



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DINÁMICA SUCESIONAL COMO RESPUESTA A
DIFERENTES TIPOS DE DISTURBIOS**

TESIS QUE PRESENTA

Miguel Angel Ruiz Gonzalez

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCTIVIDAD EN AGROECOSISTEMAS

DIRECTORA DE TESIS

Dra. Gisela Virginia Campos Angeles

Ex-Hacienda de Nazareno, Xoxocotlán, Oaxaca.
Agosto de 2019.





EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DINÁMICA SUCESIONAL COMO
RESPUESTA A DIFERENTES TIPOS DE DISTURBIOS**

TESIS QUE PRESENTA

Miguel Angel Ruiz Gonzalez

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCTIVIDAD EN AGROECOSISTEMAS

DIRECTORA DE TESIS

Dra. Gisela Virginia Campos Angeles



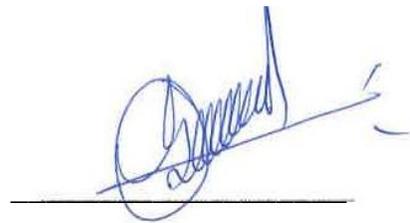
Ex-Hacienda de Nazareno, Xoxocotlán, Oaxaca.
Agosto de 2019.

La presente tesis titulada: **“Composición florística y dinámica sucesional como respuesta a diferentes tipos de disturbios”** fue realizada bajo la dirección del Comité de Asesores indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCTIVIDAD EN AGROECOSISTEMAS

DIRECTORA:

DRA. GISELA VIRGINIA CAMPOS ÁNGELES



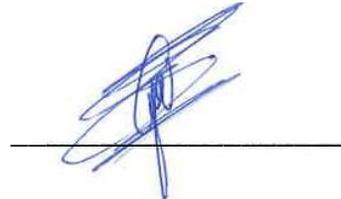
CO-DIRECTOR:

M. C. VALENTÍN JOSÉ REYES HERNÁNDEZ



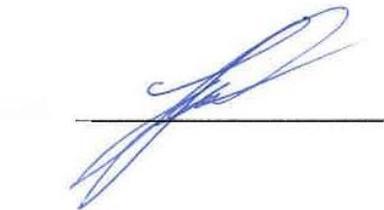
ASESOR:

DR. GERARDO RODRÍGUEZ ORTÍZ



ASESOR:

DR. JOSÉ RAYMUNDO ENRÍQUEZ DEL VALLE



	Nombre de la Información Documentada:	Código: ITVO-AC-PR-08-02
	Autorización de entrega de tesis del Comité.	Revisión: 0
	Referencia a la Norma ISO 9001:2015 8.2.1, 8.2.2, 8.2.3, 8.5.2	Página 1 de 1

Nazareno Xoxocotlán, Oaxaca, a 16 de Agosto de 2019

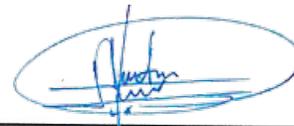
MIGUEL ÁNGEL RUIZ GONZÁLEZ
ESTUDIANTE DEL PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN PRODUCTIVIDAD EN AGROECOSISTEMAS
P R E S E N T E

Los que suscriben, miembros de su Comité Tutorial, le comunicamos que hemos revisado el contenido de su tesis "Composición florística y dinámica sucesional como respuesta a diferentes tipos de disturbios". Por lo que con base en los lineamientos para la Operación de Estudios de Posgrado en el Tecnológico Nacional de México se le otorga la **AUTORIZACIÓN** para que proceda a la entrega del documento final de la misma en formato digital (PDF); para continuar con su trámite y asignarle la fecha de su examen de grado.

Sin más por el momento nos permitimos reconocer su esfuerzo y felicitarle por el logro de su documento de tesis.



GISELA VIRGINIA CAMPOS ÁNGELES
DIRECTORA DE TESIS



VALENTÍN JOSÉ REYES HERNÁNDEZ
CO - DIRECTOR



GERARDO RODRÍGUEZ ORTIZ
ASESOR



JOSÉ RAYMUNDO ENRÍQUEZ DEL VALLE
ASESOR



SALVADOR LOZANO TREJO
ENCARGADO DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

	Nombre de la Información Documentada: Autorización de entrega de Tesis DEPI.	Código: ITVO-AC-PR-08-03 Revisión: 0
	Referencia a la Norma ISO 9001:2015 8.2.1, 8.2.2, 8.2.3, 8.5.2	Página 1 de 1

EXPEDIENTE: 20DIT0009G
 Nazareno, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, 16/Agosto/2019
 No. de Oficio: DEPI/642/2019
 Asunto: Autorización.

MIGUEL ÁNGEL RUIZ GONZÁLEZ
ESTUDIANTE DEL PROGRAMA DE MAESTRIA EN CIENCIAS
EN PRODUCTIVIDAD EN AGROECOSISTEMAS
P R E S E N T E

Con base en los Lineamientos para la Operación de Estudios de Posgrado en el Tecnológico Nacional de México, respecto a la presentación del examen de grado, me es muy grato comunicarle que esta División de Estudios de Posgrado e Investigación a mi cargo, **AUTORIZA** la entrega del documento final de su tesis en formato digital (PDF) titulada: “Composición florística y dinámica sucesional como respuesta a diferentes tipos de disturbios”.

Cuyo contenido ha sido revisado y aprobado por su Comité Tutorial y cumple en lo general con el formato establecido para este documento, como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Productividad de Agroecosistemas.

Sin más por el momento le felicito cordialmente por el logro de esta meta y le reitero el respaldo institucional de su Alma Mater.

ATENTAMENTE
“Ciencia y Tecnología para el Campo”

SALVADOR LOZANO TREJO
ENCARGADO DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN


S. E. P.
 INSTITUTO TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO
 VALLE DE OAXACA
 DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
 POSGRADO E INVESTIGACIÓN
 Clave: 20DIT0009G
 Nazareno Xoxocotlán, Oax.

El presente trabajo se llevó a cabo con el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), a través del número de becario (849280), con el tema de investigación **“Composición florística y dinámica sucesional como respuesta a diferentes tipos de disturbios”**.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Gisela Virginia Campos Angeles, por el apoyo en la realización del escrito y orientación durante el Programa de Maestría.

Al Dr. Valentín José Reyes Hernández, por su apoyo durante la estancia de investigación en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo y por su disposición en la revisión del escrito.

Al Dr. Gerardo Rodríguez Ortiz, por su constante apoyo en los análisis y orientación en la redacción del escrito.

Al Dr. José Raymundo Enríquez del Valle, por su apoyo en la redacción del escrito.

ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE DE CUADROS.....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
ÍNDICE DE ANEXOS.....	vi
RESUMEN.....	vii
ABSTRACT.....	viii
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO II REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1 Diversidad biológica.....	4
2.1.1 Bosques templados en México.....	6
2.1.2 Estado de conservación.....	8
2.2 Papel ecológico de los bosques.....	9
2.2.1 Productividad primaria en bosques.....	10
2.2.2 Bienes y servicios ecosistémicos.....	10
2.3 Aprovechamiento forestal.....	12
2.3.1 Productos forestales maderables (PFM).....	13

2.3.2 Productos forestales no maderables (PFNM).....	14
2.3.3 Clases de aprovechamiento forestal (AF)	15
2.4 Factores implicados en la degradación forestal.....	17
2.4.1 Incendios forestales.....	17
2.4.2 Actividades agropecuarias y ganadería.....	19
2.4.3 Plagas y enfermedades.....	20
2.4.4 Contaminación	21
2.4.5 Fenómenos naturales.....	22
2.5 Dinámica de bosques.....	23
2.5.1 Densidad y tipos de rodales	25
2.5.2 Bosques primarios.....	26
2.5.2.1 Características	27
2.5.3 Bosques secundarios	28
2.5.3.1 Características	29
2.6 Descripción de características estructurales	31
2.6.1 Estructura horizontal.....	32
2.6.2 Estructura vertical.....	33
2.7 Sucesión ecológica	34
2.7.1 Sucesión primaria.....	35
2.7.2 Sucesión secundaria	36
2.8 Regeneración natural	38
2.8.1 Importancia y beneficios.....	40
2.9 Estudios de vegetación.....	41
2.9.1 Inventarios forestales	41
2.9.2 Métodos para estimar diversidad vegetal	44
2.9.2.1 Diversidad alfa (α)	45
2.9.2.2 Diversidad beta (β).....	46
2.9.2.3 Diversidad gamma (σ).....	47
 CAPÍTULO III RESPUESTA VEGETAL A DIFERENTES TIPOS DE DISTURBIOS EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO DEL SUR DE OAXACA .	 48
3.1 Resumen.....	48
3.2 Abstract	49
3.3 Introducción	50

3.4 Materiales y métodos	53
3.4.1 Área de estudio.....	53
3.4.2 Establecimiento de cronosecuencias.....	53
3.4.3 Análisis estructural de la vegetación.....	54
3.4.4 Manejo y análisis de datos	55
3.5 Resultados y discusión	56
3.5.1 Composición florística.....	56
3.5.2 Estructura poblacional y cambios sucesionales.....	62
3.6 Conclusiones	68
3.7 Literatura citada	69
CAPÍTULO IV REGENERACIÓN NATURAL EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO AFECTADO CON DIFERENTES DISTURBIOS	75
4.1 Resumen	75
4.2 Abstract	76
4.3 Introducción	78
4.4 Materiales y métodos	80
4.4.1 Área de estudio.....	80
4.4.2 Regeneración natural y estimación de biomasa	81
4.4.4 Manejo y análisis de datos.....	82
4.5 Resultados y discusión	83
4.5.1 Regeneración natural, biomasa de hojarasca y herbáceas	83
4.6 Conclusiones	91
4.7 Literatura citada	91
CAPÍTULO V CONCLUSIONES GENERALES	96
CAPÍTULO VI RECOMENDACIONES	98
CAPÍTULO VII LITERATURA CITADA	99
CAPÍTULO VIII ÍNDICE DE ANEXOS	114

