreo (2002). Para relocalizar los sitios se utilizó un aparato navegador GPS (Garmin 60CSx) y ya situados en la inmediación de la coordenadas del sitio en campo, se identificaron los árboles más cercanos al centro del círculo. Lo anterior, se logró con la ayuda de un gráfico (plot) de cada sitio de muestreo, el cual señala la distribución del arbolado, de manera adicional, se contó con una copia de la hoja del registro del sitio de 2002; con este material de auxilio, en campo se determinó el contra-azimut de cada árbol cercano al centro de muestreo, lo que permitió encontrar de forma expedita la estaca metálica.

Una vez restablecido el sitio, se identificaron todos los árboles del primer inventario; así como los árboles adultos incorporados. Se reenumeró todo el arbolado en sentido a las manecillas del reloj, comenzando desde aquel ubicado al norte franco. De manera posterior se levantó el registro de variables dasométricas y parámetros cualitativos del sitio, mismos que se detallan en el subcapítulo 6.3.2. En la segunda fase se capturaron los registros de campo, en una base de datos realizada en hojas de cálculo de Excel 2007.

Los materiales requeridos para el trabajo de campo fueron:

1. Clinómetro Sunnto
2. Cinta diamétrica (5m)
3. Brújula
4. GPS-Navegador marca Garmin 60 CSx
5. Altímetro
6. Flexómetro (30m)
7. Distanciómetro láser
8. Martillo
9. Formatos de registro

.

6.3 Métodos

6.3.1 Delimitación del área de muestreo

El bosque de pino-encino es la cobertura dominante en la zona; por ello se optó por abarcar la parte templada de la microcuenca del río Santa Rosa, ya que coincidió con los sitios permanentes establecidos en 2002. Esta zona de recarga hidrológica y generadora de otros beneficios ambientales para el poblado de Tecolotlán y para la región, da origen a uno de los ríos más importantes del área natural protegida (*Figura 4*).

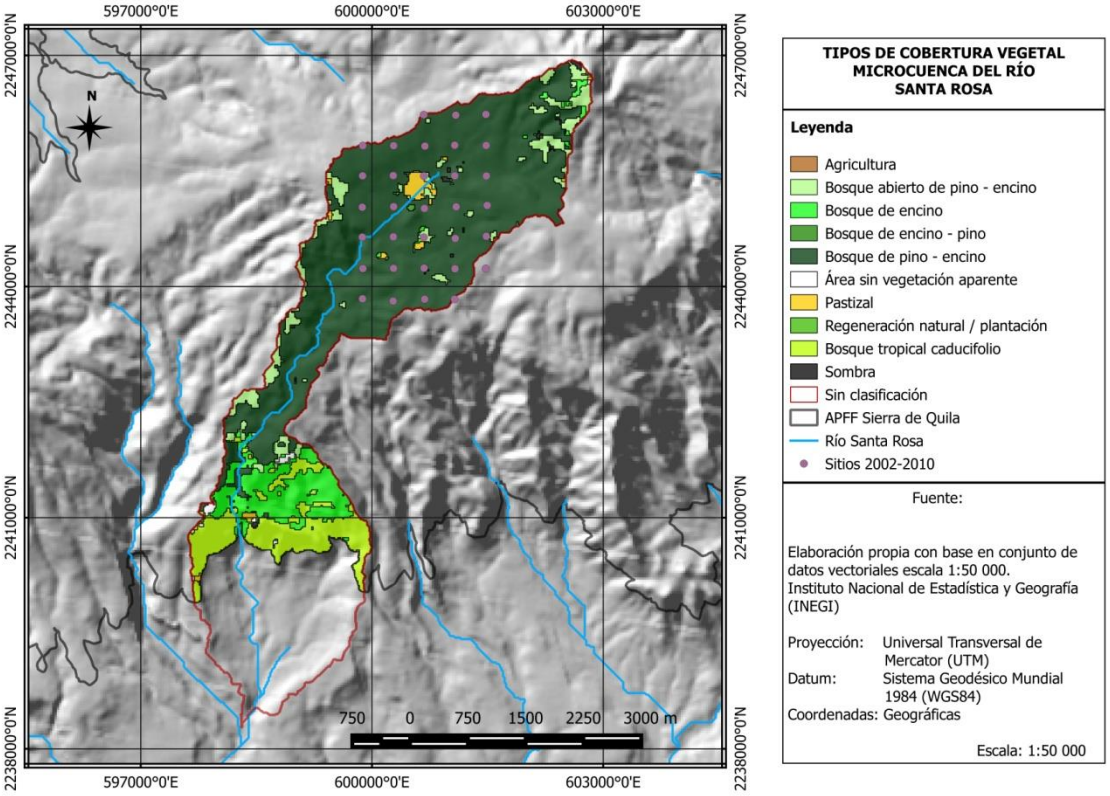


Figura 4. Polígono que delimita la microcuenca del río Santa Rosa, sus tipos de coberturas vegetales y uso de suelo (Fuente: Villavicencio, 2004).

6.3.2 Sitios de muestreo permanentes

De los 93 sitios permanentes de monitoreo previamente establecidos en el 2002, por Villavicencio (2004), en la franja altitudinal, se seleccionaron en total 32 sitios circulares que coincidieron en el bosque de pino-encino, localizado dentro de la microcuenca del río Santa Rosa (MRSR). Sin embargo sólo se remidieron 31 sitios debido a que en uno de estos (sitio 60) se localizó en la inmediación de una plantación de *Pinus montezumae,* cuyo objetivo era la protección del suelo; por lo tanto, se optó por excluirlo del análisis general al considerar que su población no refiere a un proceso natural de regeneración del bosque, como el resto del área de estudio. Los 31 sitios se localizaron entre 1977 a 2150 msnm. La remedición de los sitios de muestreo se realizó durante los meses de enero a marzo de 2010. Estos sitios se distribuyeron a equidistancias de 400 m; dónde en cada centro del mismo se obtuvo una referencia geográfica y a partir de este punto se establecieron círculos concéntricos de 500 m^2 (0.05 ha) para medir el arbolado adulto y de 100 m^2 (0.01 ha) para evaluar la regeneración natural. Se enumeró todo el arbolado con un fuste mayor o igual a 7 cm de diámetro a la altura del pecho, después se midieron los parámetros dasométricos y variables cualitativas (ver Anexo 1.a. y 1.b.). Se generaron dos bases de datos; la primera obtenida de los registros del inventario de 2002 y la segunda derivada del proceso de remedición del año 2010. Ambas fueron analizadas de manera independiente con el propósito de evaluar la composición, riqueza y diversidad estructural, tanto de las especies como del medio en que se desarrollan. Los datos generales, ecológicos y parámetros dasométricos por sitio, registrados durante la remedición de 2010, fueron:

- **Especie**. Se identificó el nombre científico de cada individuo.
- **Distribución espacial** (Figura 5):
  - **Azimut**, se enumeró cada árbol dentro del círculo; se señaló como primero el individuo que tuviera menor ángulo con referencia al norte, y así de manera sucesiva. Desde el punto central se corroboró el azimut de los individuos ya registrados y los reclutados con ayuda de un clinómetro Suunto (Figura 5).

- **Distancia del centro al árbol**, para determinar posición espacial dentro del sitio.

- **Diámetro normal (DN)**: Es una medida estándar para medir el diámetro normal del fuste en pie; la altura definida es a 1.30 m sobre el nivel del suelo (Figura 5).
- **Altura total**, es la medida calculada del fuste total del árbol.

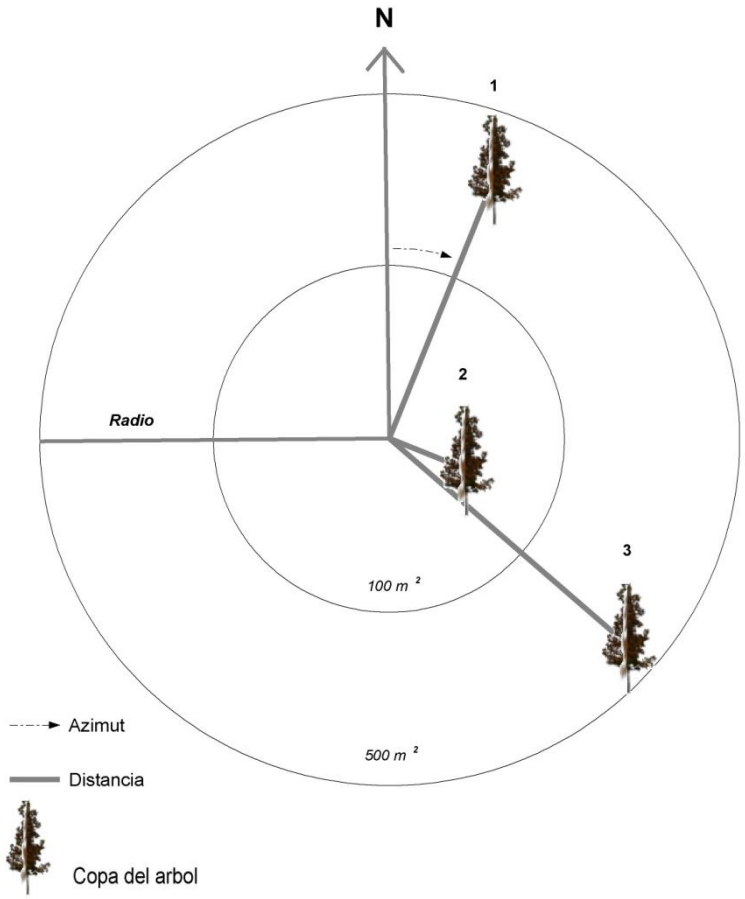


Figura 5. Sitio circular de muestreo de 500 m^2 y de 100 m^2 con registro de variables de ubicación del arbolado.

En cada punto se anotaron también parámetros ecológicos y fisonómicos, para identificar las condiciones generales en las que se encuentra el sistema:

- **Radio:** se compensa dependiendo del porcentaje de la pendiente (Tabla 2).

Tabla 2. Compensación de radio por pendiente

Pendiente (%)	***Radio (m) compensado para círculos de 500 m^2***	***Radio (m) compensado para círculos de 100 m^2***
0	12.62	5.62
5	12.63	5.63
10	12.65	5.66
15	12.69	5.71
20	12.74	5.79
25	12.81	5.9
30	12.87	6.03
35	12.99	6.2
40	13.09	6.42
45	13.21	6.68
50	13.34	7.0
55	13.48	7.42
60	13.62	7.94
65	13.78	8.64
70	13.94	9.6
75	14.16	11.04

- **Exposición:** se refiere a la dirección a la que se dirige la pendiente (norte, sur, este, oeste, noreste, noroeste, sureste, suroeste).
- **Relieve:** es la forma del terreno o de la superficie terrestre; si la ladera es plana, profunda u ondulada.
- **Geoformas:** son los tipos de formaciones naturales del terreno sobre las que se sitúa el sitio (Parteaguas, meseta, cañada, ladera inferior, media y superior).
- **Erosión:** se mide en porcentaje y depende de la cantidad de suelo o roca madre expuesta. Existen dos tipos de erosión, la eólica e hídrica y a su vez tienen formas variables (Anexo 2).
  - Erosión hídrica. Es ocasionada por la lluvia.

    Tipos de formas:
    - Laminar. Es la remoción de suelo en capas.

        - Canales. Es la formación de canales donde pasa el agua.
        - Cárcavas. Son canales muy profundos.
    - Erosión eólica. Es el levantamiento de las partículas del suelo por acción de la fuerza del viento.
        - Laminar. Actúa sobre extensiones grandes de suelo, muy lentamente y con resultados más dañinos.
        - Dunas movedizas. Formación de montones de partículas de suelo que avanzan con el viento.
        - Tolvaneras. Elevación de grandes cantidades de tierra.
        - Deposición. Partículas de suelo transportadas a otro lugar y forman capas de tierra.
- **Densidad de cobertura arbustiva y herbácea:** se midió en porcentaje y se clasificaron en intervalos de; 0%, 1 a 20%, 21 a 40%, 41 a 60%, 61 a 80% y de 81 a 100% (ver Anexo 1.c.).
- **Densidad de copa o cobertura de copa:** es el porcentaje de follaje que cubre la copa; la cual junto con otras variables morfométricas de la misma son indicadores de vitalidad, estabilidad y grado de competencia (Arias, 2005). Para su evaluación se consideró el mismo intervalo porcentual descrito para la densidad de cobertura arbustiva.

- **Datos ecológicos**
    - Presencia de:
        - Rocas:
            0: Ausencia
            1: Muy poca
            2: Moderada (una cada 20 m)
            3: Abundante (una cada 10 m)
            4: Muy abundante (una cada 1 a 3 m)
        - Piedras:
            0: Ausencia
            1: Muy poca
            2: Moderada (una cada 20 m)
            3: Abundante (una cada 2 m)
            4: Muy abundante (una cada 50 cm)

- Incendio:
  0: Ausencia
  1: Ligero (no afecta regeneración)
  2: Moderado (corteza quemada en el fuste, entre 50 cm y 1 m)
  3: Fuerte (muerte de árboles jóvenes, fuste principal quemado mayor a 1 m)
  4: Severo (se consumen troncos gruesos)
- Pastoreo:
  0: Ausencia
  1: Ligero
  2: Moderado (una materia fecal cada 50 m)
  3: Fuerte (materia fecal en menos de 50 m)
  4: Intensivo (se observan suelos sin cubierta vegetal y presencia de muchos caminos)

Índice de valor de importancia (IVI). La importancia relativa o importancia ecológica de una especie, IVI por sus siglas en inglés "Importance value index", es expresada como la suma de los valores relativos (%) de la abundancia (A), la frecuencia (F) y la dominancia (D), con un valor constante total de 300 para todas las especies y se calcula como (Curtis y McIntosh,1951):

$$IVI = A(\%) + D(\%) + F(\%)$$

Al medir la frecuencia relativa como porcentaje de la suma de la frecuencia, es para situarla al mismo nivel de la abundancia y dominancia (%). Ésta se expresa como:

$$Frecuencia = F = \frac{No.\,de\ sitios\ en\ los\ que\ la\ especie\ ocurre}{Total\ de\ sitios\ muestreados} \times 100$$

La abundancia o densidad es una medida del número de individuos por unidad de superficie y se deduce según la ecuación:

$$Abundancia = A = \frac{No.\,de\ individuos\ de\ una\ especie}{No.\,total\ de\ individuos\ de\ todas\ las\ especies} \times 100$$

La dominancia relativa se refiere a la superficie horizontal que ocupa la masa forestal y se estima mediante:

$$Dominancia = D = \frac{Suma\ de\ área\ basal\ de\ una\ especie}{Suma\ de\ área\ basal\ total\ de\ las\ especies} \times 100$$

Con el uso de éste índice permite clasificar los sitios por sus especies de mayor “peso ecológico”; además demuestra que sólo algunas especies presentan altos niveles de importancia. La habilidad de un árbol de alcanzar cierta valía o potencial se debe a sus atributos fisiológicos (Curtis y McIntosh, 1951).

Gráficos (plots) del sitio de muestreo. Se creó una base de datos de datos de ambos inventarios (2002 y 2010) de manera separada; para la elaboración de los plots se requirió de los registros sobre el tipo de especie, su azimut y DN, éstos se almacenaron en forma de tablas y vincularon con el programa ArcView 3.2, posteriormente con la herramienta PkPlot (Heydecke *et al*. 1993) se generó un gráfico para cada sitio. En éstos se figuró la distribución espacial, área basal y especie de cada árbol de cada sitio para su comparación entre las dos muestras.

Para el cálculo de la intensidad de muestreo (i) se utilizó la fórmula (Orozco y Brumér, 2002; Romahn *et al*, 1994):

$$Intensidad\ de\ muestreo\ (\%) = im = \frac{Superficie\ de\ la\ muestra}{Superficie\ de\ la\ población} \times 100$$

6.3.3 Análisis estadístico

6.3.3.a Prueba *t* de student

Se efectuó un análisis estadístico con una prueba *t* de student; se compararon las diferencias temporales en DN, altura y área basal entre el período de estudio 2002-2010, así como las diferencias entre la mortalidad y reclutamiento. Al ser variables numéricas obtenidas de dos mediciones, se les considera a éstas como muestras independientes con distribuciones normales (García *et al*. 2010). El análisis se llevó a cabo por parámetro y

grupo de especies para los parámetros dasométricos y entre sitios para las tasas de reclutamiento y mortandad. Para ello se determinó que la varianza de los datos es similar entre el tiempo transcurrido. Por lo que se deduce que:

H_o: *M1=M2*, las medias poblacionales son similares.
H_1: *M1≠M2*, las medias poblacionales son diferentes.

Para su cálculo, con el programa Microsoft Excel se conformó una tabla con los valores de la altura, diámetro y área basal por grupo de especies, posteriormente con el programa STATGRAPHICS Centurion XVII v.17 se le aplicó una comparación de dos muestras independientes, con un alfa de 0.05.

Los resultados de la prueba *t* se interpretan, de manera tal, que si el valor calculado de *P* es mayor a 0.05: entonces la hipótesis nula es correcta y por lo tanto no existe una diferencia significativa entre las medias del parámetro evaluado (diámetro, altura, área basal) entre muestreos. Si el valor de *P* es menor a 0.05 por consiguiente la hipótesis nula, de la similitud entre las medias del parámetro en cuestión (entre los muestreos del 2002 y 2010), se rechaza debido a que existen diferencias significativas (García *et al*. 2010).

6.3.4 Estructura forestal

La estructura es la distribución de todos los elementos en un ecosistema; y en una masa forestal las diferentes formas y especies originan distintas composiciones (Del Río *et al*. 2003), es decir, la estructura del bosque determina la cantidad de espacio ocupado por los árboles y se diferencia dos tipos de estructura, la horizontal y la vertical.

La **estructura horizontal** evalúa el comportamiento de los árboles individuales y de las especies en la superficie del bosque; en este estudio se desarrollan histogramas de frecuencia de la distribución diamétrica y se emplea un algoritmo convencional para el cálculo de área basal.

Densidad. La densidad fue deducida al determinar el número de individuos por hectárea de las dos muestras, de los grupos de especies y entre las especies.

Área basal. El área basal es la sección transversal del fuste, a la altura de pecho que se encuentra a 1.3 m sobre el nivel del suelo. Usualmente se representa con la letra ***g***.

El área basal total se define como la suma del área basal de árboles existentes en una hectárea (m^2/ha) y se expresa con la G (Reid y Stephen, 2001).

