



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EFFECTO DEL FUEGO EN LA REGENERACION DE  
DOS ESPECIES DE ENCINOS EN LA MONTAÑA  
DE GUERRERO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I O L O G O

P R E S E N T A :

VICTOR MANUEL PEÑA RAMIREZ

DIRECTOR: Dra. MARIA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS

CODIRECTOR: Dr. HANS MARTIN RICKER REYMANN



MEXICO, D.F.

2000



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA  
DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EFFECTO DEL FUEGO EN LA REGENERACION DE  
DOS ESPECIES DE ENCINOS EN LA MONTAÑA  
DE GUERRERO

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

**B I O L O G O**

**P R E S E N T A :**

**VICTOR MANUEL PEÑA RAMIREZ**



DIRECTOR: Dra. MARIA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS

CODIRECTOR: Dr. HANS MARTIN RICKER REYMANN

MEXICO, D.F.



2000

FACULTAD DE CIENCIAS  
SECCION ESCOLAR



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

**MAT. MARGARITA ELVIRA CHÁVEZ CANO**  
**Jefa de la División de Estudios Profesionales de la**  
**Facultad de Ciencias**  
**Presente**

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:  
"EFECTO DEL FUEGO EN LA REGENERACION DE DOS ESPECIES DE ENCINOS  
EN LA MONTAÑA DE GUERRERO"

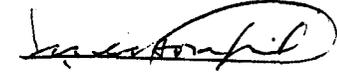
realizado por Víctor Manuel Peña Ramírez

con número de cuenta 8221597-0 , pasante de la carrera de Biología

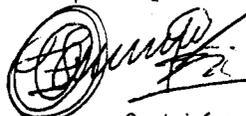
Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis

Propietario Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders 

Propietario Dr. Hans Martin Ricker Reymann 

Propietario Dr. Fernando Zavala Chávez 

Suplente M. en C. María Virginia Cervantes Gutiérrez 

Suplente M. en C. Susana Valencia Avalos 

FACULTAD DE CIENCIAS  
U. N. A. M.

Consejo Departamental de Biología



DRA. EDNA MARIA SUAREZ DIAZ



DEPARTAMENTO  
DE BIOLOGIA

*Con mucho cariño y agradecimiento a mis padres*

*Miguel y Lita*

*a mis hermanos*

*Al pueblo de San José Lagunas*

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a la Dra. Consuelo Bonfil quien a lo largo de este trabajo ha sido más que una directora de tesis.

Al Dr. Martin Ricker por su asesoría y apoyo incondicional en la realización de esta tesis.

A la M. en C. Virginia Cervantes y al Dr. Fernando Zavala por la revisión de este manuscrito, con la seguridad de que sus sugerencias y comentarios sirvieron para mejorarlo sustancialmente.

En la revisión de la tesis y en la determinación de los ejemplares de herbario la participación de la M. en C. Susana Valencia fue muy valiosa.

De manera particular agradezco a la M. en C. Julia Carabias el haberme permitido participar en este proyecto. A mis compañeros del Programa de Aprovechamiento Integral de los Recursos Anairamiz Arauguren, Maricarmen Rojas, Carlos Toledo, Vicente Arriaga, y Rafael Obregón por su apoyo e interés en mi trabajo.

Al Dr. Zenón Cano agradezco el haber confiado en mí y el motivarme siempre para concluir esta tesis.

Un agradecimiento afectuoso a Isael y José Luis, por la ayuda que me brindaron para registrar y capturar los datos de campo, pero principalmente por su compañía y amistad.

*A Carlos, Nelly, Sergio, Salomé, Raymundo, Araceli, Rolando, Janette, Israel, Elizabeth, Jere, Marina, Lupita, Pilar, Gerardo, René y Gaby les agradezco su ayuda, enseñanzas y fraternal amistad.*

*Un agradecimiento muy especial al pueblo de San José Lagunas que siempre me recibió afectivamente, en particular a mis compadres y ahijado por haberme permitido compartir un espacio en su hogar.*

## CONTENIDO

RESUMEN .....	1.
I. INTRODUCCIÓN .....	2.
II. OBJETIVOS.....	7.
III. ZONA DE ESTUDIO.....	8.
IV. MÉTODOS.....	14.
V. RESULTADOS.....	20.
a) Estructura y composición de la vegetación arbórea.....	20.
b) Estructura poblacional de <i>Quercus liebmanii</i> y <i>Quercus magnoliifolia</i> .	22.
c) Impacto del fuego en la estructura poblacional de los encinos.....	24.
d) Efecto del fuego en la cobertura de los encinos.....	33.
VI. DISCUSIÓN.....	57.
BIBLIOGRAFÍA.....	70.
ANEXO.....	82.

## RESUMEN

En los últimos años, en las comunidades rurales de México se ha incrementado la frecuencia de los incendios. Frecuentemente el fuego empleado para preparar áreas de cultivo y para promover brotes para el ganado se sale de control afectando áreas forestales. En este trabajo se analiza el efecto de los incendios superficiales en la estructura poblacional y en la cobertura de dos especies arbóreas: *Quercus liebmanii* Oersted (especie dominante en bosque de *Quercus*) y *Quercus magnoliifolia* Née (especie codominante en bosque de *Pinus-Quercus*), en las inmediaciones de la comunidad de San José Lagunas en la Montaña de Guerrero. Para cada especie se seleccionaron dos sitios de 500 m<sup>2</sup> (cuatro sitios en total), registrando más de 350 individuos por cada especie, correspondientes a cuatro estadios definidos por su tamaño ("Plántulas", "Juveniles 1", "Juveniles 2", y "Adultos"). En los dos años de estudio se presentaron tres incendios superficiales que afectaron los cuatro sitios de distinta manera y en diferentes fechas. En un análisis de varianza de la cobertura (es decir el área de copa por individuo) antes y después de los incendios se mostró que el estadio de Plántula aparentemente se recupera del impacto del fuego, y solamente se muestran diferencias entre sitios. En contraste, en los dos estadios Juveniles se registró un fuerte impacto del fuego, ya que se reduce la cobertura de los individuos independientemente del sitio. Finalmente, en el estadio Adultos la cobertura se recupera rápidamente después del incendio, y solamente se presentan diferencias entre sitios. Se concluye que el fuego, aunque no elimina a los árboles, afecta fuertemente el crecimiento de los Juveniles de ambas especies, retrasando así la regeneración de ambas especies de encinos, que ya de por sí registran un crecimiento lento.

## INTRODUCCIÓN

A finales del período Silúrico (hace 400 millones de años) se establecieron las primeras plantas sobre la corteza terrestre (Gray 1989). A partir de entonces los incendios de origen natural (provocados por erupciones volcánicas, rayos, aerolitos, etc.) surgen como un agente de disturbio importante. En algunas zonas, como California y el Mediterráneo, los fuegos han jugado un papel decisivo en la composición de las comunidades vegetales, y muchas especies presentan rasgos de historias de vida que evolucionaron bajo un régimen de alta frecuencia de incendios (Naveh 1974, Müller-Using 1994, Lloret *et al.* 1996, Blondel y Aronson 1999).

Más recientemente en la historia geológica, con la aparición del hombre hace aproximadamente 10,000 a 20,000 años, la frecuencia de los incendios aumentó considerablemente, lo que modificó el desarrollo de los ecosistemas forestales (Komarek 1974, Fuller 1991, Koslowski 1991, Bratton y Miller 1994, Rodríguez 1996). Los incendios han sido utilizados con fines de caza, aclareo de bosques para destinarlos a la agricultura, mejoramiento del pasto para el ganado, producción de ceniza para fertilizar el suelo y para favorecer algunas especies sobre otras (Kozlowski 1991, Rodríguez 1996).

En la literatura forestal generalmente se reconocen tres tipos de incendios (Ahlgren y Ahlgren 1960, Koslowski 1991, Retana 1996, Rodríguez 1996, Sosa *et al.* 1999):

- a) Los incendios subterráneos, que se propagan bajo la superficie, quemando la materia orgánica del suelo y las raíces. Son lentos y carecen de flama por lo que son difíciles de detectar.
- b) Los incendios superficiales, que se propagan quemando herbáceas y arbustos del sotobosque y generalmente no causan la muerte de los árboles adultos. Se presentan entre la superficie y hasta 1.5 metros de altura. En México es el tipo de incendio más frecuente (poco más del 90%, Sosa *et al.* 1999).

- c) Los incendios de copa, que se presentan en bosques densos, donde el fuego se propaga de una copa a otra. Son los más rápidos y pueden consumir totalmente el arbolado. Generalmente se originan a partir de un incendio superficial.

El fuego puede afectar las propiedades del suelo en función de la intensidad del incendio, la humedad del suelo, la cobertura vegetal, la topografía y el clima (Ahlgren y Ahlgren 1960, Fuller 1991, Rodríguez 1996). Después de un incendio, el suelo puede reducir su capacidad de almacenamiento de agua (debido a las capas repelentes que se desarrollan), y puede favorecerse la compactación, la erosión y la fluctuación de la temperatura superficial (Koslowski 1991). Los incendios generalmente alcanzan una temperatura superficial que fluctúa entre los 200 a 300°C, aunque puede alcanzar hasta los 500°C. Sin embargo, la temperatura decrece conforme aumenta la profundidad del suelo y raramente excede los 100°C por debajo de los 3 cm (Christensen 1985). Los suelos inicialmente pierden nutrientes por volatilización y formación de ceniza, y posteriormente la pérdida se da por erosión y lixiviación. Durante un incendio el nitrógeno se volatiliza rápidamente; sin embargo, nuevamente es recuperado por la lluvia y la actividad de microorganismos fijadores de nitrógeno (Viro 1974, Koslowski 1991, Rodríguez 1996).

Los procesos fisiológicos y de crecimiento de las plantas también son alterados por los incendios. El daño en la vegetación depende de la interacción de factores como tiempo de exposición y características del fuego, que a su vez se ven influenciados por la estación del año, la temperatura y la humedad del aire, la velocidad y la turbulencia del viento, la topografía y la cantidad y las características del combustible (Fuller 1991, Retana 1996, Rodríguez 1996).

Aunque algunas especies están mejor adaptadas que otras a ambientes propensos a incendiarse, la temperatura generalmente es letal en un intervalo entre los 43 y 59°C (Hare 1961 en Plumb 1980). Existen básicamente dos mecanismos por los que el bosque se regenera después de un incendio: a) la diseminación y posterior

germinación de semillas, que puede verse favorecida por el fuego, como en el caso de los pinos serotinos *Pinus pseudostrobus* Lindl. y *Pinus patula* Schl. et Cham. por mencionar algunos y b) la formación de rebrotes, que es común, entre otros, en especies de los géneros *Quercus*, *Arbutus* y *Erica* (Ahlgren y Ahlgren 1960, Ahlgren 1974, Griffin 1980, Negreros y Snook 1984, McCreary 1990, Gill 1981 en McGee 1995, Sánchez 1986, Lloret *et al.* 1996, Zavala y García 1997, Zavala 2000, Zavala *et al.* 2000).

Muchas especies de encinos (*Quercus* spp.) tienen la capacidad de rebrotar, y sobreviven a los incendios aún cuando hayan perdido ramas y follaje. Sin embargo, no todas ellas tienen la misma resistencia ni capacidad de recuperación después de quemarse. Las diferencias en la tolerancia al calor se relacionan con características como el grosor de la corteza, su composición y contenido químico. Además, en aquellas especies que presentan una corteza seca y escamosa se incrementa la intensidad del fuego, ocasionando más daño en el cambium que en aquellas de cortezas lisas. Otros factores que pueden influir en la resistencia al calor son la edad, el diámetro y la altura del árbol (Plumb 1980, Haggerty 1991).

La pérdida de tallos ocasionada por fuego libera la latencia de las yemas que sobreviven bajo la corteza o estimula la producción de yemas adventicias. Las yemas latentes, localizadas en las axilas foliares de las ramillas, están conectadas a la parte interna del tronco, por lo que estas especies rebrotan fácilmente, ya sea a partir de las yemas de las ramas, si el incendio es ligero, o de las yemas localizadas en el área cercana a la unión entre la raíz y el tallo, si el incendio destruye la parte aérea (Kozlowski 1971). Las bellotas son sumamente sensibles al calor y pierden su viabilidad rápidamente (Plumb 1980), por lo que la regeneración por semilla no es común después del fuego.

Las especies de encinos que rebrotan vigorosamente pueden ser más exitosas que aquellas especies que se reproducen únicamente por medio de semillas. Por ejemplo, en los bosques de *Pinus-Quercus* del este de los Estados Unidos, la tala y las

prácticas incendiarias llevadas a cabo por los nativos americanos y por los pioneros europeos ocasionaron la dominancia del género *Quercus* (Bromley 1935, Buell *et al.* 1954, Lorimer 1985, Bratton y Miller 1994, Cutter y Guyette 1994). Actualmente, la disminución de los incendios en estos bosques ha ocasionado el reemplazo de los encinos por especies más tolerantes a la sombra pertenecientes a los géneros *Acer* y *Prunus* (Russel 1980, Whitney 1986, Crow 1988, Nowacki *et al.* 1990, Abrams y Nowacki 1992, Mikan *et al.* 1994).

Asimismo, las sabanas que actualmente se localizan en el centro-este de Minesota E.U.A., son resultado de un régimen anual de incendios provocados por relámpagos y actividades humanas. La frecuencia de los incendios disminuyó la densidad del bosque deciduo original, y la permanencia de *Quercus macrocarpa* Michx. y *Quercus elipsoidalis* E. J. Hill se debió a su capacidad de rebrotar y a su gruesa corteza (Grimm 1984, Crow 1988, Tester 1989). Sin embargo, diversos autores (Nyland *et al.* 1982, Wendell y Smith 1986, Reich *et al.* 1990) han demostrado que los incendios prescritos muestran poco o ningún beneficio en la regeneración de los encinares. En el norte de Nueva York, McGee (1995) reporta una disminución en la densidad de árboles de *Quercus rubra* L. (con un diametro a la altura del pecho menor a los 8.9 cm) después de un incendio prescrito.

En México, desde la aparición de las primeras culturas mesoamericanas, el fuego se ha empleado como elemento renovador, divinidad y como herramienta agrícola en el sistema roza, tumba y quema; como su nombre lo indica en este sistema se tala y quema el bosque para preparar los terrenos para el cultivo. Posteriormente, durante la colonia, las prácticas incendiarias se intensificaron al existir una mayor demanda de alimentos y al implementarse actividades pecuarias y mineras (Rodríguez y Sierra 1992, Rodríguez 1996). Actualmente el 97 % de los incendios son generados por el hombre y se estima que el 54 % de éstos se deben a actividades agropecuarias (Sosa *et al.* 1999).

Los incendios forestales en México tienen un régimen anual y su magnitud depende de las condiciones climáticas y meteorológicas (en las que el fenómeno "El Niño" juega un papel fundamental). De 1970 a 1999 se han presentado un promedio de 6,559 incendios (poco más del 90 % de ellos superficiales), con una superficie afectada de 222,656 hectáreas (aproximadamente 32 hectáreas promedio por incendio, SEMARNARP 1998, Sosa *et al.* 1999). Con respecto al estado de Guerrero, las cifras de los últimos 17 años (1983-1999) lo posicionan como una de las entidades con mayor número de incendios y superficie afectada (260 incendios y 8,612 hectáreas SEMARNARP 1990, 1995, 1999), siendo las principales causas de éstos la agricultura y ganadería extensivas.

A pesar de los enormes daños que ocasionan los incendios en el país, han sido pocos los estudios referentes a este tema. Por ello, es de interés estudiar cómo los incendios superficiales modelan la estructura y regeneración de los bosques. Este conocimiento resulta particularmente relevante para el género *Quercus*, que presenta una alta diversidad en México (Zavala 1990, Bonfil y Valencia 1993, Nixon 1993) y cuyos bosques cubren grandes extensiones (Maser *et al.* 1997), a pesar de lo cual se conoce poco sobre la respuesta de las diferentes especies al fuego.

El presente estudio analiza el efecto del fuego en dos especies de encino: *Quercus liebamii* y *Quercus magnoliifolia*, y forma parte de las investigaciones realizadas en La Montaña de Guerrero, particularmente en el municipio de Alcozauca por parte del Programa de Aprovechamiento Integral de los Recursos (PAIR-UNAM). Este proyecto tuvo como finalidad conocer los recursos naturales y sus formas de aprovechamiento en regiones campesinas marginadas del país (PAIR-UNAM 1990).

## OBJETIVOS

1. Analizar la estructura y la composición de la vegetación arbórea en los bosques de *Quercus* y *Pinus-Quercus*, con el fin de evaluar la importancia relativa de las especies *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia*, en las inmediaciones de la comunidad de San José Lagunas, Guerrero.
2. Conocer la estructura poblacional de ambas especies de encinos, comparando la distribución de los individuos en cuatro estadios definidos por el tamaño.
- 3.a Analizar el efecto del fuego en la estructura poblacional de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia*.
- 3.b Evaluar el impacto del fuego en la cobertura de los estadios poblacionales antes mencionados en ambas especies.

## DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

En la porción oriental del estado de Guerrero se localiza el municipio de Alcozauca, entre los paralelos 17° 15' y 17° 30' de latitud norte y los 98° 30' y 98° 18' de longitud oeste. Es uno de los 17 municipios que constituyen la región de La Montaña. Colinda al norte con el municipio de Tlalixtaquilla, al este con el estado de Oaxaca, al oeste con los municipios de Tlapa y Xalpatlahuac y al sur con el de Metlatonoc (Arias 1993, Toledo 1994). La comunidad elegida para realizar el presente estudio se localiza en Alcozauca y es conocida como San José Lagunas (Figura 1).

El municipio de Alcozauca cuenta con 15,058 habitantes, de los cuales 56.8 % son menores de 20 años (INEGI 1991). Se calcula una densidad poblacional de 35.06 habitantes por kilómetro cuadrado (Toledo 1994). El 93 % de la población mayor de 5 años habla alguna lengua indígena, y el 45 % es monolingüe. Los mixtecos son el grupo más numeroso, con aproximadamente el 98 % de la población indígena (INEGI 1991).

Las actividades económicas en la región son la agricultura, la ganadería nómada y de traspatio, la recolección de insectos (como alimento) y plantas silvestres y la extracción de leña para consumo doméstico, así como las pequeñas industrias rurales, como el aprovechamiento de madera para muebles, casas y herramientas, artesanías y en menor medida comercio, educación y administración pública (Toledo 1994).