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Bienes y servicios ecosistémicos (CONABIO, 2006).....	11
2. Tipos de inventarios forestales (Sabogal, 2004).....	43
3. Ecuaciones para analizar estructura y diversidad.....	55
4. Índices de diversidad alfa.....	61
5. Análisis de porcentajes de similitud (SIMPER).....	65
6. Dominancia relativa (DR), densidad relativa (DN), frecuencia relativa (FR) e índice de valor de importancia (IVI) de las cronosecuencias evaluadas.....	67
7. Ecuaciones para estimar el índice para la regeneración natural (IVI_{RN}) y área máxima de copa (AMC).....	81
8. Área máxima de copa, no de árboles ha^{-1} e índice de valor de importancia de la regeneración natural (IVI_{RN}).	85
9. Biomasa ($t\ ha^{-1}$) de herbáceas y hojarasca.....	90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Ubicación geográfica de las parcelas de muestreo en San Francisco Sola de Vega, Oaxaca.....	54
2. Riqueza y densidad de individuos durante la temporada de estiaje (a) y de lluvias (b). C1=área sin intervención; IF-1, IF-5, IF-6=incendios forestales ocurridos hace 1, 5 y 6 años antes; DA-8, DA-20=áreas con descanso agrícola de 8 y 20 años.....	59
3. Índice de similitud de Jaccard entre las cronosecuencias evaluadas. Letras iguales en la misma fila indican la no existencia de diferencias estadísticas (Tukey, 0.05); I=desviación estándar.....	62
4. Riqueza de especies de acuerdo con sus formas de vida.	64
5. Ubicación de las cronosecuencias en las áreas estudiadas.....	80
6. Prueba de Kruskal-Wallis aplicado a las clases de altura y diámetro.....	87
7. Distancia media entre sitios evaluados, considerando variables físicas y químicas del suelo.....	89

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo	Página
1. Inventario de especies vegetales registradas en el bosque de pino- encino de San Francisco Sola de Vega.....	114

RESUMEN

En este estudio se analizó la composición florística y dinámica sucesional como respuesta de la comunidad vegetal ante diferentes tipos de disturbios en un bosque de pino-encino de Oaxaca, México. Mediante un muestreo dirigido se establecieron 28 parcelas de 400 y 100 m². En 400 m² se realizó un censo de especies vegetales durante la temporada de estiaje y lluvias. Se hizo un análisis de diversidad alfa (H), beta (J), estructura vertical y horizontal. Se estimó la regeneración natural (IVI_{RN}) en parcelas de 100 m², además se hizo un análisis físico y químico de suelo. La mayor riqueza (89) se registró durante la temporada de lluvias ($p=0.01$) en el área con descanso agrícola durante 20 años, la mayoría herbáceas de la familia Asteraceae. La menor riqueza se observó en el área con incendio de un año atrás (Shannon=1.26 y Shannon=1.60) en ambas temporadas. El índice de valor de importancia más alto (86.55%), fue calculado para *Pinus lawsonii* Roetzl en el área con incendio de 6 años atrás. Los géneros *Quercus* (IVI_{RN}=27.44), *Pinus* (IVI_{RN}=9.25), *Calliandra* (IVI_{RN}=23.72) y *Juniperus* (IVI_{RN}=5.30) mostraron la mayor regeneración natural, que está relacionada con las propiedades físicas y químicas del suelo. Por ello, la vegetación responde de acuerdo con las condiciones de sitio, tipo de disturbio, tiempo de ocurrencia e intensidad del mismo y el mecanismo de regeneración natural estuvo condicionado por las características propias de las especies, como su capacidad de rebrote, medios de dispersión, flora asociada y características del suelo.

ABSTRACT

In this study, the floristic and successional dynamic composition was analyzed as a response of the plant community to different types of disturbances in a pine-oak forest of Oaxaca, Mexico. Through directed sampling, 28 plots of 400 and 100 m² were established. In 400 m² a census of plant species was carried out during the rainy and dry season. An analysis of diversity alpha (H), beta (J), vertical and horizontal structure was made. Natural regeneration (IVI_{RN}) was estimated in plots of 100 m², a physical and chemical analysis of soil was also made. The greatest wealth (89) was recorded during the rainy season ($p = 0.01$) in the area with agricultural rest for 20 years, mostly herbaceous of the Asteraceae family. The lowest wealth was observed in the area with fire from a year ago (Shannon= 1.26 and Shannon= 1.60) in both seasons. The highest value index (86.55%), was calculated for *Pinus lawsonii* Roezl in the area with fire from 6 years ago, the genera *Quercus* (IVI_{RN}= 27.44), *Pinus* (IVI_{RN}= 9.25), *Calliandra* (IVI_{RN}= 23.72) and *Juniperus* (IVI_{RN}= 5.30) showed the highest natural regeneration, which is related to the physical and chemical properties of the soil. Which is why the vegetation responds and according to the conditions of the site, type of disturbance, time of occurrence and intensity of the same and the mechanism of natural regeneration was conditioned by the characteristics of the species, such as their capacity for regrowth, means of dispersion, associated flora and characteristics of the ground.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales son un reservorio importante para albergar biodiversidad (CONAFOR, 2009). Los bosques templados de México son el segundo bioma más grande del país y albergan gran biodiversidad (Guzmán-Mendoza *et al.*, 2014). Abarcan aproximadamente de 46 a 47 millones de ha, lo cual representa el 23.4 % del territorio nacional. Se distribuyen principalmente en la Sierra Madre Occidental, el Eje Neovolcánico, la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre del Sur (Gonzalez-Medrano, 2004; Sánchez *et al.*, 2009). Asimismo, Oaxaca cuenta con una extensión de 9.3 millones de hectáreas de los cuales 3.3 millones están cubiertos por bosques templados y tropicales, su gran riqueza de flora y fauna se debe a la ubicación geográfica ya que alrededor del 90 % de su superficie se ubica en zonas montañosas, lo cual da lugar a climas variados, diversos ecosistemas, condiciones fisiográficas, variada estructura geológica y edafológica (Grupo Mesófilo A. C., 2013). Sin embargo, como consecuencia del

enorme crecimiento poblacional y por la afectación de diversas actividades humanas como las prácticas de aprovechamiento, los disturbios naturales, inducidos o accidentales que varían según el agente perturbador, región, tiempo y magnitud del mismo (Bebi *et al.*, 2017) alteran la dinámica de los ecosistemas naturales y lo anterior se ve reflejado en la capacidad que tienen dichos ecosistemas para proveer bienes y servicios ecosistémicos (Sommerfeld *et al.*, 2018). Éstos disturbios inciden en el establecimiento o restauración de la regeneración natural (Aguirre *et al.*, 2015). Propician la generación de bosques secundarios con una disminución en biomasa y producción primaria neta, por ello la biomasa forestal es importante para evaluar la productividad en bosques (Gautam & Mandal, 2016). Después de un disturbio los ecosistemas forestales responden mediante diversos mecanismos de sucesión ecológica con el establecimiento de nuevas especies, procesos y estructuras. Que por lo general provocan el aumento de la riqueza de las especies colonizadoras tempranas (Maggi *et al.*, 2011). Como consecuencia de los disturbios en los bosques quedan desechos de madera y hojarasca, los cuales son componentes esenciales para que la vegetación del sotobosque en su mayoría compuesta por especies herbáceas y arbustivas prosperen debido a la escasa cobertura de los árboles (Swanson *et al.*, 2011). Las especies pioneras (herbáceas y arbustos) influyen en el crecimiento de árboles jóvenes que aumentan después de al menos seis años de haber ocurrido el disturbio y con el tiempo los ecosistemas recuperan su capacidad funcional y estructural (Yazaki, *et al.*, 2016). Bajo este enfoque, la comprensión acerca de las interacciones de las especies es clave para la comprensión de procesos ecológicos (Maggi *et al.*, 2011) y la vegetación se

convierte en un indicador importante para evaluar la degradación de los bosques (Miyamoto *et al.*, 2018). Al mismo tiempo el conocimiento sobre estructura, diversidad y dinámica vegetacional de los ecosistemas, son componentes base para emplear una gestión adecuada de los ecosistemas forestales, generando así bienes socioeconómicos y la conservación de los mismos (Evans, 2014). Además, son estudios base para considerar en futuras acciones de restauración ecológica y para rehabilitar suelos degradados (Harris *et al.*, 2006). Por ello, el objetivo general del estudio fue evaluar la composición florística y dinámica sucesional como respuesta de la comunidad vegetal ante diferentes tipos de disturbios en un bosque de pino-encino de San Francisco Sola de Vega, Oaxaca. A través de la comparación de la estructura, diversidad y riqueza de especies vegetales entre las zonas afectadas, tomando como referencia zonas no intervenidas y evaluar la regeneración natural para analizar los cambios sucesionales de la composición florística y estructura poblacional. Los resultados mostraron que la respuesta del bosque es dinámica a través del tiempo de acuerdo con el tipo de disturbio que lo haya afectado.

CAPITULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Diversidad biológica

Hace referencia a la variabilidad de la vida y a los ecosistemas, constituye el capital social natural de las naciones (Marín, 2011), al número de especies en un lugar determinado, en una forma más amplia que incluye las variaciones existentes dentro y entre los organismos vivos, así como de las complejas relaciones presentes entre los organismos, que pueden darse de manera natural o producto de las modificaciones o alteraciones realizadas en el entorno por el ser humano (Cantú, 2017). Según Martínez-Meyer *et al.* (2014), la diversidad biológica se debe registrar, describir, caracterizar, comprender y conservar ya que de ésta depende el buen mantenimiento del medio ambiente. Dicha diversidad sustenta el bienestar humano en numerosas comunidades indígenas y es utilizada en su cultura e identidad a través de diversos servicios

ecosistémicos. La OMS (2019), señala que esta diversidad ofrece diversos beneficios y conocimientos importantes para las amplias áreas de la biología, las ciencias de la salud y la farmacología (medicina). Suele describirse en tres niveles, los cuales se describen a continuación:

- Comprende la variación genética dentro y entre poblaciones de especies.
- Variación entre especies (número, abundancia, rareza y endemismo).
- Variación entre ecosistemas y la forma en que las especies interactúan entre sí, con su entorno, composición, estructura, función de los ecosistemas y la existencia de variabilidad biológica (Burley, 2002). Dicha diversidad se encuentra representada y distribuida en los diversos ecosistemas que se encuentran en el planeta.

En México alrededor del 70.2 % del territorio está cubierto por casi todos los tipos de vegetación existentes en el país, de los cuales 138 millones de ha corresponden a ecosistemas forestales (Zamora, 2016). Además, ocupa el cuarto lugar en biodiversidad a nivel mundial. Alberga un gran número de especies endémicas. Dicha riqueza provee beneficios ecológicos, sociales y económicos (CONAFOR *et al.*, 2008). En el país se encuentra entre 10 y 15% de todas las especies terrestres, ocupa el primer lugar con 717 especies de reptiles, cuarto lugar en anfibios con 295 y tercero con 500 especies de mamíferos. Con respecto a especies vegetales se considera que ocupa el cuarto lugar en plantas con flores

con alrededor de 25,000 especies (Plascencia *et al.*, 2011). Destacan las especies del género *Quercus* (Fagaceae) con una amplia distribución en México, por ello es el país con mayor riqueza de encinos y el estado de San Luis Potosí alberga la mayor diversidad (Sabás-Rosales *et al.*, 2015). Los pinos (*Pinus*) son dominantes en diversos tipos de vegetación existentes. En el territorio mexicano, las coníferas están representadas por cuatro familias: Pinaceae con 4 géneros y 61 especies; Cupressaceae con 4 géneros y 29 especies; Podocarpaceae, 1 género y 3 especies y Taxaceae con 1 especie. De las cuales 94 son especies mexicanas y 43 endémicas (Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014).