Estructura vertical. Para el análisis de la distribución de especies en su espacio vertical, se aplicó el índice del perfil (A) de Pretzsch (1996); quién define tres pisos altitudinales en la población para hacer uso del índice: piso (I) de 80 a 100% piso (II) de 50 a 80% y piso (III) de 0 a 50% de la altura máxima de la comunidad arbórea:

$$A = \sum_{i-1}^{S} \sum_{j-1}^{Z} p_{ij} \quad \ln(p_{ij})$$

Donde: S = número de especies presentes; Z = número de estratos de altura, P_{ij} = proporción de especies en las estrato de altura $p_{ij} = N_{ij}/N$, N_{ij} = número de individuos de la especie (i) en el estrato (j), N = número total de individuos.

El índice (A) registra un valor 0 hasta un valor máximo (A_{max}). Un valor A=0 significa que la comunidad arbórea está representada por una sola especie, además de estar constituida en un solo piso. El valor máximo (A_{max}) se obtiene cuando la totalidad de las especies están representadas en igual proporción en los diferentes pisos:

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

Donde: S = número de especies presentes; Z = número de estratos de altura.

Pisos de altura y posición sociológica: La posición social es la posición que ocupan los árboles, dentro de una comunidad, y depende de la competencia por la luz. Los estados asignados a los individuos de acuerdo a la clasificación de Kraft (Figura 6) son:

- ✓ 1: Dominante
- ✓ 2: Codominante
- ✓ 3: Dominado
- ✓ 4: Suprimido

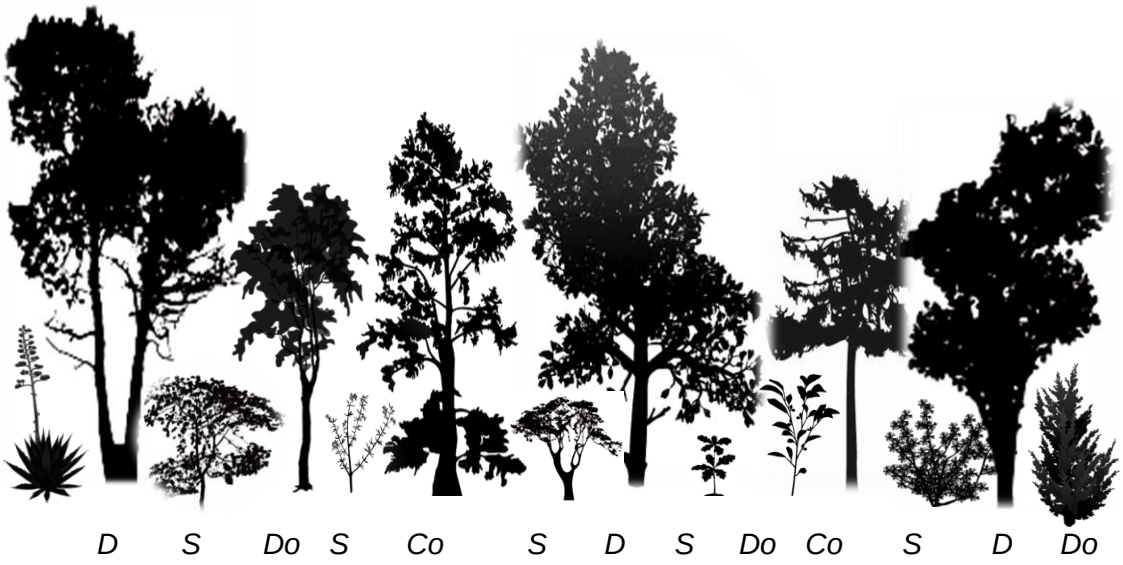


Figura 6. Posición social según la clasificación de Kraft (1884 citado en Zahner et al. 2012); D de dominante, Co de codominante, Do de dominado y S de suprimido.

Los pisos de altura de una comunidad arbórea se dividen en tres y se estiman a partir de la altura superior de la masa forestal del sitio y se dividen como:

- ✓ A(I): Piso alto (2/3-3/3, de la altura del árbol más grande).
- ✓ M(II): Piso medio (1/3-2/3, del árbol más alto)
- ✓ B(III): Piso bajo (0-1/3, 2/3-3/3, del árbol de mayor altura)

6.3.5 Análisis de la diversidad

Para conocer la ocurrencia de las especies (abundancia, frecuencia y dominancia), las diferencias entre las muestras y analizar los patrones de cambio, se utilizó el Índice de Valor de Importancia (IVI). Para interpretar la diversidad alfa se utilizaron los Índices de Shannon, Simpson y Eveness.

6.3.5.b Diversidad beta

La diversidad es un concepto que se comprende como la variabilidad de organismos que se organizan en número y frecuencia a diferentes niveles, desde los genes hasta los ecosistemas; aunque la diversidad específica es la más aplicada y conocida. Ésta se divide en tres tipos: en la alfa se toman en cuenta los individuos de una comunidad en general homogénea, mientras que en la beta se enfocan en las diferencias entre comunidades y la gamma en el conjunto que forma un paisaje (Moreno, 2001; Del Río *et al*. 2003). El bosque de pino-encino del área de estudio es en su mayoría incoetáneo, ya que coexisten algunos grupos de árboles de diferentes tipos de desarrollo y por lo tanto tiene una estructura irregular.

Riqueza específica. La forma más sencilla de medir la diversidad es la riqueza específica debido a que solo se necesita conocer la presencia de un número determinado de especies.

El índice de Shannon es una medida que expresa el grado de incertidumbre de predecir que un individuo tomado al azar sea de una especie determinada (Moreno, 2001; Pla, 2006; Zarco *et al*. 2010); éste toma en cuenta la abundancia que es la cantidad de individuos de cada especie y la riqueza que es el número de especies presentes en la muestra (Moreno, 2001; Del Río *et al*. 2003):

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} P_i * ln\,(P_i)$$

Donde: *s* es el número de especies presentes; P_i es la proporción de las especies $P_i = n_i/N$; n_i es el número de individuos de la especie *i*; *N* es el número total de individuos.

Para evaluar estadísticamente la diversidad, mediante el índice de Shannon entre los años de muestreo (2002-2010), se utilizó una prueba *t* propuesta por Hutcheson (1970, citado en Zar, 1999) mediante las formulas:

1. $$t = \frac{H'_1 - H'_2}{s_{H_1 - H_2}}$$

2. $$s_{H'_1 - H'_2} = \sqrt{s^2_{H'_1} + s^2_{H'_2}}$$

3. $$s^2{}_{H'} = \frac{\sum f_i \log {}^2 f_i - (\sum f_i \log f_i)^2/n}{n^2}$$

Donde: *t* es la prueba para probar la hipótesis nula H_o, de que los valores del índice de diversidad *H'* entre 2002 (H'_1) y 2010 (H'_2) son iguales, $s_{H'}$ es la varianza, *s* el número de especies, *n* es el número total de individuos, f_i el número de individuos por especie.

Dominancia. Los índices de dominancia denotan la relevancia de las especies representativas sin tomar en cuenta el resto de las mismas. El índice de Simpson es considerado un índice de dominancia de especies debido a que este muestra la probabilidad de que dos individuos escogidos al azar sean de la misma especie. Por lo que conforme la diversidad incrementa, el índice disminuye y se calcula con (Moreno, 2001; Del Río *et al*. 2003):

$$D = \sum_{i=0}^{n} \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N-1)} \right)$$

Donde: n_i es el número de individuos; *N* es el número total de individuos.

Equidad. Los índices de equidad son aquellos que consideran la importancia de todas las especies presentes. El índice de uniformidad (*E*) se calcula con el índice de Shannon, pero esté estandariza el número de especies presentes (Moreno, 2001; Del Río *et al*. 2003):

$$E = \frac{H'}{ln_s}$$

Donde: *H´* es el Índice de Shannon; *s* es el número de especies.

6.3.6. Vigor y daño forestal

La **Vitalidad** es el estado de vigor del follaje y del mismo individuo; las categorías en las que se clasificaron fueron:

1: Muerto
2: Turgente
3: Normal
4: Débil

El **Daño** al arbolado son los síntomas de alguna enfermedad o deterioro visible, causado por algún agente biológico o ambiental. Los tipos visibles de daño fueron:

0: Sin daño
1: Descortezado
2: Cinchado
3: Insecto
- ✓ 4: Parásitas
- ✓ 5: Quemado
- ✓ 6: Viento
- ✓ 7: Otros (hongos, bacterias, entre otros)

6.3.7 Mortalidad y reclutamiento del arbolado

Con la finalidad de evaluar la incorporación y mortandad de la masa forestal se calcularon las tasas de mortalidad y reclutamiento; el arbolado de reclutamiento se comprende como todo árbol que en el primer inventario no haya alcanzado el diámetro mínimo (7 cm de DN) y que medido en el segundo inventario haya alcanzado ésta medida para ser considerado como arbolado adulto. El arbolado de mortandad es aquel que por condiciones naturales o de manejo han desaparecido del área de muestreo (Sheil *et al*. 2000; Ramírez *et al*. 2002). Este proceso puede ser originado por variables endógenas (características del individuo) como la edad o predisposición genética, y alteraciones exógenas (variables ambientales) como el clima o plagas (Aguilar y Reynel, 2011). Para la evaluación de estos indicadores se utilizaron las fórmulas algebraicas descritas por Quinto y cols. (2009).

6.3.7.a Tasa anual de mortalidad

La mortalidad de la masa arbórea es un proceso muy importante en los sistemas naturales, ya que es fundamental en la demografía de las masas forestales. De acuerdo a Lugo y Scatena (1996 citado en Aguilar y Reynel, 2011), esto ocurre por distintas causas, como la genética que condiciona la longevidad; la herbivoría, la acción de parásitos, patógenos y sustancias tóxicas; los cambios ambientales como el aumento de la temperatura; el impacto químico o mecánico de un agente externo como huracanes, incendios, desmontes, entre otros. Por consiguiente, es difícil determinar la causa de muerte de un árbol (Londoño y Jiménez, 1999). La Tabla 3 muestra la categorización de registros de los árboles muertos entre los muestreos (Aguilar y Reynel, 2011).

Tabla 3. Categorías para registrar la mortalidad.

Categoría	***Descripción***
MP	Muerto en pie
MD	Muerto, derribado o roto
MC	Muerto, cortado
M?	Muerto, sin rastro aparente

La **tasa anual de mortalidad** calcula la mortandad de los árboles por sitio de muestreo (Londoño y Jiménez, 1999; Ramírez *et al*. 2002; Uslar *et al*. 2004; Quinto *et al*. 2009; Carvajal y Calvo, 2013):

$$m = \left\{ 1 - \left[\frac{(N_0 - N_m)}{N_0} \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100$$

Donde:

m = tasa anual de mortalidad expresada en porcentaje

N_0 = número de árboles al principio del período

N_m = número de árboles muertos

t = tiempo transcurrido entre los dos inventarios

El **coeficiente de mortalidad exponencial** evalúa el decremento poblacional por sitio de muestreo:

$$\lambda_m = \left\{ \frac{\ln \left[\frac{N_0}{(N_0 - N_m)} \right]}{t} \right\} \times 100$$

Donde:

λ_m: coeficiente de mortalidad exponencial expresada en porcentaje

ln = logaritmo neperiano

N_0 = número de árboles al principio del período

N_m = número de árboles muertos

t = tiempo transcurrido entre los dos inventarios

6.3.7.b Tasa anual de reclutamiento

El reclutamiento permite cuantificar la capacidad de regeneración de un ecosistema; por lo tanto demuestra la fecundidad de las especies y la sobrevivencia de los individuos jóvenes (Lodoño y Jiménez, 1999; Quinto *et al*. 2009).

La **tasa anual de reclutamiento** estima la incorporación de árboles por sitio de muestreo (Londoño y Jiménez, 1999; Ramírez *et al*. 2002; Uslar *et al*. 2004; Quinto *et al*. 2009; Carvajal y Calvo, 2013):

$$r = \left\{ \left[\frac{(N_0 + N_r)}{N_0} \right]^{\frac{1}{t}} - 1 \right\} \times 100$$

Donde:

r = tasa anual de reclutamiento expresada en porcentaje

N_0 = número de árboles al principio del período

N_r = número de árboles reclutados

t = tiempo transcurrido entre los dos inventarios

El **coeficiente exponencial de reclutamiento** deduce el incremento poblacional por sitio de muestreo:

$$\lambda_r = \left\{ \frac{\ln \left[\frac{(N_0 + N_r)}{N_0} \right]}{t} \right\} \times 100$$

Donde:

λ_m: coeficiente de mortalidad exponencial expresada en porcentaje

ln = logaritmo neperiano

N_0 = número de árboles al principio del período

N_r = número de árboles reclutados

t = tiempo transcurrido entre los dos inventarios

6.3.7.c Vida media del bosque y tiempo de duplicación

La **vida media del bosque** se refiere al tiempo necesario para que la población en la muestra inicial disminuya a la mitad, si la tasa actual de mortalidad se mantiene constante y la expresión se interpreta en años (Del Valle, 1999; Ramírez *et al*. 2002; Gomes *et al*. 2003; Araujo *et al*. 2006):

$$T_{0.5} = \frac{\ln 0.5}{\ln(1-m)}$$

Donde:

$T_{0.5}$ = vida media del bosque

ln = logaritmo neperiano

m = tasa anual de mortalidad

El **tiempo de duplicación** se expresa en años y se explica como el tiempo requerido para que la población se duplique, si se mantiene la presente tasa de reclutamiento (Quinto *et al*. 2009):

$$T_2 = \frac{\ln 2}{\ln(1-r)}$$

Donde:

$T_{0.5}$ = vida media del bosque

ln = logaritmo neperiano

r = tasa anual de reclutamiento

6.3.8 Regeneración natural

La regeneración es un proceso donde las especies forestales persisten y se mantienen dentro de una comunidad. Es un factor que determina la sucesión del bosque y que está influenciado por múltiples variables tanto intrínsecas como la producción, dispersión y germinación de las semillas; así como extrínsecas, entre las cuales se encuentran las plagas u otros depredadores que pueden mermar o afectar el desarrollo de las plántulas (Estrada, 1997). Debido a su importancia, en este estudio se

consideró como regeneración natural, a todas aquellas plántulas mayores a un centímetro de altura y hasta un máximo de 7 cm de diámetro normal en círculos con radio compensado por pendiente con áreas de 100 m^2. La altura de los árboles se definió con base a tres pisos de altura (Tabla 4); asimismo se identificó la especie y se registró la cantidad de individuos encontrados.

Tabla 4. Pisos de altura para la regeneración natural.

Piso	***Clase de altura***
1	Árboles de 1 a 50 cm de altura.
2	Árboles de 50 cm a 1 m de altura.
3	Árboles mayores a 1 m de altura y menores a 7cm de diámetro.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Composición de especies y parámetros dasométricos

En el año 2002 se registraron 918 individuos con un DN ≥ 7 cm, pertenecientes a 17 especies; mientras que en 2010 se midieron 879 árboles distribuidos en 16 taxa. En el transcurso de ocho años se observó un decremento demográfico de 4.2%; ya que en 2002 la densidad era de 574 árboles ha^{-1} y en 2010 disminuyó a 549 individuos ha^{-1}. Las especies que registraron el mayor número de árboles, que pasaron de un estadio de regeneración a árboles adultos, fueron *Quercus resinosa,* seguidos de *Pinus devoniana* y *P. douglasiana*. Por el contrario, las especies que redujeron su densidad fueron siete y las tres principales fueron: *P. lumholtzii*, *Q. coccolobifolia* y *Arbutus xalapensis*. La única especie no registrada en 2010 fue *Crataegus pubescens*; cuya pérdida (3 individuos) se debió a causas fitosanitarias (Tabla 5).

En lo que respecta a dominancia del área basal, las especies que presentaron (2002) y mantienen (2010) los valores mayores son: *Q. resinosa* con 6.17 y 7.18 m^2 ha^{-1}, *P. douglasiana* con 5.78 y 6.9 m^2 ha^{-1}, y *P. lumholtzii* con 7.01 y 6.8 m^2 ha^{-1}. Con respecto a la densidad del arbolado, los pinos como *P. lumholtzii*, *P. douglasiana*, *P. devoniana* y *P. oocarpa* contribuyen con 44.9% de los individuos en 2010 (Tabla 5). En particular, las tres primeras especies son más abundantes debido a que en la zona de estudio predomina una geoforma en laderas cóncavas, donde se favorece la humedad en el suelo. En el caso de *P. oocarpa,* éste suele observarse en sitios con laderas convexas donde hay menor aporte de humedad. Aspecto que concuerda con lo referido por Jardel y cols. (2004) para bosques mixtos de pino-latifoliadas y bosques de pino en la Sierra de Manantlán.

Sobre las dimensiones, las especies *P. douglasiana* y *P. lumholtzii* tuvieron valores similares en alturas; no obstante, *P. douglasiana* obtuvo una mayor ventaja en competencia debido a su incremento diamétrico y como

consecuencia en el área basal (Tabla 5). En los encinos, *Q. resinosa* fue la especie dominante junto con los pinos, seguido por *Q. coccolobifolia*. En contraste con la abundancia, *Q. obtusata*, *Q. castanea*, *Q. candicans* y *Q. crassifolia* se presentaron en menor proporción (Tabla 5). De acuerdo con el estudio y mapa de vegetación generado para el área protegida por Villavicencio (2004), *Q. resinosa* es un elemento dominante en el bosque de pino-encino (41%) distribuido en el intervalo altitudinal de 2000 a 2300 m. En tanto, *Q. coccolobifolia*, *Q. obtusata* y *Q. castanea* corresponden, en su distribución altitudinal más acotada, al bosque de pino-encino entre los 2000 a 2200 m; por otro lado, *Q. candicans* y *Q. crassifolia* se distribuyen en bosque de pino-encino en cotas de mayor altitud (2200 a 2450 m) o en cañadas con remanentes similares al bosque mesófilo de montaña (Guerrero y López, 1997).

Tabla 5. Datos descriptivos por especie por año de muestreo.