El municipio de Alcozauca se localiza en la Cuenca del río Balsas de la Sierra Madre del Sur. Esta cadena montañosa es resultado de la subducción entre las placas Norteamericana y de Cocos. Está constituida principalmente por sistemas de sierra alta, aunque también existen lomeríos, valles intermontanos, valles fluviales y áreas coluviales. Presenta ambientes litológicos diversos: el grupo Acatlán que contiene rocas metamórficas de origen sedimentario y volcánico del Paleozoico (Ortega-

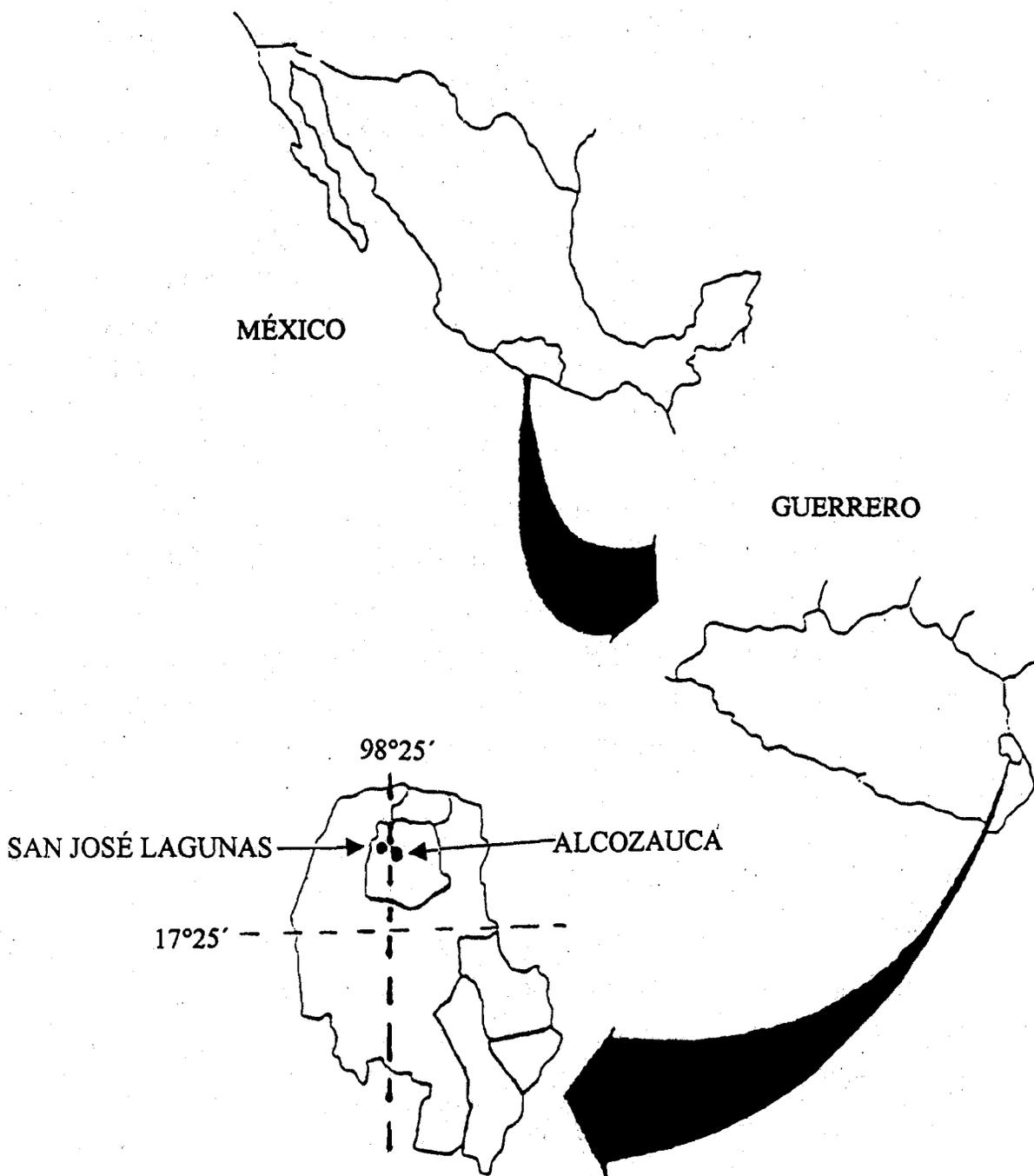


Figura 1. Localización del área de estudio

Gutiérrez 1978); rocas jurásicas que contienen areniscas, lutitas y conglomerados cuarcíticos (Formaciones Consuelo y Tecoyunca); y la serie calcárea del Cretácico, representada por calizas, yesos, lutitas y limolitas que son depósitos típicos de plataforma (Cserna, Ortega-Gutiérrez y Palacios-Nieto 1980, Morán 1990).

Los suelos más frecuentes en la región son los leptosoles, que son poco desarrollados y con una profundidad menor a los 10 cm. Los regosoles también son importantes y se caracterizan por presentar una fase regolítica, carecer de horizontes, ser claros y similares al material parental (Brady 1990).

El municipio puede dividirse en dos cuencas mayores. La del río Alcozauca fluye hacia el Norte e incluye 20,978 hectáreas, lo que representa aproximadamente la mitad de la superficie del municipio. El resto es parte de la cuenca del río Igualita que abarca tres subcuencas: la de Xonacatlán con 1,500 hectáreas, la del río Ahuejutla, que comprende 3,989 hectáreas y finalmente la de los arroyos que desembocan directamente en el río Igualita y que abarcan una superficie de 14,383 hectáreas. Ambos ríos desembocan en el río Tlapaneco, que es un afluente del río Balsas. También se encuentran dos pequeños cuerpos lagunares en las comunidades de San José Lagunas y Zoyatlán (Toledo 1994).

El clima del municipio de Alcozauca es (A)Cw(w)a(i')g (García 1987), que corresponde a un clima semicálido subhúmedo del grupo de los templados con lluvias en verano. La temperatura media anual es de 20.4°C y no se presentan heladas. El mes más cálido es mayo y el más frío enero. La precipitación anual promedio es de 846.3 mm. Se presenta una temporada seca de noviembre a abril. La época de lluvias va de mayo a octubre, con una precipitación promedio de 790 mm, que corresponde al 93 % del total anual.

Como consecuencia de la gran diversidad climática, geomorfológica y topográfica, en Alcozauca existen las siguientes asociaciones vegetales (Toledo 1994):

1. Bosque de *Pinus-Quercus*. Existen dos asociaciones, la primera se encuentra sobre

laderas con suelos derivados de tobas y brechas volcánicas ácidas, entre los 1,700 y 2,200 m. Los suelos son someros con textura migajón arcillo-arenosa y pH ligeramente ácido. Las especies dominantes son: *Pinus montezumae* Lamb, *Quercus magnoliifolia* Née, *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth y *Arbutus* sp. La segunda asociación se desarrolla sobre laderas con suelos derivados de rocas cuarcíticas, como las areniscas, lutitas y conglomerados. Los suelos son someros, con textura migajón-arcillosa y pH moderadamente ácido. Las especies dominantes son *Pinus pringlei* Shaw, *Quercus magnoliifolia* y *Quercus urbanii* Trelease.

2. Bosque de *Quercus*. Se trata de un bosque dominado por *Quercus liebmanii* Oersted. Esta especie se desarrolla sobre laderas de roca caliza o caliza con yeso, entre los 1,700 y 2,100 m de altitud. Se desarrolla sobre suelos someros, con textura migajón-arcillosa y pH neutro. Las especies acompañantes incluyen a la palma *Brahea dulcis* (H. B. K.) Mart., *Quercus conspersa* Benth., *Piscidia grandiflora* (Don.-Sm.) Blake, *Juniperus flacida* Schl., *Diphysa suberosa* Wats. y *Lonchocarpus* sp., entre otras.
3. Bosque tropical caducifolio. Se desarrolla en regiones cálidas y semicálidas, y por lo general presenta un grado mayor de deterioro que la vegetación de clima templado. Se localiza entre los 1,250 y 1,350 m de altitud, sobre yesos, lutitas y brechas volcánicas. También sobre suelos someros de textura migajón arenosa y arcillosa y con un pH ligeramente alcalino. Las especies dominantes son *Lysiloma acapulcensis*, *Lysiloma divaricata* (Jacq.) Macrb., *Bursera lancifolia* Engl., *Bursera morelense* Ramírez, *Bursera longipes* Rose, *Bursera submoniliformis* Engl., *Bursera vejar-vazquezii* Mir., *Heliocarpus tomentosus* Turcz., *Vitex mollis* H. B. K. y *Plumeria acutifolia* Poir.
4. Vegetación riparia. Se limita a la ribera del río Salado. Las especies dominantes son *Astianthus viminalis* (H. B. K.) Baill., *Salix chilensis* Mol., *Ficus cotinifolia* H. B. K., *Ficus petiolaris* H. B. K., *Ficus segoviae* Miq. y en menor medida

Las dos especies en las que se enfoca el presente estudio son:

*Quercus liebmanii* Oersted en el bosque de *Quercus*. Árbol de hasta 10 m de alto y tronco de 0.7 m de diámetro. Pertenece al subgénero *Quercus* (encinos blancos), tira sus hojas y florece de marzo a mayo, y sus frutos maduran de junio a agosto. Esta especie se encuentra formando bosques de *Quercus* casi puros, o bien asociada a *Quercus castanea* Née, *Quercus glaucoides* Mart. et Gal., *Quercus splendens* Née y en la zona de estudio a *Quercus conspersa*. En bosques de *Pinus-Quercus* se asocia con *Juniperus flaccida* y *Phytolaca* sp. En zonas de transición con bosque tropical caducifolio suele encontrarse con *Pseudomedingium perniciosum*. Además del estado del Guerrero su distribución comprende Colima, Jalisco, México, Michoacán, Nayarit, Oaxaca, Puebla y Sinaloa. Su madera se utiliza principalmente para carbón y leña (González 1986, Valencia 1995).

*Quercus magnoliifolia* Née en el bosque de *Pinus-Quercus*. Árbol de 5 a 10 m de alto, que en las montañas próximas a la costa llega a ser un árbol de hasta 25 m de altura con un tronco de 0.5 m de diámetro. Encino blanco que durante marzo y abril tira sus hojas y florece. Los frutos maduran de mayo a julio. En bosques de *Quercus* esta especie puede encontrarse asociada a *Quercus acutifolia* Née, *Quercus castanea* y *Quercus glaucoides*. En bosques de *Pinus-Quercus* con *Juniperus flaccida*, *Pinus michoacana* Mart., *Pinus lawsoni* Roehl. y *Arbustus xalapensis* Sarg. En la transición del bosque de *Quercus* con bosque tropical caducifolio se encuentra asociado con *Brahea dulcis* y *Bursera spp.* Además de Guerrero se localiza en Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Oaxaca y América Central. Su madera se utiliza como carbón, leña, postería y horcones; su follaje para techos rústicos de viviendas del campo (González 1986, Valencia 1995).

La falta de conocimiento de ambas especies, así como la enorme similitud que existe entre ambas, hace necesario recurrir a detalles taxonómicos para

distinguir las. Las principales diferencias entre *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia* son que esta última presenta hojas con pelos estrellados y venas primaria y secundarias pálidas o verdes por el envés, mientras que la primera tiene pelos crispados sésiles y venas primaria y secundarias pardas sobre la misma superficie foliar (Valencia 1995).

## MÉTODOS

Con base en la información obtenida durante recorridos previos por la zona, se seleccionaron dos sitios en el bosque de *Quercus* y dos en el bosque de *Pinus-Quercus*. Cabe señalar que *Quercus liebmanii* únicamente se distribuye en la primera asociación vegetal y *Quercus magnoliifolia* en la segunda. Cada uno de los dos sitios por tipo de vegetación tiene distinta exposición (orientación de la ladera). En cada uno se registraron los siguientes datos: orientación de la ladera, tipo de suelo, altitud, y pendiente. En cada sitio se colocaron cinco cuadros de 10 x 10 m (500 m<sup>2</sup> en total) que es una medida usada satisfactoriamente en estudios de vegetación forestal (Sarukhán 1968, Carabias 1979, Meave 1990). Los cuadros se ubicaron al azar a lo largo de un transecto de 150 m paralelo a la pendiente. En lo posterior se empleará indistintamente el término sitio o transecto, haciendo referencia a la suma de los cinco cuadros de 10 x 10 que conforman un área total de 500 m<sup>2</sup>.

Con el fin de estimar la importancia relativa de las especies arbóreas, en cada cuadro se registraron los individuos Adultos (aquéllos con alturas mayores a los 3 m y un perímetro a la altura del pecho (PAP) de 10 cm como mínimo) de todas las especies presentes. Se incluyó a todos aquellos individuos enraizados dentro de los cuadros anotando su altura, perímetro a la altura del pecho y cobertura. Cabe señalar que se incluyó a los individuos de la palma *Brahea dulcis* que alcanzaban alturas mayores a 2 metros. Ésta es una especie importante cuya forma de crecimiento no permite aplicar los criterios anteriormente establecidos (3 m de altura y 10 cm de PAP).

La estructura poblacional de ambas especies de encinos (*Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia*) se obtuvo registrando en cada cuadro la presencia de Juveniles y Plántulas de encino. En el caso de los Adultos, se usaron los datos obtenidos por el procedimiento mencionado en el apartado anterior. Para los Juveniles se registró el número de individuos, la altura y la cobertura de cada uno en los mismos cuadros. En el caso de las Plántulas se colocaron sistemáticamente cinco

cuadros de 1 m<sup>2</sup> en cada esquina y en el centro del cuadro mayor, registrando la altura, el diámetro basal y la cobertura de cada una. Cada individuo (Adultos, Juveniles y Plántulas) fue mapeado y etiquetado.

Aproximadamente un año después de haber tomado los datos, se realizó una segunda medición con el objeto de registrar la supervivencia y el crecimiento de los individuos. Finalmente una tercera medición se realizó a los dos años de haber iniciado la toma de datos. Sin embargo, en cada uno de los sitios muestreados se presentó accidentalmente al menos un incendio durante este periodo (originalmente el estudio no estaba enfocado al efecto de los incendios en la regeneración de los encinos).

En la Tabla 1 se muestran las características de los sitios, las fechas en que se realizaron las mediciones y en que se presentaron los incendios en cada uno de ellos.

**Tabla 1. Características de los cuatro sitios de estudio**

	<b>Bosque de <i>Quercus</i> (<i>Quercus liebmanii</i>)</b>		<b>Bosque de <i>Pinus-Quercus</i> (<i>Quercus magnoliifolia</i>)</b>	
	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>
<b>Orientación</b>	SW	NE	E-NE	N-NE
<b>Pendiente</b>	30°	26°	35°	32°
<b>Altitud (msnm)</b>	1 800	1 800	2 000	2 000
<b>Material parental</b>	Calizas y yesos	Calizas y yesos	Areniscas y conglomerados cuarcíticos	Areniscas y conglomerados cuarcíticos
<b>Primera medición</b>	jun - 93 (A)	jun - 93 (A)	nov - 93 (A, P)	nov - 93 (A)
<b>Segunda medición</b>	feb - 94 (J, P)	feb - 94 (J, P)	feb - 94 (J)	feb - 94 (P) may - 94 (J)
<b>Tercera medición</b>	nov - 94 (J, P)	nov - 94 (J, P)	nov - 94 (J, P)	nov - 94 (J, P)
<b>Cuarta medición</b>	jul - 95(A, J, P)	jul - 95 (A, J,P)	jul - 95 (A, J, P)	jul - 95 (A, J, P)
<b>Fecha de incendio</b>	mayo - 94	mayo - 95	mayo - 95	mayo - 95

A - Adultos  
 J - Juveniles  
 P - Plántulas

El índice estimado en cada sitio para comparar la importancia relativa de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia* con respecto a las demás especies arbóreas, fue el valor de importancia propuesto por Curtis y McIntoch (1951). En él se integran los valores de densidad relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa. Se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{numero de individuos de la especie X}}{\sum \text{de los individuos de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{frecuencia de la especie X}}{\sum \text{de la frecuencia de todas las especies}} \times 100$$

Donde la frecuencia es el porcentaje de submuestras en las que aparece una especie.

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{área basal de la especie X}}{\sum \text{área basal de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Valor de importancia} = (\text{Densidad relativa}) + (\text{Frecuencia relativa}) + (\text{Dominancia relativa})$$

El área basal se calculó utilizando los datos del perímetro a la altura del pecho (PAP), ya que los árboles no presentaban contrafuertes o engrosamiento en la base, por lo que usar esta medida para calcularla resulta una buena aproximación. Se emplearon las siguientes fórmulas:

$$\text{Área Basal} = \pi \cdot r^2 = P^2 / 4\pi$$

Donde P es el perímetro a la altura del pecho medido en el campo.

Para conocer la estructura poblacional y analizar el efecto del fuego en la población de encinos se definieron los siguientes estadios de tamaño:

**Plántulas** individuos con una altura igual o menor a 50 cm. Incluye tanto las plantas recientemente germinadas como aquellas de mayor edad que no han rebasado esta altura.

- Juveniles 1** individuos con una altura mayor a 50 cm y menor o igual a 1 m.  
**Juveniles 2** individuos con una altura mayor a 1 m y menor o igual a 3 m.  
**Adultos** individuos con una altura superior a los 3 m y un perímetro a la altura del pecho (PAP) mayor a 10 cm (diámetro  $\geq 3.3$  cm).

Con base en estas categorías de tamaño se calculó la frecuencia relativa porcentual, la cual fue empleada para analizar la estructura poblacional de ambas especies de encinos por medio de histogramas de frecuencia y comparar las diferencias en la estructura de las poblaciones de los distintos sitios.

Por otra parte, se realizó una prueba de G (de bondad de ajuste, Sokal y Rohlf 1995) empleando los datos de frecuencia de los cuatro estadios de tamaño (Plántulas, Juveniles 1, Juveniles 2, y Adultos) en cada sitio. Mediante esta prueba se comparó la distribución de las frecuencias de los estadios antes e inmediatamente después de haberse presentado el incendio, con el propósito de detectar posibles cambios en la distribución de la estructura poblacional de ambas especies de encinos.

Finalmente, la cobertura (área de copa por individuo) de cada especie y de cada categoría de tamaño se examinó por separado (eliminando los datos con cobertura cero), por medio de un análisis de varianza de dos vías (Sokal y Rohlf 1995): “sitio” (con dos categorías, correspondientes a cada transecto) y “tiempo” (con tres categorías en Plántulas y Juveniles y dos categorías en Adultos, correspondientes a las fechas de medición). La cobertura se calculó con la fórmula del área de una elipse:

$$A = (D_1/2) (D_2/2) (\pi)$$

Donde  $D_1$  es el diámetro mayor y  $D_2$  el perpendicular a éste. El programa de cómputo empleado fue el SYSTAT 7.0.

Cabe mencionar que para el estadio de Adultos de ambas especies se realizó, además del análisis de varianza antes descrito, un ANOVA adicional con los datos de cobertura transformados logarítmicamente (eliminando los datos con cobertura cero).

Este análisis demostró un mejor cumplimiento de los supuestos del ANOVA: normalidad, homoscedasticidad e independencia. Esta transformación no cambió las conclusiones y solamente asegura que éstas no son resultado de una violación a los supuestos antes mencionados. Finalmente se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para reafirmar los resultados obtenidos.

El empleo de la cobertura como variable de respuesta en los ANOVA se debió a que fue la variable que se registró de manera más precisa. La altura fue descartada debido a que en los individuos adultos el crecimiento (o decremento debido al fuego) no fue registrado con precisión, por lo que existe más error en la medición que el crecimiento real del individuo. Algo similar ocurrió con el área basal, pues una vez que se presentaron los incendios los troncos quemados de los individuos Adultos registraban ligeros decrementos en su tamaño, mientras que la mayoría de los tallos de las Plántulas y Juveniles fueron eliminados completamente, por lo que los diámetros registrados después de los incendios, provienen de los rebrotes nuevos que surgieron de la base del tallo. La cobertura tiene el problema de ser una variable que no se mide, se calcula por medio de los diámetros perpendiculares obtenidos directamente en el campo y la ecuación del área de una elipse. Por lo tanto los errores involucrados en las mediciones de los diámetros pueden agrandarse de manera geométrica. Sin embargo, es la única variable que pudo registrarse de manera continua en cada fecha para los cuatro estadios de tamaño bajo las condiciones presentes en el campo.

## RESULTADOS

En primer término se muestran los resultados del valor de importancia de todas las especies arbóreas presentes en ambas asociaciones vegetales (i. e. bosque de *Quercus*, bosque de *Pinus-Quercus*). Posteriormente se presenta la estructura poblacional de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia* en los cuatro sitios de estudio. Finalmente, se muestran los resultados del efecto del fuego en los diferentes estadios de tamaño en ambas especies de encino.

### 1) Estructura y composición de la vegetación arbórea

Los valores de importancia estimados para el bosque de *Quercus* (sitios 1 y 2) y para el bosque de *Pinus-Quercus* (sitios 3 y 4), se presentan en las Tablas 2 y 3 respectivamente. En el bosque de *Quercus* la especie con el valor de importancia más alto fue *Quercus liebmanii*. Al comparar los valores de esta especie entre ambos sitios (Tabla 2), se observa que a pesar de contar con menor cantidad de individuos, el sitio 1 presenta el valor de importancia más alto. Este resultado se debe sobre todo a que sus troncos son de mayor talla y, en menor medida a que la densidad de *Quercus liebmanii* es mayor en relación a las demás especies. La segunda especie en importancia en ambos sitios resultó ser *Brahea dulcis*. Esta palma exhibe un valor de importancia más alto en el sitio 2, debido a que posee cuatro veces más individuos que el sitio 1. Las dos especies de leguminosas restantes tienen un valor de importancia por lo menos 10 veces inferior al valor de *Quercus liebmanii*.