2.1.1 Bosques templados en México

Es un bioma que abarca de 46 a 47 millones de ha, lo cual representa el 23.4% del territorio nacional. Se distribuyen en la Sierra Madre Occidental, Eje Neovolcánico, Sierra Madre Oriental y Sierra Madre del Sur (Gonzalez-Medrano, 2004; Sánchez-Colon, 2009). Es el segundo bioma más grande del país y alberga gran biodiversidad (Guzmán-Mendoza *et al.*, 2014). En su caso, el estado de Oaxaca cuenta con una extensión de 9.3 millones de ha, de los cuales 3.3 millones de ha corresponden a bosques templados y tropicales (Grupo Mesófilo A. C, 2013). Según Rzedowski (2006), y Granados-Sánchez (2007), los tipos de vegetación representativos de la zona templada de México son los siguientes:

- Bosque de pino-encino: se distribuyen entre las zonas montañosas de México, principalmente en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental,

Eje Neovolcánico y Sierra Madre del Sur. Su mayor distribución se localiza a altitudes de 1200 a 3200 m, aunque se pueden encontrar en altitudes menores. Se desarrollan en sustrato ígneo y en menor proporción sedimentario y metamórfico, sobre suelos someros, profundos y rocosos como cambisoles, leptosoles, luvisoles y regosles (INEGI, 2014).

- Bosque de pino: tienen una extensión de 5, 238,681 ha, localizados en las zonas montañosas, con altitudes entre 1500 y 3000 m, donde las temperaturas oscilan entre 6 y 28 °C.

- Bosque de encino: con una extensión aproximada de 9, 516, 561 ha es una asociación vegetal que se distribuye en casi todo el territorio mexicano, desde altitudes a nivel del mar hasta los 3100 m.

- Bosque de *Juniperus* spp: se distribuye en pequeñas áreas de la Sierra Madre Oriental de Tamaulipas y Chiapas.

- Bosque de oyamel: se distribuyen en el Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Sur y Norte de Oaxaca y en Chiapas, cuenta con una extensión de 193,717 ha.

- Bosque de *Cupressus* spp: se distribuyen en la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental, Eje neovolcánico, Sierra madre

de Chiapas, Sierra de Baja California, Macizo de Oaxaca y en cañadas con suelos profundos, de climas húmedos con variaciones de altitud entre 1800 y 3000 m.

- Bosque de *Pseudotsuga* y de *Picea*: presentan una distribución reducida en los estados de Coahuila, Nuevo León, Puebla, Chihuahua y Durango. En altitudes de 2000 a 3200 m.

2.1.2 Estado de conservación

Los bosques son una de las principales prioridades de conservación mundial. Sin embargo, la identificación y evaluación del estado de conservación y amenaza de las especies de árboles de los bosques es una tarea que no se realiza con frecuencia (Tejedor *et al.*, 2012). Dichos ecosistemas cubren el 30% del área total de la tierra. Sin embargo, sus extensiones siguen en constante decremento. Los bosques primarios abarcan el 36%, pero se pierden o modifican 6 millones de ha cada año. Las plantaciones forestales aumentan, pero no llegan a representar el 5% del área total de bosques naturales. El 34% del área total de bosques de la tierra se clasifican como bosques de producción (1,347 millones de ha) (Sosa, 2008). Se consideran bosques conservados donde es baja la densidad de población humana y cuando el ambiente permite que los factores abióticos y bióticos prosperen de forma natural. La conservación del medio ambiente comprende la protección de la composición, estructura y funcionamiento de todos

los elementos que constituyen la biodiversidad (Campo-María y Duval-Soledad, 2014). CONABIO (2012), reportó que para el año 2007, que alrededor de 29% de la cubierta vegetal natural en México se había transformado por cambios de usos del suelo. Por ello, se hace extensa el área de bosques y selvas secundarios (Chapela, 2012). Las selvas se degradan en un 42%, seguida por los bosques mesófilos de montaña (40%), los bosques templados (27%) y los matorrales (10%). Actualmente las áreas protegidas cubren aproximadamente 12.9% de la superficie del país. Por lo que es prioritario emplear acciones de conservación y mitigación de daños en los ecosistemas.

2.2 Papel ecológico de los bosques

Son un reservorio importante para todos los organismos vivos del planeta, ofrecen refugio, son una fuente de abastecimiento, proveen de salud y bienestar (Rayamajhi, 2012). Del buen mantenimiento de los bosques depende el clima, el agua y la fertilidad de los suelos. El carbono que se acumula en los troncos, hojas y raíces de los árboles contribuyen a reducir el calentamiento global (Pagaza, 2017). Además, Gutiérrez *et al.* (2008), mencionan que los bosques y los árboles son importantes en los sistemas agrícolas porque resaltan su papel en la sustentabilidad. A los que viven alrededor de estos, les proporcionan combustible, materiales para la construcción, medicina y alimento. También, juegan un papel crucial en la regulación de los flujos del agua y clima. Cubren alrededor del 31 % de superficie en la Tierra (4 millones de ha). Por ello, los bosques son de importancia ecológica, social y económica (FAO, 2008a).

2.2.1 Productividad primaria en bosques

Según Hernández-Ramos *et al.* (2016), la productividad primaria bruta es un indicador que incluye la cantidad total de biomasa fijada por las plantas en un intervalo de tiempo y área. La productividad primaria neta aérea es un indicador del rendimiento en las plantaciones. La productividad depende de factores relacionados con el suelo y clima. Es un elemento fundamental para comprender los almacenes y flujos de varios elementos biogeoquímicos. Los componentes de la productividad se clasifican en materia orgánica seca sobre el suelo como: follaje, ramas, flores, frutos, fustes, raíces gruesas y finas (Návar-Cháidez y Jurado-Ybarra, 2009). De tal manera que la evaluación de la productividad se convierte en una necesidad importante para el entendimiento de los bosques, ya que desempeñan un rol esencial en el balance del carbono global (Salas e Infante, 2006). No obstante, debido a las intensas presiones por actividades humanas, el rápido cambio demográfico, los acelerados avances tecnológicos y el crecimiento de la demanda de energía han ejercido nuevas presiones a la actividad forestal para abordar problemas globales emergentes, particularmente energía y cambio climático (Aguirre-Calderón, 2015).

2.2.2 Bienes y servicios ecosistémicos

Según Bermúdez (2016), son los beneficios que las personas obtenemos de los ecosistemas directa o indirectamente, el concepto de servicios ecosistémicos ha sido propuesto como un elemento esencial en el análisis integral de los aspectos

sociales y ecológicos tendiente al desarrollo sustentable. Bajo este enfoque la importancia de los ecosistemas radica en el hecho de que todo el mundo está relacionado con los ecosistemas y sus servicios, todos dependemos directamente de ellos (Oropeza *et al.*, 2015).

Cuadro 1. Bienes y servicios ecosistémicos (CONABIO, 2006).

Servicios de provisión o abastecimiento	Servicios de regulación	Servicios de soporte	Servicios culturales
Alimentos	Regulación del clima	Reciclaje de nutrientes	Estéticos
Agua	Control de erosión	Formación de suelo	Espirituales Recreativos
Maderas y fibras	Regulación de polinizadores	Productividad primaria	Educativos
Combustibles	Enfermedades		
	Purificación de agua		

De los ecosistemas se obtienen diversos bienes y servicios ecosistémicos (Cuadro 1), los cuales proporcionan el sustento básico de la vida humana (CONABIO, 2006; Balvanera y Cotler, 2009; CONABIO y SEDEMA, 2016). En particular los bosques son fundamentales para el suministro de una amplia gama de bienes y servicios. Por ello, desempeñan un papel determinante en el ámbito del desarrollo sostenible (IUFRO, 2009; FAO, 2018). Según Díaz *et al.* (2006), las personas que dependen más directamente de los servicios ecosistémicos son los agricultores de subsistencia, personas de zonas rurales y sociedades tradicionales, dado que de ahí obtienen seguridad alimentaria, combustible, materiales de construcción y protección.

2.3 Aprovechamiento forestal

Las operaciones de aprovechamiento forestal, por ser un conjunto de actividades complejas, requieren de una buena planeación, dado que existen factores biológicos, ambientales, técnicos, humanos y económicos (Nájera-Luna *et al.*, 2011). Para intervenir con el aprovechamiento forestal, las comunidades deben tener su Plan de Manejo Integral (PMI) aprobado o estar en trámite de adjudicación, en la que indique que hay una zona para manejo de bosque nativo y sobre esta elaborar un Programa de Aprovechamiento Forestal Simplificado (Gutiérrez, 2015). El estado de Oaxaca es una de las entidades sobresalientes en el sector forestal de México. Ha sido pionero en muchas actividades relacionadas con el manejo sustentable de los bosques, silvicultura comunitaria, en experiencias de plantaciones forestales comerciales, de conservación y de pagos por la generación de servicios ambientales. Sin embargo, aún requieren de diversas acciones para alcanzar una situación de conservación y desarrollo forestal sustentables. Según el inventario forestal del estado de Oaxaca la superficie arbolada es de 5.1 millones de ha, de las cuales el 53% es de bosques y el 47% restante es de selvas (Sosa, 2008). El aprovechamiento forestal es el uso de los recursos maderables y no maderables provenientes de la flora silvestre y de las plantaciones forestales, mediante la extracción de productos de un bosque y comprende desde la obtención hasta su transformación. El aprovechamiento debe ser sostenible, manteniendo el rendimiento normal mediante la aplicación de técnicas silvícolas que permiten la renovación y conservación del recurso (CORTOLIMA, 2016). La actividad forestal en México

avanza continuamente para beneficio de algunas personas, de tal manera que en la actualidad a los ecosistemas forestales se les da un mal manejo y como consecuencia se observa un deterioro de los mismos.

2.3.1. Productos forestales maderables (PFM)

Los PFM desempeñan un papel fundamental en las actividades forestales comunitarias (Mallén *et al.*, 2011). Y, son utilizados con la finalidad de generar mayores ingresos. Diversos autores coinciden en que el aprovechamiento de recursos maderables y no maderables es una opción interesante para alcanzar un equilibrio entre los objetivos de conservación y los de desarrollo, considerando su posibilidad como alternativa para mejorar la economía rural y el bienestar de la población para quienes estos productos son fuente de sustento e ingresos (Rodríguez *et al.*, 2009). Por otra parte, Limones-Rubio *et al.* (2015), mencionan que son aquellas especies vegetales constituidas por vegetación leñosa susceptibles de aprovechamiento o uso. Pueden obtenerse de manera silvestre o ser producidas en plantaciones forestales o sistemas agroforestales. Se utilizan como alimentos o aditivos alimentarios. Por ello, la biodiversidad forestal juega un papel fundamental ya que contribuyen a los medios de vida, incluye a la seguridad alimentaria, la salud, bienestar y los ingresos en el alivio de la pobreza de las comunidades marginales y dependientes de dichos productos. Son ejemplos de especies forestales maderables: *Quercus chihuahuensis*, *Q. grisea*, *Q. laeta*, *Q. obtusata*, *Q. olymorpha*, *Q. potosina*, *Q. resinifera* y *Q. sebifera*, *Abies*

religiosa y *Abies hickelii* y diversas especies de *Pinus* sp. (CONAFOR, 2010). Al respecto, los bosques proveen una amplia variedad de ventajas sociales y económicas, ya sea en relación con el empleo, con el beneficio generado por la transformación y comercialización de los productos forestales o con las inversiones en el sector forestal. Por ello, el mantenimiento y fortalecimiento de estas funciones forma parte de la gestión sostenible de los bosques (Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO, 2005).