Familia	Especie	N ha^{-1}		N (%)		$\bar{h}$ (m)		$\bar{d}$ (cm)		g (m^2 ha^{-1})	
		2002	**2010**	**2002**	**2010**	**2002**	**2010**	**2002**	**2010**	**2002**	**2010**
Fabaceae	*Acacia pennatula* (Schltdl. & Cham) Benth.	1	1	0.1	0.1	7.5	10.2	22.5	30.0	0.03	0.05
Ericaceae	*Arbutus glandulosa* Mart. & Gal.	11	8	1.9	1.5	6.7	8.1	12.0	13.1	0.13	0.12
Ericaceae	*Arbutus xalapensis* H.B.K.	13	9	2.2	1.6	6.3	6.1	14.2	14.2	0.24	0.24
Clethraceae	*Clethra hartwegii* Britton	6	9	1.0	1.6	9.6	7.8	25.1	15.7	0.46	0.30
Ericaceae	*Comarostaphylis glaucescens* (Kunth) Zucc. ex Klotzsch	1	2	0.2	0.3	3.4	4.1	13.0	11.6	0.02	0.02
Rosaceae	*Crataegus pubescens* (Kunth) Steud.	3	-	0.4	-	5.3	-	14.5	-	0.05	-
Pinaceae	*Pinus devoniana* Lindl.	18	26	3.1	4.7	15	14.4	29.7	26.7	1.72	2.24
Pinaceae	*Pinus douglasiana* Martínez	91	90	15.4	15.8	13.1	15.9	24.6	27.0	5.78	6.90
Pinaceae	*Pinus lumholtzii* Rob. & Fern.	149	123	25.2	21.6	14.1	16.1	21.5	23.9	7.01	6.80
Pinaceae	*Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl.	15	16	2.6	2.8	13.2	15.0	24.3	26.3	1.03	1.22
Rosaceae	*Prunus serotina* ssp. *capuli* (Cav.) McVaugh	1	1	0.2	0.1	13.8	24.0	21.5	68.4	0.07	0.24
Fagaceae	*Quercus candicans* Née	2	1	0.3	0.2	8.8	9.1	15.0	17.8	0.04	0.03
Fagaceae	*Quercus castanea* Née	12	10	2.1	1.8	12.7	14.7	24.4	23.9	0.80	0.59
Fagaceae	*Quercus coccolobifolia* Trel.	55	50	9.4	8.9	8.2	8.3	16.2	16.2	1.61	1.32
Fagaceae	*Quercus crassifolia* Humb. & Bonpl.	1	1	0.1	0.1	17.0	14.5	52.0	54.0	0.14	0.15
Fagaceae	*Quercus obtusata* Humb. & Bonpl.	15	15	2.6	2.7	12.5	14.0	23.6	23.4	0.90	0.86
Fagaceae	*Quercus resinosa* Liebm.	197	205	33.3	36.1	11.1	11.2	17.1	17.8	6.17	7.18
	Total	**592**	**567**	**100**	**100**	**11.9**	**13.0**	**20.1**	**21.3**	**26.19**	**28.26**

N ha^{-1}; número de árboles por hectárea, N (%); porcentaje poblacional sobre el total de los árboles, $\bar{h}$ (m); altura promedio en metros, $\bar{d}$ (cm); diámetro promedio en cm, **g (m^2 ha^{-1})**; área basal por hectárea (dominancia).

Con la abundancia, dominancia y frecuencia se pueden analizar la relación entre especies, cuya variación puede disminuir si se les agrupa (Jiménez *et al*. 2001). La tabla 6 muestra los datos descriptivos en composición y estructura por grupo de especies (pinos; encinos, otras hojosas); en lo que respecta a la abundancia (N ha^{-1}), el grupo de los encinos predomina con 283 árboles ha^{-1} en el 2002 (47.8%) y 2010 (49.8%); mientras que los pinos obtuvieron valores de 274 árboles ha^{-1} (46.2%) en el inventario de 2002 y 255 árboles ha^{-1} (44.9%) para el 2010; en dominancia (g ha^{-1} o G) los pinos obtuvieron valores entre el 2002 y 2010 de 15.69 m^2 ha^{-1} (57.5%) 17.15 m^2 ha^{-1} (60.7%). Por otra parte en el 2002 y 2010, los encinos obtuvieron registros de 36.9% y 35.9% que significan 9.65 m^2 ha^{-1} y 10.13 m^2 ha^{-1} respectivamente. El resto de las especies, aunque de diferentes géneros y familias, eran poco frecuentes; por lo que se agruparon como otras hojosas y se obtuvieron datos respectivos de abundancia y dominancia de 5.8 y 3.8% en el 2002 y de 5.2 y 3.4% en el 2010.

Tabla 6. Datos descriptivos por grupo de especies por año de muestreo.

Grupo de árboles	**N ha^{-1}**		**$\bar{d}$ (cm)**		**$\bar{h}$ (m)**		**G (m^2 ha^{-1})**	
Pinos	*2002*	*2010*	*2002*	*2010*	*2002*	*2010*	*2002*	*2010*
Media	274	255	23.3	25.4	13.8	15.8	15.69	17.15
Desviación estándar	257	230	13.5	14.5	5.1	6.2	11.39	12.91
Mínimo	0	20	7.0	7.0	2.5	3.9	0	0.57
Máximo	1280	1200	66.0	70.6	29.0	31.5	47.27	54.77
Encinos								
Media	283	283	17.7	18.1	10.7	11.0	9.65	10.13
Desviación estándar	222	218	11.1	11.3	4.3	4.7	5.98	6.94
Mínimo	0	0	7.0	7.0	3.0	1.6	0	0
Máximo	760	720	77.0	69.1	28.0	27.0	21.29	27.96
Otras hojosas								
Media	35	29	15.7	15.7	7.1	7.5	1.03	0.94
Desviación estándar	46	48	10.7	13.2	3.9	4.3	1.64	1.68
Mínimo	0	0	7.0	7.0	2.5	2.8	0	0
Máximo	160	200	60.0	68.4	20.5	24.0	7.90	7.35

N ha^{-1}; número de árboles por hectárea, $\bar{h}$ (m); altura promedio en metros, $\bar{d}$ (cm); diámetro promedio en cm, g (m^2 ha^{-1}); área basal por hectárea.

En conjunto las variables anteriores permiten crear una medida de valor ecológico que exprese la ocurrencia y comportamiento entre las especies que forman el bosque (Alvis, 2009). Por ello se estimó el índice de importancia ecológica (IVI); como resultado, en el área de estudio, las especies con mayor peso ecológico pertenecen a *Quercus resinosa*, *Pinus lumholtzii*, *P. douglasiana* y *Q. coccolobifolia.* Sus valores de IVI corresponden a 140.8, 126.1, 86.6 y 58.8% en el inventario de 2002; mientras que en el 2010 equivalen a 139.8, 115.6, 89 y 60.7%, la importancia del resto de las especies fue menor al 45%, y se muestran en la tabla 7.

Algunos otros resultados se han obtenido para otra zona de bosque de pino-encino en la Sierra de Quila. Avila (2012) obtuvo que las especies con mayor porcentaje del índice de valor de importancia fueron *P. douglasiana* (108), *Q. resinosa* (78) y *Q. coccolobifolia* (27) en un rodal localizado al oeste del área; en cambio en el rodal noroeste fueron *Q. resinosa* (81), *Pinus douglasiana* (79) y *P. herrerae* (71), las de mayor peso ecológico. Esto depende de la distribución que tienen las distintas especies, y se refleja en las diversas composiciones de bosque de pino-encino que se forman en el área.

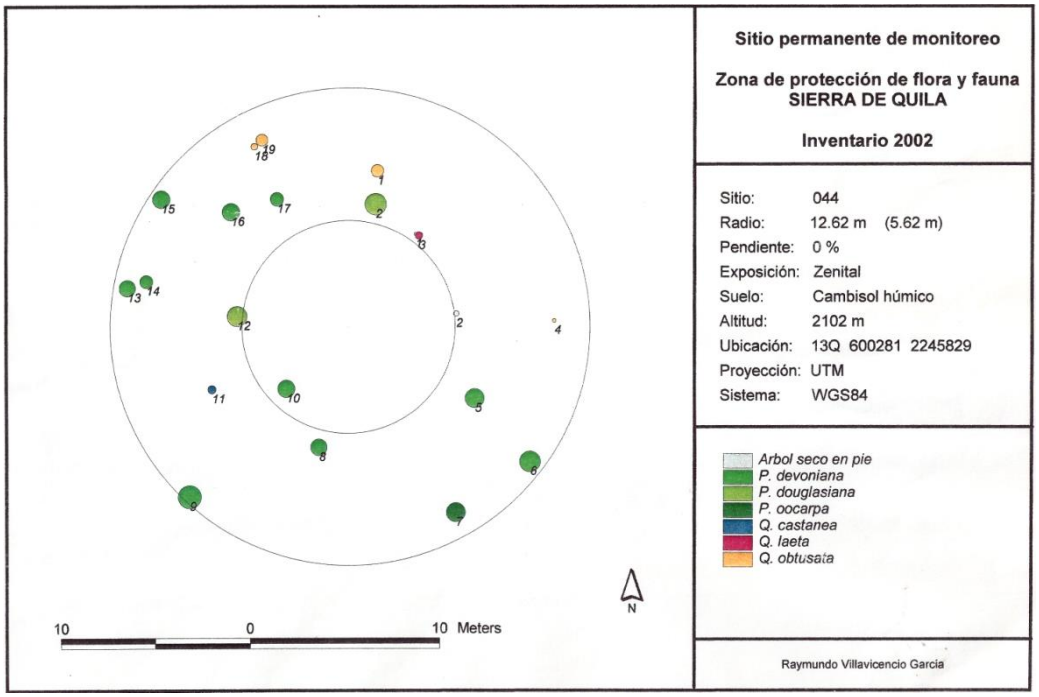
Debido a que las especies del género *Quercus* presentan ciertas características, como propensión a rebrotar después de incendios o cortas, en las primeras etapas de la sucesión son más frecuentes en ciertas áreas; como en bosques maduros, donde se ha determinado un mayor peso ecológico en especies de *Quercus*, y en bosques sobremaduros de especies del género *Pinus* (González *et al*. 2007; González *et al*. 2008; Alanís *et al*. 2010).

Tabla 7. Índice de valor de importancia ecológica (IVI)

Especie	IVI (%) 2002	Especie	IVI (%) 2010
Quercus resinosa	140.8	*Quercus resinosa*	145.3
Pinus lumholtzii	126.1	*Pinus lumholtzii*	119.9
P. douglasiana	89.0	*P. douglasiana*	91.8
Q. coccolobifolia	60.7	*Q. coccolobifolia*	58.7
Arbutus xalapensis	41.8	*P. oocarpa*	36.2
P. oocarpa	32.4	*Arbutus xalapensis*	34.7
Q. castanea	30.9	*P. devoniana*	28.7
Q. obtusata	28.6	*Q. obtusata*	28.3
P. devoniana	22.5	*Q. castanea*	26.5
Clethra hartwegii	18.9	*Clethra hartwegii*	18.8
A. glandulosa	18.5	*A. glandulosa*	18.0
Prunus serotina ssp. *capuli*	6.9	*Comarostaphylis glaucescens*	6.9
Q. candicans	6.9	*Prunus serotina* ssp. *capuli*	4.2
Crataegus pubescens	3.9	*Q. candicans*	3.6
Q. crassifolia	3.9	*Q. crassifolia*	3.9
Comarostaphylis glaucescens	3.5	*Acacia pennatula*	3.5
Acacia pennatula	3.4	*Crataegus pubescens*	-
Total	**300**	**Total**	**300**

Gráficos de los sitios de muestreo. Con un sistema de información geográfica se representó la distribución espacial de los árboles en cada sitio de muestreo entre mediciones (2002-2010), mediante gráficos que incluyeron datos dasométricos, las especies de los árboles e información adicional del sitio concéntrico. A manera de ejemplo y comparación, la figura 7 muestra las diferencias de la distribución espacial de las especies entre los dos inventarios para el sitio 44: el crecimiento en diámetro, los árboles desaparecidos e incorporados. Cabe mencionar que la intensidad de muestreo obtenida es 0.11%; ya que la superficie de la microcuenca es de 1486.9 ha y la del área de muestreo de 1.6 ha.

a)



b)

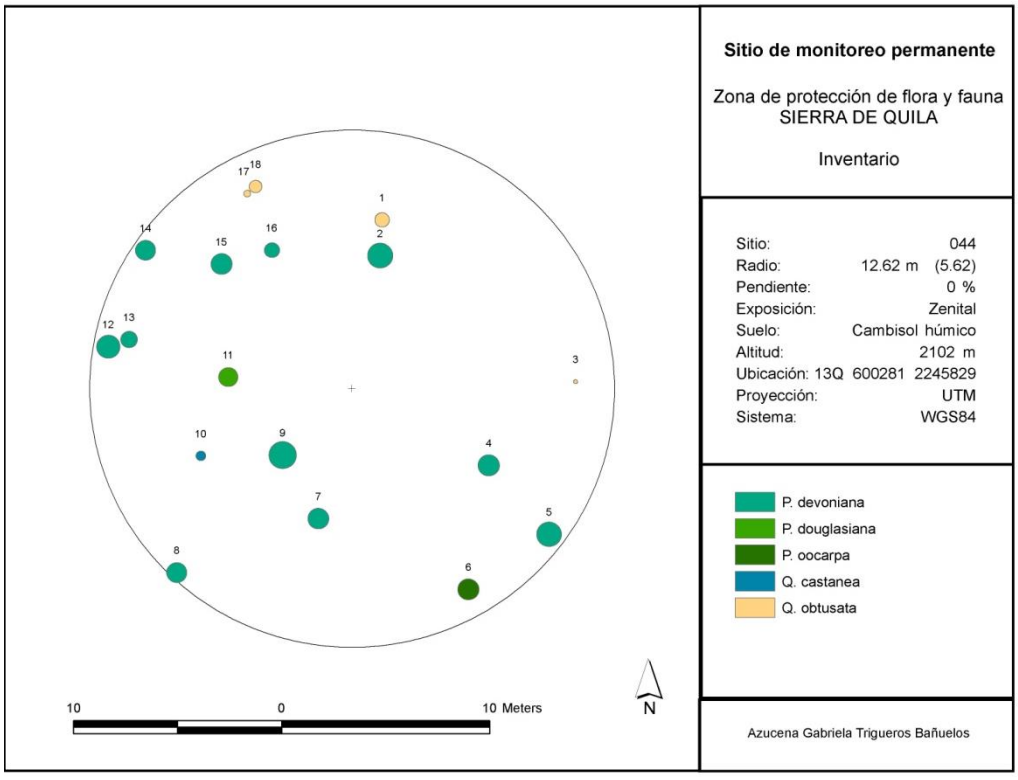


Figura 7. Distribución espacial de la masa arbórea, plot del sitio 44: a) 2002; b)2010.

7.2 Análisis estadístico

La hipótesis nula para los parámetros DN, altura y área basal por grupo de especies; se realizó con un 95% (alfa = 0.05) de intervalo de confianza. La hipótesis a aceptar o rechazar fue: $H_o: m_1 = m_2$, donde no existe cambio significativo entre los años de muestreo del diámetro normal (DN), altura y área basal. En el análisis para el grupo de especies de pinos se concluyó que durante el tiempo transcurrido entre los dos inventarios, el cambio en DN, altura y área basal fue significativo estadísticamente, ya que los valores calculados de *P* de los tres parámetros dasométricos fueron menores a 0.05; por lo tanto la hipótesis se rechazó. El crecimiento mayor en diámetro de especies del género *Pinus* refiere a una mayor apertura del dosel, con una mejor cantidad lumínica; hay mayor crecimiento en altura en presencia de una mejor calidad de estación; por último a mayor densidad poblacional, el aumento en el área basal total es considerable, aunque el área basal de cada individuo disminuye (Hocker, 1984; Keplac, 1976; Daniel *et al*. 1982, citados en Hernández, 2007).

En el grupo de los encinos no hubo cambios significativos en los parámetros dasométricos; es decir, los valores calculados de *P* estuvieron por encima del valor de alfa (0.05). En específico, el análisis para la especie dominante *Quercus resinosa* se ajusta con lo esperado para el conjunto de especies de encinos, donde los valores de *P* calculada para el diámetro normal, altura y área basal (0.398, 0.631 y 0.351) no fueron menores al valor 0.05. Esto se refleja en las diferencias obtenidas entre los muestreos de estos parámetros, en comparación con las estimaciones para el grupo de los pinos: la diferencia en promedios del diámetro y altura de los pinos entre los muestreos fue de 2.2 cm y 2 m; en contraste, en los encinos esta variación fue menor (0.5 cm y 0.3 m).

Sobre la densidad del arbolado, *Quercus resinosa* presentó el mayor número de individuos en ambos inventarios (197 en 2002 y 205 árboles ha^{-1} en 2010), así como el total del grupo de encinos (283 árboles ha^{-1}), mientras que el grupo de los pinos disminuyó de 274 a 255 individuos ha^{-1}; estos valores podrían relacionarse con los diferentes atributos intrínsecos de los pinos y los encinos, por ejemplo, en un estudio efectuado en el APFF La

Primavera, Arias y cols. (2009) concluyeron que a pesar de los frecuentes incendios forestales, las poblaciones de los encinos mantienen su sobrevivencia, es decir, el daño ocasionado por el fuego y el aumento de la temperatura del suelo estimula a algunas especies su capacidad de rebrotamiento, tal como sucede en *Quercus resinosa;* lo cual refleja que esta especie tiene una gran capacidad adaptativa a este tipo de disturbio.

En relación a su distribución altitudinal y ecología en la Sierra Madre Occidental (SMOC): Flores (2007) clasificó a *Quercus resinosa* como una especie pionera, debido a sus hojas coriáceas, rígidas, gruesas y deciduas, lo que le confiere resistencia ante la evapotranspiración, asimismo su porte bajo le permite un rápido establecimiento; otra especie considerada como pionera es *Quercus coccolobifolia,* misma que también se establece en claros y aunque su distribución altitudinal es inferior a la de *Q. resinosa,* en la zona de la MRSR, la especie es abundante (55 árboles ha-^{1}).

Flores (2007), en su estudio efectuó un análisis sobre la dinámica de encinos en diferentes sitios de las Sierras Madre Oriental y Occidental en diferentes tipos de cobertura, altitud y grado de disturbio; el autor sustentó que la sucesión natural eventual de las especies pioneras *Quercus resinosa* y *Q. coccolobifolia* se reemplazan por especies intermedias (*Q. rugosa*, *Q. obtusata* y *Q. crassifolia*) y éstas a su vez por las tardías (*Q. laurina* y *Q. uxoris*), asimismo el patrón de distribución que conllevan depende de la altura.