En la Tabla 3 se presentan los resultados del valor de importancia para el bosque de *Pinus-Quercus*. En el sitio 3 *Pinus pringlei* resultó la especie con el valor de importancia más alto. A pesar de contar con menos individuos que *Quercus magnoliifolia*, la importancia de esta especie se debe a su enorme área basal, que muestra el gran tamaño que alcanzan dichos árboles. En el sitio 4 las dos especies de pinos (*Pinus pringlei* y *Pinus montezumae*) están menos representadas, siendo *Quercus magnoliifolia* la especie dominante.

**Tabla 2. Valor de importancia del estrato arbóreo del bosque de *Quercus***

Especie	Sitio	Número de individuos	Densidad relativa (a)	Frecuencia relativa (b)	Dominancia relativa (c)	V. de I. a+b+c
<i>Quercus liebmanii</i>	1	37	84.09	50	80.90	214.99
	2	45	69.23	50	61.45	180.68
<i>Brahea dulcis</i>	1	5	11.36	30	9.53	50.89
	2	20	30.77	50	38.54	119.31
<i>Lysiloma acapulcensis</i>	1	1	2.27	10	2.52	14.79
	2	0	0	0	0	0
<i>Lysiloma sp</i>	1	1	2.27	10	7.04	19.31
	2	0	0	0	0	0

Al comparar los valores de importancia de *Quercus magnoliifolia* entre los sitios 3 y 4, se observa que en el sitio 4 éste es mayor debido a la cantidad de individuos que hay en el mismo. En el caso de *Pinus pringlei* la comparación de los valores entre ambos sitios (sitios 3 y 4), indica que el valor de importancia más alto se presenta en el sitio 3 debido a la densidad de esta especie.

Los datos muestran que ambas especies de encino se distribuyen en sitios con ambientes diferentes y no se mezclan entre ellas, a pesar de que los sitios 1 y 2 se encuentran prácticamente frente a los sitios 3 y 4. En los primeros domina *Quercus liebmanii*, especie dominante en el bosque de *Quercus*. En el sitio 4 *Quercus magnoliifolia* es la especie dominante, aunque en el sitio 3 se encuentra como especie acompañante de *Pinus pringlei*. Este último sitio también se distingue por que sólo en él se presenta la especie *Pinus montezumae*, y al contrario del sitio 4 no registra la presencia de *Arbutus xalapensis* ni de *Lysiloma acapulcensis*.

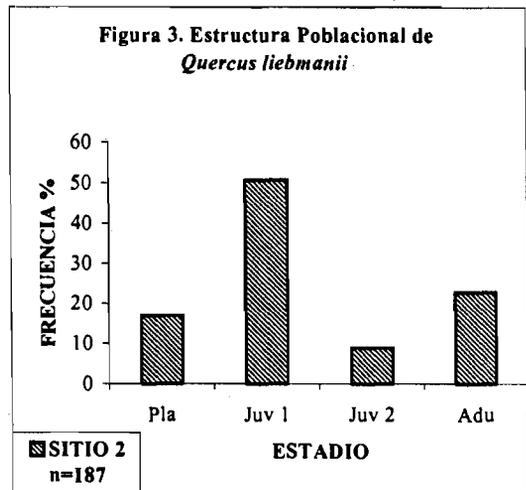
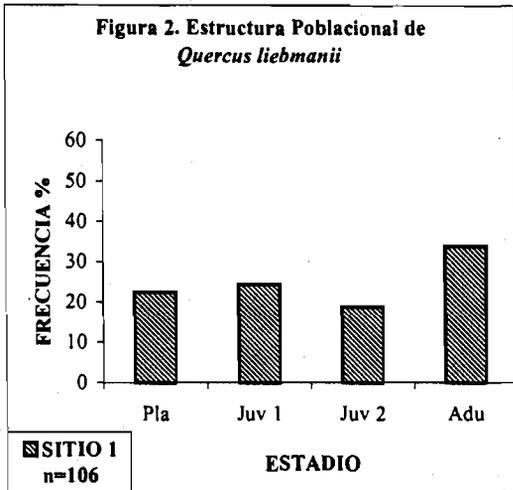
**Tabla 3. Valor de importancia del estrato arbóreo del bosque de *Pinus-Quercus***

Especie	Sitio	Número de individuos	Densidad relativa (b)	Frecuencia relativa (a)	Dominancia relativa (c)	V. de I. a+b+c
<i>Quercus magnoliifolia</i>	3	12	57.14	40	32.94	130.08
	4	20	71.43	100	51.82	223.25
<i>Pinus pringlei</i>	3	7	33.33	40	63.15	136.48
	4	3	10.71	40	38.88	89.59
<i>Pinus montezumae</i>	3	2	9.52	10	3.35	22.87
	4	0	0	0	0	0
<i>Lysiloma acapulcensis</i>	3	0	0	0	0	0
	4	4	14.29	40	8.61	62.90
<i>Arbutus xalapensis</i>	3	0	0	0	0	0
	4	1	3.57	10	0.69	14.26

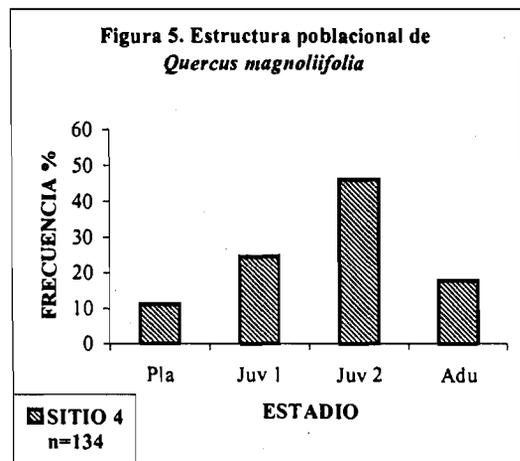
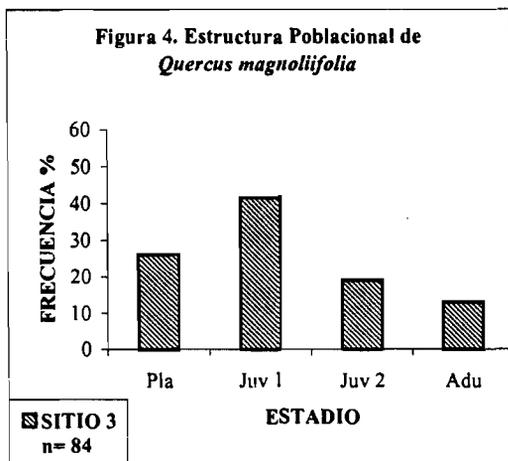
## 2) Estructura poblacional de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia*

Las siguientes cuatro figuras muestran la estructura poblacional de los sitios 1 y 2 de *Quercus liebmanii*, así como de los sitios 3 y 4 de *Quercus magnoliifolia* (Figuras 2, 3, 4 y 5). Los histogramas fueron realizados con los datos de la frecuencia porcentual de cada estadio de tamaño (Plántulas, Juveniles 1, Juveniles 2 y Adultos).

En el sitio 1 (Figura 2) se observa que la mayor cantidad de individuos de *Quercus liebmanii* se concentra en el estadio Adultos, mientras que los restantes estadios se encuentran más homogéneamente representados. Por el contrario, en el sitio 2 (Figura 3) el estadio Juveniles 1 presenta más del doble de individuos con relación a los demás estadios. Al igual que en el sitio 1 el estadio menos representado fue el de los individuos Juveniles 2.



En el sitio 3 (Figura 4) los individuos de *Quercus magnoliifolia* más representativos pertenecen a los estadios Juveniles 1 y Plántulas, mientras que los individuos Adultos figuran como los menos abundantes. En el sitio 4 (Figura 5) a diferencia de los demás los individuos Juveniles 2 son los más abundantes, mientras que las Plántulas resultaron ser las más escasas.



### 3 a) Impacto del fuego en la estructura poblacional de los encinos

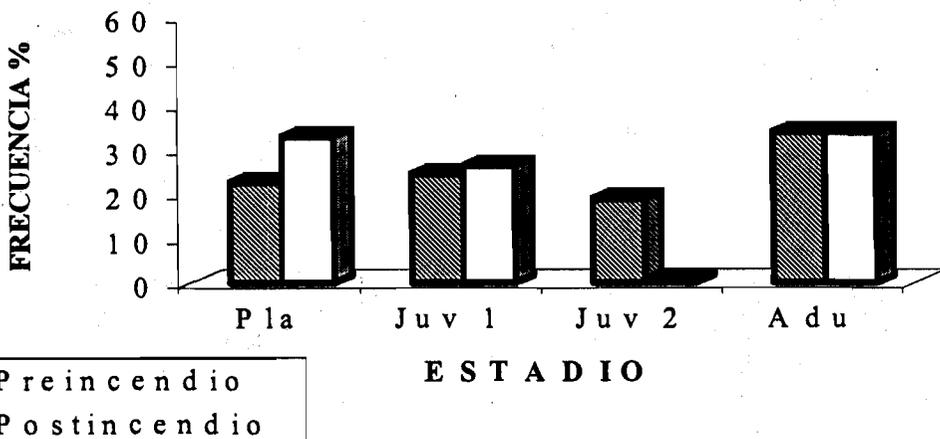
A continuación se presentan los resultados de las pruebas de G aplicadas con el fin de comparar la distribución de frecuencias de cada uno de los cuatro sitios de estudio antes y después de incendiarse. En la primera parte de la tabla observamos las frecuencias de las distintas categorías de tamaño (Plántulas, Juveniles 1, Juveniles 2 y Adultos), así como la suma de los totales de la tabla de contingencia y la fecha del incendio. La segunda parte de la tabla contiene el resultado de la prueba de G, la corrección de Williams requerida en este análisis, el valor teórico de  $\chi^2$  y la probabilidad de error tipo 1 ( $\alpha$ ) o nivel de significancia.

La Tabla 4 contiene las frecuencias de los estadios de *Quercus liebmanii* en el sitio 1. La prueba resultó altamente significativa ( $P < 0.001$ ) confirmando que existen diferencias en la distribución de las frecuencias del tiempo 2 y tiempo 3, y que evidentemente éstas son consecuencia del impacto del fuego. Los resultados pueden apreciarse mejor en las Figuras 6 y 7, donde se observa que el estadio más afectado es el Juveniles 2; después del incendio únicamente el 5 % de los individuos se mantuvo en esta categoría mientras que un 75 % de los individuos pasó a formar parte del estadio Juveniles 1, un 10 % de los individuos redujo tanto su tamaño que tuvieron que incluirse en el estadio de Plántulas y otro 10 % sucumbió a consecuencia del incendio. En lo que respecta a Juveniles 1, el 50 % de los individuos se mantuvo en su mismo estadio, un 35 % pasó al estadio de Plántulas y un 15 % pereció. Los Adultos se mantuvieron sin cambios en sus frecuencias.

**Tabla 4. Prueba de G aplicada a la distribución de las frecuencias de *Quercus liebmanii* en el sitio 1**

Estadio (b=4)	Incendio (mayo de 1994 $\alpha=2$ )			
	Preincendio T2	Postincendio T3	Totales	% Preincendio
Plántulas	24	35	59	40.7
Juveniles 1	26	28	54	48.1
Juveniles 2	20	1	21	95.2
Adultos	36	36	72	50
Totales	106	100	206 = n	58.5
$G=2(696.65-827.83-954.84+1097.54)=23.034$				
Corrección de Williams $q = 1.015$				
$G = 23.034/1.015 = 22.694$				
$\chi^2_{.001[3]} = 16.266$			$P < 0.001$	

**Figura 6. Estructura poblacional de *Quercus liebmanii* Sitio 1**



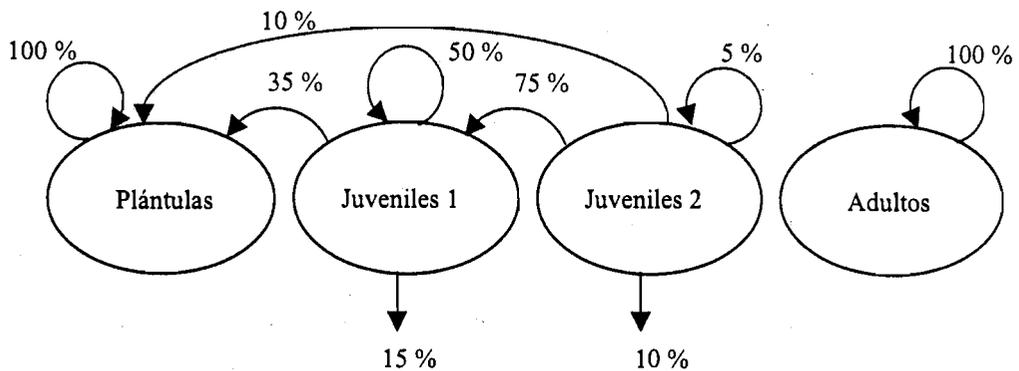


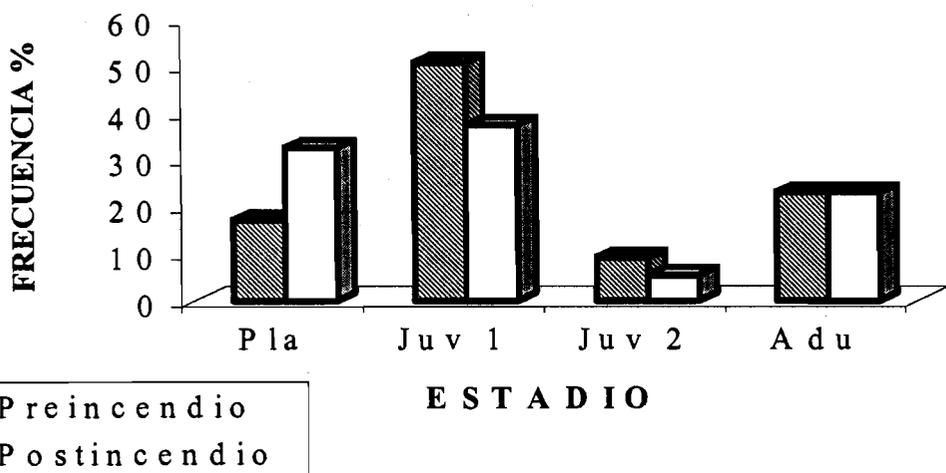
Figura 7. Porcentaje de individuos de *Quercus liebmanii* en el sitio 1 que se mantuvieron sin cambios, que transitaron hacia otros estadios y que murieron después del incendio.

La Tabla 5 muestra los datos de las frecuencias de *Quercus liebmanii* en el sitio 2. La prueba resultó altamente significativa ( $p < 0.01$ ), por lo que, al igual que en el caso anterior existen diferencias entre las frecuencias de los estadios antes y después del fuego. En las Figuras 8 y 9 se observa que los individuos más afectados pertenecen a los estadios Juveniles 1 y Juveniles 2. En este caso únicamente el 41.2 % de los individuos Juveniles 2 permaneció en su misma categoría, otro 41.2 % pasó al estadio Juveniles 1 y un 17.7 % pasó al estadio de Plántulas. En lo que respecta a los individuos Juveniles 1, el 65.3 % permaneció en el mismo estadio, un 28.4 % pasó al estadio de Plántulas, un 3.2 % alcanzó la talla del estadio Juveniles 2 y otro 3.2 % pereció. Los individuos Adultos permanecieron sin cambios en sus frecuencias. La mayor parte de las Plántulas permaneció sin cambios y únicamente el 3.1 % de ellas pasó al estadio Juveniles 1, el aumento en el número de Plántulas que se observó después del fuego, es consecuencia de la disminución en el tamaño de individuos pertenecientes a estadios mayores (Figura 9).

**Tabla 5. Prueba de G aplicada a la distribución de las frecuencias de *Quercus liebmanii* en el sitio 2**

Estadio (b=4)	Incendio (a=2)			
	Preincendio T3	Postincendio T4	Totales	% Preincendio
Plántulas	32	61	93	34.4
Juveniles 1	95	70	165	57.6
Juveniles 2	17	10	27	63
Adultos	43	43	86	50
<b>Totales</b>	<b>187</b>	<b>184</b>	<b>371 = n</b>	<b>51.2</b>
$G = 2(1486.33 - 1736.07 - 1937.77 + 2194.91) = 14.810$				
Corrección de Williams $q = 1.010$				
$G = 14.810 / 1.010 = 14.663$				
$\chi^2_{.01[3]} = 11.345$			$P < 0.01$	

**Figura 7. Estructura poblacional de *Quercus liebmanii* Sitio 2**



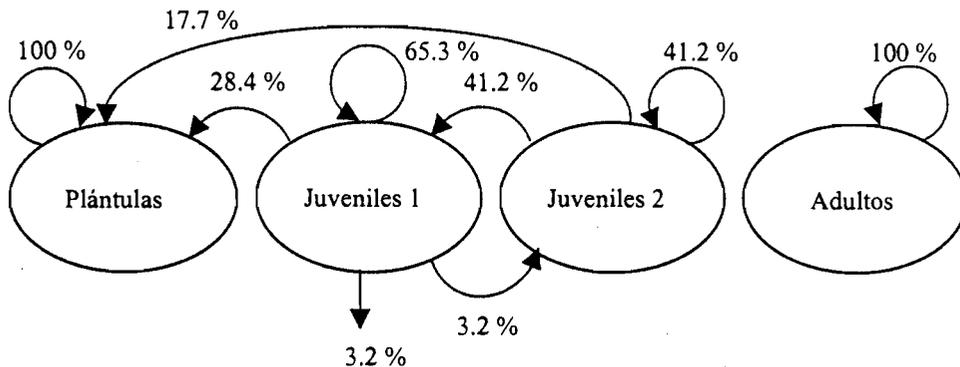


Figura 9. Porcentaje de individuos de *Quercus liebmanii* en el sitio 2 que se mantuvieron sin cambios, que transitaron hacia otros estadios y que murieron después del incendio.

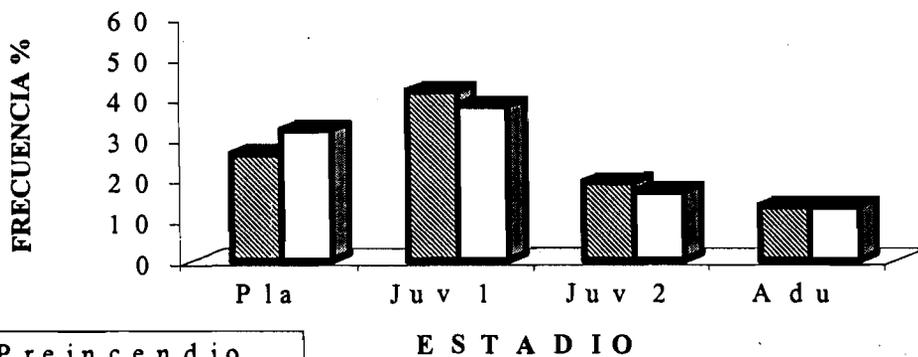
La Tabla 6 contiene los datos de las frecuencias de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 3. Los resultados muestran que no existen diferencias entre las frecuencias de los estadios antes y después del incendio, y aparentemente la estructura de la población se mantiene prácticamente sin cambios (Figura 10). Sin embargo, en la Figura 11 se observa que realmente sí hubo algunos cambios en la estructura de la población, únicamente que éstos fueron encubiertos en las sumas totales.

La mayor parte de los individuos Juveniles 2 se mantuvo en su mismo estadio (68.8 %), y únicamente hubo una transición relativamente importante en la que un 31.3 % de esta categoría pasó al estadio Juveniles 1. Asimismo la mayor parte de los individuos Juveniles 1 (77.1 %) permaneció en su mismo estadio, y únicamente el 8.6 % pasó al estadio de Plántula. En este estadio el 14.3 % de los individuos alcanzó la talla necesaria para ser incluidos en el estadio Juveniles 2. Los individuos Adultos permanecieron sin cambios en sus frecuencias, y ninguno de los individuos murió a causa del incendio.