2.3.2 Productos forestales no maderables (PFNM)

También llamados beneficios forestales no madereros, son todos los productos y servicios vegetales y animales. Según Limones-Rubio *et al.* (2015), se consideran especies no maderables todos los productos y servicios que constituyen la parte no leñosa de la vegetación en un ecosistema en el que puede haber aprovechamiento forestal. Mientras que la FAO (2007), indica que son bienes de orígenes biológicos distintos de la madera, derivados del bosque y de otras áreas forestales o de los árboles fuera de los bosques. El interés de los PFNM ha aumentado con la deforestación de los bosques y la necesidad de diversificar el valor de los recursos naturales. Sin embargo, las perspectivas de aprovechamiento que hoy presentan los PFNM pueden ocasionar su sobreexplotación, provocando una declinación de las poblaciones nativas con fuertes implicaciones ecológicas y económicas (López-Camacho, 2008). Los PFNM incluyen productos importantes en la vida diaria de las comunidades

locales, además, generan ingresos y empleos complementarios (Tapia-Tapia & Reyes-Chilpa, 2008). Algunos ejemplos de PFM en bosques templados son: *Jarropa curcas*, *Phyllinoma laticuspis*, *Amphypterygium adstringens*, *Euphorbia tanquahuete*, *Eysenhardtia platycarpa*, *Eysenhardtia punctata*, *Jacaratia mexicana*, *Hintonia latiflora*, *Agaricus bisporus*, *Agaricus arvensis*, *Pleurotus ostreatus*, *Boletus edulis* y *Cantharellus cibarius* (CONAFOR, 2010).

2.3.3 Clases de aprovechamiento forestal (AF)

Son principios que aseguran la producción de bienes y servicios de manera óptima con criterios de sostenibilidad para buscar conciliar el desarrollo y conservación (CATIE, 2006). También, la transición hacia la administración de los bosques, incluyendo cuestiones relacionadas con la inversión en investigación sobre hábitats naturales y prácticas silvícolas (Cubas, 2016).

- A. F. de árboles aislados que generan riesgo o peligro: hace referencia al aprovechamiento de árboles aislados de bosques ubicados en terrenos público o en predios de propiedad privada que se encuentren caídos o muertos por causas naturales, o que por razones de orden sanitario debidamente comprobadas requieren ser talados.

- A. F. de árboles aislados: árboles localizados en centros urbanos que por razones de su ubicación, estado sanitario, daños mecánicos causen daño en algún caso particular.
- A. F. doméstico: en el caso de requerir la utilización de maderas para el uso exclusivo del predio el volumen del aprovechamiento forestal doméstico no podrá exceder de 20 m³ anuales y los productos que se obtengan no podrán comercializarse. No ampara la tala o corta de bosques naturales con el fin de vincular en forma progresiva áreas forestales a otros usos.
- A. F. único: cuando se requiera talar, trasplantar o reubicar árboles localizados en centros urbanos para la realización, remodelación o ampliación de obras públicas o privadas de infraestructura, construcciones e instalaciones (CORTOLIMA, 2016).

Baca-Venegas (2000), menciona que los bosques representan el segundo lugar a nivel nacional de los recursos renovables después de los ecosistemas marinos, el 73% del territorio nacional es forestal y está constituido por vegetación de clima templado y frío, además de especies tropicales y de zonas áridas. En México las investigaciones en el medio rural y sobre todo en los que respecta a los ecosistemas productores de bienes y servicios forestales se han enfocado a objetivos económicos dejando a un lado los efectos ecológicos tales como la erosión, deforestación, desequilibrio hídrico y la pérdida de la biodiversidad (Martínez-Santiago *et al.*, 2016).

2.4 Factores implicados en la degradación forestal

La degradación forestal implica cambios que influyen de manera negativa en las características de un bosque y se reflejan en la capacidad para proporcionar bienes y servicios ecosistémicos (FAO, 2011). Además, dichas alteraciones generan problemas ecológicos, económicos y sociales (Rubio *et al.*, 2014; López-Hernández *et al.*, 2017). Los factores que determinan la riqueza de especies tanto animales como vegetales en los ecosistemas son factores climáticos, edáficos, vegetación, altitud y la disponibilidad de recursos. En la actualidad se está pasando por una crisis ambiental que se caracteriza principalmente por la erosión, cambio climático, contaminación y pérdida de la biodiversidad a nivel global (Martínez-Meyer *et al.*, 2014). Por ello, la mayor parte de la vegetación está alterada, especialmente los bosques de pino-encino (Álvarez-Lopezello *et al.*, 2016). Los cambios son causados por perturbaciones que varían de acuerdo con su extensión, intensidad, origen y frecuencia. La alteración puede ser causada de manera natural, inducida por el hombre o involuntaria.

2.4.1 Incendios forestales

CENAPRED (2018a), menciona que un incendio forestal es la propagación libre y no programada del fuego sobre la vegetación. El combustible es el factor principal que determina la magnitud del mismo. Contribuyen en todo el mundo al

deterioro de los recursos naturales y a pérdidas económicas (directas o indirectas) y de vidas humanas (Ressler y Cruz, 2012). En México, esta situación es una amenaza importante y de acuerdo con las condiciones climáticas y meteorológicas, cada año se presentan incendios forestales de diversas magnitudes (Gómez *et al.*, 2014). Plana *et al.* (2016), describen tres tipos de incendios principales:

- Incendios superficiales: son los más comunes, el fuego se propaga en forma horizontal desde la superficie del suelo y hasta 1.5 m de altura, afecta combustibles vivos y muertos como pastizales, ramas, arbustos o pequeños árboles, herbáceas, troncos y humus.
- Incendios de copa o aéreos: consumen la totalidad de la vegetación, son peligrosos y muy difíciles de controlar.
- Incendios subterráneos: inician de forma superficial, y debido a la acumulación y compactación de los combustibles se propagan por debajo del suelo. Por lo general, no producen llama y emiten poco humo. Aunque no son muy comunes, cuando se presentan son peligrosos y difíciles de controlar. Afectan las raíces y la materia orgánica acumulada (CONAFOR *et al.*, 2008). En su mayoría los incendios son causados por seres humanos y alrededor del 1% debido a fenómenos naturales. Las causas más comunes son:

- Accidentales: relacionados con accidentes automovilísticos, ferroviarios, aéreos y por ruptura de líneas eléctricas.
- Intencionales: dado por la tala ilegal o por conflicto entre comunidades.
- Negligencias: las quemas agropecuarias no controladas, fogatas de excursionistas, fumadores, quema de basura, limpieza de carreteras y uso del fuego en otras actividades productivas dentro de áreas forestales.
- Naturales: caída de rayos o erupciones volcánicas.

Estos disturbios tienen efectos negativos sobre la vegetación, estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas (Villers, 2006). Además, CENAPRED, (2018b), menciona que causan la pérdida de suelo, cobertura vegetal, destruyen hábitats, modifican la estructura vegetal, aumentan la emisión de carbono y gases de efecto invernadero. No obstante, las medidas de prevención y control de incendios deben aplicarse a toda el área de manejo propuesto en el Plan de Manejo (Salguero *et al.*, 2014).

2.4.2 Actividades agropecuarias y ganadería

La deforestación para actividades agropecuarias, ganadería o aprovechamiento de madera provocan el deterioro del recurso vegetal y se refleja en la pérdida de biomasa y estructura, lo cual da como resultado un bosque con menor capacidad

de brindar bienes y servicios ecosistémicos. De esta manera, la deforestación y degradación de las masas forestales constituye una de las mayores amenazas para el equilibrio ecológico de todo el planeta (Zarrilli, 2008). También, el cambio de uso de suelo, cambio climático global, la pérdida y deterioro de los hábitats, causan que diversas especies sean vulnerables y dar lugar a las especies invasoras que pueden ser parásitas, vectores de enfermedades o suelen ser competentes por los recursos, de esta manera ejercen un desplazamiento de otras especies (Badii *et al.*, 2015; Arribas *et al.*, 2012; Pugnaire, 2006). La agricultura con un peso relativo del 41%, es la principal causa directa de la degradación forestal (MAGBMA y FAO, 2018). Por ello, es prioritario establecer interacciones positivas entre la agricultura y la actividad forestal. Por otra parte, la seguridad alimentaria se puede lograr mediante la intensificación de la agricultura y otras medidas como sistemas de protección social, en lugar de con la expansión de las zonas agrícolas a expensas de los bosques (FAO, 2016).

2.4.3 Plagas y enfermedades

Según la FAO (2019b), las plagas forestales son organismos vivos que causan daños a las plantas, en los bosques y a los productos forestales. Dentro de estos se pueden encontrar organismos como arañas, nemátodos, hongos, bacterias, virus, plantas invasoras y mamíferos. Leautaud y López-García (2017), indican que son agentes que ocasionan daños de tipo mecánico o fisiológico a los árboles, como deformaciones, disminuciones en el crecimiento, debilitamiento o incluso la muerte, causando un impacto ecológico, económico y social

importante. De los agentes perjudiciales más comunes son: muérdagos del género *Phoradendron*, insectos barrenadores y descortezadores como: *Dendroctonus* sp. *Crioprosopus magnificus*, hongos fitopatógenos como *Phellinus* sp. *Biscogniauxia atropunctata*, *Cronartium conigeum* y especies exóticas (CONAFOR, 2014a). Por otra parte, Gacitúa, (2014), menciona que las enfermedades son eventos que perduran por más tiempo, mientras que los daños son solo eventos únicos. Por lo anterior, es de interés realizar el diagnóstico para determinar los factores que determinan la enfermedad y con base en eso tomar medidas de control adecuadas.