Castillo y cols. (2008) también clasificaron a *Q. coccolobifolia* como una especie pionera, debido a su porte bajo y tamaño pequeño de bellota, lo cual le facilita a tener una mayor dispersión sobre las áreas abiertas. Por tales características, éstas especies colonizadoras presentan hojas más grandes, gruesas y son más intolerantes a la sombra, que otras especies de hojas delgadas y de tamaño más pequeño (Castillo *et al*., 2008). En específico para la Sierra de Quila, Guerrero y López (1997), distingue la distribución de los encinos en dos estratos, la primera, donde las especies de hojas duras y coriáceas se encuentran a menores altitudes y baja humedad (*Quercus resinosa* y *Q. magnoliifolia*) y la segunda, donde los encinos de hojas pequeñas y delgadas se distribuyen en las altitudes mayores (*Q. crassifolia* y *Q. candicans*)

Por último, en el área de estudio, el grupo de especies de otras hojosas no mostró diferencias significativas, debido a su baja frecuencia en los sitios (5.8-5.2%). De estas especies que pertenecen a la familia de las ericáceas, como *Arbutus xalepensis* y *A. glandulosa*, son susceptibles a la parasitación por plantas de la familia Loranthaceae que afecta su crecimiento o causa su muerte (González, 1990). De acuerdo a Guerrero y López (1997), especifican que *Comarostaphylis glaucescens* suele desarrollarse en claros erosionados o al lado de los caminos.

7.3 Estructura forestal

7.3.1 Estructura horizontal

Distribución diamétrica. Por medio del análisis de la distribución diamétrica se puede evaluar el estado de conservación de un bosque, ya que refleja el dinamismo de sus poblaciones y su relación con otros factores ambientales (Ajbilou *et al*. 2003). En el grupo de pinos la población arbórea contó con 424 en el 2002 y 395 árboles en el 2010. La distribución de diámetros está sesgada a las primeras clases; ya que 85.4% de la población en el 2002 y 79.6% en el 2010 es menor a 35 cm de DN, menos del 1% alcanzó la categoría de 65 (0.6 y 0.9% en el 2002 y 2010). La clase diamétrica de 10 cm obtuvo el mayor porcentaje poblacional de 24.5 y 19.8% en el 2002 y 2010 (Figura 8a); la distribución tiene una asimetría positiva, como se muestra en la figura 9 y su forma corresponde a lo descrito por Prodán y cols. (1997). En el grupo de los encinos, se midieron 439 y 438 árboles en 2002 y 2010, registrando en ambas mediciones una densidad poblacional mayor en la clase diamétrica de 10 cm de 36.1 y 34% respectivamente. El sesgo porcentual es más notorio, debido a que 92% de árboles en el 2002 y 90.9% del 2010 se sitúan en las categorías diamétricas menores a 30 cm. Sólo 0.2% de los individuos alcanzó la clase de 75 cm (Figura 8b). En contraste, la población de otras hojosas es muy baja y están ausentes en varias clases diamétricas, sobre todo en las intermedias; el grupo de otras hojosas sólo presentó 55 individuos en el 2002 y 46 en el 2010. La mayor densidad está representada en la clase de 10 cm de DN,

con 38.2 y 41.3% entre el 2002 y el 2010 (Figura 8c). En un bosque de pino-encino en Oaxaca, Hernández y cols. (2012) obtuvieron resultados de la distribución diamétrica de

El establecimiento forestal depende de ciertos factores internos y externos de los individuos como la especie y las condiciones ambientales en las que crece; asimismo uno los principales factores que determinan el establecimiento de las plántulas es la luz; por consiguiente las tasas de crecimiento estarán determinadas por la eficiencia de captación de la radiación solar, la eficiencia fotosintética y la competencia (Bazzaz, 1979; Kobe *et al*. 1995; Estrada, 1997). En una primera instancia, determina el tipo de especies que se regenera, que por lo general en doseles cerrados o con ligeras capas de hojarasca se establecerán especies tolerantes a la sombra mientras que en claros se establecerán especies heliófitas (Estrada, 1997). En lo que concierne a la sobrevivencia de los juveniles hasta alcanzar dimensiones mayores, sólo los que hayan alcanzado tasas más altas de crecimiento son aquellos que alcanzarán las etapas maduras (Bazzaz, 1979; Kobe *et al*. 1995, cit. en Galindo, 2013). Ajbilou y cols. (2003) mencionan que en los grupos de especies la ausencia de individuos de mayores dimensiones se interpreta como una alta mortalidad de árboles viejos debido a distintos factores intrínsecos y extrínsecos, así como otros de tipo biótico y abiótico.

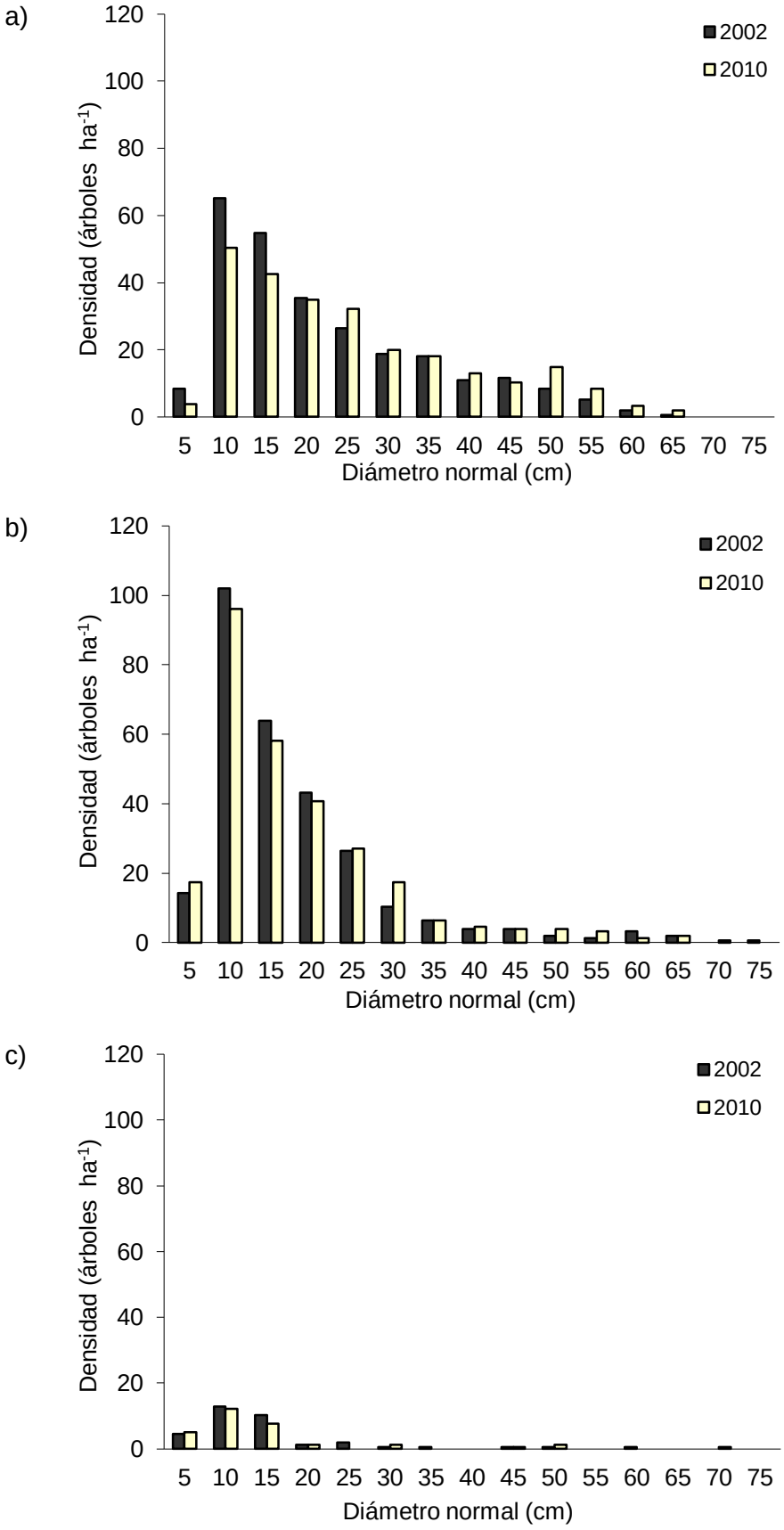


Figura 8. Distribución diamétrica por grupo de árboles entre el 2002 y 2010; a) Pinos, b) Encinos y c) Otras hojosas.

7.3.2 Estructura vertical

La relación altura-diámetro. Las alturas absolutas de un bosque dependen de la especie, la edad, la calidad del sitio, y el manejo forestal; por el contrario las alturas relativas son dependientes del diámetro y la posición sociológica del árbol en el sitio, así como otros factores que no pueden analizarse de manera cuantitativa (Prodan *et al*. 1997). Al graficarse las alturas con respecto al diámetro, aunque para un mismo diámetro existan diferentes alturas, estas se dispersarán alrededor de una curva media. Esta última por lo general tiene una distribución asimétrica positiva (Figura 9); esto significa que al incrementar el diámetro también incrementa la altura. Debido a las diferencias de desarrollo de cada uno de los grupos de especies de árboles, para la construcción de estas curvas de relación diámetro-altura, se necesitan agrupar los resultados de cada uno de esos grupos en gráficos diferentes (Prodan *et al*. 1997).

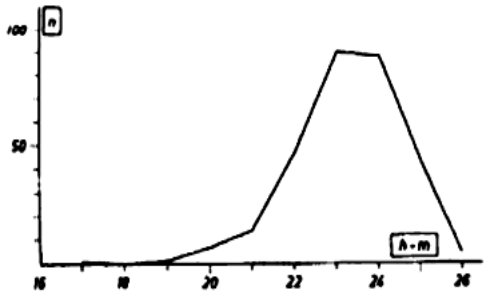


Figura 9. Distribución de las alturas en un rodal con asimetría positiva (Prodan et al. 1997).

Estas curvas se muestran en la Figura 10 como curvas de tendencia por grupo de especies, con una relación ascendente positiva de la parábola. En el primer grupo de pinos en las curvas de tendencia se observaron algunas diferencias entre los muestreos, y se obtuvo un mayor valor de correlación (r^2) en el 2002 con 0.617 y en el 2010 con 0.744 (Figura 10a). En el grupo de los encinos, las curvas de altura fueron muy similares, los valores de r^2 entre el período 2002-2010 fueron de 0.534 y 0.598 (Figura 10b). Por último en el grupo de otras hojosas, las curvas de tendencia fueron

muy diferentes entre los años de muestreo; y se presentaron coeficientes de correlación entre 0.391 y 0.636 (Figura 10c).

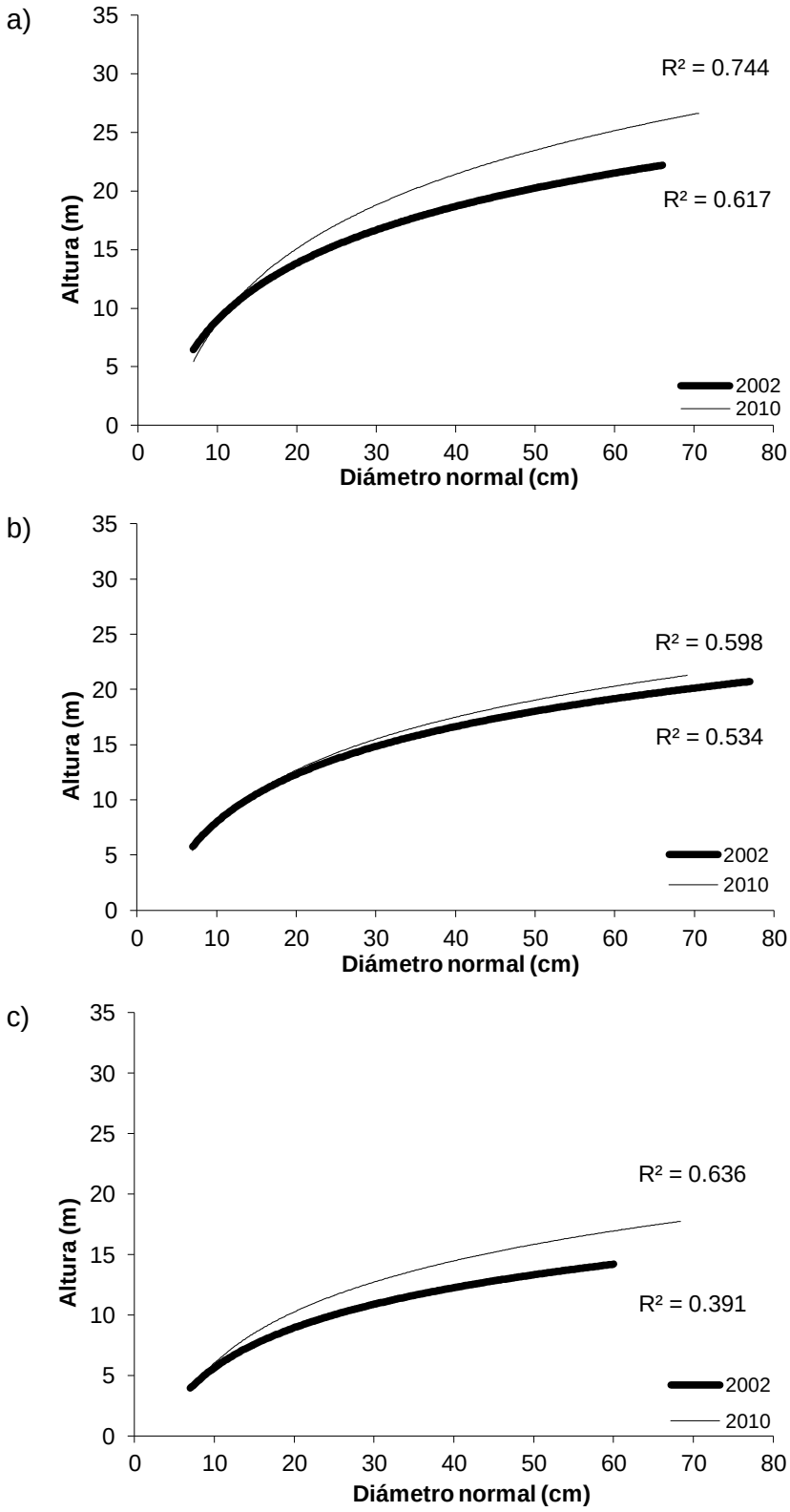


Figura 10. Curvas de altura por grupo de árboles; a) pinos, b) encinos y c) otras hojosas.

7.3.2.a Índice del perfil vertical de especies (A)

El índice de perfil vertical de especies *A*, basado en el índice de Shannon, toma en cuenta la presencia de las especies en diferentes estratos o pisos de altura. Para su estandarización y posible comparación entre los estratos se deduce el valor de A_{max} que correspondería el 100%, dónde todas las especies estarían distribuidas en todos los pisos (Pretzsch, 2009). En el total de los sitios se determinaron valores de *A* para el 2002 y 2010 de 2.82 y 2.80, y de A_{max} de 3.93 y 3.87; esto significa que 71.8% en el 2002 y 72.2%, en el 2010, de las especies arbóreas se distribuyeron uniformemente entre los tres estratos de altura (bajo, medio y alto) (Tabla 8). En la distribución vertical de la población la mayoría de los individuos concurría, en el 2002, en el piso medio con 27.4%; mientras que, en el 2010, en el piso bajo con 28.6%. En el 2002 el 22.2% de los árboles pertenecía al estrato inferior; en contraste con el 2010 que el 24.9% se situó en el estrato medio. Por último, el número menor de árboles incidió en el nivel superior con 22.4 y 18.8% de la población entre el periodo 2002-2010. Las especies más abundantes del piso alto, en el 2002 eran, en órden ascendente, *Pinus douglasiana, P. lumholtzii* y *Quercus resinosa* y en el 2010 fueron *P. lumholtzii, P. douglasiana* y *Q. resinosa*; en el piso intermedio fueron *Q. resinosa*, *P. lumholtzii* y *Q. coccolobifolia* en el 2002, y *Q. resinosa*, *P. lumholtzii* y *P. douglasiana* en el 2010; mientras que en el piso bajo, tanto en el 2002 como en el 2010, fueron *Q. resinosa*, *Q. coccolobifolia* y *P. lumholtzii* (Tabla 8).

Ávila (2012) obtuvo resultados similares del índice vertical en el bosque templado para esta misma región, en dos rodales localizados al noroeste y al oeste del ANP, el 75.6% y 65.1% (*A*= 2.67 y 2.18) de las especies se representaron entre los estratos de altura. En el rodal oeste en la distribución de la población total; el 28.8% que constituyeron el nivel superior, un 24.4% en el medio y 22.3% en el alto.

Entre otros estudios similares efectuados en otras zonas del país; destaca el realizado por Alanís y cols. (2010) en el parque ecológico de Chipinque, ubicado en la Sierra Madre Oriental en el estado de Nuevo León, donde establecieron sitios de medición forestal en zonas con y sin

restauración ecológica. Se compararon las diferencias en diversidad después de un incendio; obteniendo valores de *A*, del índice de perfil vertical, en sitios sin restauración de 2.2 y 2.3 con un A_{max} de 3.3 y 3.5, mientras que en sitios con restauración los valores de *A* fueron de 2.01 y 2.0, con un A_{max} de 2.89 y 3.18.

Tabla 8. Índice de perfil vertical (A) de Pretzsch por especies.