**Tabla 6. Prueba de G aplicada a la distribución de las frecuencias de los estadios de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 3**

Estadio (b=4)	Incendio (a=2)			
	Preincendio T3	Postincendio T4	Totales	% Preincendio
Plántulas	15	28	43	34.9
Juveniles 1	33	26	59	55.9
Juveniles 2	61	44	105	58.1
Adultos	25	25	50	50
<b>Totales</b>	<b>134</b>	<b>123</b>	<b>257 = n</b>	<b>49.7</b>
$G = 2(526.39 - 642.45 - 744.38 + 860.83) = 0.7788987$				
Corrección de Williams $g = 1.018$				
$G = 0.779/1.018 = 0.765$				
$\chi^2_{.05[3]} = 7.815$			$P=0.90$	

**Figura 8. Estructura poblacional de *Quercus magnoliifolia* Sitio 3**



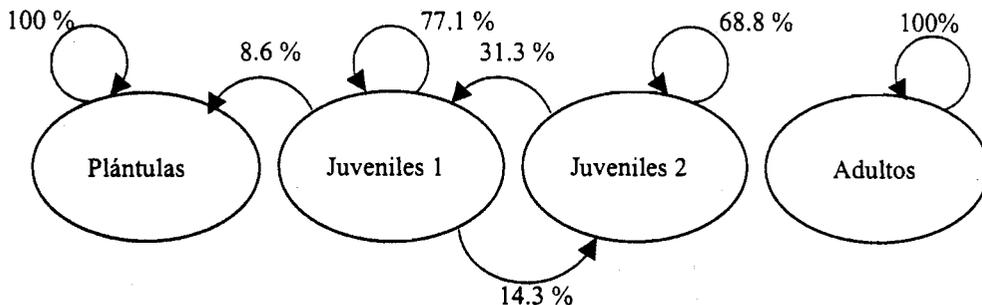


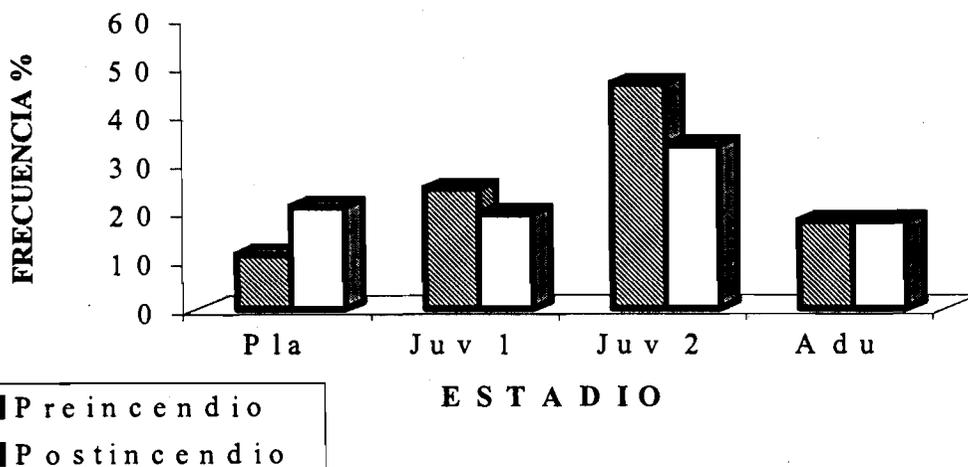
Figura 11. Porcentaje de individuos de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 3 que se mantuvieron sin cambios, que transitaron hacia otros estadios y que murieron después del incendio.

La Tabla 7 muestra los datos de las frecuencias de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 4. La prueba no resultó significativa, sin embargo el valor obtenido es marginal y se encuentra cerca del nivel de significancia de 0.05. Por ello se puede concluir que existe una tendencia a establecer diferencias en las frecuencias de esta especie antes y después del incendio. En las Figuras 12 y 13 se muestra a los estadios Juveniles 1 y Juveniles 2 como los más afectados por el incendio. Aunque la mayor parte de los individuos Juveniles 2 (72.6 %) permanecieron en su misma categoría de tamaño, un 14.5 % pasó al estadio Juveniles 1, un 6.5 % decreció hasta la categoría de Plántula y otro 6.5 % pereció como consecuencia del incendio. En el caso de los individuos Juveniles 1, el 51.5 % se mantuvo en su mismo estadio, un 45.5 pasó al estadio de Plántula y un 3 % pereció. La frecuencia de los individuos Adultos, como en todos los casos, permaneció sin cambios.

**Tabla 7. Prueba de G aplicada a la distribución de las frecuencias de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 4**

Estadio (b=4)	Incendio (a=2)			
	Preincendio T3	Postincendio T4	Totales	% Preincendio
Plántulas	15	28	43	34.9
Juveniles 1	33	26	59	55.9
Juveniles 2	62	45	107	57.9
Adultos	24	24	48	50
<b>Totales</b>	<b>134</b>	<b>123</b>	<b>257 = n</b>	<b>49.7</b>
$G = 2(912.23 - 1086.57 - 1248.21 + 1426.11) = 7.066$				
Corrección de Williams $q = 1.011$				
$G = 7.066 / 1.011 = 6.989$				
$\chi^2_{.05(3)} = 7.815$			$P = 0.10$	

**Figura 9. Estructura poblacional de *Quercus magnoliifolia* Sitio 4**



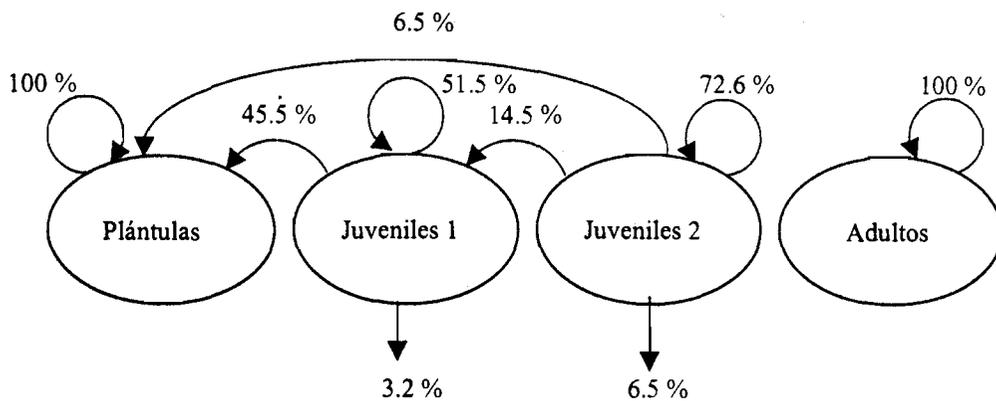


Figura 13. Porcentaje de individuos de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 4 que se mantuvieron sin cambios, que transitaron hacia otros estadios y que murieron después del incendio.

### 3) Efecto del fuego en la cobertura de los encinos

A continuación se presentan los resultados de los análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (sitio y tiempo) para la cobertura individual de cada estadio de tamaño (Plántulas, Juveniles 1, Juveniles 2 y Adultos) en ambas especies de encino (8 ANOVAs en total). La cobertura se analiza empleando los factores sitio (1 y 2 para *Quercus liebmanii*; 3 y 4 para *Quercus magnoliifolia*), tiempo (tiempos 1, 2, 3 y 4, corresponden a las mediciones sucesivas realizadas en ambas especies, ver Tabla 1) y la interacción entre ambos factores. Cada tabla contiene dos partes, la tabla de significancia del ANOVA se presenta en la parte superior, y los promedios y los errores estándares de cada grupo en la inferior. El resultado incluye la fuente de variación, los grados de libertad, la varianza correspondiente, el valor de F, y la probabilidad de error tipo 1 ( $\alpha$ ) o nivel de significancia. Para visualizar mejor los datos de los promedios y sus errores estándares, se incluyen las gráficas de la cobertura para los diferentes sitios y tiempos.

La Tabla 8 y la Figura 14 hacen referencia a las Plántulas (individuos menores a 50 cm) de *Quercus liebmanii*. En esta categoría de tamaño, ninguno de los factores mostró diferencias estadísticamente significativas. La cobertura de las Plántulas después de año y medio es prácticamente la misma que al principio del estudio. Tanto en el sitio 1 como en el sitio 2 poco tiempo después (seis y dos meses, respectivamente) de que el incendio quemó completamente los tallos aéreos, las Plántulas recuperaron e incluso aumentaron su cobertura promedio (Tabla 8).

**Tabla 8. ANOVA de la cobertura del estadio Plántulas (*Quercus liebmanii*)**

<b>Fuente de variación</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	1	0.0062	0.651	0.421
<b>Tiempo</b>	2	0.0005	0.049	0.952
<b>Sitio – Tiempo</b>	2	0.0003	0.031	0.970
<b>Error</b>	130	0.0095		

<b>Fuente</b>	<b>Promedio (m)</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>
<b>Sitio 1</b>	0.025	0.0126	62
<b>Sitio 2</b>	0.039	0.0114	74
<b>Tiempo 2</b>	0.028	0.0162	37
<b>Tiempo 3</b>	0.033	0.0137	51
<b>Tiempo 4</b>	0.035	0.0142	48
<b>Sitio 1-Tiempo 2 Preincendio</b>	0.019	0.0244	16
<b>Sitio 1-Tiempo 3 Postincendio</b>	0.029	0.0195	25
<b>Sitio 1-Tiempo 4 Postincendio</b>	0.028	0.0213	21
<b>Sitio 2-Tiempo 2 Preincendio</b>	0.038	0.0213	21
<b>Sitio 2-Tiempo 3 Preincendio</b>	0.037	0.0191	26
<b>Sitio 2-Tiempo 4 Postincendio</b>	0.041	0.0188	27

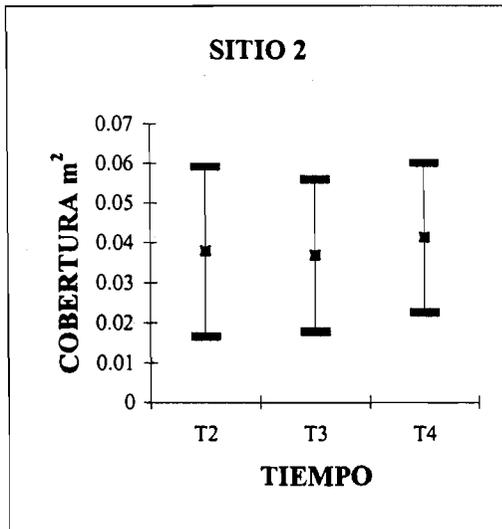
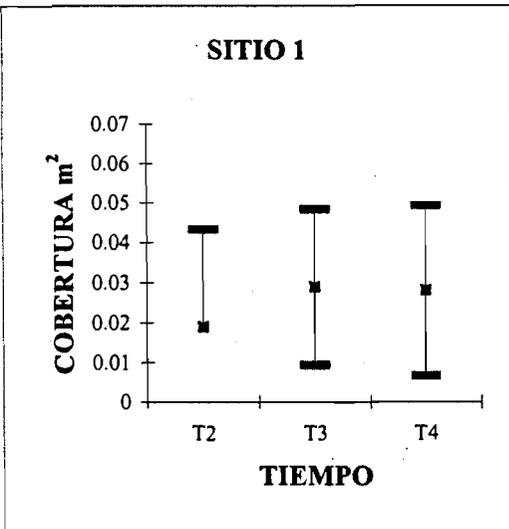
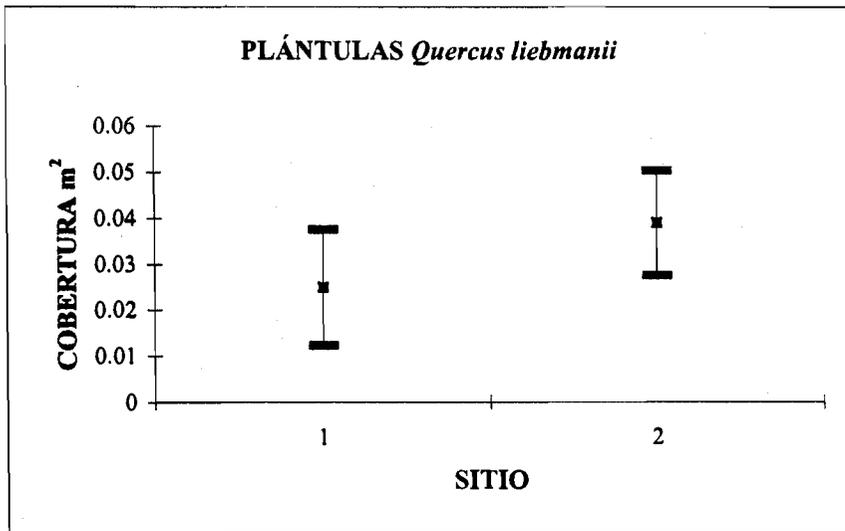


Figura 14. Promedios y errores estándares de la cobertura de las Plántulas de *Quercus liebmanii*, con respecto a los factores sitio y sitio-tiempo. El incendio en el sitio 1 se presentó en mayo de 1994, y en el sitio 2 en mayo de 1995.

La Tabla 9 y la Figura 15 contienen los resultados de la categoría de tamaño Juveniles 1 (individuos entre 50 cm y 1 m de altura) de *Quercus liebmanii*. En esta categoría, el factor tiempo y la interacción de los factores sitio-tiempo resultaron estadísticamente significativas. La significancia del factor tiempo se refiere a que existe una disminución en el promedio de las coberturas de los individuos juveniles conforme pasa el tiempo (Tabla 9). La significancia de la interacción sitio-tiempo indica que el efecto del factor tiempo depende del efecto del factor sitio (Sokal y Rohlf 1995). Esto nos permite interpretar lo que ocurre en cada uno de los dos sitios en cada tiempo (segunda parte de la Tabla 9). Como consecuencia del incendio ocurrido entre el intervalo del tiempo 2 al 3 (mayo de 1994), la cobertura de los individuos del sitio 1 disminuyó un 64 % aproximadamente. En el mismo lapso al no haberse incendiado el sitio 2, por el contrario, hubo un ligero aumento en el promedio de la cobertura de los individuos Juveniles. Posteriormente, en el intervalo del tiempo 3 al 4 en el sitio 1 hubo un ligero incremento en el promedio de la cobertura. Sin embargo, éste no alcanza a recuperar ni la mitad del valor que tenían los individuos antes de quemarse. El sitio 2 se incendió en mayo de 1995 y dos meses después los individuos juveniles recuperan en promedio más de la mitad de su cobertura original.

**Tabla 9. ANOVA de la cobertura del estadio Juveniles 1 (*Quercus liebmanii*)**

<b>Fuente de variación</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	1	5.560	2.088	0.149
<b>Tiempo</b>	2	24.891	9.349	<0.001
<b>Sitio – Tiempo</b>	2	38.685	14.530	<0.001
<b>Error</b>	355	2.662		

<b>Fuente</b>	<b>Promedio (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>
<b>Sitio 1</b>	1.97	0.199	68
<b>Sitio 2</b>	2.29	0.095	293
<b>Tiempo 2</b>	2.74	0.180	125
<b>Tiempo 3</b>	2.05	0.192	120
<b>Tiempo 4</b>	1.60	0.200	116
<b>Sitio 1-Tiempo 2 Preincendio</b>	3.31	0.320	26
<b>Sitio 1-Tiempo 3 Postincendio</b>	1.20	0.348	22
<b>Sitio 1-Tiempo 4 Postincendio</b>	1.40	.0365	20
<b>Sitio 2-Tiempo 2 Preincendio</b>	2.18	0.164	99
<b>Sitio 2-Tiempo 3 Preincendio</b>	2.90	0.165	98
<b>Sitio 2-Tiempo 4 Postincendio</b>	1.79	0.167	96

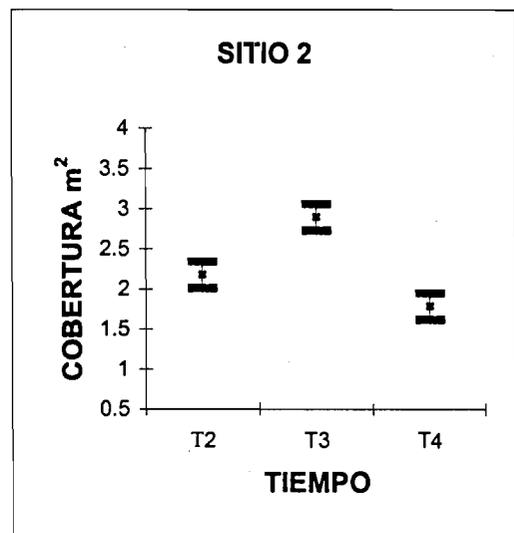
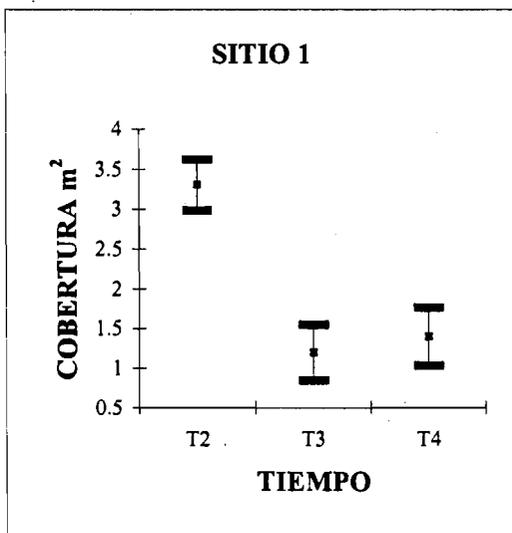
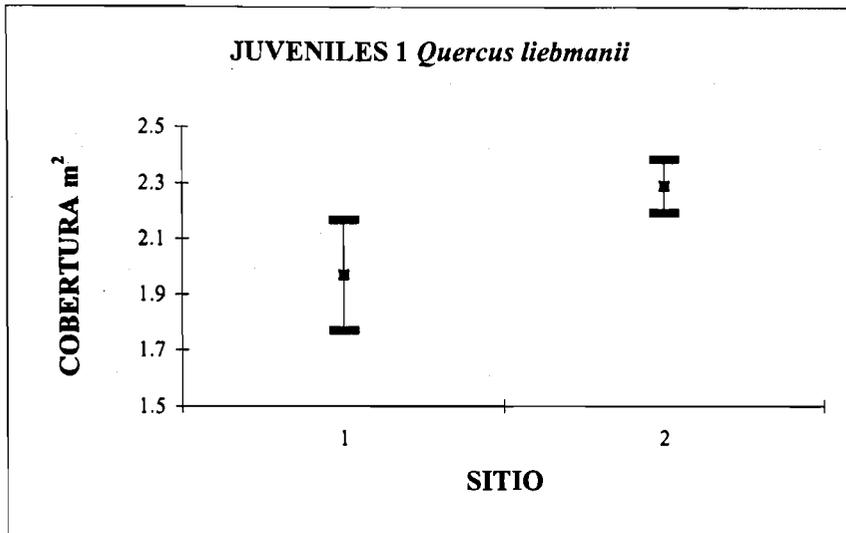


Figura 15. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Juveniles 1 de *Quercus liebmanii*, con respecto a los factores sitio y sitio tiempo. El incendio en el sitio 1 se presentó en mayo de 1994, y en el sitio 2 en mayo de 1995.

La Tabla 10 y la Figura 16 se refieren al estadio Juveniles 2 (individuos entre 1 y 3 metros de altura) de *Quercus liebmanii*. A diferencia del caso anterior, el único valor que resultó estadísticamente significativo fue la interacción de los factores sitio-tiempo. El factor tiempo no resultó significativo ( $P=0.065$ ), aunque el valor obtenido se encuentra cerca del nivel de significancia de 0.05. Los individuos de esta categoría de tamaño también resultaron afectados por los incendios superficiales, aunque en menor medida que los individuos del estadio anterior. Es de notarse que los valores promedio de la cobertura en los distintos tiempos muestran la misma tendencia que en el caso anterior: una reducción en la cobertura de cada sitio en la fecha inmediatamente después del incendio y una posterior recuperación (que se puede observar al menos en el sitio 1), que sin embargo, no alcanza a reponer la cobertura original pre-incendio.