2.4.4 Contaminación

Las acciones humanas que provocan la degradación de la naturaleza se remontan a la aparición de los primeros núcleos urbanos (Pardos, 2006). En muchas regiones del mundo la explotación excesiva, el mal uso y la contaminación representan una amenaza cada vez mayor para la disponibilidad y la calidad del agua y aire. Por ello, la relación entre los bosques y la contaminación que se genera de diversas fuentes es una cuestión crítica a la que se debe otorgar una gran prioridad (FAO, 2009). El desarrollo urbano produce algunas de las mayores tasas de extinción local y elimina gran parte de especies nativas. Además, suele ser más duradera que otros tipos de pérdida de hábitat. Otro gran desafío para la conservación del crecimiento urbano es que reemplaza a las especies nativas que se pierden con las especies no nativas

generalizadas. Este reemplazo constituye el proceso de homogenización biótica que amenaza reducir la singularidad biológica de los ecosistemas locales. Estudios de gradientes urbanos muestran que para muchos taxones por ejemplo, plantas, aves y mariposas el número de especies no nativas aumenta hacia los centros de urbanización, mientras que el número de especies nativas disminuye (McKinney, 2002). Sin embargo, las políticas ambientales o intervenciones de organismos gubernamentales y no gubernamentales no toman en cuenta la visión de las personas sobre su ambiente y los cambios que están ocurriendo en él (Seidl *et al.*, 2011).

2.4.5 Fenómenos naturales

La manifestación de fenómenos naturales puede llegar a ocasionar desastres de alto riesgo (Rodríguez, 2004). Los bosques que han sido destruidos o han sufrido daños graves producidos por desastres podrían sufrir efectos secundarios, como la erosión (FAO, 2019a). Además otra consecuencia del cambio climático para los bosques es el aumento de fenómenos meteorológicos extremos, que pueden causar una importante pérdida de árboles. También, pueden modificar las corrientes de agua de las que dependen los árboles y dañar la salud de los bosques. Y, debido al incremento de las temperaturas y a la modificación de los vientos debidos al cambio climático, se provocan incendios (Frausto, 2014). La modificación del clima permite el ingreso de especies exóticas y nocivas que invaden los ecosistemas afectados. Los cambios en la temperatura y el régimen

de lluvias pueden propiciar plagas de insectos, tanto en los bosques como en las plantaciones forestales con consecuencias devastadoras (FAO, 2008b). La crisis ambiental y los desastres naturales se manifiestan como un conjunto que se define por la sensibilidad de la correlación de sus factores. Los fenómenos naturales (catástrofes) tales como: olas de calor, sequía, inundaciones, ciclones, heladas, granizadas y otros tipos de tormentas pueden conllevar la conversión de los bosques en otros usos de la tierra si los bosques no se regeneran de forma natural y las personas no emprenden medidas de reforestación (Díaz, 2010; FAO, 2016).

2.5 Dinámica de los bosques

Es un proceso ordenado de cambios en la vegetación, por lo que la dinámica de los bosques y de todos los ecosistemas se expresa a través de los cambios que se derivan de la mortalidad y el surgimiento de nuevos individuos a través del tiempo (CITIAB, 2013). En la dinámica también influyen los mecanismos de respuesta vegetal y la regeneración natural (Araujo-Murakami *et al.*, 2006). Por ello, se convierte en un proceso intrínseco de renovación y mantenimiento de la diversidad de especies vegetales que están condicionadas por los procesos de sucesión, composición florística, tolerancia, inhibición y competencia. Aunque los principales aspectos de la dinámica son los siguientes:

- Mortalidad: la comprensión de este mecanismo es esencial en la demografía arbórea ya que contribuye al conocimiento de los bosques y a su dinámica (Trigueros *et al.*, 2014).
- Longevidad fisiológica: se da cuando los organismos mueren por senescencia (Carión y Guiamét, 2012).
- Reclutamiento: está relacionada con el incremento de las densidades poblacionales y es la manifestación de la fecundidad de las especies, del crecimiento y sobrevivencia de los mismos (Godínez-Álvarez, 2008).

Los bosques son sistemas complejos y abiertos con diversas funciones (von Gadow *et al.*, 2004). Estos ecosistemas están conformados por componentes como es la estructura vegetacional, la cual es la organización en el espacio de los individuos que forman un rodal y por extensión un tipo de vegetación o asociación de plantas. Los elementos primarios de esta estructura son: forma de crecimiento, estratificación y cobertura. Burley (2002), añade que la estructura hace referencia a las relaciones morfológicas y espaciales que existen entre los elementos bióticos y abióticos que lo componen. Asimismo, Benavides y Young (2012), señalaron que el conocimiento de la estructura, conformación, distribución y desarrollo de las masas arboladas es importante ya que ayuda a clasificar y comprender la influencia de los procesos que ahí se suscitan. Para llevar a cabo lo anterior se necesita definir la composición florística, densidad de árboles, estratos presentes e incluso la estimación del crecimiento potencial en

las localidades donde crecen (López *et al.*, 2015). Por ello, el primer paso en la evaluación de una comunidad arbórea es la descripción cualitativa, la cual es muy valiosa e informativa, también se hace necesaria la caracterización de la estructura del estrato arbóreo basado en índices cuantitativos que permitan analizar las influencias antropogénicas que se ejercen o los procesos de sucesión natural que ocurren en los ecosistemas forestales (Quesada *et al.*, 2012).

2.5.1 Densidad y tipos de rodales

La densidad es indicador que representa la estructura de áreas forestales, mediante la ocupación del arbolado en un lugar y tiempo específico (Hernández *et al.*, 2013). La diferencia fundamental entre un bosque bajo manejo o sin este es el control de la densidad. CONAFOR (2019), menciona que un rodal natural es una población de individuos que se ha generado de manera natural y que posee una composición, constitución y organización suficientemente uniforme para distinguirse de otras poblaciones de la misma especie o grupo de especies. Mientras que un rodal es una unidad básica del bosque geográficamente continua, cubierta con árboles de características homogéneas en cuanto a especie, edad, altura y densidad, tipo de suelo, pendiente, estructura y volumen. De acuerdo con las especies que lo componen se distinguen los siguientes tipos (Torres-Rojo y Velázquez-Martínez, 2000):

- Rodales puros: son habituales las plantaciones y las especies colonizadoras.

- Rodales mixtos: hacen referencia a los bosques naturales en sitios de buena calidad.

Según Ramírez (2017), se clasifican de acuerdo con la edad:

- Rodales coetáneos: se establecen en períodos de tiempo breve y durante la rotación o período el rodal alcanza la madurez con tamaños uniformes.
- Rodales multietáneos: son aquellos en que los individuos se originan en distintos períodos de tiempo, por lo cual presentan distintos tamaños.

De acuerdo con las intervenciones silvícolas se identifican rodales intervenidos y no intervenidos. Los tipos de intervención más comunes son podas, raleos, fertilización, reforestación y cortas de cosecha (Corvalán y Hernández, 2006).

2.5.2 Bosques primarios

Son hoy en día extremadamente escasos. Sin embargo, de forma local aún pueden encontrarse bosques o rodales con cierta madurez y con una baja huella antrópica, muestran una alta resiliencia, no obstante ante disturbios de gran magnitud son frágiles (EUROPARC-España, 2017). Los bosques primarios son ecosistemas que cubren un 10% de la superficie terrestre. Se estima que suman

un 36% del total de área de bosques. Otros bosques regenerados naturalmente reúnen cerca del 57%, mientras que los bosques plantados representan aproximadamente el 7%, del total del área de bosques (FAO, 2010). Según CONAFOR (2019), son ecosistemas donde la vegetación predominante la constituyen árboles con una altura superior a los 5 m y una cubierta forestal de más del 10%. FAO (2008b), menciona que son bosques con árboles de especies nativas. La evidencia de actividades humanas no es visible y los procesos ecológicos del bosque no están ampliamente alterados. Son bosques que se regeneran de manera natural y todas las especies que los integran se presentan en ellos de manera natural (FAO, 2019c).

2.5.2.1 Características

- Muestran dinámicas forestales naturales tales como una composición natural de especies arbóreas, presencia de madera muerta, estructura natural por edades y procesos naturales de regeneración.
- El área es suficientemente grande para preservar sus características naturales y no presentan intervenciones significativas del hombre, o bien la última intervención significativa del hombre tuvo lugar mucho tiempo atrás habiendo permitido el restablecimiento de la composición natural de las especies arbóreas y de los procesos naturales.

Los bosques primarios tienden a ser biológicamente más diversos que otros paisajes terrestres y contribuyen al funcionamiento del ecosistema. Albergan especies nativas dado que los procesos ecológicos no han sido alterados de forma significativa (States of the Tropics, 2014). La Asociación de Colaboración en Materia de Bosques (2015), indica que tienen un gran valor científico ya que proporcionan una referencia del estado natural de los ecosistemas, evitan la degradación de la tierra y la desertificación, constituyen una gran reserva de carbono y secuestran carbono de la atmósfera. Ofrecen una amplia variedad de servicios ecosistémicos, tales como la protección del suelo y del agua, tradicional. La seguridad alimentaria, el sustento y la identidad cultural y espiritual de muchas poblaciones indígenas. También, son espacios donde viven poblaciones indígenas y comunidades autóctonas que llevan un estilo de vida.

2.5.3 Bosques secundarios

Son ecosistemas dominados por especies por lo general generalistas, dichos ecosistemas se regeneran en gran parte a través de procesos naturales después de algún disturbio humano o natural. Como consecuencia de lo anterior, la vegetación original muestra una diferencia importante en la estructura de los bosques o en cuanto a composición de especies del dosel con respecto a los bosques primarios (Chokkalingam y de Jong, 2001). Dichos ecosistemas se crean debido a las actividades antropogénicas que transforman grandes extensiones de bosques en todo el mundo en paisajes compuestos de vegetación

secundaria (Oporto *et al.*, 2015). Como consecuencia del cambio en la vegetación, los bosques secundarios por lo general son catalogados como poco útiles por lo que no contiene madera comercial y de baja biodiversidad (Barlow *et al.*, 2007); los árboles son muy pequeños o no tienen valor en los mercados actuales; su composición florística es un obstáculo para desarrollar procesos industriales modernos; los árboles dejados en los bosques primarios aprovechados han sufrido severos daños que dificultan su rápido crecimiento; la regeneración natural de especies maderables tradicionales en tales sitios es generalmente inadecuada y sus tasas de crecimiento son insuficientes para suplir la demanda de madera; la recuperación de bosques secundarios degradados es muy costosa. Sin embargo estos ecosistemas son un reservorio de materia orgánica y nutrientes; regulación de los flujos hídricos; mantenimiento de la biodiversidad; sumideros de carbono; reservorio de genes y fuente de frutos, plantas alimenticias y medicinales, madera y combustible (de Salas, 2000).