	2002				2010			
	N	**pij**	**lnpij**	**pij*lnpij**	**N**	**pij**	**lnpij**	**pij*lnpij**
Piso alto								
Arbutus xalapensis	1	0.00	-6.82	-0.007	-	-	-	-
Clethra hartwegii	2	0.00	-6.13	-0.013	-	-	-	-
Pinus devoniana	13	0.01	-4.26	-0.060	12	0.01	-4.29	-0.059
P. douglasiana	97	0.11	-2.25	-0.237	74	0.08	-2.47	-0.208
P. lumholtzii	91	0.10	-2.31	-0.229	83	0.09	-2.36	-0.223
P. oocarpa	6	0.01	-5.03	-0.033	7	0.01	-4.83	-0.038
Quercus castanea	9	0.01	-4.62	-0.045	2	0.00	-6.09	-0.014
Q. coccolobifolia	6	0.01	-5.03	-0.033	2	0.00	-6.09	-0.014
Q. crassifolia	1	0.00	-6.82	-0.007	-	-	-	-
Q. obtusata	6	0.01	-5.03	-0.033	5	0.01	-5.17	-0.029
Q. resinosa	62	0.07	-2.70	-0.182	40	0.05	-3.09	-0.141
Piso medio								
Arbutus glandulosa	1	0.00	-6.82	-0.007	3	0.00	-5.68	-0.019
A. xalapensis	4	0.00	-5.44	-0.024	1	0.00	-6.78	-0.008
Clethra hartwegii	3	0.00	-5.72	-0.019	1	0.00	-6.78	-0.008
Crataegus pubescens	1	0.00	-6.82	-0.007	-	-	-	-
Pinus devoniana	9	0.01	-4.62	-0.045	6	0.01	-4.99	-0.034
P. douglasiana	33	0.04	-3.33	-0.120	48	0.05	-2.91	-0.159
P. lumholtzii	112	0.12	-2.10	-0.257	77	0.09	-2.43	-0.213
P. oocarpa	10	0.01	-4.52	-0.049	11	0.01	-4.38	-0.055
Prunus serotina	2	0.00	-6.13	-0.013	1	0.00	-6.78	-0.008
Quercus candicans	2	0.00	-6.13	-0.013	-	-	-	-
Q. castanea	5	0.01	-5.21	-0.028	4	0.00	-5.39	-0.025
Q. coccolobifolia	36	0.04	-3.24	-0.127	26	0.03	-3.52	-0.104
Q. crassifolia	-	-	-	-	1	0.00	-6.78	-0.008
Q. obtusata	14	0.02	-4.18	-0.064	12	0.01	-4.29	-0.059
Q. resinosa	149	0.16	-1.82	-0.295	113	0.13	-2.05	-0.264
Piso bajo								
Arbutus glandulosa	16	0.02	-4.05	-0.071	10	0.01	-4.48	-0.051
A. pennatula	1	0.00	-6.82	-0.007	1	0.00	-6.78	-0.008
A. xalapensis	15	0.02	-4.11	-0.067	13	0.01	-4.21	-0.062
Comarostaphylis glaucescens	2	0.00	-6.13	-0.013	3	0.00	-5.68	-0.019
Clethra hartwegii	4	0.00	-5.44	-0.024	13	0.01	-4.21	-0.062
Crataegus pubescens	3	0.00	-5.72	-0.019	-	-	-	-
Pinus devoniana	6	0.01	-5.03	-0.033	23	0.03	-3.64	-0.095
P. douglasiana	11	0.01	-4.42	-0.053	17	0.02	-3.95	-0.076
P. lumholtzii	28	0.03	-3.49	-0.106	30	0.03	-3.38	-0.115
P. oocarpa	8	0.01	-4.74	-0.041	7	0.01	-4.83	-0.038
Quercus candicans	1	0.00	-6.82	-0.007	2	0.00	-6.09	-0.014
Q. castanea	5	0.01	-5.21	-0.028	10	0.01	-4.48	-0.051
Q. coccolobifolia	44	0.05	-3.04	-0.146	50	0.06	-2.87	-0.163
Q. obtusata	4	0.00	-5.44	-0.024	7	0.01	-4.83	-0.038
Q. resinosa	95	0.10	-2.27	-0.235	164	0.19	-1.68	-0.313
			A	2.82				2.80
			A max	3.93				3.87

N es número de individuos; pij, lnpij, pij*lnpij, pasos para obtener el índice *A* de Pretzsch.

7.3.2.b Pisos de altura

Según el índice de Pretzsch de estructura vertical por grupo de especies, los pinos se distribuyen de forma más equitativa en el total de estratos de altura con un 91.2 y 81.7% (A de 1.26 y 1.31; A_{max} de 1.39 y 1.61) entre el 2002 y 2010; le siguen los encinos con un 70.8 y 76.8%, (A de 1.27 y 1.24; A_{max} de 1.79 y 1.61) y las otras hojosas con 15 y 15.2% (A de 0.29 y 0.25; A_{max} de 1.95 y 1.79) entre los muestreos 2002 - 2010).

En el estrato superior destaca el grupo de pinos con un 40.4 y 32.8% de su población en el estrato superior; así como dominan en el sustrato intermedio con 34 y 28.6 en 2002 y 2010 respectivamente. En los encinos su población radicó en el periodo 2002-2010 en los estratos inferior con 27.3 y 36% y en el intermedio con 32.8 y 28.5% (Tabla 9). Cabe destacar que el grupo de hojosas, a pesar de que tiene el mayor número de especies entre los muestreos (2002-2010), es el que presenta menor abundancia entre los estratos de altura; aunque el mayor porcentaje según el índice de Pretszch está en el piso bajo (11.2 y 12.6%).

Tabla 9. Distribución porcentual de pisos de altura por grupo de especies.

Pisos de altura	Pinos		Encinos		Otras hojosas	
	2002	***2010***	***2002***	***2010***	***2002***	***2010***
Superior (80-100%)	40.4	32.8	18.7	12.3	1.2	0
Intermedio (50-80%)	34.0	28.6	32.8	28.5	3.9	2.6
Inferior (0-50%)	16.9	20.2	27.3	36.0	11.2	12.6
Total	91.2	81.7	70.8	76.8	15.0	13.7

7.3.2.c Posición sociológica

La competencia de las especies arbóreas por la luz del sol es uno de los tantos factores por los cuales los individuos de una masa forestal reflejan como resultado de su desarrollo una posición social dentro de una comunidad; en este contexto, en el área de estudio se destaca *Pinus lumholtzii* con un porcentaje mayor de árboles dominantes, entre 2002 y

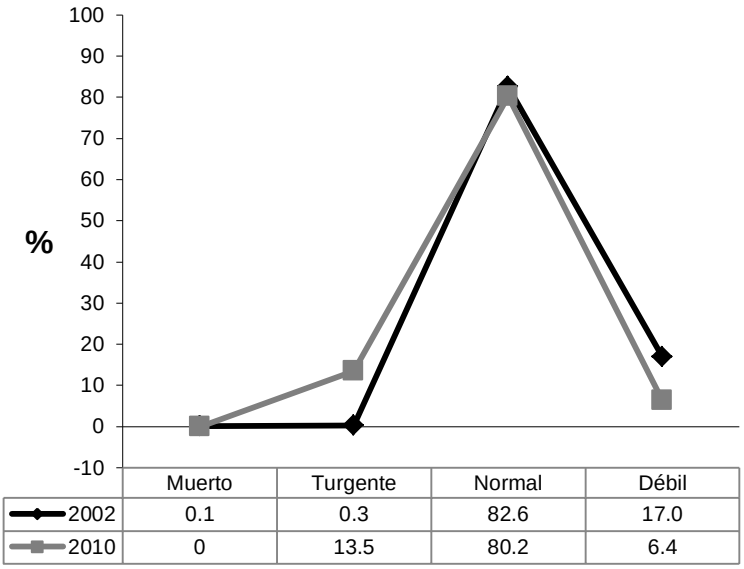
2010, de 35.8 a 32.4; que también obtuvo el mayor número de árboles codominantes de 31.7 a 35.5%; mientras que en árboles dominados y suprimidos, su proporción correspondiente fue baja; de 17 y 8.6% (2002) a 11,5 y 8.5% (2010). Al contrario de la especie *Quercus resinosa*, que presenta el mayor número de individuos dominados y suprimidos entre los inventarios de 2002 con 41.3 y 33.6%, y de 2010 con 46.1 y 38.2%; en 2002-2010, su porcentaje de árboles dominantes fue de 23.8 y 21.9, y de codominantes fue de 34.9 y 35.

7.4 Diversidad beta

La riqueza específica es la medida de diversidad más simple, la cual para el área de estudio disminuyó de 17 especies en el 2002 a 16 especies en el 2010; esto debido a la pérdida de una especie (*Crataegus pubescens*). Los valores respectivos del índice de Simpson para el año 2002 y el 2010 fueron de 0.790 y 0.786, ambos valores son próximos a uno, por lo que se sugiere una mayor dominancia de entre de una especie (*Quercus resinosa*); mientras que el índice de Shannon se calculó en 1.887 y 1.871 entre el 2002 y el 2010; mientras que el valor máximo de H' fue de 2.83 y 2.77 entre los muestreos. Por lo tanto según el índice de Eveness en el 2002, 66.6% y, en el 2010, 67.5% de los individuos se distribuyen aleatoriamente entre las especies de la muestra (2002 y 2010). De acuerdo a la prueba t de Hutcheson para comparar la diversidad mediante el índice de Shannon, ésta registró un cambio significativo ($P<0.05$). Bauche (2003) obtuvo resultados similares para el bosque de pino-encino de la Sierra de Quila, para el intervalo altitudinal 1977-2150 msnm obtuvieron; en el índice de Shannon-Wiener de 0.97 a 1.91, con una riqueza específica de 18 especies. Este estudio refiere que la altitud es un factor determinante en la diversidad de las especies, lo que determina ciertas condiciones de temperatura y humedad; sin embargo otros factores en conjunto influyen en la biodiversidad como lo son la exposición, topografía, componentes históricos, grados de disturbio, entre otros.

7.5 Vigor y daño

Respecto al grado de vitalidad del arbolado en el año 2002 el 81.8% del bosque en general registró un estado normal de vigorosidad; mientras que en 2010 el porcentaje aumento a 85.3. Los árboles en estado turgente u óptimo, en el 2002, sólo fue de 0.3% en la población y en el 2010 incrementó 14.3%. El resto de los individuos registraron un estado de vigor pobre o débil, es decir, en el 2002 el porcentaje fue de 17.8, mientras en el 2010, disminuyó a 6.8. (Figura 11).



	Muerto	Turgente	Normal	Débil
2002	0.1	0.3	82.6	17.0
2010	0	13.5	80.2	6.4

Figura 11. Vitalidad del arbolado entre los años 2002-2010

Los daños al arbolado registrados durante el año 2002 fueron: daño por insecto descortezador con 1.7%, mientras que en 2010 sólo fue el 0.2%; por plantas parásitas, en el 2002, se registró 1.7% y en el 2010, 1.3% del daño en los árboles; aunque el daño por insectos defoliadores y daños causados por viento, no se apreciaron en el primer inventario (2002); mientras que en el 2010 si se observaron daños en un 5.1 y 2.6% respectivamente. En daños por incendios y de otro tipo (arrastre, aplastamiento, cortado, despunte, roto, daño por roedor y por hongos) fueron mínimos con 0.2 y 0.9, y con 0.1 y 1% entre el 2002 y 2010 respectivamente.

Aunque en la mayor parte de la masa forestal, no se observaron daños aparentes entre los muestreos (2002-2010) con 96.2 y 98.3%.

7.6 Mortalidad y reclutamiento de árboles

7.6.1 Tasas de mortalidad y reclutamiento

Durante los años 2002 a 2010 en los 31 sitios de muestreo, murieron 121 árboles y se reclutaron 82; con un promedio anual de mortandad de 15 árboles y 10 de reclutamiento. La tasa de mortalidad fue 1.75 % año^{-1} y la de reclutamiento 1.08 % año^{-1}; este resultado se expresa en la cantidad de árboles por hectárea muertos y reclutados (78 y 53) (Tabla 10). La vida media del bosque es de 45.4 años, tiempo para que la población con la tasa de mortalidad actual se reduzca a la mitad; el tiempo de duplicación se calculó en 74 años (Tabla 10). Ramírez y cols. (2002) analizaron la mortalidad y reclutamiento de árboles en seis parcelas no perturbadas de un bosque nublado de Venezuela; a pesar de que la estimación de vida media proyectada para cada parcela varió, dedujeron un promedio de 43.21 años. Gomes y cols. (2003) calcularon en el parque estatal Fontes do Ipiranga en Sao Paulo, Brasil, en 41.23 años la vida media del bosque y la de duplicación fue menor con 20.39 años; esto debido a que las tasas demográficas para el total de la población, fueron para la tasa de mortalidad 1.67 % año^{-1} y para la de reclutamiento 3.47 % año^{-1}. Los autores explican que en ésta región la sucesión de especies tolerantes a la sombra es rápida y la muerte de árboles dominantes abren espacios del dosel donde otras especies leñosas se regeneran de inmediato.

Tabla 10. Mortalidad y reclutamiento de árboles del bosque templado de la microcuenca del río Santa Rosa, en el período 2002-2010.

Número total de árboles ha^{-1} en 2002	592
Número total de árboles ha^{-1} en 2010	567
Número de árboles muertos ha^{-1}	78
Número de árboles reclutados ha^{-1}	53
Número de árboles sobrevivientes ha^{-1}	514
Número de árboles ha^{-1} inicialmente inventariados más los reclutas	625
Tiempo de medición (años)	8
Coeficiente de mortalidad exponencial	1.77
Tasa anual de mortalidad (% $año^{-1}$)	1.75
Coeficiente de reclutamiento exponencial	1.07
Tasa anual de reclutamiento (% $año^{-1}$)	1.08
Vida media del bosque (años)	45.4
Tiempo de duplicación (años)	74.0

Los valores de los coeficientes de mortalidad y reclutamiento exponencial fueron muy similares a los de las tasas; el primero fue 1.77% y el segundo 1.07%. Estos valores de tasas demográficas se compararon con otros estudios efectuados en ecosistemas forestales con fines de conservación, manejo o bien, con algún grado de perturbación. Sobre estos se puede mencionar a Quinto y cols. (2009) quienes obtuvieron, sobre un bosque primario tropical maduro en Colombia, valores similares, con una tasa anual de mortalidad de 1.39 % $año^{-1}$ y una tasa anual de reclutamiento de 1.2 % $año^{-1}$ después de 7 años de muestreo. Sus resultados sugieren que la similitud entre las tasas podría denotar una estabilidad en el ecosistema. Ramírez y cols. (2002) obtuvieron, en un bosque nublado de los andes venezolanos, tasas de 1.59 y 1.65% $año^{-1}$ de mortandad y reclutamiento, los cuales se encuentran dentro de lo normal para bosques maduros expuestos a pequeños disturbios naturales. Sin embargo el mismo autor menciona, que para ponderar estas estimaciones, es necesario realizar más estudios sobre las causas de mortalidad; si son inducidas o naturales dependerá si la tasa es alta o baja. En dos parcelas permanentes de monitoreo en un bosque maduro sin perturbación antropogénica, en la región de Araracuara en Colombia; Londoño y Jiménez (1999) realizaron

inventarios continuos entre periodos de 1, 4 y 5 años en superficies de 1 y 1.08 ha. Los resultados obtenidos fueron que para el intervalo de un año, las tasas anuales de mortalidad fueron 0.74 % (1 ha) y 0.82 % (1.8 ha) y las de reclutamiento 1.10 % (1 ha) y 1.02 % (1.8 ha); sin embargo, los valores de mortandad y reclutamiento disminuyeron para los intervalos de cuatro años en la parcela de una hectárea 0.63 y 0.67 % año^{-1} y para la parcela de 1.8 ha 0.96 y 0.75 % año^{-1}; en el periodo de cinco años en la parcela de una hectárea los autores registraron 0.65 y 0.75 % año^{-1}, así como para la parcela de 1.8 ha 0.94 y 0.80 % año^{-1}.

En bosques productivos la mortalidad por manejo silvicultural aumenta; tal como Aguilar y cols. (2006) lo exponen sobre parcelas experimentales de monitoreo en un bosque latifoliado en San Miguel La Palotada, Guatemala. En algunas de las parcelas se realizaron actividades silvícolas como raleo, liberación, tala dirigida y alineamiento para producción de madera. Los autores determinaron, en las parcelas manejadas intervalos en la tasa de mortalidad de 0.72 a 5.02% año^{-1}, así como en la tasa de reclutamiento de 0.01 a 3.45% año^{-1}. En parcelas testigo (sin manejo) se registraron valores de 0.25 a 2.62% año^{-1} para la tasa de mortalidad; por el contrario, para la tasa de reclutamiento fue de 0.62 a 1.98% año^{-1}. De acuerdo a Lugo y Scatena (1996) al tener un resultado de la tasa anual de mortalidad menor a 5%, se le considera como de natural o intrínseca por su baja intensidad; si el porcentaje anual supera a cinco se le considera como catastrófica.

Según Frelich (2002), la estabilidad de un bosque depende de la escala a la que se analiza, ya sea desde una población hasta paisaje. Además la influencia que tienen los distintos tipos de factores de disturbio, determina la estabilidad relativa de un sistema. Si el tiempo que existe entre dos disturbios es suficiente para que el bosque se recupere, entonces el segundo disturbio no tendrá más efecto que el primero, por lo tanto el cambio será gradual y constante. Por el contrario, si dos disturbios suceden en un periodo de tiempo corto y el ecosistema no puede recuperarse, el efecto de estos será acumulativo; lo cual concuerda con el presente estudio, donde la mortandad supera la capacidad del bosque para regenerarse.

7.6.2 Distribución diamétrica de los árboles muertos y reclutados

La distribución diamétrica de los árboles muertos (121) y reclutados (82) se agrupan en clases de 5 cm de DN (Figura 12). En la clase diamétrica de 10 cm ocurrió la mayor mortalidad con una concentración de 53 individuos (43.8%). De acuerdo con otros estudios (Carey *et al*. 1994; Lugo y Scatena 1996) se debe a un proceso natural de aclareo aunque sus datos se basan en bosques tropicales; Smith y cols. (2005) mencionan que, en bosques mixtos de coníferas, la densidad del rodal en sí es una causa de mortalidad. De los arboles reclutados, el 50% (41 individuos) se incorporó a la clase diamétrica de 10 cm; la razón más obvia es que en el 2002 estos árboles estaban próximos a cambiar de clase diamétrica (Figura 12); por otro lado, la clase diamétrica de 5 cm mostró un patrón inverso, es decir, el número de individuos muertos fue menor que los reclutados; los árboles muertos fueron especies latifoliadas como *Quercus resinosa, Arbutus glandulosa* y *A. xalapensis*, encontradas como muertos en pie; mientras que los árboles reclutados incluyen encinos como *Quercus resinosa* (15) y *Q. coccolobifolia* (3), otras hojosas como *Clethra hartwegii* (4) y *Arbutus xalapensis* (2), y pinos como *Pinus lumholtzii* (2) y *P. devoniana* (1). Lo anterior evidencia una regeneración baja en pinos y mayor en encinos; en particular, la especie de mayor abundancia fue *Q. resinosa*, tal sucesión concuerda con lo que refieren Jardel y cols. (2004), quienes mencionan que los encinos y los madroños son especies de tolerancia intermedia a la sombra, que se presentan en el sotobosque, alcanzan el dosel y su densidad aumenta cuando no existen perturbaciones; sin embargo los pinos que tienen requerimientos más altos de luz, los favorecen los incendios que abren claros en el dosel. En este sentido, un factor determinante en la competencia es la tolerancia a la sombra, ya que algunas especies latifoliadas son más tolerantes que los pinos, por lo que la tendencia conforme la sucesión avanza en ausencia de perturbaciones y con mayor cobertura de dosel sería una sucesión de pino a encino (Oliver y Larson, 1990: Jardel *et al*. 2004). Esto no sucedería en presencia de disturbios de gran escala, como sucede en bosques templados de Sudamérica; que al tener catástrofes naturales, como inundaciones, terremotos, incendios y

deslaves, las especies intolerantes a la sombra tienden a dominar; en ese contexto se refieren a las coníferas (Veblen, 2005).