**Tabla 10. ANOVA de la cobertura del estadio Juveniles 2 (*Quercus liebmanii*)**

<b>Fuente de variación</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	1	0.333	0.052	0.820
<b>Tiempo</b>	2	17.835	2.801	0.065
<b>Sitio - Tiempo</b>	2	42.064	6.606	<b>0.002</b>
<b>Error</b>	107	6.368		

<b>Fuente</b>	<b>Promedio (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>
<b>Sitio 1</b>	3.59	0.338	56
<b>Sitio 2</b>	3.48	0.334	57
<b>Tiempo 2</b>	4.31	0.404	39
<b>Tiempo 3</b>	3.28	0.415	37
<b>Tiempo 4</b>	3.02	0.415	37
<b>Sitio 1-Tiempo 2 Preincendio</b>	5.45	0.564	20
<b>Sitio 1-Tiempo 3 Postincendio</b>	2.31	0.595	18
<b>Sitio 1-Tiempo 4 Postincendio</b>	3.02	0.595	18
<b>Sitio 2-Tiempo 2 Preincendio</b>	3.18	0.579	19
<b>Sitio 2-Tiempo 3 Preincendio</b>	4.24	0.579	19
<b>Sitio 2-Tiempo 4 Postincendio</b>	3.03	0.579	19

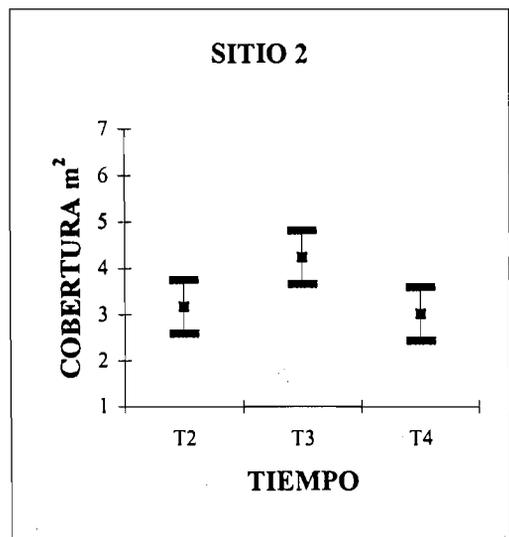
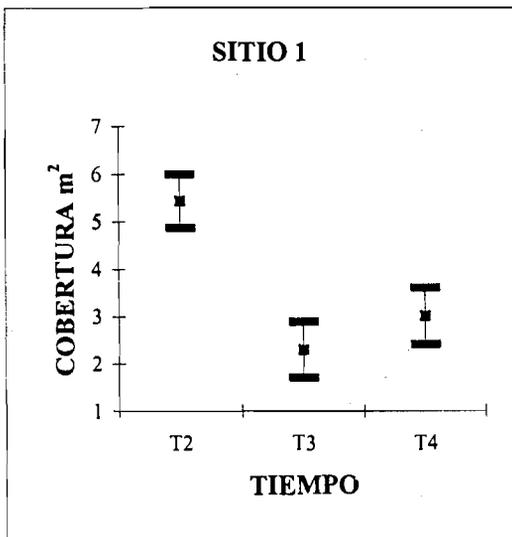
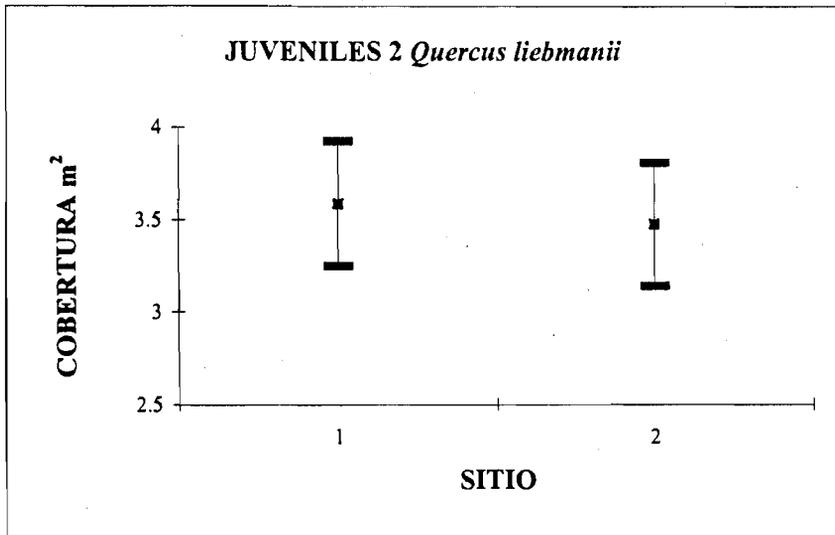


Figura 16. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Juveniles 2 de *Quercus liebmannii* con respecto a los factores sitio y sitio-tiempo. El incendio se presentó en el sitio 1 en mayo de 1994 y en el sitio 2 en mayo de 1995.

La Tabla 11a y la Figura 17 hacen referencia a los individuos Adultos de *Quercus liebmanii*. En este caso solamente el factor sitio (es decir, los dos transectos) resultó altamente significativo. Se puede concluir que la cobertura de los individuos Adultos se recuperó rápidamente a pesar de haber sido afectados por el fuego. Sin embargo, el sitio 1 tiene en promedio árboles con coberturas más grandes de manera consistente. Estos resultados fueron corroborados tanto por el ANOVA del ln de la cobertura como por la prueba de Kruskal-Wallis (Tablas 11b y 11c).

**Tabla 11a. ANOVA de la cobertura del estadio Adultos (*Quercus liebmanii*)**

Fuente de variación	Grados de libertad	Varianza	F	P
Sitio	1	119646.0	37.186	<0.001
Tiempo	1	75.126	0.023	0.879
Sitio – Tiempo	1	5235.770	1.627	0.204
Error	149	3217.460		

Fuente	Promedio (m <sup>2</sup> )	Error estándar	N
Sitio 1	99.82	7.056	65
Sitio 2	43.14	6.048	88
Tiempo 1	70.77	6.685	75
Tiempo 4	72.19	6.457	78
Sitio 1-Tiempo 1 Preincendio	93.18	10.356	30
Sitio 1-Tiempo 4 Postincendio	106.46	9.588	35
Sitio 2-Tiempo 1 Preincendio	48.36	8.456	45
Sitio 2-Tiempo 4 Postincendio	37.92	8.650	43

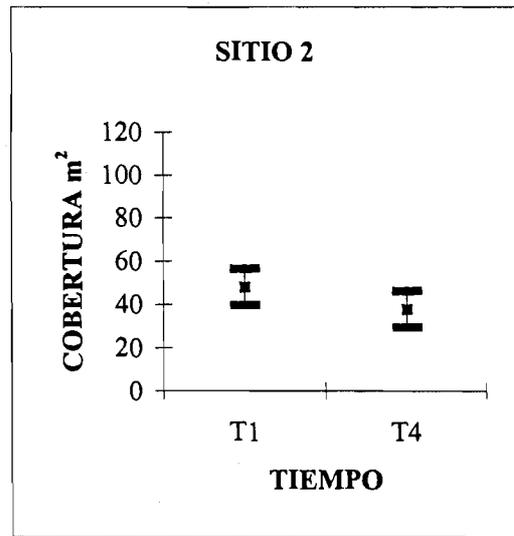
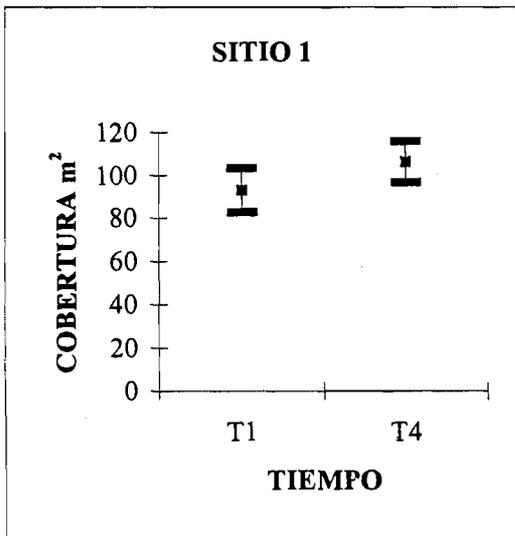
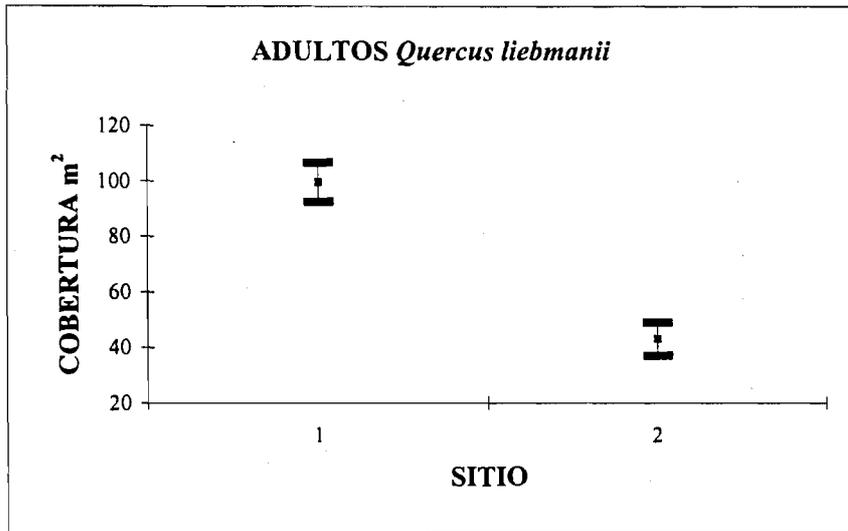


Figura 17. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Adultos de *Quercus liebmanii*, con respecto a los factores sitio y sitio tiempo. El incendio en el sitio 1 se presentó en mayo de 1994, y en el sitio 2 en mayo de 1995.

**Tabla 11b. ANOVA del ln de la cobertura del estadio Adultos (*Quercus liebmanii*)**

<b>Fuente de variación</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	1	24.352	30.248	<0.001
<b>Tiempo</b>	1	0.400	0.497	0.482
<b>Sitio – Tiempo</b>	1	1.099	1.365	0.245
<b>Error</b>	149	0.805		

**Tabla 11c. Prueba de Kruskal Wallis de la cobertura del estadio Adultos (*Quercus liebmanii*)**

<b>Var. Dependiente: Cobertura (m<sup>2</sup>)</b>		<b>Var. independiente: Sitio</b>
<b>Grupo</b>	<b>N</b>	<b>Suma de rangos</b>
1	65	6399.50
2	88	5381.50
<b>Estadística de Mann-Whitney</b>	<b>Probabilidad</b>	<b>Chi-square con 1 gl</b>
4254.50	<0.0001	26.4935

En el caso de la otra especie analizada, *Quercus magnoliifolia*, la Tabla 12 y la Figura 18 hacen referencia a las Plántulas de dicha especie. Ni el factor tiempo ni la interacción sitio-tiempo presentaron diferencias significativas. Esto permite afirmar que dos meses después de haberse quemado completamente los tallos, las Plántulas recuperaron la cobertura que alcanzaban antes de que ocurriera el incendio. Los nuevos tallos rebrotaron desde la base, en la zona en donde se une la raíz y el tallo, la cual mantiene un “banco” de yemas latentes que permite a los individuos rebrotar. En los promedios del factor tiempo se puede observar una tendencia al aumento de la cobertura (Figura 18), a pesar de la presencia del incendio (aunque el efecto no es estadísticamente significativo). Por otra parte, el factor sitio resulta marginalmente significativo, indicando que los individuos del sitio 4 son más grandes que los del sitio 3 (Tabla 12).

**Tabla 12. ANOVA de la cobertura del estadio Plántulas (*Quercus magnoliifolia*)**

<b>Fuente de variación</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	1	0.7645	3.906	<b>0.051</b>
<b>Tiempo</b>	2	0.3293	1.682	0.191
<b>Sitio - Tiempo</b>	2	0.0432	0.221	0.802
<b>Error</b>	110	0.1958		

<b>Fuente</b>	<b>Promedio (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>
<b>Sitio 3</b>	0.166	0.0505	78
<b>Sitio 4</b>	0.343	0.0736	38
<b>Tiempo 2</b>	0.151	0.0744	38
<b>Tiempo 3</b>	0.256	0.0734	38
<b>Tiempo 4</b>	0.356	0.0838	40
<b>Sitio 3-Tiempo 2 Preincendio</b>	0.101	0.0903	24
<b>Sitio 3-Tiempo 3 Preincendio</b>	0.167	0.0923	23
<b>Sitio 3-Tiempo 4 Postincendio</b>	0.232	0.0795	31
<b>Sitio 4-Tiempo 2 Preincendio</b>	0.202	0.1183	14
<b>Sitio 4-Tiempo 3 Preincendio</b>	0.346	0.1143	15
<b>Sitio 4-Tiempo 4 Postincendio</b>	0.481	0.1475	9

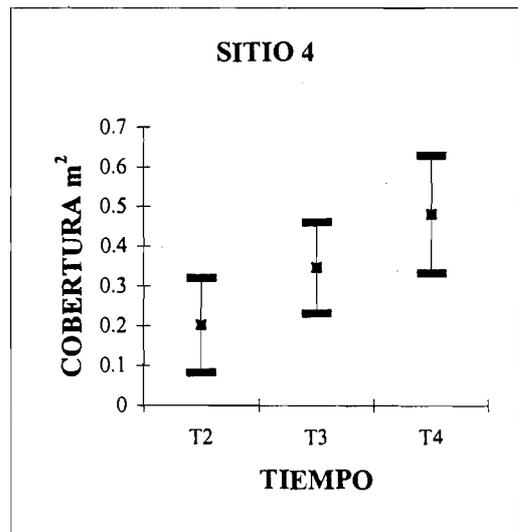
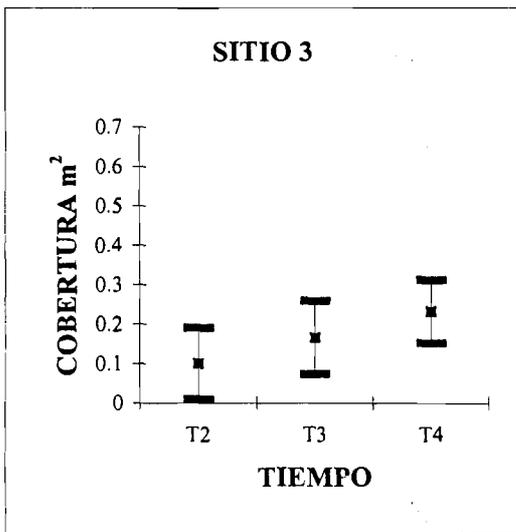
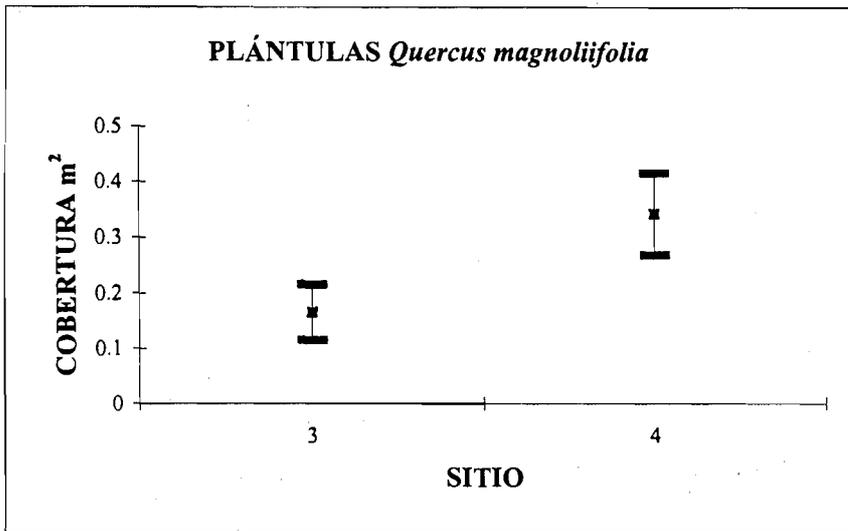


Figura 18. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Plántulas de *Quercus magnoliifolia*, con respecto a los factores sitio y sitio tiempo. El incendio en ambos sitios se presentó en mayo de 1995.

Cabe señalar aquí que para los individuos Juveniles 1 y Juveniles 2 de *Quercus magnoliifolia* únicamente se cuenta con datos de dos fechas (correspondientes a las mediciones 3 y 4), y no con tres como en los individuos de *Quercus liebmanii* pertenecientes al mismo estadio. La falta de una medición en *Quercus magnoliifolia* se debe a que en el momento de registrar los datos del tiempo 2 (sitio 3 feb-1994, sitio 4 may-1994) los individuos habían tirado sus hojas, como una respuesta adaptativa a la sequía. El incluir datos con valor cero en el análisis traería consigo una sobrestimación del incremento de la cobertura, por lo que los datos correspondientes a dicha medición fueron eliminados.

La Tabla 13 y la Figura 19 se refieren a los individuos Juveniles 1 de *Quercus magnoliifolia*. El factor tiempo fue el único que resultó estadísticamente significativo, lo cual muestra que los individuos de esta categoría de tamaño también fueron afectados por el fuego, aunque en menor medida que los individuos de *Quercus liebmanii* de la misma categoría (Tabla 9). En la Figura 19 se puede observar que a dos meses de haberse quemado los tallos completamente, los individuos del sitio 3 parecen recuperarse más rápidamente que los individuos del sitio 4 (aunque las diferencias entre sitios no resultaron significativas).