2.5.3.1 Características

Durante gran parte de su desarrollo están compuestos por especies heliófitas, que presentan altas tasas de crecimiento. Esto se debe a las variaciones fenológicas de especies colonizadoras al momento del abandono del terreno, al tipo de regeneración, así como a la presencia de diferentes especies de árboles remanentes, los cuales pueden influenciar la composición del sitio (Gibson *et al.*, 2011). El crecimiento en área basal de los ecosistemas secundarios puede ser tan alto que en casos de bosques sobre tierras no degradadas pueden llegar a

valores similares a los de los bosques primarios en sólo 25 a 30 años. Su estructura es más simple que la de un bosque primario ya que presentan un menor rango de variación de diámetros y alta concentración en pocas clases diamétricas inferiores (Costas *et al.*, 2006). Las especies que se desarrollan en dichos ecosistemas se caracterizan por presentar ciclos de vida cortos, una alta fecundidad y como consecuencia, altas densidades poblacionales, amplia distribución y una alta tolerancia a condiciones ambientales estresantes, como por ejemplo habitar en los bordes de la vegetación. A este grupo se pueden adherir las especies invasoras o exóticas que potencialmente pueden aprovechar esas ventanas de oportunidad (Hernández, 2014).

Emrich *et al.* (2000), indican que los bosques secundarios representan una forma de reforestación adaptada al lugar, de costo relativamente bajo y alta capacidad regenerativa. Pueden desempeñar una gran cantidad de funciones que benefician al hombre. Por lo general, se aprovechan varias de esas funciones simultáneamente. También son importantes ya que son resultado del proceso de regeneración natural y ayudan en la restauración de ecosistemas afectados por disturbios naturales o antrópicos (Restrepo *et al.*, 2012). Según Henao *et al.* (2015), la composición, estructura y fase de sucesión de los bosques secundarios determinan el potencial económico y el manejo a aplicar. Se consideran tres tipos de usos más frecuentes como:

- Aprovechamiento forestal: leña, madera para diversos usos y turismo.

- Aprovechamiento agrícola: usos agroforestales del bosque secundario, barbecho forestal, pradera forestal, introducción de cultivos anuales semiperennes.
- Funciones protectoras: agua, suelo y clima, incluyendo la captura de CO₂ y la conservación de la biodiversidad.

2.6 Descripción de características estructurales

La caracterización de la estructura en los hábitats se realiza mediante observaciones sistemáticas para la obtención de datos cualitativos o semicualitativos (Jardel, 2015). Estas descripciones son básicas para entender el funcionamiento de los ecosistemas y aporta elementos para la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos forestales en localidades bajo aprovechamiento y en áreas naturales protegidas (Graciano-Ávila *et al.*, 2017). Los bosques requieren del conocimiento de sus características, composición, densidad, estado físico y estado sanitario con la finalidad de determinar su situación y las acciones para programar y presupuestar los recursos financieros, humanos y materiales que se requieren para su conservación, mejoramiento y fundamentar su manejo. El desarrollo de una estructura vertical y horizontal en el bosque es resultado de la competencia entre las especies vegetales las cuales refieren la ocupación en superficie de los árboles sobre el suelo. A través de la estructura del bosque es posible conocer su dinámica, el tipo de las especies y los resultados permiten deducciones acerca del origen, características

ecológicas, sinecológicas, dinamismo y las tendencias futuras del desarrollo de las comunidades forestales (Cabrera-Amaya y Rivera-Díaz, 2016). Acosta *et al.* (2006), mencionan que este tipo de análisis comienza con el relevamiento de las especies presentes en el área de estudio, sus cantidades, distribución y dimensiones. Los resultados deben ser expresados numéricamente a fin de que sean comparables. De esta manera el método de análisis cuantitativo, busca jerarquizar las especies en función de su importancia dentro del ecosistema. El análisis estructural permite un estudio detallado de las comunidades vegetales y debe comprender los estudios sobre la estructura horizontal (Densidad, frecuencia y dominancia), estructura vertical (posición sociológica) y la regeneración natural de especies (Maldonado *et al.*, 2018).

2.6.1 Estructura horizontal

Es la distribución que presentan las variables cualitativas como el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles y el área basal. La estructura horizontal de un bosque en su conjunto se puede describir mediante la distribución del número de árboles por clase diamétrica. Así, se han definido dos estructuras principales; las coetáneas o regulares y las discetáneas o irregulares (Rojas y Maradiaga, 2002). García (2014), describe que la estructura vertical se describe a partir de la distribución de los individuos (densidad poblacional), dominancia, número de árboles por hectárea para la abundancia y frecuencia. También, dicha estructura queda bien representada con el área basal o la cobertura, aunque el modelo se

debe adecuar a los objetivos del trabajo. Por otra parte, las características del suelo, el clima y estrategias de las especies y los efectos de los disturbios sobre la dinámica del bosque determinan la estructura horizontal. Ésta estructura es el resultado de la respuesta de las plantas al ambiente y a las limitaciones que esta presenta (Quispe, 2010). A través de esta estructura es posible conocer la dinámica del bosque y el temperamento de las especies, además los resultados de los análisis correspondientes permiten deducir importantes consideraciones acerca del origen, las características ecológicas, sinecológicas y tendencias a futuro de los ecosistemas forestales (Rojas *et al.*, 2002).

2.6.2 Estructura vertical

El estudio de la estructura vertical de los bosques se ha convertido en un tema importante para ya que ha significado oportunidades para la comprensión del comportamiento de los ecosistemas y las respuestas ecológicas de las especies vegetales que componen los bosques (Oyarzún, 2016). Corvalán y Hernández (2006), indican que esta estructura es la ocupación espacial de los fustes sobre el suelo de acuerdo con la disposición de las plantas con sus formas de vida en los diferentes estratos. Según Zamora (2010), se mide también por medio de la distribución del número de individuos por clase de altura. Se utilizan parámetros como altura dominante o predominante de una proporción de los árboles de mayor tamaño. No obstante, la altura es una variable un poco costosa de medir, por ello es preferible medir poblaciones de diámetros variados y modelarlo como

función de estos (CITIAB, 2013). Dicha característica ayuda en la comprensión del comportamiento de los ecosistemas y las respuestas ecológicas de las especies vegetales que comprenden los bosques. Y, se describe mediante índices como el índice de valor de importancia (IVI) el cual define las especies que contribuyen en mayor o menor medida sobre la estructura de la comunidad. Dicho valor se obtiene mediante la sumatoria de la frecuencia relativa, la densidad relativa y la dominancia relativa y se expresa en % o valor numérico. Por otra parte, existen modelos que describen bien la relación entre la altura y el diámetro, siendo en general funciones crecientes asintóticamente con el diámetro con o sin constantes, controlados por un par de parámetros. Un modelo muy usado es una relación lineal entre el logaritmo de la altura y el inverso de la raíz del diámetro.

2.7 Sucesión ecológica

Los ecosistemas son dinámicos, cambian como resultado de factores internos y externos dicha dinámica se conoce como sucesión ecológica (Vargas, 2011). La sucesión ecológica es una de las teorías centrales de la ecología y trasciende hacia aplicaciones prácticas, como facilitar la recuperación de ecosistemas, para describir el proceso de desarrollo del ecosistema hacia una mayor productividad, biomasa, complejidad, estabilidad y control del ambiente por los seres vivos (Gómez-Aparicio 2010, y Esquivel *et al.*, 2016). Salvador-Flores y Álvarez-Sánchez (2004), mencionan que la sucesión es el recambio de especies en el tiempo y el espacio como respuesta a disturbios, diversas especies son

sustituidas y marcan la estabilidad aparente o inestabilidad del bosque. Según Letcher *et al.* (2015), los procesos sucesionales implican cambios en la disponibilidad de recursos y condiciones abióticas. Han sido varios los estudios que se han enfocado a la investigación de los cambios que se generan en las especies durante la sucesión hasta la etapa de biomasa máxima. Este tipo de estudios, aunque se realizan en un rango limitado de ecosistemas, revelan que los rasgos que cambian de manera consistente con la sucesión son también los rasgos que responden fuertemente a la disponibilidad de luz y competencia (Douma *et al.*, 2012). Las interacciones de retroalimentación planta-suelo también cambian durante los disturbios (Jing *et al.*, 2015). Según Villacorta (2013), los factores que determinan el proceso de sucesión son: el tipo de disturbio (intensidad, magnitud y duración), organización, estructura, funcionamiento, procesos dinámicos, propiedades del suelo, disponibilidad del recurso hídrico, distribución geográfica y estrategias de perpetuación de las especies.

2.7.1 Sucesión primaria

Es el cambio en la composición o estructura de un determinado ecosistema a lo largo del tiempo después de una perturbación grave que elimina la mayor parte de la materia orgánica (sucesión primaria) o una perturbación menos grave donde queda algún legado biológico (sucesión secundaria) (López, 2013). Durante la sucesión primaria, la vegetación se desarrolla en sustratos afectados

por disturbios, con baja fertilidad. Las interacciones que facilitan el proceso de sucesión son: la facilitación, tolerancia e inhibición. En su caso la facilitación ocurre por varios mecanismos como son los recursos, la modificación del sustrato y la protección contra organismos, mientras que la inhibición y facilitación son causadas por la competencia entre la vegetación residente (Evans, 2006). La biomasa, disponibilidad de nutrientes y la estructura de la vegetación pueden aumentar o disminuir (Walker *et al.*, 2010). Las especies pioneras son las primeras en desarrollarse en zonas perturbadas por incendios, inundaciones o en deslizamientos antropogénicos (Letcher *et al.*, 2015). Estas especies se caracterizan por ser de crecimiento rápido y están poco defendidas contra los enemigos naturales y con baja dependencia de los simbioses (Jing *et al.*, 2015).

2.7.2 Sucesión secundaria

Como consecuencia de las diferentes actividades que se realizan las comunidades vegetales siguen en procesos de desaparición, esto varía de acuerdo con el tipo de clima, suelo, estado o causas de la destrucción de la vegetación original (Salvador-Flores y Álvarez-Sánchez, 2004). La sucesión puede ayudar a predecir cambios en la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas afectados por las especies invasoras y el cambio climático y guiar las respuestas manipuladoras a estas interrupciones al informar los esfuerzos de restauración (Prcha & Walker, 2011). Después de un disturbio hay un conjunto de condiciones abióticas y bióticas del sitio que determinan las respuestas

sucesionales. Estas condiciones pueden variar a lo largo de un gradiente de fertilidad hasta los suelos forestales. Es común que, durante la sucesión secundaria las especies de sucesión primaria sean remplazadas por especies de ciclos de vida más cortos. Además, los factores ambientales como luz, humedad, temperatura, viento y la competencia sean diferentes (Vandvik, 2004). Por otra parte, Granados y López (2000), describen otros tipos de sucesión que se describen a continuación:

- Sucesión cíclica: en este tipo de sucesión en lugar de progresar desde las especies colonizadoras hacia el clímax, los ciclos se repiten una y otra vez de forma indefinida. Comprende etapas terminales cíclicas que son destruidas por propiedades intrínsecas de la composición vegetal, en su mayor parte por atributos de sus especies dominantes. Después de esta destrucción la comunidad inicia una sucesión que parte de una etapa inicial o intermedia.
- Sucesión autogénica: se da mediante el reemplazo de una comunidad vegetal por una especie con una mayor adaptación a las condiciones ecológicas que se generan debido a una perturbación. Por ello, modifican las condiciones de sitio.
- Sucesión alogénica: se desarrolla cuando hay un mínimo de acumulación de recursos por la comunidad residente, mientras los materiales de otros ecosistemas alteran la base de los recursos y de esta manera los nuevos

hábitats que se generan quedan sujetos a la invasión de organismos vegetales u otros organismos sésiles. En estos casos el nuevo hábitat no es degradado ni desaparece, sino que es nuevamente ocupado. Los cambios son provocados por agentes externos o cambios serales de las especies.