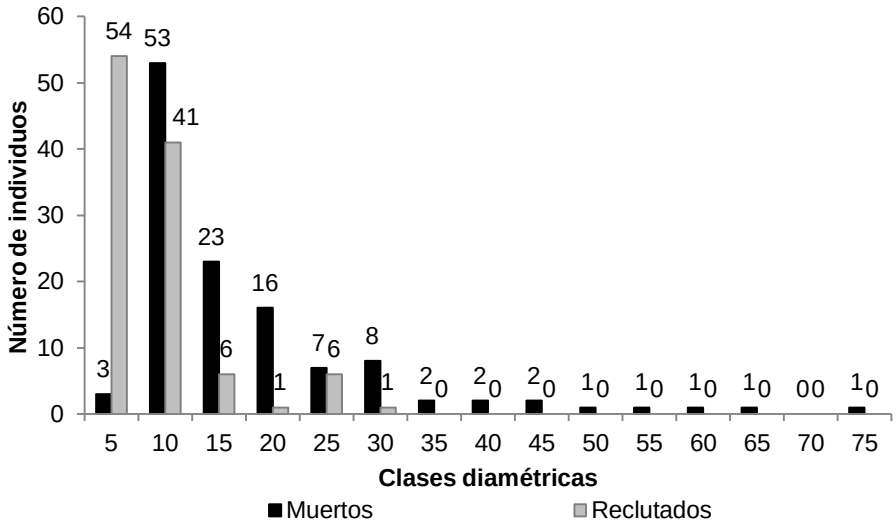


Figura 12. Distribución diamétrica del árboles muertos y reclutados.

7.6.4 Datos descriptivos del arbolado muerto

Las especies de árboles muertos de mayor frecuencia en el total de los sitios fueron en orden descendente: *Pinus lumholtzii* (40.5%), *Quercus resinosa* (20.7%), *Q. coccolobifolia* (10.7%), *P. douglasiana* (9.1%), *Arbutus xalapensis* (6.6%), *A. glandulosa* (3.3%), *Crataegus pubescens* (3.3%), *Q. castanea* (2.5%), así como *Clethra hartwegii, P. montezumae, P. oocarpa, Prunus serotina, Q. candicans* con 0.8% para cada una de estas.

El registro de mortandad de mayor proporción en el total de los sitios fue el de *muerto cortado* (MC) con 38% (46 árboles), seguidos de *muerto en pie* (MP) con 29.8% (36 individuos), *muerto sin rastro aparente* (M?) con 18.2% (22) y *muerto derribado* (MD) con 14% (17) (Tabla 11). De acuerdo con Carey y cols. (1994), la forma de explicar la mortandad de los árboles es compleja, ya que intervienen una extensa combinación de elementos que pudieran originarla, muchos de estos elementos son muy difíciles de identificar. Algunos autores como Lugo y Scatena (1996) sugieren, que en la mayoría de los árboles de mayores clases diamétricas y alturas, ocurre una senescencia producida por factores endógenos como la genética y la edad, ya que ésta sólo sucede en árboles viejos. Carey y cols. (1994) también

coincide en que los árboles que murieron en pie, y no mostraron incremento anterior a su decaimiento, fueron provocados por variables intrínsecas como debilitamiento por enfermedades o estrés ambiental (competencia, falta de nutrientes, sequía). Estos árboles de grandes clases también caen con frecuencia; lo que puede derivar en la muerte inmediata de otros adyacentes de dimensiones menores. Por lo anterior, se distinguen dos grupos de mortandad; aquella causada por acciones de origen humano y la natural o intrínseca. Así como ya se describió, de las cortas de saneamiento incluye el arbolado con condición de *muerto cortado* y *muerto sin rastro aparente*, donde las especies con mayor cantidad de árboles respectivos fueron: como MC *P. lumholtzii* y *Q. resinosa* con 19 y 13 árboles, y como M? *P. lumholtzii* y *Q. coccolobifolia* con 13 y 4 árboles. En general los árboles cortados y sin rastro aparente tuvieron promedios en diámetros de 20.8 y 16.4 cm y alturas promedio de 12.3 y 10.7 m. En lo que respecta a las condiciones cuyo origen se debe a acciones naturales o intrínsecas; las especies que tuvieron un alto número de árboles respectivos como muertos derribados fueron *P. lumholtzii* y *P. douglasiana* con 9 y 4, y como muertos en pie fueron *Q. resinosa* y *P. lumholtzii* con 13 y 8 individuos; el pino triste (*Pinus lumholtzii*) registró una mayor mortandad, contrario a su regeneración (Tabla 11).

Tabla 11. Datos descriptivos de árboles por registro de mortandad por especie.

Muerto cortado	**N**	**N (%)**	$\bar{d}$ **(cm)**	$\bar{h}$ **(m)**	$\sum$ **g (m^2)**
A. xalapensis	1	2.2	11.5	6.0	0.010
C. pubescens	4	8.7	14.5	5.3	0.078
P. douglasiana	2	4.3	15.8	13.5	0.041
P. lumholtzii	19	41.3	25.6	14.7	1.279
P. serotina	1	2.2	7.9	8.0	0.005
Q. candicans	1	2.2	10.5	6.3	0.009
Q. castanea	2	4.3	48.8	18.0	0.499
Q. coccolobifolia	3	6.5	15.0	8.8	0.059
Q. resinosa	13	28.3	16.0	11.8	0.308
Total	46	100	20.8	12.3	2.287
Muerto sin rastro aparente					
A. glandulosa	1	4.5	9.0	5.5	0.006
A. xalapensis	1	4.5	15.3	5.5	0.018
P. douglasiana	1	4.5	29.5	11.5	0.068
P. lumholtzii	13	59.1	17.4	13.0	0.398
Q. coccolobifolia	4	18.2	14.5	6.4	0.090
Q. resinosa	2	9.1	11.9	9.0	0.023
Total	22	100	16.4	10.7	0.604
Muerto derribado					
A. xalapensis	1	5.9	20.0	5.0	0.031
P. douglasiana	4	23.5	33.0	17.5	0.451
P. lumholtzii	9	52.9	17.4	12.9	0.263
Q. coccolobifolia	1	5.9	61.0	14.0	0.292
Q. resinosa	2	11.8	15.5	11.6	0.047
Total	17	100	23.6	13.4	1.085
Muerto en pie					
A. glandulosa	3	7.7	10.4	6.3	0.027
A. xalapensis	5	12.8	14.9	8.0	0.103
C. hartwegii	1	2.6	20.0	12.0	0.031
P. douglasiana	4	10.3	12.0	9.8	0.047
P. lumholtzii	8	20.5	10.8	10.3	0.076
P. oocarpa	1	2.6	11.5	8.5	0.010
Q. castanea	1	2.6	10.0	5.5	0.008
Q. coccolobifolia	3	7.7	15.0	8.8	0.059
Q. resinosa	13	33.3	16.0	11.8	0.308
Total	**39**	**100**	**13.7**	**9.9**	**0.670**

7.6.5 Datos descriptivos del arbolado reclutado

Las especies reclutadas de mayor frecuencia fueron en orden descendente: *Quercus resinosa* (43.9%), *P. devoniana* (15.9%), *P. douglasiana* (11%), *P. lumholtzii* (9.8%), *Q. coccolobifolia* (6.1%), *Clethra hartwegii* (4.9%) y *P. oocarpa* (2.4%). En total se calcularon 53 árboles ha^{-1} reclutados, con un promedio anual de 7 árboles ha^{-1}, lo que en su conjunto suman un incremento en el área basal de 0.549 m^2 ha^{-1} (Tabla 12).

Algunas de las causas por las que las especies tengan una mayor o menor dominancia de reclutamiento se pueden explicar con los siguientes estudios:

González (1986), menciona que al igual que en otras regiones de Jalisco donde las especies de encino son las dominantes del dosel en bosques mixtos de pino y encino o encino, *Quercus resinosa* es una de las más características y extendidas en el estado y pueden dominar desde los 1 300 hasta los 2 500 m de altitud, generalmente en hábitats más secos. De acuerdo con Villavicencio (2004) y Santiago y Villavicencio (2007), la especie *Quercus resinosa* es dominante tanto en el APFF Sierra de Quila como La Primavera por su estrategia reproductiva asexual mediante rebrotes en los tocones o bien de raíz, que favorecen su alta frecuencia y densidad de plántulas. Por el contrario, *Quercus coccolobifolia* junto con *Clethra hartwegii*, *Arbutus xalapensis* y *Comarostaphylis glaucescens* suelen ser elementos florísticos más restringidos en su distribución tanto en este estudio, como dentro de las áreas antes mencionadas. Guerrero y López (1997) señalan la distribución de estas especies en Sierra de Quila como sigue: *Q. coccolobifolia* es preferente a la cota de altitud entre los 1850 a 2000 m y la refieren como poco abundante; *C. hartwegii* es un elemento escaso dentro de cañadas en zonas húmedas; *A. xalapensis* es más característico en sitios de mayor altitud por arriba de los 2100 m y *C. glaucescens* se considera como parte del conjunto de arbustos secundarios típicos de suelos erosionados y las márgenes de los caminos. Por su parte, Villavicencio y cols. (2012) registraron que el promedio de plántulas de especies arbóreas en Sierra de Quila varía entre fragmentos de bosque de diferente tipo (densidad de cobertura abierta y cerrada) y tamaño (10-50 y >

50 ha), en los cuales se confirma un patrón similar al comportamiento de las especies registradas con mayor reclutamiento en este trabajo. Al comparar las especies comunes a ambos estudios se observó que *Q. resinosa* es abundante en cualquier condición (tamaño de fragmento y densidad de cobertura), *C. hartwegii* es escasa y ocurre principalmente sobre las cañadas y *A. xalapensis* se encuentra en mayor proporción en bosques abiertos y mayores a 50 ha. Al respecto, Figueroa y Olvera (2000) hacen referencia al comportamiento en patrones de regeneración en bosques mixtos de encino de la Sierra de Manantlán, los cuales mostraron asociación con las condiciones de hábitat locales como exposición, altitud, topografía, tipo de dosel e intensidad de pastoreo, como las principales variables que explican las diferencias en composición de especies entre las asociaciones de plántulas. Así mismo, Olvera y cols. (2010) distinguieron una diferenciación ambiental en la distribución de las especies de encino con relación a requerimientos ecológicos similares en gradientes de zona de humedad (xérico a húmeda), altitud y heterogeneidad del microhábitat como posición topográfica y madurez del dosel.

Tabla 12. Datos descriptivos del arbolado reclutado.

Datos	**N**	**N (%)**	**N ha^{-1}**	**g (m^2 ha^{-1})**
Arbutus xalapensis H.B.K.	2	2.4	1	0.005
Comarostaphylis glaucescens Zucc.	1	1.2	1	0.003
Clethra hartwegii Britton	4	4.9	3	0.013
Pinus devoniana Lindl.	13	15.9	8	0.092
Pinus douglasiana Martínez	9	11	6	0.118
Pinus lumholtzii Rob. & Fern.	8	9.8	5	0.078
Pinus oocarpa Scheide	2	2.4	1	0.016
Quercus coccolobifolia Trel.	5	6.1	3	0.047
Quercus resinosa Liebm.	36	43.9	23	0.164
Total	**82**	**100**	**53**	**0.549**

7.6.3 Mortalidad y reclutamiento por sitios

El 48.8% de los árboles muertos se concentraron en tres sitios de muestreo; el 47, 52 y 59 registraron una tasa anual de mortalidad de 6.3, 7.1 y 10.4 % año^{-1} (Figura 13); los registros de mortalidad en estos sitios fueron: árboles muertos cortados con 64.4% (MC), sin rastro aparente con 20.3% (M?), en pie con 8.5% (MP) y derribados con 6.8% (MD). El 51.7% de la mortalidad recae en el resto de los sitios de muestreo (Figura 13); los cuales registran un intervalo en la tasa de mortalidad entre 0 a 2.5% año^{-1}. Las causas de mortandad encontradas en estos sitios fueron: MP (50%), MD (21%), M? (16.1%) y MC (12.9%). Cabe destacar que de excluir los porcentajes obtenidos del cálculo de las tasas demográficas de los sitios de muestreo 47, 52 y 59; el valor para la tasa anual de mortalidad disminuiría en 1.03 % año^{-1} y para la de reclutamiento sería 0.95 % año^{-1}; por lo tanto, la incorporación sería mayor que la mortandad, como se esperaría en bosques preservados con disturbios naturales y denotaría un estado de estabilidad en su dinámica. De acuerdo a estos valores demográficos, la vida media del bosque sería de 66.4 años y el tiempo de duplicación de 71.3 años.

En este contexto, los árboles muertos cortados y sin rastro aparente se vincularon con algunas acciones de manejo fitosanitario efectuadas dentro del APFFSQ entre el año 2002 y el 2007. Las áreas de intervención, incluyeron el espacio de los sitios de muestreo 47, 52 y 59, los cuales concentraron el mayor porcentaje de árboles cortados. Las cortas de saneamiento fueron debido a la presencia del escarabajo descortezador (*Dendroctonus mexicanus)*; que aunque sus hospederos preferentes se manifiestan en las especies de *Pinus douglasiana, P. oocarpa, P. devoniana* y *P. lumholtzii*, otras especies pudieron haber sido afectadas por daños directos o indirectos asociados a las mismas actividades de manejo.

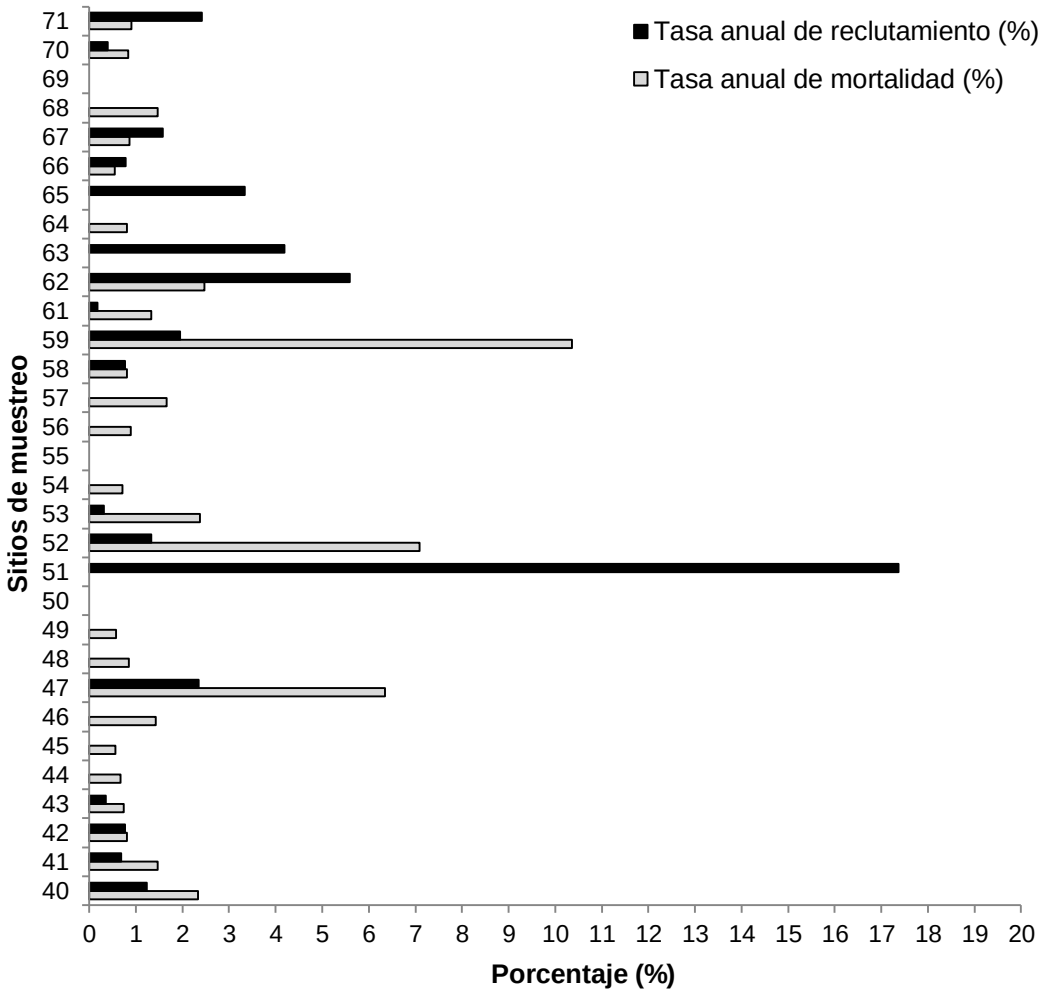


Figura 13. Valor porcentual de las tasas demográficas por sitio de muestreo.

7.7 Regeneración natural

Mediante los sitios circulares de 100 m^2, donde se evaluó la regeneración natural; se registraron 98 plántulas para el año 2002, pertenecientes a siete especies y cuatro familias; en el 2010, la regeneración fue de 45 plántulas, distribuidas en siete especies correspondientes a tres familias (Tabla 13). En cuanto a la distribución poblacional por grupos de especies, los encinos predominaron en ambos inventarios (2002 y 2010) con porcentajes respectivos de 40.8 y 53.3; por lo que las especies predominantes correspondieron, en el 2002, a *Quercus resinosa* con 40.8%, *Pinus oocarpa* con 31.6% y *Clethra hartwegii* con 15.3%; mientras que en el 2010 predominaron las especies de *Quercus resinosa* con 46.7%, *Pinus*

douglasiana con 20% y *P. devoniana* con 15.6%. La especie de *Phoebe psychotrioides* no se inventarió previamente, en el arbolado adulto ni en regeneración, hasta el muestreo de 2010 (Tabla 13).

Tabla 13. Densidad poblacional de la regeneración natural por especies entre 2002 y 2010

Familia	Especie	N		N (%)		N ha^{-1}	
		2002	2010	2002	2010	2002	2010
Ericaceae	*Arbutus xalapensis*	3	0	3.1	0.0	2	0
Clethraceae	*Clethra hartwegii*	15	0	15.3	0.0	10	0
Pinaceae	*Pinus devoniana*	1	7	1	15.6	1	5
Pinaceae	*P. douglasiana*	2	9	2	20	1	6
Pinaceae	*P. lumholtzii*	6	3	6.1	6.7	4	2
Pinaceae	*P. oocarpa*	31	0	31.6	0.0	20	0
Lauraceae	*Phoebe psychotrioides*	0	2	0.0	4.4	0	1
Fagaceae	*Quercus castanea*	0	1	0.0	2.2	0	1
Fagaceae	*Q. coccolobifolia*	0	2	0.0	4.4	0	1
Fagaceae	*Q. resinosa*	40	21	40.8	46.7	26	14

N, número de individuos, N (%), porcentaje de número de individuos, N ha^{-1}, es el número de individuos por hectárea (densidad).