**Tabla 13. ANOVA de la cobertura del estadio Juveniles 1 (*Quercus magnoliifolia*)**

<b>Fuente de variación</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Sitio</b>	1	0.299	0.210	0.647
<b>Tiempo</b>	1	12.354	8.698	<b>0.004</b>
<b>Sitio – Tiempo</b>	1	2.859	2.013	0.158
<b>Error</b>	137	1.420		

<b>Fuente</b>	<b>Promedio (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>
<b>Sitio 3</b>	2.07	0.147	66
<b>Sitio 4</b>	2.16	0.138	75
<b>Tiempo 3</b>	2.41	0.141	72
<b>Tiempo 4</b>	1.82	0.144	69
<b>Sitio 3-Tiempo 3 Preincendio</b>	2.22	0.207	33
<b>Sitio 3-Tiempo 4 Postincendio</b>	1.91	0.207	33
<b>Sitio 4-Tiempo 3 Preincendio</b>	2.60	0.191	39
<b>Sitio 4-Tiempo 4 Postincendio</b>	1.72	0.199	36

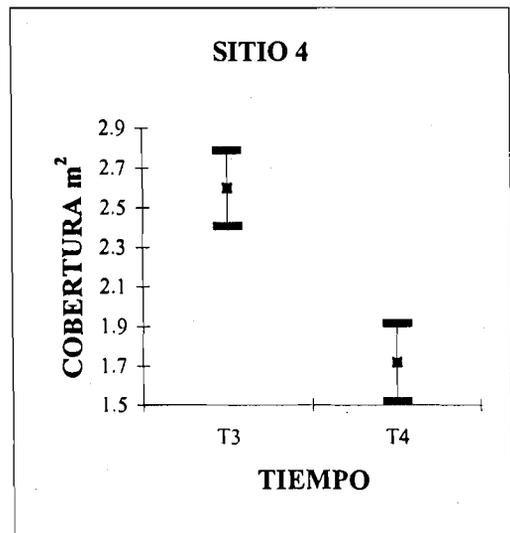
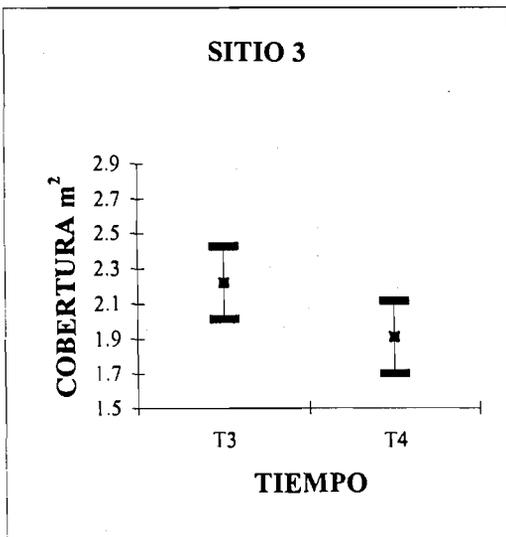
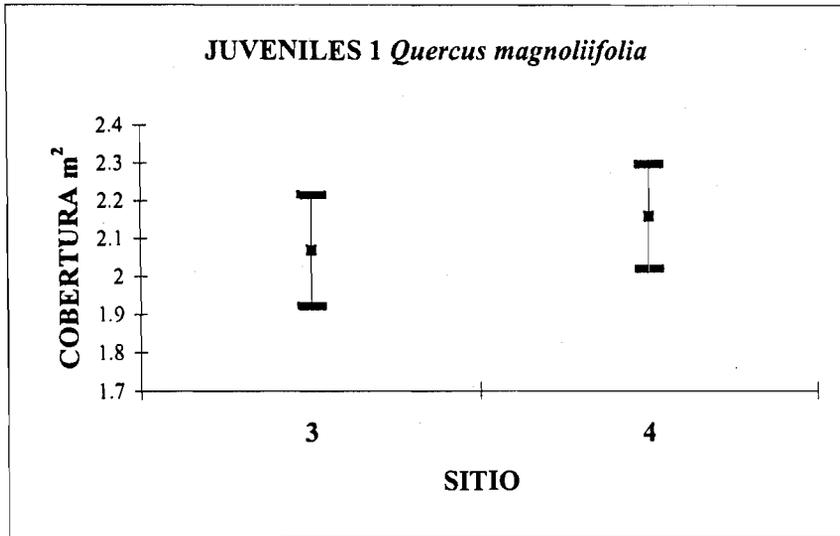


Figura 19. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Juveniles 1 de *Quercus magnoliifolia*, con respecto a los factores sitio y sitio tiempo. El incendio en ambos sitios se presentó en mayo de 1995.

La Tabla 14 y la Figura 20 se refieren a los individuos Juveniles 2 de *Quercus magnoliifolia*. A diferencia de lo que se observa en *Quercus liebmanii*, en esta categoría de tamaño ningún factor resulta estadísticamente significativo. Sin embargo en los promedios de la cobertura por sitios se aprecia que los individuos del sitio 4 parecen haber sido más afectados por el fuego que los individuos del sitio 3, aunque en este último sitio la variación de los valores de la cobertura es mayor.

**Tabla 14. ANOVA de la cobertura del estadio Juveniles 2 (*Quercus magnoliifolia*)**

Fuente de variación	Grados de libertad	Varianza	F	P
Sitio	1	17.577	3.076	0.082
Tiempo	1	17.902	3.133	0.079
Sitio – Tiempo	1	3.212	0.562	0.455
Error	140	5.715		

Fuente	Promedio (m <sup>2</sup> )	Error estándar	N
Sitio 3	3.62	0.410	34
Sitio 4	4.45	0.228	110
Tiempo 3	4.45	0.331	73
Tiempo 4	3.62	0.332	71
Sitio 3-Tiempo 3 Preincendio	3.86	0.580	17
Sitio 3-Tiempo 4 Postincendio	3.38	0.580	17
Sitio 4-Tiempo 3 Preincendio	5.04	0.319	56
Sitio 4-Tiempo 4 Postincendio	3.85	0.325	54

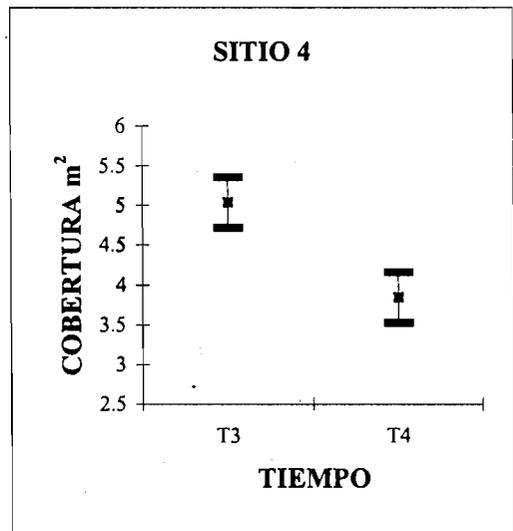
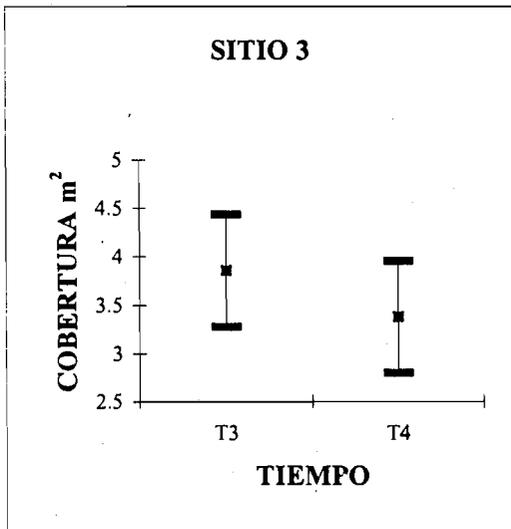
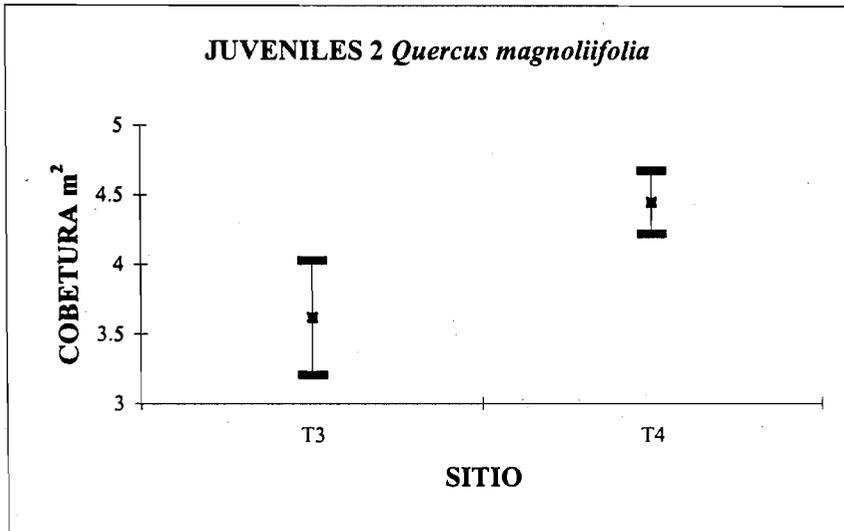


Figura 20. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Juveniles 2 de *Quercus magnoliifolia*, con respecto a los factores sitio y sitio tiempo. El incendio en ambos sitios se presentó en mayo de 1995.

Por último la Tabla 15a y la Figura 21 hacen referencia a los individuos Adultos de *Quercus magnoliifolia*. En este caso, al igual que en los individuos Adultos de *Quercus liebmanii*, solamente el factor sitio es altamente significativo. Estos resultados se ven confirmados por los otros dos análisis realizados, el ANOVA del ln de la cobertura y la prueba de Kruskal-Wallis (Tablas 15b y 15c). El sitio 3 tiene en promedio árboles con coberturas más grandes (Figura 21). La cobertura de la mayoría de los individuos Adultos parece no haber sido afectada por los incendios superficiales (Tabla 15a). Al parecer, incluso si la copa de los árboles alcanzó a incendiarse, la recuperación de la cobertura original fue rápida.

**Tabla 15a. ANOVA de la cobertura del estadio Adultos (*Quercus magnoliifolia*)**

Fuente de variación	Grados de libertad	Varianza	F	P
Sitio	1	47979.9	11.473	0.001
Tiempo	1	8990.40	2.150	0.147
Sitio - Tiempo	1	5172.90	1.237	0.270
Error	69	4181.72		

Fuente	Promedio (m <sup>2</sup> )	Error estándar	N
Sitio 3	100.40	13.497	23
Sitio 4	45.16	9.153	50
Tiempo 1	60.83	11.284	38
Tiempo 4	84.74	11.773	35
Sitio 3-Tiempo 1 Preincendio	79.38	18.668	12
Sitio 3-Tiempo 4 Postincendio	121.43	19.498	11
Sitio 4-Tiempo 1 Preincendio	42.28	12.682	26
Sitio 4-Tiempo 4 Postincendio	48.05	13.200	24

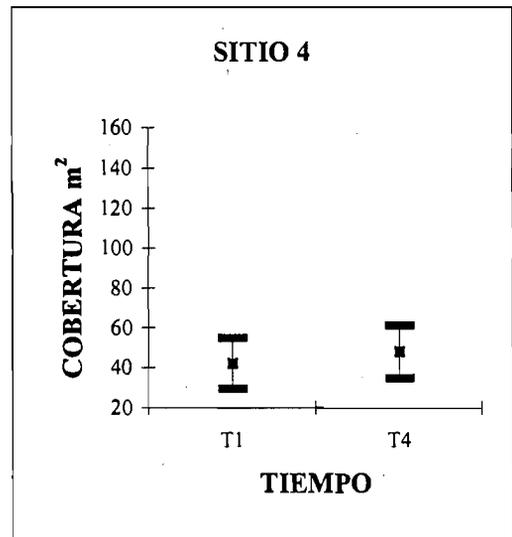
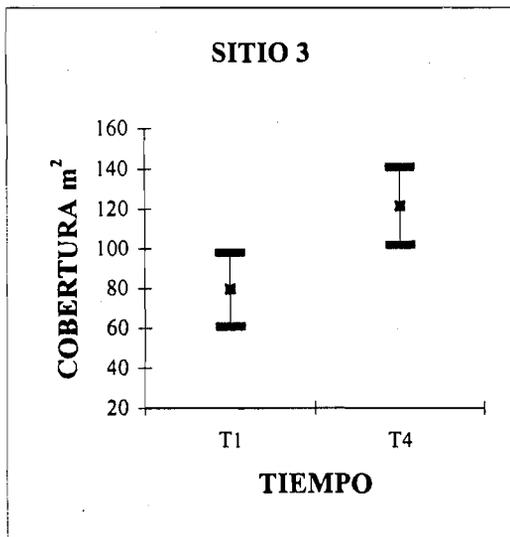
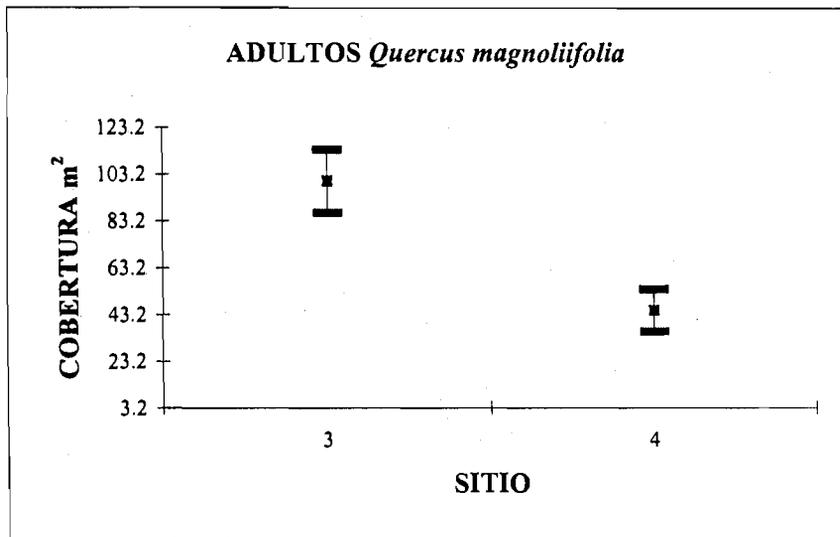


Figura 21. Promedios y errores estándares de la cobertura de los individuos Adultos de *Quercus magnoliifolia*, con respecto a los factores sitio y sitio tiempo. El incendio en ambos sitios se presentó en mayo de 1995.

**Tabla 15b. ANOVA del ln de la cobertura del estadio Adultos  
(*Quercus magnoliifolia*)**

Fuente de variación	Grados de libertad	Varianza	F	P
Sitio	1	23.958	14.794	<0.001
Tiempo	1	1.041	0.648	0.425
Sitio – Tiempo	1	1.702	1.051	0.309
Error	69	1.619		

**Tabla 15c. Prueba de Kruskal Wallis de la cobertura del estadio Adultos  
(*Quercus magnoliifolia*)**

Var. Dependiente: Cobertura (m <sup>2</sup> )		Var. Independiente: Sitio
Grupo	N	Suma de Rangos
3	23	1 141.50
4	50	1 559.50
Estadística de Mann-Whitney	Probabilidad	Chi-cuadrada con 1 g.l.
865.500	0.00056	11.9001

La Tabla 16 resume los resultados antes presentados para la cobertura de cada uno de los estadios de las dos especies consideradas.

<b>Tabla 16. Valores de significancia (P) de los ocho ANOVAs realizados a la cobertura</b>			
<b><i>Quercus liebmanii</i></b>	<b>Sitio</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Sitio-Tiempo</b>
<b>Plántulas</b>	0.421	0.952	0.970
<b>Juveniles 1</b>	0.149	<0.001	<0.001
<b>Juveniles 2</b>	0.820	0.065	0.002
<b>Adultos</b>	<0.001	0.879	0.204
<b><i>Quercus magnoliifolia</i></b>			
<b>Sitio</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Sitio-Tiempo</b>	
<b>Plántulas</b>	0.051	0.191	0.802
<b>Juveniles 1</b>	0.647	0.004	0.158
<b>Juveniles 2</b>	0.082	0.079	0.455
<b>Adultos</b>	0.001	0.147	0.270

## Discusión

En La Montaña de Guerrero la tasa de deforestación en la zona templada oscila entre 14 y 17 % (Landa *et al.* 1997), siendo el cambio en el uso de suelo una de las principales causas que ha influido en el deterioro de la región (Carabias *et al.* 1994). La apremiante necesidad alimentaria ha propiciado la transformación de áreas forestales en sistemas agrícolas y de pastoreo extensivos (Díaz 1994). Con frecuencia, el fuego empleado en la preparación de tierras de cultivo y en la promoción de brotes para el ganado caprino se sale de control, quemando y modelando la estructura de las comunidades boscosas cercanas. Las comunidades de los bosques de *Quercus* y de *Pinus-Quercus*, que actualmente se localizan en los alrededores de San José Lagunas son resultado de estas perturbaciones periódicas.

Los resultados del valor de importancia muestran que en el bosque de *Quercus* (sitios 1 y 2) la especie dominante resultó ser el encino blanco *Quercus liebmanii*. Como especie acompañante encontramos a *Brahea dulcis*, una palma que frecuentemente se ve favorecida por los incendios (Valiente-Banuet 1984, Toledo 1994). En el bosque de *Pinus-Quercus* existe una codominancia entre las especies *Pinus pringlei* y *Quercus magnoliifolia*. Al parecer la dominancia de una u otra especie depende del estado sucesional en el que se encuentre el sitio. Generalmente los pinos se presentan en los estados sucesionales tempranos, debido a que están asociados a los disturbios y a que son intolerantes a la sombra (Redowski 1978, Obieta y Sarukhán 1981, Negreros y Snook 1984, Sánchez 1986, Williams y Johnson 1990, Perry 1991, Williams y Johnson 1992). Por el contrario muchos encinos, como *Quercus crispipilis* y *Quercus rubra* son especies consideradas como tolerantes a la sombra, de lento crecimiento y que aparecen en los estadios sucesionales más avanzados (Redowski 1978, Crow 1988, González-Espinosa *et al.*, 1991, 1992).

Las estructuras poblacionales de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia*, principales especies en las que se enfocó el estudio, muestran diferentes facetas de desarrollo. El sitio 1 concentra la frecuencia más grande de individuos de *Quercus*

*liebmanii* en el estadio Adultos, percibiéndose una regeneración deficiente debido a la poca representatividad que tienen los estadios de Plántulas y Juveniles 1. Por el contrario en el sitio 2 *Quercus liebmanii* concentra la mayor densidad de individuos principalmente en los estadios Juveniles 1 y Plántulas y en menor medida en el estadio Adultos. Este sitio tiene una capacidad de regeneración mucho mayor que la del sitio 1. En el sitio 3 donde *Quercus magnoliifolia* es la segunda especie en importancia, las frecuencias más altas se exhiben en los estadios Juveniles 1 y Plántulas, mostrando también una buena capacidad regenerativa. En el sitio 4 la mayor cantidad de individuos se concentró en los estadios Juveniles 1 y 2. El reclutamiento de plántulas en este sitio es bajo debido a la poca densidad de individuos Adultos.

En cuanto a los daños ocasionados por el fuego en la estructura poblacional, los sitios en los que se distribuye *Quercus liebmanii* resultaron más perjudicados que los sitios donde se localiza *Quercus magnoliifolia*. En la primera especie las pruebas de G aplicadas para comparar la distribución de frecuencias antes y después de la perturbación, en ambos sitios resultaron significativas. Lo cual constituye una evidencia sólida para afirmar que dichas diferencias son consecuencia del incendio. En el sitio 3 la prueba no resultó significativa, por lo que la distribución de frecuencias de *Quercus magnoliifolia* se mantuvo a pesar del incendio. En el sitio 4, aunque la prueba tampoco resultó significativa, existe una tendencia a disminuir las frecuencias de los Juveniles 1 y 2 después del fuego.

La respuesta al fuego por parte de ambas especies de encinos, varía dependiendo de la categoría de tamaño a la que se haga referencia. Los resultados de los ocho análisis de varianza (ANOVA) factoriales (sitio y tiempo) de la cobertura antes y después del incendio, realizados en los cuatro estadios de tamaño de cada especie, indicaron que los individuos en el estadio de Plántula aparentemente se restablecen fácilmente del impacto del fuego. La única diferencia importante es debida a la ubicación de los transectos (factor sitio). Por el contrario, el tamaño, estimado a través de la cobertura, de los dos estadios Juveniles se ve fuertemente

afectado por el fuego (factor tiempo), independientemente de la ubicación del sitio. Finalmente, la cobertura de los individuos Adultos se recupera rápidamente después de los incendios superficiales, existiendo únicamente diferencias entre sitios. Lo anterior permite afirmar que aunque el fuego no elimina a los encinos, afecta fuertemente el crecimiento de los individuos Juveniles, retrasando la regeneración de los encinares.

La importancia de *Quercus liebmanii* en el bosque de *Quercus* (Sitios 1 y 2) se debe principalmente a que los individuos Adultos soportan bien los disturbios ocasionados por los incendios. Poseen, al igual que otros encinos, una corteza gruesa que resiste el embate del fuego, permitiendo la supervivencia de los árboles y la formación de nuevos brotes (Wagener 1961, Redowski 1978, Plumb 1980, Harmon 1984, McCreary *et al.*, 1991, Paysen y Narrow 1993).

Aunque *Quercus liebmanii* es la especie dominante en los sitios 1 y 2, es evidente que existen diferencias estructurales entre ambos sitios. La densidad de esta especie en el sitio 1 es menor que en el sitio 2. Sin embargo, el área basal de los individuos en el primer sitio es mayor que en el segundo. Al cuantificar el valor de importancia (que emplea la densidad relativa, la frecuencia relativa y la dominancia relativa), el sitio 1 obtiene el valor más alto (214.99 y 180.68 respectivamente, Tabla 2). Estas diferencias pueden atribuirse a una combinación de factores, entre los cuales la intensidad de los incendios puede jugar un papel relevante.