- Sucesión degradativa: se produce en una escala de tiempo de meses o años de tal manera que diferentes especies aparecen y desaparecen una tras otra a medida que la degradación de la materia orgánica agota ciertos recursos y convierte en disponibles a otros.

2.8 Regeneración natural

Una de las bases fundamentales del manejo sostenible de los bosques, es el mantenimiento de la regeneración natural (Leigue, 2011). Dicho mecanismo se da mediante el reemplazo del arbolado maduro por nuevos individuos, a medida que otros desaparecen como resultado de la mortalidad natural (Fernando-Luis *et al.*, 2015). Según Norden (2014), la regeneración natural es indispensable en el mantenimiento de la diversidad de los bosques, este proceso se da en diversas fases como: producción y dispersión de semillas, germinación y establecimiento de las plántulas. Cada fase es importante en la demografía de las especies, ya que los estadios más tempranos en el ciclo de vida de las plantas (semillas y plántulas) son los más vulnerables a las condiciones ambientales y bióticas, esto los condiciona con riesgos de mortalidad. Dichos factores o condiciones son los

que determinan la distribución espacial de los propágulos que a su vez refleja la distribución potencial de los árboles. Son cuatro los principales procesos ecológicos que sustentan la fase de regeneración.

- La limitación en la dispersión que es el fracaso de las especies en alcanzar un lugar favorable para la regeneración por la ausencia de llegada de semillas.
- Los factores ambientales son un segundo filtro que influye la distribución espacial de las plántulas.
- Las fluctuaciones temporales en estos procesos generan una variación relevante en el reclutamiento de plántulas a lo largo del tiempo.
- La abundancia relativa en el bosque se regula por procesos de densidad-dependencia negativa que limita el reclutamiento de individuos específicos al tiempo que favorece el de otras especies, mediante el ataque de patógenos y herbívoros.

La estrategia de regeneración natural de las especies también cambia por la competencia por luz, nutrientes (biomasa de hojarasca y acumulación de materia orgánica) y factores climáticos (Douma *et al.*, 2012). Según Vandvik (2004), los procesos de regeneración y de revegetación que se dan dentro de la comunidad vegetal, tienen vínculos entre las etapas secuenciales y las

propiedades de los ecosistemas como la diversidad, la estabilidad a largo plazo y el cambio sucesional dado por la incidencia o por la disminución de los disturbios en las áreas afectadas.

2.8.1 Importancia y beneficios

Es la base para la restauración y la continuidad de las especies en los ecosistemas, por ello es uno de los procesos más importantes en el ciclo de vida de las plantas (Norden, 2014). Para su inicio es necesaria la producción y dispersión de semillas para que se dé la germinación, el surgimiento y establecimiento de nuevas plantas o por rebrote de las especies existentes (Norden, 2014 y Magnabosco *et al.*, 2014). Según la FAO (2016), los beneficios que se obtienen de dicho mecanismo son:

- Mejor aprovechamiento de la energía solar, se reducen los daños causados por el viento y la evaporación del agua del suelo.
- Favorece el desarrollo de nuevos individuos, reteniendo mayor humedad de tal manera que también provee barreras de protección contra la erosión y mejora la estructura del suelo.
- Es una alternativa de bajo costo para emplear acciones de restauración ecológica.

2.9 Estudios de vegetación

La vegetación se refiere a los aspectos cuantitativos de la arquitectura vegetal, es decir su distribución horizontal y vertical sobre la superficie, mientras que la flora corresponde a la definición cualitativa de esta arquitectura, referido a las especies componentes de ella (Hernández, 2000). El estudio de la vegetación es básico para realizar estudios de dinámica vegetacional (Ramírez *et al.*, 2016). Estos análisis permiten realizar el monitoreo de la cobertura vegetal, describir características estructurales y realizar o complementar inventarios florísticos. De esta manera se puede conocer el estado actual de conservación. Por ello el conocimiento sobre la diversidad, dinámica y evaluación de sus características estructurales de los bosques son base para implementar planes de manejo orientados a la conservación, aprovechamiento, producción o regulación de los recursos naturales, esto de manera conjunta permitirá orientar de manera más eficaz el manejo exitoso de los ecosistemas forestales (Alvis, 2009; Alvarado, 2014; Aguirre, 2017).

2.9.1 Inventarios forestales

Su finalidad es proveer información sobre la cantidad, y la calidad de los recursos forestales. Además, son base para la planificación de manejo sostenible del recurso vegetal, aprovechamiento, conservación y restauración forestal mediante la recolección y el registro de los elementos que conforman un bosque (Ruiz-

Benito & García-Valdés, 2016; CONAFOR, 2014b). El inventario forestal considera el aspecto cualitativo a nivel específico de especie o a nivel general de grupos, describe por completo alguna población dentro de un bosque. Evalúa los árboles y se amplía a todos los elementos que lo conforman. Los parámetros que se deben muestrear dependen en gran medida del objetivo que se plantea (Rojas y Maradiaga, 2002). Entre la información dasonómica indispensable se deben de tener variables cuantitativas como:

- Especies arbóreas existentes: según el número de individuos (abundancia) distribución horizontal de individuos (frecuencia) y según las dimensiones (DAP y alturas).
- Posición sociológica de cada árbol y las estructuras verticales del bosque y calidad de cada árbol (fuste y copa) y regeneración natural.

Los diferentes tipos de inventarios forestales se describen a continuación:

- Inventario exploratorio: su objetivo es recolectar información para evaluar y monitorear bosques a gran escala y de interés gubernamental, considera información como: localización, distribución, cantidad y calidad de productos.
- Inventarios para manejo de bosques naturales: en esta categoría se incluyen los inventarios generales o complementarios, de existencias o censo comercial, post-cosecha, de seguimiento y complementario.

- Inventario para aprovechamiento forestal: consiste en la recolección sistemática de datos sobre los recursos forestales de una zona determinada. Permite la evaluación del estado actual y sienta las bases del análisis y la planificación de una gestión forestal sostenible (FAO, 2018).
- Inventario para manejo de plantaciones: se utilizan para conocer cuantitativa y cualitativamente las plantaciones forestales. De esta manera se diseñan herramientas para un diagnóstico permanente y determinar las necesidades de manejo de plantaciones. Además, es de utilidad para actualizar inventarios de plantaciones y evaluar disturbios de las distintas medidas aprovechamiento (Martínez, 2009). Según Sabogal (2004), las clasificaciones de los inventarios se pueden realizar considerando métodos estadísticos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Tipos de inventarios forestales (Sabogal, 2004).

Criterio	Tipo
Método estadístico	Inventario al 100 % y por muestreo
Grado de detalle	Inventario de reconocimiento, exploratorio Inventario detallado y semi-detallado
Objetivo	Evaluación del potencial maderero y planificación de la extracción Elaboración para un plan de manejo, evaluación dinámica del bosque y aplicación de un tratamiento silvícola

2.9.2 Métodos para estimar diversidad vegetal

Las especies vegetales son un componente fundamental de los ecosistemas y la vida en general (CONABIO, 2012). De la vegetación se pueden estimar muchos indicadores de biodiversidad y para su monitoreo existen métodos de recolección de datos e indicadores (Alberdi *et al.*, 2010). Tiene cuatro propósitos principales:

- Comprensión de la estructura, función y evolución del ecosistema y base para administrar recursos sustentadores de vida y productivos.
- Conservar y desarrollar germoplasma para la mejora genética de especies destinadas a plantaciones forestales.
- Observar los efectos de las intervenciones humanas, los cambios ambientales naturales y antropogénicos sobre la diversidad biológica.
- Elegir zonas prioritarias para la conservación de la diversidad biológica.

La estimación de la diversidad biológica a nivel del ecosistema y de la especie debe tener en cuenta factores como los cambios temporales, duraderos y estacionales en la diversidad de especies presentes en un ecosistema; variación en la abundancia y la escasez de ciertas especies según las fases de su ciclo vital; movilidad de los animales migrantes; fase de desarrollo de la comunidad;

posición física dentro del ecosistema desde el suelo hasta la copa de cada árbol; y escala geográfica (mundial, regional, nacional, ecosistema, hábitat o parcela). La evaluación de la diversidad biológica se puede evaluar en tres niveles (Burley, 2002).

2.9.3 Diversidad alfa (α)

Es la riqueza o diversidad local, puntual o de alguna localidad y se estima mediante los siguientes índices (Moreno *et al.*, 2011):

Índice de Shannon-Wiener (H'): tiene en cuenta la riqueza de especies y su abundancia. Este índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada una de ellas presentes en la muestra. Además, mide la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies.

$$H' = \sum_{i=1}^S Pi \ln(Pi)$$

Dónde: H' =índice de diversidad de Shannon; S =número de especies; Pi =proporción de la muestra que corresponde a la especie i ; \ln =logaritmo natural. Índice de Simpson (D_{si}): considera la probabilidad que los individuos de la población seleccionada al azar sean de la misma especie. Indica la relación existente entre riqueza o número de especies y la abundancia o número de individuos por especie (Campo-María y Duval-Soledad, 2014).

$$\sigma = \sum (Pi)^2$$

σ =índice de dominancia de Simpson; P_i =proporción de los individuos registrados en cada especie (n/N); n =número de individuos de i -ésima especie.

Índice de equitatividad de Pielow (E): mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Se usan rangos de 0-1 donde 1 hace referencia a abundancias iguales (Magurran, 1988).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

J' =equidad; H'_{\max} =ln del total de especies

2.9.4 Diversidad beta (β)

Es la riqueza o diversidad entre ecosistemas, que tiene que ver con el recambio de especies (Gea, 2005). Es decir ésta diversidad (β) mide los cambios entre las especies de dos puntos, dos tipos de comunidades o paisajes (Sonco, 2013). Y, para su estimación se usan algunos índices como los que se describen a continuación (Moreno, 2001):

Índice de Similitud de Sorensen: considera las especies que tienen en común dos comunidades diferentes y el número de especies totales que tienen cada una.

$$K_s = \frac{2c}{a+b} \times 100$$

K_s =Índice de Similitud de Sorensen; a =número de especies de la muestra; b =número de especies de la muestra; c =número de especies en común.

Índice de Similitud de Jaccard (I_j): considera las especies que tienen en común dos muestras diferentes y el número de especies total que tiene cada una.

$$I_j = \frac{c}{a+b+c}$$

I_j =índice de similitud de Jaccard; a , b =número de especies presentes en el sitio a y b ; c =número de especies en común.