Respecto a los índices de diversidad aplicados a la regeneración natural, en el índice de Simpson indica, por sus valores de 0.71 (2002) y 0.73 (2010), que existe una mayor dominancia de una especie (Q*uercus resinosa*). Para el índice de Shannon se obtuvieron resultados de 1.42 y 1.5 entre los muestreos, así como la *H'* máxima calculada para los dos inventarios de 1.95; lo que refiere en el índice de uniformidad (Ev), que 73%, en el 2002, y 77.54%, en el 2010, de los individuos se distribuyen de forma homogénea entre las especies. Éstos resultados son muy similares a los de los árboles adultos.

En la estructura vertical de la regeneración con pisos de altura 1, 2 y 3, al extrapolar el número de individuos a hectáreas, se obtuvo que 28 árboles ha^{-1} (2002) y 11 árboles ha^{-1} (2010) pertenecen al piso uno; mientras

en el piso dos hubo, en año 2002, 11 y, en el 2010, 6 individuos por hectárea. Al final, el número de árboles por hectárea, pertenecientes al piso tres, fueron de 18 y 12 entre el 2002 y 2010; por lo que en el 2002, la mayor proporción de individuos incidió en el piso 1 con 45.9%, mientras que el 36.7% de los individuos estaba en un piso 3; por último el 17.3% estaba en un piso dos. Esto contrasta con los resultados del 2010: ya que el 26% de los árboles pertenecen a un piso 3 de regeneración, mientras que la proporción del piso uno es de 37.8% y la menor fue el del piso dos con 22.2% (Tabla 14). En un estudio de dos zonas al noreste y noroeste de Sierra de Quila, Ávila (2012) sugiere conclusiones muy similares; como que la mayoría de la plántula predominaba en el piso 3 (56 y 57%) y en el piso 1 (29 y 41%), mientras que había muy pocos individuos del piso 2 (16 y 2%). Por lo tanto, la regeneración en el área de estudio ha disminuido su densidad entre los muestreos; en este sentido los factores que afectan la regeneración y sobrevivencia de las plántulas son de origen biótico y abiótico; los primeros se refieren a las interacciones que las especies vegetales mantienen con otros organismos, mientras que los abióticos son el medio ambiente y las características del suelo; estas variables pueden ser la germinación de semillas, el establecimiento de las plántulas, los disturbios naturales y de origen antropogénico, la competencia por luz, espacio y nutrientes, entre otras (Pérez *et al*. 2013).

Tabla 14. Distribución de especies entre pisos de altura para regeneración natural (2002-2010).

Regeneración		N		N ha^{-1}	
		2002	**2010**	**2002**	**2010**
Piso 1	*Pinus devoniana*	0	1	0	1
	P. douglasiana	2	4	1	3
	P. lumholtzii	2	1	1	1
	P. oocarpa	21	0	13	0
	Quercus castanea	0	1	0	1
	Q. coccolobifolia	0	1	0	1
	Q. resinosa	20	9	13	6
Piso 2	*Clethra hartwegii*	6	0	4	0
	Pinus devoniana	0	1	0	1
	P. douglasiana	0	2	0	1
	P. lumholtzii	3	0	2	0
	Quercus coccolobifolia	0	1	0	1
	Q. resinosa	8	6	5	4
Piso 3	*Arbutus xalapensis*	3	0	2	0
	Clethra hartwegii	9	0	6	0
	Pinus devoniana	1	5	1	3
	P. douglasiana	0	3	0	2
	P. lumholtzii	1	2	1	1
	Phoebe psychotrioides	0	2	0	1
	Pinus oocarpa	3	0	2	0
	Q. resinosa	12	6	8	4

N, es el número de individuos y N ha^{-1}, es el número de individuos por hectárea.

8. CONCLUSIONES

En el inventario de 2002 se identificaron 17 especies distribuidas en seis familias y ocho géneros; en 2010 disminuyó a 16 especies; asimismo la densidad del arbolado se redujo en 4.2%, lo cual coincide con las diferencias entre las tasas de mortalidad y reclutamiento.

Las especies de árboles muertos con mayor número de individuos fueron *Pinus lumholtzii, Quercus resinosa* y *Q. coccolobifolia;* por lo contrario, las especies de árboles reclutados con mayor número de individuos fueron *Quercus resinosa, Pinus devoniana* y *P. douglasiana.* En este contexto, *Q. resinosa* que predomina en el área de estudio presentó un aumento en su población debido a una mayor incorporación y una menor mortandad; en contraste, *Pinus lumholtzii* manifestó un declive de individuos entre el 2002 y el 2010; estos cambios en composición y número de árboles fueron significativos considerando la diversidad.

Se presentaron diferencias estadísticamente significativas en el diámetro, altura y área basal en el grupo de pinos, debido al descenso demográfico registrado entre 2002 y 2010; a diferencia de los encinos, que mantuvieron su densidad poblacional y no presentaron cambios significativos sobre los mismos parámetros; por último, el grupo de otras hojosas no mostraron cambios significativos y su población descendió.

En la estructura poblacional horizontal, se registró una disminución de la densidad de árboles distribuidas entre las clases diamétricas entre los años de muestreo (2002-2010). Sin embargo la estructura entre los distintos grupos se mantuvo; la mayoría de los individuos se concentran en la clase diamétrica de 10 cm. Sobre la distribución vertical de las especies redujo su diversidad en el piso alto y medio, mientras que el piso bajo incrementó en abundancia.

Las tasas demográficas de mortalidad (1.75%) y reclutamiento (1.08%), no resultaron equitativas, es decir, en bosques no perturbados se esperarían valores mayores en incorporación y menores en mortalidad, en el bosque de pino-encino del área de estudio, la mortalidad fue mayor que el reclutamiento.

Los registros de mortandad del arbolado permitieron diferenciar las causas de origen humano de aquellas de forma natural; de éstos el 56% se atribuyen de origen antropogénico y el 44% se atribuyen a factores derivados del ambiente o de los mismos individuos.

En general, la regeneración natural disminuyó 46%; se registraron tres especies nuevas en 2010 anteriormente no inventariadas, por lo contrario, otras tres especies diferentes registradas durante el 2002, no ocurrieron más.

El bosque de pino-encino es una de las formaciones vegetales más características del ANP Sierra de Quila; durante 2002 y 2007, el bosque de la microcuenca del río Santa Rosa fue afectado en algunas zonas por ataques de insectos descortezadores y la presencia de plantas parásitas, por lo que se efectuaron consigo tratamientos fitosanitarios con el objeto de prevenir, usar y mantener el ecosistema y su diversidad a largo plazo; por lo tanto, la estrategia de conservación aplicada como componente de protección, influyó durante el periodo de estudio de manera significativa sobre la densidad, la diversidad, el reclutamiento y la mortandad de especies; no obstante mantuvo la estructura poblacional horizontal y vertical, así como los ciclos de crecimiento naturales.

9. LITERATURA CITADA

Aguilar, M. y C. Reynel (2011), *Dinámica forestal y regeneración de un bosque montano nublado de la selva central del Perú, Lima, Perú*, Asociación Peruana para la Promoción del Desarrollo Sostenible, Universidad Nacional Agraria La Molina, 165 p.

Aguilar, S., M. Mazá, A. Hernández y G. Cifuentes (2006), *Desarrollo de un sistema de parcelas forestales permanentes de muestreo en Guatemala*, Guatemala, Ministerio de Agricultura Ganadería y Alimentación (MAGA), 146 p.

Ajbilou, R., T. Marañón y J. Arroyo (2003), "Distribución de las clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos", Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales, 12(2), 111-123.

Alanís, D., J. Jimenez, M. Pando, O. A. Aguirre, E. J. Treviño y P. A. Canizalez (2010), "Análisis de la diversidad arbórea en áreas restauradas post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México", Acta Biológica Colombiana, 15(2), 309-324.

Aldana, R. (2013), "Inventario nacional forestal y de suelos: Informe de resultados 2004-2009", Primer Encuentro de Usuarios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos, Memorias, X Expo Forestal, 4 al 7 de octubre de 2013, Puebla, México.

Alejandro, C., A. Galmiche, M. Domínguez y A. Rincón (2010), "Cambios en la cubierta forestal del área ecoturística de la Reserva Ecológica de Agua Selva, México", Tropical and Subtropical Agroecosystems, 12(3), 605-617.

Alvis, J. F (2009), "Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayan", Facultad de Ciencias Agropecuarias, 7(1), 115-122.

Araujo M., A., L- Arroyo P., T. J. Killeen y M. Saldias P. (2006), “Dinámica del bosque, incorporación y almacenamiento de biomasa y carbono en el Parque Nacional Noel Kempff Mercado”, Ecología en Bolivia, 41(1), 24-45.

Arias, D. (2005), “Morfometría del árbol en plantaciones forestales tropicales”, Kurú. Revista Forestal, 2(5), 1-13.

Arias, J., A. Gallegos, R. Cabrera, D. Sánchez, G. González, J. Castañeda, y A. Mora (2009) “Respuesta de poda de brotes postincendio en *Quercus resinosa* Liebm. y *Q. viminea* Trel. (Fagaceae) en el Bosque La Primavera, Jalisco, México: Análisis preliminar”, II Foro de Investigación y Conservación del “Bosque La Primavera”, 5 - 6 de marzo de 2009, Zapopan, Jal. México, Universidad de Guadalajara, 10 p.

Ávila C., R (2012), *Diversidad estructural y distribución espacial de Pinus herrerae Martínez en el Área de Protección de Flora y Fauna “Sierra de Quila”,* Jalisco, México, Tesis de licenciatura, Guadalajara, Jalisco, Universidad de Guadalajara, 84 p.

Bauche P., P. (2003), *Estudio de la diversidad de comunidades arbóreas en la Zona de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila, estado de Jalisco,* Tesis de licenciatura, Guadalajara, Jalisco, Universidad de Guadalajara, 72 p.

Bazzaz, F. A (1996), *Plants in changing environments*, Cambridge, England, Cambridge University Press.

Brassard, B. W. and H. Y. Chen (2010), *Stand structure and composition dynamics of boreal mixed wood forest: Implications for forest management,* Edmonton, Canadá, Sustainable Forest Management Network, 19 p.

Brenner, L. (2006) “Áreas Naturales Protegidas y ecoturismo: El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México”, Relaciones, Invierno, XXVII(105), 237-265.

Brüschweiler, S., U. Höggel y A. Kläy (2004) *Los bosques y el agua: interrelaciones y su manejo*, Informes de Desarrollo y Medio Ambiente No.

19, Berna, Suiza, Centre for Development and Environmet, Universidad de Berna, 48 p.

Carbajal V., D. y J. C. Calvo A., (2013), “Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica”, Revista Forestal Mesoamericana Kurú, 10(25), 1-12.

Carey, E. V., S. Brown, A. J. Gillespie and A. E. Lugo (1994), “Tree mortality in lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela” Biotropica, 26(3), 255-265

Castañeda, J. C., A. Gallegos, M. Sánchez y P. A. Domínguez (2012), “Biomasa aérea y posibles emisiones de CO^2 después de un incendio; caso del bosque “La Primavera”, Jalisco, México”, Ra Ximhai. Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable, 8(3), 1-15.

Castillo L., P., J. A. Flores, J. R. Aguir, R. I. Yeaton (2008), “Dinámica sucesional del encinar de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México”, Madera y Bosques, 14(1), 21-35.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2010), *Estrategia de Cambio Climático para Áreas Protegidas*, México, CONANP y SEMARNAT, 22 p.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2012), *Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila, México DF. (borrador)*, Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila A. C., 134 p., Disponible en: < http://sierradequila.org/sdq/index.php?option=com_ docman&task=doc_view&gid=8 &Itemid=30>, fecha de actualización: febrero de 2013.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2014a), *Áreas Protegidas Decretadas*, <http://www.conanp.gob.mx/que_ hacemos/>, fecha de actualización: 22 de septiembre del 2014.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2014b), *Historia*, < http://www.conanp.gob.mx/quienes_somos/historia.php>, fecha de actualización: 9 de noviembre de 2011.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) (2009), *Inventario Nacional Forestal y de Suelos de México 2004-2009. Una herramienta que da certeza a la planeación, evaluación y desarrollo forestal de México*, México, Imprejal, <http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=231> fecha de actualización: 3 de abril de 2014.

Corona, P., M. Cöhl, and M. Marchetti (2003), *Advances in Forest Inventory for Sustainable Forest Management and Biodiversity Monitoring, Forestry Sciences*, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 460 p.

Curtis, J. T. and R. P. McIntosh (1951), "An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin", Ecology, 32(3), 476-496.

Del Río, M., F. Montes, I. Castañeda y G. Montero (2003), "Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales", Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales, España, 12 (1), 159-173.

Del Valle A., J. I., (1999), "Mortalidad, sobrevivencia y vida media del árbol tropical *Campnosperma panamensis*", Crónica Forestal y del Medio Ambiente, Notas divulgativas, 14(1), 5-16.

Durán, E., J. A. Meave, E. J. Lott and G. Segura (2006), "Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a mexican tropical deciduous forest", Boletín de la Sociedad Botánica de México, 79, 43-60.

Estrada, C. (1997), *Evaluación de la regeneración natural de pino de la UCODEFO N. 4 de Durango*, Tesis de maestría, Linares, Nuevo León, Universidad Autónoma de Nuevo León, 100 p.

Facultad de Ciencias Forestales (FCF UNSE) (2010), *Curso 2010. Monitoreo de la vegetación mediante técnicas de percepción remota*, Argentina, Universidad Nacional de Santiago del Estero, <http://fcf.unse.edu.ar/archivos/posgrado/programas/2010-prog-Monitoreo.pdf>, fecha de actualización: 29 de noviembre de 2011.

Figueroa, B. L. and M. Olvera (2000), “Regeneration patterns in relation to canopy species distribution and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico”, Ecological Research, 15, 249-261.

Fidecomiso para la Administración al Programa de Desarrollo Forestal de Jalisco (FIPRODEFO) (2006), *Inventario y monitoreo de los recursos naturales del estado de Jalisco. Reporte 2006* <http://www.oeidrus-portal.gob.mx/oeidrusjalisco/jalisco/servicios/imrenat/imrenat/imrenat.zip>, fecha de actualización: 12 de marzo de 2013.

Flores C., J. A. (2007), *Análisis de gradiente y dinámica sucesional de bosques de encino (Quercus) en las sierras Madre Oriental y Occidental de México,* Tesis de doctorado, San Luis Potosí, SLP. México, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, 95 p.

Frelich, L. E. (2002), *Forest dynamics and disturbance regimes: Studies from temperate-evergreen deciduous forests,* West Nyack, NY. United States, Cambrige University Press, 278 p.

Galindo, L. (2013), *Dinámica de los bosques neotropicales de pinus-quercus: Importancia de la luz y el agua en el desempeño de plántulas y juveniles de especies arbóreas*, Memoria para optar al grado de doctor, Madrid, Universidad Complutense de Madrid, 117 p.

Gallegos, R. A. (1997), *Erfassung und Herleitung von planungsrelevanten Relief- und Vegetationsparametern mit Hilfe von terrestrischen und aerophotogrammetrischen Methoden unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS): Modellstudie am Beispiel des Lehrwaldes der Universität Guadalajara/Mexiko*, Deutschland, Cuvillier Verlag Göttingen,157 p.

García B., R., J. González S. y J. M. Jornet M. (2010), *SPSS: Prueba t. Prueba t para muestras independientes*, Grupo de Innovación Educativa, Universidad de Valencia, <http://www.natureserve.org/library/vol1.pdf>, fecha de actualización: 2014.

García M., E. S., J. Méndez V., V. C. Rosas E., A. L. Santiago P. y R. Villavicencio G. (2011) “Caracterización de las madrigueras de la tuza (*Pappogeomys bulleri*) en el bosque de encino-pino de la Sierra de Quila”, en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 90 92.

García, E. (1973), *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*, Segunda edición, México, Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México, 146 pp.

Gomes, E. P., W. Mantovani and P. Y. Kageyama (2003) “Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil”, Brazilian Journal of Biology, 63(1), 47-60.

González, M. A., L. Schwendenmann, J. Jiménez y W. Himmelsbach (2007), “Reconstrucción del Historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental”, Madera y Bosques, 13(2), 51-63.

González, M. A., L. Schwendenmann, J. Jiménez and 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”, Forest Ecology and Management, 256, 161–167.

González V., L. M. (1986), *Contribución al conocimiento del género Quercus (Fagaceae) en el estado de Jalisco*, Colección Flora de Jalisco, Guadalajara, Jal. México, Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, 241 p.

González V., L. M. (1990) *Las Ericáceas de Jalisco, México*, Colección Flora de Jalisco, Guadalajara, Jal., México, Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, 141 p.

Grittinger, T. F. (2009), “Twenty five years of change in a disjunct *Tsuga canadiensis* forest in southern Winsconsin”, The American Midland Naturalist, 161, 251-263.

Grossman, D. H., D. Faber-Langendoen, A. S. Weakley, M. Anderson, P. Bourgeron, R. Crawford, K. Goodin, S. Landaal, K. Metzler, K. D. Patterson, M. Pyne, M. Reid, and L. Sneddon (1998), *International classification of ecological communities: terrestrial vegetation of the United States. Volume I. The National Vegetation Classification System: development, status, and applications*, Virginia, USA, The Nature Conservancy, <http://www.natureserve.org/library/vol1.pdf>, fecha de actualización: 29 de noviembre de 2011.

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

Hernández L., I. (2007), *Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México*, Tesis de maestría, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación. Turrialba, Costa Rica Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), pp. 5-20.

Heydecke, H., Th. Beisch, und von K. Gadow, (1993), *PKPLOT: ein Programmbibliothek zur Erstellung von Probekreisgrafiken: Version 1.0.* Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Göttingen, Georg-August-Universität, 88 p.

Huerta ., F. M. y S. Guerrero V., (2004), *Ecología de comunidades*, México. Universidad de Guadalajara, 124 p.

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

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) (2001), *Diccionario de datos edafológicos (Alfanumérico),* México, INEGI,

<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/edafologia/?_file=/geo/contenidos/recnat/edafologia/doc/dd_edafologicos(alf)_250k.pdf>, fecha de actualización: 25 de enero de 2014.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) (2004), *Guía para la interpretación de cartografía*. Edafología, Aguascalientes, México, INEGI, 28 p.