En primer lugar, la desigualdad entre las tallas puede deberse a que los árboles del sitio 1 son de mayor edad que los del sitio 2 (Tabla 2). Como vimos en la Tabla 1 las condiciones ambientales en las que se localizan ambos sitios son diferentes. La exposición del sitio 1 es suroeste y la del sitio 2 noreste. En el primer sitio las condiciones climáticas más secas (Valiente-Banuet 1984, Toledo 1994) son una limitante para el crecimiento de los árboles. Por lo tanto el encontrar árboles con troncos de mayor grosor en este sitio, hace suponer que se trata de individuos con mayor edad que los del sitio 2.

En segundo lugar, la disparidad en la densidad puede explicarse principalmente por el grado de deterioro. El sitio 1 se localiza en una zona sujeta a un intenso manejo, el paso continuo del ganado caprino y vacuno ocasiona erosión y compactación del suelo. Además, para alimentar al ganado es necesario incendiar frecuentemente (cada 2 o 3 años, comunicación personal con campesinos de la comunidad) para promover la aparición de brotes frescos. Por otra parte el camino principal que conduce a la comunidad de San José Lagunas pasa frente a este sitio, facilitando el acceso para colectar leña de *Quercus liemanii*, que la especie más utilizada en la cocción de alimentos y la elaboración de teja y tabiques (Arias 1993). Otro factor que puede afectar la densidad de los individuos es el clima, ya que como mencionamos anteriormente, las laderas con orientación sur generalmente son más secas (Valiente-Banuet 1984, Toledo 1994), lo que puede limitar la regeneración (Figura 2).

Una evidencia que apoya lo anterior es la presencia de *Brahea dulcis*, una palma cuyas hojas coriáceas protegen a los meristemos apicales del fuego, permitiéndole dominar áreas que son frecuentemente incendiadas (Valiente-Banuet 1984, Toledo 1994). Sin embargo, al igual que en *Quercus liebmanii*, la menor densidad de palmas en el sitio 1 puede ser consecuencia de la excesiva frecuencia con que aparecen los incendios, así como del grado de deterioro en el que se encuentra este sitio. No puede descartarse, sin embargo, que la presencia de esta especie se vea también afectada por el aprovechamiento que se hace de la palma, cuyas hojas son empleadas en la fabricación de sombreros.

En lo que respecta al bosque de *Pinus-Quercus* (Sitios 3 y 4), el valor de importancia mostró una codominancia entre *Pinus pringlei* y *Quercus magnoliifolia*. La primera especie fue la dominante en el sitio 3, mientras que la segunda dominó en el sitio 4. Las características estructurales del primer sitio son las que prevalecen en esta vegetación con *Pinus pringlei* como especie dominante. Al parecer esta especie está mejor adaptada a los incendios superficiales que *Quercus magnoliifolia*. Los individuos adultos de *Pinus pringlei*, al igual que otras especies de pinos (*Pinus*

*patula*, *Pinus montezumae*, *Pinus oocarpa* Schiede y *Pinus hartwegii* Lindl. entre otros), poseen una corteza gruesa que evita el calentamiento interno del tejido y algunos de ellos (*Pinus contorta* Balf., *Pinus radiata* Lemm., *Pinus patula* y *Pinus oocarpa*) presentan conos serotinos que requieren altas temperaturas para liberar sus semillas (Rebertus y Williamson 1989, Williams y Johnson 1990, Perry 1991, Williams y Johnson 1992, Rodríguez 1996).

Aunque en el presente trabajo el objeto de estudio son los encinos, cabe mencionar que, posteriormente al incendio (mayo de 1995), en el sitio 3 se evidenció una estructura bimodal en la población de pinos, con un pico principal en árboles adultos (DAP mayor a 10 cm) y un pico secundario en plántulas (individuos con alturas menores a 50 cm, datos no incluidos) característica de muchas especies pertenecientes a este género (Rebertus y Williamson 1989, Williams y Johnson 1990, Williams y Johnson 1992). La desmedida frecuencia con la que ocurren los incendios privilegia el reclutamiento y establecimiento de los pinos. Además, la escasa cobertura del dosel favorece las condiciones de luz necesarias para que la tasa de crecimiento de los pinos sea mayor que la de los encinos (Williamson y Black 1981, Buckley 1984, Sánchez 1986).

La estructura y composición de especies que se encontró en el bosque de *Pinus-Quercus*, reflejan las condiciones de disturbio a la que está sometida la región. Los campesinos incendian las áreas boscosas para promover la aparición de brotes para el ganado, aunque también pueden ser ocasionados por descuido, al no establecer brechas corta fuego en la periferia de las áreas destinadas al sistema roza, tumba y quema. En el caso de que se llegaran a implementarse por un periodo largo medidas efectivas para controlar los incendios, es probable que la sucesión conduciría al bosque a etapas más maduras, donde la competencia de los pinos disminuiría y los encinos serían las especies dominantes (Redowski 1978, Crow 1988, González-Espinosa *et al.*, 1991, 1992). En un estudio realizado por Whittaker (1975), se establece que después de un incendio deben pasar aproximadamente 200 años para

que un bosque de *Pinus-Quercus* alcance su madurez, con los encinos como especies dominantes.

Contrariamente a lo que se pudiera esperar, la dominancia de *Quercus magnoliifolia* en el sitio 4 no indica que se trate de un bosque maduro. Como se observa en la Figura 5, existe una baja densidad de individuos Adultos con relación a los Juveniles 1 y 2. Su dominancia se debe a que únicamente existen 3 individuos Adultos de *Pinus pringlei*, por lo que el aporte de propágulos es mínimo. A diferencia del sitio 3, después del incendio de mayo de 1995, únicamente se encontraron unos cuantos reclutamientos de esta especie, por lo que es de esperar que este sitio se mantenga dominado por *Quercus magnoliifolia*. Aunque los encinos Adultos del sitio 4 son más pequeños que los del sitio 3, han alcanzado un tamaño que los hace resistir la embestida de los incendios.

A continuación se analiza la forma en la que el fuego modificó la estructura poblacional de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia*. Basandonos en la prueba de G, en un primer acercamiento podemos pensar que *Quercus liebmanii*, al manifestar diferencias significativas en ambos sitios, sería más sensible a los incendios que *Quercus magnoliifolia*, cuyas pruebas no resultaron significativas. Sin embargo, en las gráficas de las frecuencias antes y después del incendio (Figuras 2, 3, 4 y 5) vemos que en ambas especies son los estadios Juveniles los que realmente resultan afectados por el fuego. Los dos estadios Juveniles en ambas especies tienden a disminuir sus frecuencias después del fuego. Cabe señalar que son pocas las transiciones que se presentan en las Plántulas y Juveniles hacia categorías de mayor tamaño, y cuando éstas ocurren son mínimas. Los individuos Adultos en ningún caso mostraron cambios en sus frecuencias.

Por ello, aunque no se llevaron a cabo pruebas anatómicas, podemos suponer que en ambas especies la corteza de los individuos Juveniles es muy parecida por no encontrarse completamente desarrollada, y que la diferente respuesta al fuego entre las especies se debe principalmente a la distinta intensidad de los incendios y no a que

*Quercus magnoliifolia* sea más resistente al fuego que *Quercus liebmanii*. Podemos suponer que en el bosque de *Quercus* los incendios acontecidos (mayo de 1994 y mayo de 1995) fueron más intensos, sobre todo en el sitio 1, que el que se presentó en el bosque de *Pinus-Quercus* (mayo de 1995). Estas diferencias pueden atribuirse a que en el primer tipo de vegetación, en el sotobosque existe más material combustible que en el segundo. Además, las condiciones climáticas del sitio 1 desecan más rápido el combustible, haciendolo más propenso a incendiarse.

En los siguientes párrafos se describe la forma en la que el fuego afecta a la cobertura de los cuatro estadios de tamaño establecidos tanto para *Quercus liebmanii* como para *Quercus magnoliifolia*.

**“Plántulas”**. En ambas especies de encinos los individuos pertenecientes a este estadio pudieron sobrevivir al fuego gracias a que desde pequeños poseen una raíz pivotante, que penetra profundamente en el suelo donde la temperatura de los incendios no suele ser alta (Christensen 1985). El gran tamaño de los cotiledones de ambas especies, les permite desarrollar una raíz que funciona como “reservorio” de carbohidratos y otros elementos, que pueden ser usados en la producción de un nuevo tallo y hojas en caso de pérdida de la biomasa aérea (Aizen y Woodcock 1996, Bonfil 1998). Así las Plántulas que perdieron completamente sus tallos después del incendio, recuperaron rápidamente su cobertura original mediante la producción de rebrotes. A pesar de que no existen diferencias significativas en el factor tiempo (antes y después del incendio) del ANOVA, en promedio se nota una tendencia a aumentar su tamaño en sucesivas mediciones (Tablas 8 y 12, respectivamente). Estos resultados muestran una alta capacidad de rebrotar de estas especies desde los primeros estadios de tamaño, la cual ha sido reportada en otras especies del género (Griffin 1980, Plumb 1980, Negreiros y Snook 1984, McCreary 1990, Rodríguez 1996, Bonfil 1998, Espelta *et al.* 1999), y una rápida recuperación del follaje que también podría estar relacionada con el aprovechamiento de los nutrimentos (N, K, P, Ca, Mg y Na) liberados por el incendio (Ahlgren y Ahlgren 1960, James y Smith 1977, DeSouza *et al.* 1986, Reich *et al.* 1990). Reich *et al.* (1990) reporta en *Quercus ellipsoidalis*

niveles foliares elevados de N, P, K y Mg en sitios incendiados. El aumento en los niveles de nutrimentos foliares y la desproporción en la relación raíz/tallo a consecuencia del incendio, ocasiona una reasignación de recursos hacia la formación del tallo.

En relación con el factor sitio del ANOVA (Tablas 8 y 12), no se encontraron diferencias significativas en *Quercus liebmanii*. Sin embargo sí las hubo para *Quercus magnoliifolia*, pues el sitio 4 presenta Plántulas de mayor tamaño que el sitio 3. Estas diferencias no son atribuibles al fuego, sino a otros factores como puede ser factores ambientales relacionados con la calidad de sitio o bien, la edad ya que podrían existir individuos con varios años de edad que no sobrepasen la talla de Plántulas, como ha sido reportado en otras especies del género.

**“Juveniles 1”.** Los individuos de *Quercus liebmanii* pertenecientes al estadio Juveniles 1 tuvieron diferencias significativas tanto en el factor tiempo como en la interacción de los factores sitio-tiempo, mientras que los individuos de *Quercus magnoliifolia* únicamente tuvieron diferencias significativas en el factor tiempo (Tablas 9 y 13). De lo anterior, se puede concluir que los individuos Juveniles 1 de ambas especies resultan fuertemente afectados por los incendios superficiales. Después del incendio los tallos quedaron completamente quemados, por lo que los rebrotes tuvieron que desarrollarse a partir de la base del tallo; éstos, aunque vigorosos, no pudieron recuperar el tamaño original, al menos en el corto plazo. Desde el comienzo del estudio los individuos de esta categoría de tamaño habían perdido su dominancia apical y presentaban varios tallos como consecuencia de incendios u otras perturbaciones pasadas. Esta respuesta, aunque puede ser favorable desde el punto de vista que permite la supervivencia de un alto porcentaje de los individuos, provoca un retraso en la regeneración; los recursos tomados por el árbol se dispersan a través de los rebrotes en vez de concentrarse en ganar altura y grosor en un solo tallo.

Es necesario recordar que el sitio 1 fue incendiado un año antes (mayo de 1994) que los demás, y probablemente la intensidad de este incendio fue mayor. Este factor, aunado a las condiciones más secas y al grado de deterioro en el que se encuentra el sitio 1, seguramente provocan que la recuperación de *Quercus liebmanii* en este lugar sea mucho más lenta. Evidencia de esto es que a poco más de un año de que este sitio se incendió, el promedio de la cobertura de los rebrotes no alcanzó a cubrir ni el 50 % de la cobertura original. En el sitio 2 la recuperación de la cobertura fue más favorable, ya que dos meses después de incendiarse se recuperó un 62 % de la cobertura perdida (Tabla 9). La mejor recuperación del sitio 2 puede deberse a que el incendio que lo afectó fue de menor intensidad y/o a que se localiza en una ladera orientada hacia el norte, donde las condiciones ambientales son más húmedas y el deterioro es menor.

Los individuos Juveniles 1 de *Quercus magnoliifolia* localizados en el sitio 3 aparentemente también reponen su cobertura más rápido que los del sitio 4. Dos meses después de que se presentó el incendio, en promedio recuperaron 85 y 65 % respectivamente de su cobertura original (Tabla 13). En este caso las diferencias podrían deberse al grado de deterioro en el que se encuentra el sitio 4, donde existen evidencias de erosión, ocasionadas por el paso continuo del ganado caprino.

**“Juveniles 2”.** En *Quercus liebmanii* resultó significativa la interacción entre los factores sitio y tiempo (sitio-tiempo). Al igual que los Juveniles 1, los individuos de este estadio fueron afectados fuertemente por el fuego (Tabla 10). En el sitio 1 a un año de haberse incendiado, los individuos Juveniles 2 recuperaron el 50 % de su cobertura perdida, mientras que en el sitio 2 recuperaron el 71 % de su cobertura original dos meses después del incendio, lo que nuevamente apunta a diferencias en la “calidad del sitio”, que es superior en el sitio 2. Esta recuperación tan rápida en el sitio 2 muestra que los rebrotes producidos después del incendio pueden alcanzar un crecimiento vigoroso en un plazo de tiempo relativamente corto. Por el contrario en *Quercus magnoliifolia* no existen diferencias significativas en ninguno de los factores (Tabla 14), aunque tanto el efecto del sitio como el del tiempo tienen una “P”

asociada de 0.08, valor que no se encuentra lejos del nivel de significancia comúnmente aceptado (0.05). En promedio se observa una tendencia a disminuir el tamaño de la cobertura en el tiempo, y dos meses después del incendio los individuos Juveniles 2 de *Quercus magnoliifolia* recuperaron el 88 y 76 % de su cobertura en los sitios 3 y 4 respectivamente. En esta especie los individuos Juveniles 2 también muestran una recuperación notable de los rebrotes, que al parecer es ligeramente mayor de la que se observa en los individuos Juveniles 1 de la misma especie.

La rápida recuperación de la cobertura por parte de *Quercus magnoliifolia* no indica que esta especie sea más resistente al fuego que *Quercus liebmanii*. Como se explicó anteriormente es muy factible que éstas diferencias se deban a que el incendio que se presentó en mayo de 1994 (sitio 1) fuera más intenso que los que se presentaron un año después (sitios 2, 3 y 4). La recuperación de la cobertura de *Quercus liebmanii* en el sitio 1 es más lenta debido a que el fuego quemó el tronco principal, por lo que rebrotes con diámetros pequeños (observaciones personales) tuvieron que surgir casi desde la base de los tocones. La altura promedio de los rebrotes en el sitio 1 reafirma esta situación, a un año del incendio únicamente recuperan el 45 % de la altura original, mientras que en los sitios 2, 3, y 4 los rebrotes recuperan del 80 al 90 % de su altura original (Tabla del anexo). Además, como ya se mencionó, este sitio se localiza en una ladera con orientación sur y con un mayor deterioro, donde las condiciones más secas pudieron afectar el crecimiento de los rebrotes. Es probable, por lo tanto, que en ambas especies el daño ocasionado por el fuego en este estadio de tamaño dependa de la intensidad del mismo (Tablas 10 y 14), y que el vigor de los rebrotes esté relacionado con la calidad del sitio. Gracia y Retana (1996) documentan un fuerte efecto de la calidad del sitio en la estructura de bosques de *Q. ilex* L. sujetos a manejo en el noreste de España, pues ésta afecta tanto al tamaño de los individuos como a la densidad.

**“Adultos”.** En lo que respecta a este estadio, en ninguna de las dos especies se encontraron diferencias significativas en cuanto al tiempo y a la interacción sitio-tiempo del ANOVA, lo que permite afirmar que los árboles Adultos resisten bien el

embate de los incendios superficiales (Tablas 11 y 14). Sin embargo, pudo observarse que en los casos en que la copa de los individuos Adultos llegaba a incendiarse, el ciclo reproductivo se veía afectado debido a que por lo menos en ese año no se produjeron bellotas.

El DAP promedio de los árboles Adultos, 13 cm en *Quercus liebmanii* y 16 cm en *Quercus magnoliifolia*, les permitió soportar en buena medida el impacto de los incendios. Estos valores son semejantes a los reportados por Plumb (1980) para *Quercus agrifolia* Née, una especie nativa de California. Esta especie posee una corteza gruesa que le permite rebrotar del tronco y de las ramas. Árboles completamente quemados rebrotaron pocas semanas después de un fuerte incendio y después de cinco años lograron recuperar casi la totalidad de su cobertura perdida. Estos árboles deben poseer al menos un DAP de 15 cm para evitar ser dañados fuertemente por el fuego. La diferencia entre ambos estudios radica en la intensidad del incendio; *Quercus agrifolia* fue afectada por un incendio de copa que quemó completamente los árboles, mientras que la cobertura de *Quercus liebmanii* y *Quercus magnoliifolia* permanece casi intacta después del incendio superficial. Los incendios en la Montaña de Guerrero son de menor intensidad que en California, debido al poco material combustible que se acumula en los bosques de esta región y a las diferentes condiciones climáticas.

Por otra parte, los Adultos de ambas especies presentaron diferencias significativas en el factor sitio del ANOVA. Esta diferencia reafirma lo descrito en el análisis del valor de importancia y de la estructura poblacional: los árboles con perímetros más grandes y por lo tanto más maduros se localizan en los sitios 1 y 3, mientras que los sitios 2 y 4 contienen los individuos de menor talla y más jóvenes.

El presente estudio mostró que tanto *Quercus liebmanii* (bosque de *Quercus*) como *Quercus magnoliifolia* (bosque de *Pinus-Quercus*) presentan características que les han permitido persistir a pesar de los fuertes disturbios que representan los incendios recurrentes. En ambas especies el fuego tiene un efecto diferencial,

dependiendo de la categoría de tamaño de los árboles, lo cual coincide con lo establecido por Fowels (1965), Henderson y Long (1984) y Reich *et al.* (1990). Las Plántulas y ambos estadios juveniles responden a los incendios rebrotando, aun cuando pierdan totalmente sus tallos aéreos como consecuencia del fuego. Una proporción de los mismos, sin embargo, muere, y es probable que ésta se relacione directamente con la intensidad del fuego. Los árboles Adultos toleran los incendios debido a que cuentan con una corteza gruesa que impide su muerte.

Finalmente, es importante mencionar que de continuar la misma tendencia de incendiar indiscriminadamente los bosques templados de la Montaña de Guerrero, el deterioro de los mismos continuará a ritmo acelerado, y con ello cesará la posibilidad de mantener el aprovechamiento de los mismos. En el bosque de *Quercus* son evidentes las alteraciones ocasionadas por los incendios superficiales en la estructura poblacional de los encinos. El fuego mantiene sometidos a los estadios juveniles, y es probable que la mayoría de éstos muera antes de llegar a ser Adultos. La presión para aprovechar los estadios Adultos está aumentando y como ya se observa en algunos sitios, el bosque puede convertirse en un pastizal.

Para que la comunidad de San José Lagunas, así como otras comunidades de la zona sigan contando con leña (que en la región es importante porque es la principal fuente de combustible para consumo doméstico a la que puede acceder la población) y hojas de palma (que aportan un ingreso extra a la comunidad por la fabricación de sombreros), será necesario disminuir significativamente la frecuencia con que se presentan los incendios. Para ello es primordial realizar brechas corta fuego alrededor de los cultivos, e implementar otras medidas de control. Asimismo será necesario impedir que el ganado caprino continúe pastando libremente por todas partes, en cantidades mayores a las que el sistema puede sostener sin sufrir un fuerte deterioro, como ocurre actualmente.