Secretaría de Agricultura y Ganadería (1970), *Inventario forestal del estado de Jalisco*, Primera edición, México, Dirección General del Inventario Nacional Forestal, Subsecretaría Forestal y de la Fauna, Secretaría de Agricultura y Ganadería, 76 p.

Jardel, E. J., A. L. Santiago, C. Cortés, y F. Castillo (2004), "Sucesión y dinámica de rodales", en Cuevas, R. y E. J. Jardel (comps), Flora y Vegetación de la Estación Científica Las Joyas, Guadalajara, Jal., México, Universidad de Guadalajara, p. 179–203.

Jiménez, J., O. Aguirre y H. Kramer (2001), "Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México", Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales, 10(2), 355-366.

Kangas, A. y M. Maltamo (2006), *Forest inventory: Methodology and applications*, Londres, Inglaterra, Springer, 362 p.

Kobe, R. K., S. W. Pacala, J. A. Silander y C. D. Canham (1995), "Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance", Ecological Applications, 5, 517-532.

Kubota, Y., H. Kubo y K. Shimatani (2007), "Spatial pattern dynamics over 10 years in a conifer/broadleaved forest, nothern Japan", Plant Ecology, 190, 143-157.

Larson, A. J. y J. F. Franklin (2010), "The tree mortality regime in temperate old growth coniferous forests: the role of physical damage", Canadian Journal of Forest Research, 40, 2091-2103.

Lewis, S. L., O. L. Philips, D. Sheil, B. Vinceti, T. R. Baker, S. Brown, A. W. Graham, N. Higuchi, D. W. Hibert, W. F. Laurance, J. Lejoly, Y. Malhi, A. Monteagudo, P. Núñez, B. Sonké, M. N. Nur Supardi, J. W. Terborgh and R. Vásquez (2004), "Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates, calculation, interpretation and comparison when census intervals vary", Journal of Ecology, 92, 929–944.

Londoño, A. C. y E. M. Jiménez (1999), "Efecto del tiempo entre los censos sobre la estimación de las tasas anuales de mortalidad y de reclutamiento de árboles (períodos de 1, 4 y 5 años)", Crónica Forestal y del Medio Ambiente, 14(1), 41-58.

López, L. E., y L. I. Íñiguez (2011). "Voladores pero no emplumados, casi ciegos pero no desorientados. Murciélagos del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila, Jalisco", en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 122-126.

Lugo, A. E. and F. N. Scatena (1996), "Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet, and rain forests", Biotropica, 28(4a), 585-599.

Van Mantgem, P. J. and N. L. Stephenson (2007), "Apparent climatically induced increase of tree mortality rates in a temperate forest", Ecology Letters, 10, 909–916.

Moreno, C. E. (2001), *Métodos para medir la biodiversidad*, M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1, Zaragoza, España, CYTED, ORCYT/UNESCO y SEA, 84 p.

Niño, A. M. (2013), "Aportes del INFYS en la generación de la información de uso del suelo y vegetación escala 1:250000, serie V", Primer Encuentro de Usuarios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Memorias. Decima Expo Forestal. 4 y 7 de octubre de 2013. Puebla. México.

Oliver, C. D. and B. C. Larson (1996), *Forest stand dynamics*, New York, NY, USA, John Wiley and Sons, 520 p.

Olvera, M., B. L. Figueroa and J. M. Vázquez (2010), "Is there environmental differentiation in the *Quercus* dominated forests of west-central Mexico?", Plant Ecology, 211, 321-335.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), (2011), *Situación de los bosques del mundo*, Roma, Italia, FAO, 176 p. <http://www.fao.org/docrep/013/i2000s/i2000s.pdf>, fecha de actualización: 2014.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), (2010), *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010. Informe Nacional México,* Italia, Globlal Forest Resources Assesments (FRA), Departamento Forestal, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 98 p., <http://www.fao.org/forestry/20387-0de8a552bcd60dbd25944c77f5f096ced.pdf>, fecha de consulta: 2014.

Orozco, L. y C. Brumér (2002), *Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central*, Serie Técnica, Manual Técnico No. 50, Turrialba, Costa Rica, CATIE, 264 p.

Ortega, C. A (2007), *Estudio temporal de la fragmentación forestal del Área de Protección de Flora y Fauna "Sierra de Quila" en el estado de Jalisco, mediante sistemas de información geográfica (SIG)*, Tesis de licenciatura, México, Universidad de Guadalajara, 84 p.

Pérez, P., F. López, F. García, P. Cuevas y A. González (2013), "Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes", Biológicas, Publicación Especial, 1, 18-24.

Pla, L., (2006), "Biodiversidad: inferencia basada en el índice de shannon y la riqueza", Interciencia, 31(8), 583-590.

Pretzsch, H. (1996), *Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Deutscher Verband Forstlicher Forschunganstalten*, Sekt, Ertragskunde. Jahrestagung, Nehresheim.

Pretzsch, H. (2009), *Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model*, Berlin, Alemania, Springer-Verlag, 664 p.

Prodan, M., R. Peters, F. Cox y P. Real (1997) *Mensura Forestal,* Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible, San José, Costa Rica, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, 586 p.

Quinto, H., R. Rengifo y Y. A. Ramos (2009), "Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque pluvial tropical de Chocó (Colombia)", Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín, 62(1), 4855-4868.

Raich, J. W., D. R. Farrar, R. A. Herzberg, E. Sin y C. L. Johnson G. (1999), "Characterization of Central Iowa Forests with Permanent Plots", Journal of the Iowa Academy of Science, EUA, 106(2), 40-46.

Ramírez, M. M., L. I. Íñiguez, P. Ibarra, M. de L. Sánchez y R. Becerra (2011) "Aproximación al inventario de la biodiversidad para mamíferos medianos en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila", en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 44-48.

Ramírez, H., A. Torres y J. Serrano (2002), "Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque nublado de la cordillera de los Andes, Venezuela", Ecotropicos, 15(2), 177-184.

Reid R. y P. Stephen (2001), The farmers forest. Multipurpose Forestry on Australian farms, Australia, Australian Master Tree Growers Inc. Colac, 168 p.

Rincón, A. A. (2007), "Estructura y composición florística de los bosques tropicales húmedos de montaña de Santa Cruz Tepetotutla, Oaxaca, México", Tesis de licenciatura, México, D. F., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 105 p.

Rodríguez, J. J., V. C. Rosas, M. Domínguez y A. L. Santiago (2011), "Los resbalosos y los escamosos de Sierra de Quila: Todo lo que siempre

quisiste saber y nunca te atreviste a preguntar", en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 78-83.

Romahn, C. F, H. Ramírez y J. L. Treviño (1994), Dendrometría, México, Universidad Autónoma Chapingo, 354 p.

Rosas, V. C., J. F. Escobar, A. L. Santiago, y R. Villavicencio (2011), "Distribución altitudinal de las aves en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila Jalisco, México", en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 103-106.

Rosas, V. (2004), "Estrategias de establecimiento, crecimiento y tolerancia a la sombra de un bosque caducifolio maduro de la Cornisa Cantábrica", Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 20, 105-19.

Sánchez, l. J. J. Morrone y A. G. Navarro (2008), "Distributional patterns of the Neotropical humid montane forest avifaunas", Biological Journal of the linnean society, 94, 175-194.

Santiago, A. L., E. J. Jardel, R. Cuevas y F. M. Huerta (2009), "Vegetación de bordes en un bosque mesófilo de montaña del Occidente de México", Boletín de la Sociedad Botánica de México, 85, 31-49.

Santiago, A.L. and R. Villavicencio (2007), "Multiple analyses of environmental and structural variables to characterization of Quercus-Pinus forests in the La Primavera, Jalisco, Mexico", Morelia, Mich., The Annual Meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation, 15 al 19 de julio del 2007.

Santiago, A. L., R. Villavicencio, A. Ayón, V. C. Rosas y S. L. Toledo (2011), "Bosque de Galería: Protector de los arroyos de la Sierra de Quila,

Jalisco" en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 17-21.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) (1993), Estudio de la flora y fauna de la zona protectora forestal Sierra de Quila, Guadalajara, Jal. México, SARH-SFF, 69 p.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2005), "Inventarios forestales y tasas de deforestación", SEMARNAT, <http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/02_vegetacion/recuadros/c_rec3_02.htm>, fecha de actualización: 2012.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2013), "Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental. Edición 2012", México, SEMARNAT, 361 p.

Sheil, D., S. Jennings and P. Savill (2000) "Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo: a Ugandan rain forest", Journal of Tropical Ecology, 16, 765-800.

Slik J. W. F., P. J. A. Kebler and P. C. Van Welzen (2003), "Macaranga and Mallotus species (Euphorbiaceae) as indicators for disturbance in the mixed lowland dipterocarp forest of East Kalimantan (Indonesia)", Ecological Indicators, 2, 311-324.

Smith, T. F., D. M. Rizzo and M. North (2005), "Patterns of mortality in an old-growth mixed-conifer forest of the southern Sierra Nevada, California", Forest Science, 51, 266-275.

Spurr, S. H. y B. V. Barnes (1982), Ecología Forestal, México D.F., A. G. T. Editor, 690 p.

Universidad de Guadalajara (UDG) (1998), "Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Jalisco. Sistema Productivo, Sector Forestal. Descripción del Sector Forestal", Zapopan, Jal. México, UDG,

<http://www.acude.udg.mx/jalisciencia/diagnostico/forestenjalisco.pdf>, fecha de actualización: 2014.

Uslar, Y. V., B. Mostacedo y M. Saldias (2004), “Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia”, Ecología en Bolivia, 39(1), 25-43.

Van Breugel, M., M. Martínez y F. Bongers (2006), “Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forests”, Journal of Tropical Ecology, 22, 663-674.

Vargas, J. G. (2010), “Decrecimiento del pueblo corporativo Atenquique y su declibación económica y ambiental”, Congreso Latinoamericano de Prevención de Riesgos y Medio Ambiente, <http://www.pontourbe.net/edicao8-cirkula/188-decrecimiento-del-pueblo-corporativo-atenquique-y-su-declibacion-economica-y-ambiental>, fecha de actualización: agosto 2013.

Vazquez, J. A. and T. J. Givnish (1998), “Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure and diversity in the Sierra de Manantlán”, Journal of Ecology, 86, 999-1020.

Veblen, T. T., J. J. Armesto, B. R. Burns, T. Kitzberger, A. Lara, B. León, and K.R. Young (2005), “The coniferous forests of South America”, en F. Andersson and S. Gessel (comps.), Ecosystems of the World: Coniferous Forests, Amsterdam, Holanda, Elsevier, 633 pp.

Vega, D., R. Villavicencio, A. L. Santiago, J. M. Chávez y S. L. Toledo (2011), “La capacidad de infiltración de agua de la microcuenca del río Santa Rosa de la Sierra de Quila, y su valoración al pago como un servicio ambiental”, en R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comps) Memorias, I Foro de conocimiento, uso y gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila, 11 y 12 de noviembre de 2011, Tecolotlán, Jalisco, Universidad de Guadalajara, pp. 22-26.

Villaseñor, J. L. (2010), “El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico”, Primera edición, México, Universidad Autónoma de México, 38 p.

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

Villavicencio, R., A. L. Santiago, J. J. Godínez, J. M. Chávez y S. L. Toledo (2012), “Efecto de la fragmentación sobre la regeneración natural de la Sierra de Quila, Jalisco”, Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 3(11), 9-23.

Villavicencio, R., P. Bauche, A. Gallegos, A. L. Santiago y F. M. Huerta (2006) Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de la Sierra de Quila, Ibugana, 13(1), 67-76.

Villavicencio, R., S. L. Toledo, R. Ávila, A. L. Santiago y B. Martínez (2013), Áreas potenciales de infiltración en tres microcuencas de la Sierra de Quila, estado de Jalisco”, en Méndez, J., A. Zarate y H. D. González (comps.) Memorias de resúmenes del XI Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales. 01 al 04 de octubre de 2013, Saltillo, Coah., SOMEREFO, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, pp. 297. <http://somerefo.org/memorias/resumenes/files/assets/basic-html/page302.html>, fecha de actualización: 25 de febrero de 2014.

Villavicencio, R. (1992), Implantación de sitios permanentes de investigación, medio indispensable para la ordenación ecológica forestal de Bosque-Escuela, Tesis de licenciatura, México, Universidad de Guadalajara.

Villavicencio, R., A. L. Santiago, C. Ortega y A. Gallegos (2007), “Fragmentos forestales y diversidad estructural, Caso: El bosque de pino-encino de la Sierra de Quila, Estado de Jalisco”, Memorias en extenso, VIII Congreso Mexicano de Recursos Forestales, Morelia, Mich. pp. 1-7.

Villavicencio, R., M. Dees y A. Gallegos (2002), “Descripción de estructuras forestales en la Zona de Protección de Flora y Fauna”, V Congreso Nacional de Áreas Naturales protegidas, Guadalajara, pp. 17-20.

Villavicencio, R., M. Dees y A. Gallegos (2004), “Sistema combinado de monitoreo para el análisis estructural y de diversidad en áreas naturales protegidas”, Monitoring Science and Technology Symposium: Unifying Knowledge for Sustainability in the Western Hemisphere, EUA, 15 p.

Woods, K. D. (2000), “Long-term change and spatial pattern in a late-successional hemlock-nothern hardwood forest”, Journal of Ecology, 88, 267-282.

Zahner, V., L. Sikora and G. Pasinelli (2012), “Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker”, Forest Ecology and Management, 271, 98-103.

Zar, J. H. (1999), Biostatistical Analysis, New Jersey, USA, Prentice Hall, pp. 156-158.

Zarco E., V. M., J. I. Valdez H., G. Ángeles P. y O. Castillo A. (2010), “Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco”, Universidad y Ciencia, Trópico Húmedo, 26(1), 1-17.

9. ANEXOS

Anexo 1. Formato de registro de campo de la microcuenca del rio Santa Rosa (2010): a) página anterior y b) página posterior.

a)

FORMATO DE REGISTRO Círculos concentricos de monitoreo ANP-Sierra de Quila
Proyecto: Analisis multivariable microcuenca Río Santa Rosa (2010)

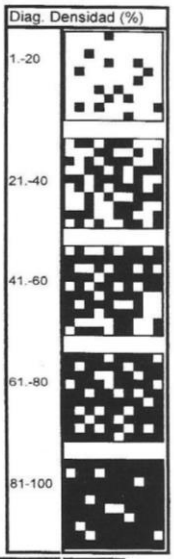
Fecha	Lugar	Sitio No.	Radio (m)	Exposición	Densidad cobertura Arb. y veg. herbacea		%

GPS (UTM)	Dirección de pendiente y porcentaje		Relieve	Geoformas		Tipo suelo (FAO)		Densidad
X	1=Norte		plano	Parteaguas	Ladera inferior			
Y		%	ondulado	Meseta	Ladera media	Erosión	%	
Z			profundo	Cañada	Ladera superior	Tipo Forma		%

Datos ecologicos		
Rocas	(0) ausencia (1) muy poca (2) moderada (una c/20m) (3) abundante (una c/10m) (4) muy abundante (una c/1-3m)	
Piedras:	(0) ausencia (1) muy pocas (2) moderada (una c/20m) (3) abundante (una c/2m) (4) muy abundante (una c/0.50m)	
Incendio:	(0) ausencia (1) ligero, no afecta regeneración (2) moderado, marcos arriba de 50cm y < 1m (3) fuerte, > 1m, mueren árboles jovenes (4) severo, se consume leña gruesa	
Pastoreo:	(0) ausencia (1) ligero (2) moderado, una c/50m (3) fuerte, una c/-50m (4) intensivo, se observa gran cantidad de caminos y suelos sin cubierta vegetal	

Arbolado Adulto 500 m²

No.	Especie	Azimut	Dist.	DAP	Altura	Vitalidad	Daño	Piso-h	P.Soc.	E.D.
1										
2										
3										
4										
5										
6										
7										
8										
9										
10										
11										
12										
13										
14										
15										
16										
17										
18										
19										
20										
21										
22										
23										
24										
25										
26										
27										
28										
29										
30										
31										
32										
33										



Indicaciones:

Vitalidad: (1) muerto (2) turgente (3) normal (4) debil
Daño: (0) sin daño (1) descortezado (2) cinchado (3) insecto (4) parasitas (5) quemado (6) viento
Piso-h: (1) piso alto [2/3] (2) piso medio [1/3-2/3] (3) piso bajo [1/3]
P.Soc.: (1) dominante (2) codominante (3) dominado (4) suprimido
Densidad de sitio, Arb.y Veg. herbacea: (1) 1-20% (2) 21-40% (3) 41-60% (4) 61-80% (5) 81-100%
Etapas de desarrollo: (1) regeneración (2) brinzal (3) monte bravo (4) vardascal (5) latizal (6) fustal
Erosión: *Tipos:* Hidrica *Forma:* Laminar - Canales *Tipo:* Eólica *Forma:* Laminar - Tolvanera - Dunas - Deposición

b)

Arbolado Adulto 500 m²										
No.	Especie	Azimut	Dist.	DAP	Altura	Vitalidad	Daño	Piso-h	P.Soc.	E.D.
34										
35										
36										
37										
38										
39										
40										
41										
42										
43										
44										
45										
46										
47										
48										
49										
50										
51										
52										
53										
54										
55										
56										
57										
58										
59										
60										

Regeneración Natural 100 m²										
Piso	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.
1										
2										
3										
Piso	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.
1										
2										
3										
Piso	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.	Esp.	Num.
1										
2										
3										
Piso 1: Arboles de 1 a 50 cm de altura										
Piso 2: Arboles de 50 a 100 cm de altura										
Piso 3: Arboles mayores a 1m de altura y menores a 7cm de DAP										

Croquis de sitio	Observaciones (marcar o describir)
	Presencia de tocones Aprovechamiento de leña, tierra de monte, otros Area reforestada

Tabla de compensación de radio por pendiente (%) para circulos de 500 m²										
Pen./	5/12,63	10/12,65	15/12,69	20/12,74	25/12,81	30/12,87	35/12,99	40/13,09	45/13,21	50/13,34
Radio	55/13,48	60/13,62	65/13,78	70/13,94	75/14,16					
Tabla de compensación de radio por pendiente (%) para circulos de 100 m²										
Pen./	5/5,63	10/5,66	15/5,71	20/5,79	25/5,90	30/6,03	35/6,20	40/6,42	45/6,68	50/7,00
Radio	55/7,42	60/7,94	65/8,64	70/9,60	75/11,04					