En el bosque de *Pinus-Quercus* los incendios también se han encargado de mantener sometidos a los encinos de los estadios medios. Los pinos, al resistir de

mejor manera los incendios, se ven menos afectados que los encinos y continuarán dominando el paisaje por algún tiempo. Sin embargo, es probable que ni siquiera los pinos puedan soportar una frecuencia de incendios tan alta como la que se presenta en la región.

En los bosques templados los incendios controlados pueden ser recomendados en algunas ocasiones como parte del manejo forestal. Los incendios controlados son empleados para favorecer el establecimiento y el crecimiento de los pinos (más valiosos comercialmente) sobre los encinos (Sánchez 1986). Sin embargo, es necesario conocer la intensidad y la frecuencia con la que se debe quemar para mantener el bosque y el aprovechamiento sostenido de las distintas especies.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abrams, M. D. y G. J. Nowacki.** 1992. Historical variation in fire, oak recruitment, and post-logging accelerated succession in central Pennsylvania. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119(1): 19-28.
- Ahlgren, C. E.** 1974. *Effects of fires on temperate forest: North central United States.* In: T. T. Kozlowski y C. E. Ahlgren (editores). *Fires and Ecosystems* Academic Press, New York, E.U.A. 195-223 pp.
- Ahlgren, I. F. y C. E. Ahlgren.** 1960. Ecological effects of forest fires. *The Botanical Review* 26: 483-533.
- Aizen, M. A. y H. Woodcock.** 1996. Effects of acorn size on seedling survival and growth in *Quercus rubra* following simulated spring freeze. *Canadian Journal of Botany* 74: 308-314.
- Arias, C. T.** 1993. Manejo y consumo de leña en un municipio rural de subsistencia: Alcozauca, Guerrero. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 128 pp.
- Blondel, J. y J. Aronson.** 1999. *Biology and wildfire of the Mediterranean Region.* Oxford University Press, Oxford, Inglaterra. 328 pp.
- Bonfil, C. y S. Valencia.** 1993. La riqueza de los encinos. *Ciencias* 29: 13-15.
- Bonfil, C.** 1998. The effects of seed size, cotyledon reserves, and herbivory on seedlings survival and growth in *Quercus rugosa* and *Quercus laurina* (Fagaceae). *American Journal of Botany* 85(1): 79-87.

- Bonfil, C. y J. Soberón.** 1999. *Quercus rugosa* seedlings dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. *Applied Vegetation Science* 2: 189-200.
- Brady, N. C.** 1990. *The Nature and Properties of Soil*. McMillan Publishing Company, New York, EUA. 621 pp.
- Bromley, S. W.** 1935. The original forest types of southern New England. *Ecological Monograph* 5: 61-89.
- Bucley, R.** 1984. The role of fire. Response to Snyder. *Oikos* 43: 405-406.
- Buell, M. F. y F. H. Bormann.** 1955. Deciduous forest of Ponema Pt., Red Lake Indian Reservation, Minnesota. *Ecology* 36(4): 646-658.
- Bratton, S. P. y S. G. Miller.** 1994. History field system and the structure of maritime oak forest, Cumberland Island National Seashore, Georgia. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 121(1): 1-12.
- Callaway R. M. y F. W. Davis.** 1993. Vegetation dynamics, fire and the physical environment in coastal central California. *Ecology* 74(5): 1567-1578.
- Carabias, L. J.** 1979. Análisis de la vegetación de la selva alta perennifolia y comunidades derivadas de ésta en una zona cálido-húmeda de México, Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 68 pp.
- Carabias, L. J., E. Provencio y C. Toledo.** 1994. *Manejo de recursos naturales y pobreza rural*. Fondo de Cultura Económica, México D.F., México. 137 pp.
- Christensen, N. L.** 1985. *Shrubland fire regimes and their evolutionary consequence*. In: S. T. A. Pickett y P. S. White (editores). *The ecology of*

natural disturbance and patch dynamics. 455 pp. Academic Press, Orlando, Florida, E.U.A. 85-100 pp.

**Crow, T. R.** 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of northern red oak (*Quercus rubra*) – a review. *Forest Science* 34(1): 19-40.

**Cserna, Z., F. Ortega-Gutierrez y M. Palacios-Nieto.** 1980. Reconocimiento geológico de la parte central de la cuenca del alto río Balsas, Estado de Guerrero y Puebla. Libro guía de la excursión geológica a la cuenca del alto río Balsas. III reunión nacional de geotecnia y geotermia. Comisión Federal de Electricidad, México D. F., México.

**Cutter, B. E. y R. P. Guyette.** 1994. Fire frequency on an oak-hickory ridgetop in the Missouri Ozarks. *American Midland Naturalist* 132(2): 393-398.

**DeSouza, J., P. A. Silka, y S. D. Silva.** 1986. Comparative physiology of of burned and unburned *Rhus laurina* after chaparral wild fire. *Oecologia* 71: 63-68.

**Díaz, P. F. J.** 1994. Estudio de la recuperación de la vegetación y la fertilidad del suelo en terrenos sujetos al sistema tlacolole, en el municipio de Alcozauca, Guerrero. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F., México. 130 pp.

**Fowells, H. A.** 1965. *Silvics in forest trees of the United States*. United States department of agriculture, Forest service. Washington, D.C., U.S.A. Agriculture Handboock N° 271. 762 pp.

**Fuller, M.** 1991. *Forest fires: An introduction of wildland behavior, management, firefighting and prevention*. Wiley Nature Editions, John Wiley & Sons, Inc., New York, E.U.A. 237 pp.

- García, E.** 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios, México D. F., México.
- González-Espinosa, M., P. F. Quintana-Ascencio, N. Ramírez-Marcial y P. Gaytán-Guzmán.** 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forest in the higlands of chiapas, México. *Journal of Vegetation Science*. 2: 351-360.
- Gray, J.** 1989. *El registro de los microfósiles de las primeras plantas terrestres: avances en la comprensión de la adaptación temprana a la vida en la tierra firme.* En: R. Weber (compilador). Morfología, reproducción y evolución de las Arquegoniadasuna antología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F., México. 27-49 pp.
- Griffin, J. R.** 1980. *Sprouting in fire-damage valley oaks, Chews Ridge, California.* In: Symposium on ecology, management and utilization of California oaks. USDA General Technical Report PSW 44. Pacific southwest forest and range experiment station, E.U.A. 202-215 pp.
- Grimm, E. C.** 1984. Fire and others factors controlling the big woods vegetation of Minnesota in the mid-nineteenth century. *Ecological Monograph* 54: 291-311.
- Haggerty, P. K.** 1991. *Fire effects in blue oak woodland.* In: Proceedings of the symposium on oak woodland and hardwood rangeland management. USDA General Technical Report PSW 126. Pacific Southwest Research Station. Berkely, E.U.A.
- Harmon, M. E.** 1984. Survival of trees after low-intensity surface fires in great smoky mountains national park. *Ecology* 63(3): 796-802.

- Henderson, R. N. y J. N. Long.** 1984. A comparison of stand structure and fire history in two black oak woodlands in northwestern Indiana. *Botanical Gazette* 145(2): 222-228.
- I. N. E. G. I.** 1991. XI Censo general de población y vivienda 1990. Resultados definitivos Guerrero. Tomos I, II, y III. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- James, T. D. W. y D. W. Smith.** 1977. Short-term effects of surface fire on the biomass and nutrient standing crop of *Populus tremuloides* in southern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 7: 666-679.
- Komarek, E. V.** 1974. *Effects of fires on temperate forest and related ecosystems: Southeastern United States*. In: T. T. Kozlowski y C. E. Ahlgren (editores). *Fires and Ecosystems* Academic Press, New York, E.U.A. 251-277 pp.
- Kozlowski, T. T.** 1971. *Growth and Development of Trees*. Volumen II. Academic Press, New York, E.U.A. 514 pp.
- Kozlowski, T. T., P. J. Kramer and S. G. Pallardy.** 1991. *Fire*. In: T. T. Kozlowski (editor). *The physiological ecology of woody plants*. Academic Press, San Diego, E.U.A. 401-424 pp.
- Landa, R., J. Meave y J. Carabias.** 1997. Environment deterioration in rural Mexico: an examination of the concept. *Ecological Applications*. 7(1): 316-329.
- Lloret, F., J. Retana y J. M. Espelta.** 1996. *Efects dels focs i mecanismes de regeneració de les plantes*. En: J. Terradas (editor). *Ecologia del Foc*. Edicions Proa, Barcelona, España. 141-156 pp.

- Lorimer, C. G.** 1985. *The Role of Fire in the Perpetuation of Oak Forests. Proceedings, Challengers in Oak Management and Utilization.* In J. E. Johnson (editor). Cooperative Extension Service, University of Wisconsin, Madison, E.U.A. 8-25 pp
- Masera, O. R., M. J. Ordoñez y R. Dirzo.** 1997. Carbon emissions from Mexican forest: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.
- McCreary, D. D., W. D. Tietje, R. H. Schmidt, R. Gross, W. H. Weitkamp, B. L. Willoughby y F. L. Bell.** 1991. *Stump sprouting of blue oaks in California.* In: proceedings of the symposium on oak woodland and hardwood rangeland management. USDA General technical report PSW 126. Pacific Southwest research station, Berkeley, E.U.A.
- McGee, G. G.** 1995. Understory response to springtime prescribed fire in two New York transition oak forest. *Forest Ecology and Management* 76: 149-168.
- Meave, C. J.** 1990. *Estructura y composición de la selva alta perennifolia de los alrededores de Bonampak.* Instituto Nacional de Antropología e Historia, México D. F., México. 147 pp.
- Mikan C. J., D. A. Orwig y M. D. Abrams.** 1994. Age structure and successional dynamics of a presettlement-origin chestnut oak forest in the Pennsylvania Piedmont. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 121(1): 13-23.
- Morán, D.** 1990. *La geología de la república mexicana.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- Müller-Using, B.** 1994. *Contribuciones al conocimiento de los bosques de Encino y Pino-Encino en el Noreste de México.* Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León en cooperación con

Forstwissenschaftlicher Fachbereich der Universität Göttingen, Alemania.  
Linares, México. 194 pp.

**Naveh, Z.** 1974. *Effects of fires in mediterranean region*. In: T. T. Kozlowski y C. E. Ahlgren (editores). *Fires and Ecosystems*. Academic Press, New York, E.U.A. 401-434 pp.

**Negreros, C. P. y L. Snook.** 1984. *Análisis del efecto de la intensidad de corta sobre la regeneración natural de pinos en un bosque de pino-encino*. *Ciencia forestal* 47(9): 48-61.

**Nixon, K. C.** 1993. The genus *Quercus* in Mexico. In T. P. Ramarmoomthy R. Bye y J. E. Fa (editores). *Biological diversity of Mexico*, Oxford University Press, Oxford, Inglaterra. 439-458 pp.

**Nowacki, G. J., M. D. Abrams y C. G. Lorimer.** 1990. Composition, structure and historical development of northern red oak stand along an edaphic gradient in north-central Wisconsin. *Forest Science* 36: 276-292.

**Nyland, R. D., L. P. Abrahamson y K. B. Adams.** 1982. Use of fire for regenerating red and white oak in New York, In: *America's hardwood forest: opportunities unlimited*. Proceedings of the Society of American Forest National Convention, 19-22 September 1982, Cincinnati, OH. E.U.A.. 163-167 pp.

**Obieta, C. y K. J. Sarukhán.** 1981. Estructura y composición de la vegetación herbácea de un bosque uniespecífico de *Pinus harwegii*. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 41: 75-123.

- Ortega-Gutierrez, F.** 1978. Estratigrafía del complejo Acatlán en la Mixteca Baja, Estados de Puebla y Oaxaca. *Revista del Instituto de Geología* (Universidad Nacional Autónoma de México) 2(2): 112-131.
- P. A. I. R.** 1990. Documento de evaluación sobre diagnóstico ecológico, presentado en la primera reunión de evaluación Programa para el Aprovechamiento Integral de los Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México.
- Paysen, T. E. y M. G. Narrow.** 1993. Tree mortality 6 years after burning a thinned *Quercus chrysolepis* stand. *Canadian Journal Forest Research* 23: 2236-2241.
- Perry, P. J.** 1991. *The pines of Mexico and Central America*. Timber press, Portland, E.U.A. 231 pp.
- Plumb, T. R.** 1980. *Response of oaks to fire*. En: Symposium on ecology, management and utilization of California oaks. USDA General Technical Report PSW 44. Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station, EUA. 202-215 pp.
- Quintana-Ascencio, P. F., M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial.** 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth *Quercus crispipilis* in successional forest of the highlands of Chiapas, Mexico. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119(1): 6-18.
- Reich, P. B., M. D. Abrams, D. S. Ellsworth, E. L. Kruger y T. J. Tabone.** 1990. Fire affects ecophysiology and community dynamics of central Wisconsin oak forest regeneration. *Ecological Society of America* 71: 2179-2190.
- Rebertus, A. J., G. B. Williamson y E. B. Moser.** 1989. Longleaf pine pyrogenicity and turkey oak mortality in Florida xeric sandhills. *Ecology* 70(1): 60-70.

- Retana J.** 1996. *Característiques de intensitat i extensió dels incendis*. En: J. Terradas (editor). *Ecologia del Foc*. Ediciones Proa, Barcelona, España. 59-62 pp.
- Rodríguez, T. D. A. y A. P. Sierra.** 1992. Bosquejo histórico sobre diversos aspectos de los incendios forestales en México. *Ciencia forestal en México* 72(17): 115-174.
- Rodríguez, T. D. A.** 1996. *Incendios forestales*. Universidad Autónoma Chapingo y Mundi Prensa, México D. F., México. 630 pp.
- Russell, E. W. B.** 1980. Vegetation change in northern New Jersey from precolonization to the present: a palynological interpretation. *Bulletin of Torrey Botanical Club* 107: 432-446.
- Rzedowski, J.** 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México D. F., México. 432 pp.
- Sánchez, L. R.** 1986. Estudio de la sucesión forestal en la sierra de Juárez, Oaxaca, México, después de un incendio forestal superficial. *Biótica* 11(4): 219-231.
- Sarukhán, K. J.** 1968. Análisis sinecológico de las selvas de *Terminalia amazonia* en la planicie costera del Golfo de México. Tesis de maestría, Colegio de Posgraduados, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México.
- SEMARNARP.** 1990, 1995, 1999. *Incendios forestales*. SEMARNARP, México D. F., México. Folleto.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf.** 1995. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, New York, E.U.A. 887 pp.

- Sosa, C. V., O. Cedeño, E. Rodríguez, R. Martínez y A. Raygoza.** 1999. *Incedios forestales*. SEGOB Y SEMARNARP, México D. F., México. 56 pp.
- Swan F. R.** 1970. Post-fire response of four plant communities in south-central New York state. *Ecology* 51(6): 1074-1082.
- Tester, J. R.** 1989. Effects of fire frequency on oak savanna in east-central Minnesota. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 116(2): 134-144.
- Toledo, C. A.** 1994. Diagnóstico ecogeográfico y ordenamiento ambiental del municipio de Alcozauca, Guerrero a través de un SIG. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 207 pp.
- Turner, M. G., Y. Wu, L. L. Wallace, W. H. Romme y A. Brenkert.** 1994. Simulating winter interactions among ungulates, vegetation and fire in northern Yellowstone park. *Ecological Applications* 4(3): 472-496.
- Valiente-Banuet, A.** 1984. Análisis de la vegetación de la región de Gómez Farías, Tamaulipas. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 63 pp.
- Valencia, A. S.** 1995. Contribución al género *Quercus* (Fagaceae) en el estado de Guerrero México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 153 pp.
- Viro, P. J.** 1974. *Effects of forest fires on soil*. In: T. T. Kozlowski y C. E. Ahlgren (editores). *Fires and Ecosystems* Academic Press, New York, E.U.A. 7-45 pp.
- Wagner, W. W.** 1961. Guidelines for estimating the survival of fire damage trees in California. United State Department Agriculture, Forest Service Pacific.

Southwest Forest Range Experimental Station. Berkeley, California E.U.A. 11 pp.

- Williamson, G. B. y E. M. Black.** 1981. High temperature of forest fires under pines as a selective advantage over oaks. *Nature* 293: 643-644.
- Williams, C. E. y W. C. Johnson.** 1990. Age structure and the maintenance of *Pinus pungens* in Pine-oak forest of southwestern Virginia. *American Midland Naturalist* 124: 130-141.
- Williams, C. E. y W. C. Johnson.** 1992. Factors affecting recruitment of *Pinus pungens* in the southern Appalachian mountains. *Canadian Journal Forest Reserch* 22: 878-887.
- Williams, C. E. y W. C. Johnson.** 1992. Factors affecting recruitment of *Pinus pungens* in the southern Appalachian Mountains. *Canadian Journal of Forest Reserch* 22: 878-887.
- Whitney, G. G.** 1986. Relation of Michigan's presettlement pine forest to substrate and disturbance history. *Ecology* 67: 667-648.
- Whittaker, R. H.** 1975. *Comunities and Ecosystems*. McMillan, New York, E.U.A. 385 pp.
- Zavala, F.** 1990. Los encinos mexicanos: un recurso desaprovechado. *Ciencia y Desarrollo* 95: 43-51.
- Zavala, F. y E. García.** 1997. Plántulas y rebrotes en la regeneración de encinos en la sierra de Pachuca, Hidalgo. *Agrociencia* 31(3): 323-329.

**Zavala, F.** 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3): 269-276.

**Zavala, M. A., J. M. Espelta y J. Retana.** 2000. Contrains and trade-offs in the Mediterranean plant communities; the case of holm oak-aleppo pine forest. *Botanical Review* 66(1): in press.

Anexo 1. Características de los estadios poblacionales de los encinos en cada sitio en las distintas fechas, número de individuos, promedio y desviación estándar de la altura, cobertura y área basal.

Estadio	Especie	Sitio	Fecha	Altura (m)			Cobertura (m <sup>2</sup> )			Área basal (m <sup>2</sup> )		
				Núm	Prom	Desv est	Núm	Prom	Desv est	Núm	Prom	Desv est
Adultos	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 1	14-Feb-93	37	7.02	1.36	30	23.29	18.55	37	209.16	127.08
Adultos	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 1	12-Jul-95				36	25.87	21.45	36	216.68	132.83
Adultos	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 2	30-Jun-93	45	6.50	1.65	45	12.09	7.98	45	104.74	62.11
Adultos	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 2	10-Jul-95				43	9.48	6.48	43	106.41	64.02
Adultos	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 3	5-Nov-93	12	6.79	2.20	12	19.84	12.87	12	300.18	216.88
Adultos	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 3	11-Jul-95				11	30.36	18.63	11	332.09	203.59
Adultos	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 4	21-Feb-94	26	4.50	1.10	26	10.57	15.01	20	285.85	431.32
Adultos	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 4	13-Jul-95				24	12.01	17.58	18	224.63	361.99
Juveniles 2	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 1	29-Feb-94	20	1.88	0.66	20	1.36	1.14			
Juveniles 2	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 1	26-Nov-94	18	0.72	0.19	18	0.58	0.37			
Juveniles 2	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 1	12-Jul-95	18	0.85	0.23	18	0.75	0.36			
Juveniles 2	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 2	2-Mar-94	19	1.29	0.35	19	0.79	0.45			
Juveniles 2	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 2	28-Nov-94	19	1.22	0.38	19	1.06	0.56			
Juveniles 2	<i>Q. liebmanii</i>	Sitio 2	13-Jul-95	19	0.98	0.66	19	0.76	0.49			
Juveniles 2	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 3	11-May-94	17	1.40	0.29						
Juveniles 2	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 3	29-Nov-94	17	1.51	0.38	17	0.97	0.32			
Juveniles 2	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 3	13-Jul-95	17	1.35	0.54	17	0.85	0.36			
Juveniles 2	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 4	30-Feb-94	57	1.78	0.61	57	0.68	0.46			
Juveniles 2	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 4	26-Nov-94	56	2.01	0.80	56	1.26	0.73			
Juveniles 2	<i>Q. magnoliifolia</i>	Sitio 4	11-Jul-95	54	1.82	0.85	54	0.96	0.57			