2.9.5 Diversidad gamma (γ)

Es llamada diversidad gamma o regional. En el año 1960 Whittaker planteó que la diversidad de especies total de un área geográfica dada se puede dividir en dos componentes: la diversidad que integra dicha área (γ) y el cambio en la composición de especies entre comunidades (β) (Pereyra & Moreno, 2013). Por ello, la diversidad gamma es la riqueza en especies de un grupo de hábitats que resulta como consecuencia de la diversidad alfa de las comunidades individuales y de la diversidad beta. Con su estimación nos permite comparar grandes áreas que contienen comunidades biológicas diversas. Este índice se obtiene usando la riqueza de especies (Aguirre, 2013).

$$\gamma = \bar{X} \alpha + \beta$$

γ =Diversidad Gamma; $\bar{X} \alpha$ =Promedio del número total de especies; β =Diversidad beta.

CAPITULO III

RESPUESTA VEGETAL A DIFERENTES TIPOS DE DISTURBIOS EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO DEL SUR DE OAXACA

PLANT RESPONSE TO DIFFERENT TYPES OF DISTURBANCES IN A PINE-OAK FOREST AT SOUTHERN OAXACA

3.1 Resumen

La vegetación es un indicador importante para evaluar la afectación de diferentes disturbios en los ecosistemas naturales, y útil para implementar medidas de restauración y conservación. El objetivo del estudio fue analizar la composición florística, estructura poblacional y cambios en la sucesión vegetal de acuerdo con la cronosecuencia de diferentes tipos de disturbios, en un bosque de pino-encino del Sur de Oaxaca, México. Mediante un muestreo selectivo se establecieron 28 parcelas permanentes de 400 m², en las cuales se realizó un censo de especies vegetales durante las temporadas de estiaje y lluvias de 2018. Se estimaron las diversidades alfa y beta y, las estructuras vertical

y horizontal; los índices estimados se analizaron con pruebas paramétricas y no paramétricas. La mayor riqueza (89) se registró, durante la temporada de lluvias ($p=0.01$) en el área con descanso agrícola durante 20 años, la mayoría correspondió a herbáceas de la familia Asteraceae. En el área con incendio ocurrido un año antes se observó dominancia de *Crotalaria incana* L. y la diversidad más baja $H=1.26$ y $H=1.60$ en ambas temporadas. En el área conservada y área con pastoreo sobresale la presencia de especies epífitas ($p=0.007$). El índice de valor de importancia (IVI) más alto (86.55%), fue calculado para *Pinus lawsonii* Roehl en el área con incendio de seis años atrás, esta especie también obtuvo el IVI más alto (79.94%) en donde ocurrió incendio un año antes y en el área con descanso agrícola de ocho años (35.85%). Se concluye que la vegetación responde de acuerdo con el tipo de disturbio, tiempo de ocurrencia e intensidad del mismo.

Palabras clave: *bosque templado, cronosecuencia, Sierra Sur de Oaxaca, sucesión ecológica.*

3.2 Abstract

The vegetation is an important indicator to evaluate the affectation of different disturbances in the natural ecosystems, and useful to implement restoration and conservation measures. The objective of the study was to analyze floristic composition, population structure and changes in plant succession according to the chronosequence of different types of disturbances, in a pine-oak forest of Southern Oaxaca, Mexico. Through a selective sampling, 28 permanent plots of 400 m² were established, in which a census of plant species was carried out during the dry season and rainy seasons of 2018. The alpha

and beta diversities were estimated; the vertical and horizontal structures; the estimated indices were analyzed with parametric and non-parametric tests. The greatest wealth (89) was registered, during the rainy season ($p = 0.01$) in the area with agricultural rest during 20 years, the majority corresponded to herbaceous family Asteraceae. In the area with fire occurred a year earlier, *Crotalaria incana* L. was found dominant and the lowest diversity was Shannon=1.26 and Shannon=1.60 in both seasons. In the conserved area and grazing area stands out the presence of epiphytic species ($p = 0.007$). The highest value index of importance (IVI) (86.55%), was calculated for *Pinus lawsonii* Roehl in the fire area of six years ago, this species also obtained the highest IVI (79.94%) where fire occurred one year before and in the area with agricultural rest of eight years (35.85%). It is concluded that the vegetation responds according to the type of disturbance, time of occurrence and intensity of the same.

Key words: *chronosequence, ecological succession, temperate forest, Sierra Sur de Oaxaca.*

3.3 Introducción

La Sierra Sur de Oaxaca ubicada en el suroeste del estado, es una región montañosa con gran riqueza forestal. En dicha región destaca la vegetación de pino-encino (Castillo *et al.*, 2016), misma que experimenta una degradación creciente (Álvarez-Lopezello *et al.*, 2016) debido a diferentes causas, algunas de origen natural y otras por la acción humana (Haddad *et al.*, 2015). Lo anterior, provoca que diversos ecosistemas estén fragmentados (Ceccon *et al.*, 2015). Los factores que generan estas perturbaciones en los

diversos ecosistemas varían en extensión, intensidad, origen y frecuencia, y esto ubica a México entre los países con pérdida creciente de superficie forestal con estimaciones de 1.08 millones de ha/año, cifra que se estima en 775,800 ha/año para bosques y selvas. (Jean-François *et al.*, 2016; Torres, 2004). Del mismo modo, el área de vegetación primaria de bosques y selvas se reduce constantemente para quedar vegetación secundaria de menor valor económico (Chapela, 2012), y esta pérdida tiene consecuencias ambientales, económicas y sociales (Rubio *et al.*, 2014; López-Hernández *et al.*, 2017). Por lo anterior, se modifican la cobertura vegetal, estructura, composición de especies y reducción de la capacidad para proporcionar bienes y servicios ecosistémicos (Crespin & Simonetti, 2016). Sin embargo, cuando el factor de disturbio cesa, ocurren procesos de regeneración mediante diversas etapas y mecanismos de sucesión vegetal (Chang y Turner, 2019), que requieren periodos largos de tiempo para que se establezca la vegetación primaria y se recuperen sus propiedades estructurales y funcionales. Esto, depende del tipo de perturbación e intensidad de afectación de la misma, así como de la fauna dispersora, topografía, condiciones climáticas y capacidad de respuesta de las especies a condiciones adversas (Jadán *et al.*, 2017). En la mayoría de los casos provocan la muerte de las plantas, lo cual puede ocurrir lentamente después del disturbio, dado que éstas quedan vulnerables al ataque de insectos, o patógenos (Tobin, 2015). Cada especie responde de manera diferente a los disturbios, de acuerdo con sus características y los mecanismos de regeneración que posea; como su capacidad de rebrote, adaptación a condiciones adversas y presencia de estructuras reproductivas (Jaksic y Fariña, 2015). No obstante, después de un disturbio, se crean espacios en el bosque que son aprovechados por especies ruderales que sustituyen a las plantas muertas o en decadencia e incrementan la cobertura en el sotobosque. Por lo que dominan especies de porte pequeño como

arbustos y herbáceas de rápido crecimiento con mayor éxito reproductivo. La dispersión de semillas por el viento y fauna silvestre, desde las áreas con vegetación aledañas son determinantes para la expansión de poblaciones (Capulín *et al.*, 2010; Chandra y Kumar, 2015).

La pérdida de biodiversidad y respuesta de las comunidades vegetales, son un criterio esencial para estimar los cambios que se generan dentro de un determinado ecosistema (Seidl *et al.*, 2017). Los estudios longitudinales durante periodos prolongados, que pueden ser décadas, en comunidades vegetales perturbadas, permiten comprender la dinámica del proceso de sucesión, que debe ser considerada para determinar las acciones de restauración ecológica más adecuadas (Jacovak *et al.*, 2015). Al mismo tiempo, permiten monitorear la cobertura vegetal, realizar inventarios florísticos, describir parámetros estructurales y evaluar el estado de conservación del recurso, para implementar planes de manejo orientados al aprovechamiento sostenible y conservación de los bosques (Tewari, 2016).

La comunidad de San Francisco Sola, en la Sierra Sur de Oaxaca, posee una superficie de 7145 ha, de la cual 71.87% corresponde a bosque de pino-encino, 20.76% a pastizal inducido, 6.21 % agricultura y 1.16 % a zona urbana (INEGI, 2010). En la zona, no se practica el manejo del bosque, por lo que ocurre el cambio de uso de suelo debido a las crecientes extensiones que son impactadas por actividades agrícolas, libre pastoreo, e incidencia frecuente de incendios, con los consecuentes disturbios sobre la estructura y diversidad de la vegetación. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue analizar la composición florística, estructura poblacional y los cambios en la sucesión vegetal de

acuerdo con la cronosecuencia de diferentes tipos de disturbios en el bosque de pino-encino. La hipótesis principal es que los disturbios provocan una disminución en la riqueza de especies locales y aumento de especies ruderales, además de pérdida de la estructura vegetal. No obstante, la vegetación refleja que el medio responde de acuerdo con el tipo de disturbio, tiempo de ocurrencia e intensidad del mismo.

3.4 Materiales y métodos

3.4.1 Área de estudio

El trabajo se realizó en un bosque de pino-encino en la comunidad de San Francisco Sola, en la Sierra Sur de Oaxaca (Figura 1), que posee 7145 ha. Se ubica en las coordenadas 16° 30' 56.43" N y 96° 58' 29.08" O. Predomina un clima caliente subhúmedo con lluvias en verano (Aw). La precipitación oscila entre 700 y 1000 mm anuales, con temperaturas de 16-22 °C. La fisiografía presenta variaciones de altitud desde 1300 a 2800 m. La localidad es considerada de muy alta marginación (INEGI, 2010).

3.4.2 Establecimiento de cronosecuencias

Para analizar la estructura y cambios en la sucesión de la vegetación se utilizó el método de cronosecuencias descrito por Dupuy (2017). Mediante recorridos previos, se identificó cada disturbio y bajo un método de muestreo selectivo se establecieron 28 parcelas permanentes de 400 m² cada una, que corresponden a las diversas

cronosecuencias: 1) incendios forestales, (IF), ocurridos hace uno (IF-1), cinco (IF-5) y seis años (IF-6); 2) tierras de cultivo con descanso agrícola, (DA), de ocho (DA-8) y 20 años (DA-20); 3) libre pastoreo (Pas) y, 4) una zona de referencia, sin intervención (C1). De esta forma, en el estudio se evaluaron siete cronosecuencias, con cuatro repeticiones cada una; las parcelas se muestrearon de manera independiente en la temporada de estiaje (noviembre-abril) y de lluvias (mayo-octubre) de 2018. En cada parcela se registró el número de individuos por especie y forma de vida. Asimismo, se realizó la colecta y preparación de las muestras botánicas de acuerdo con Cascante (2008), para su posterior determinación taxonómica en el herbario del Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca.

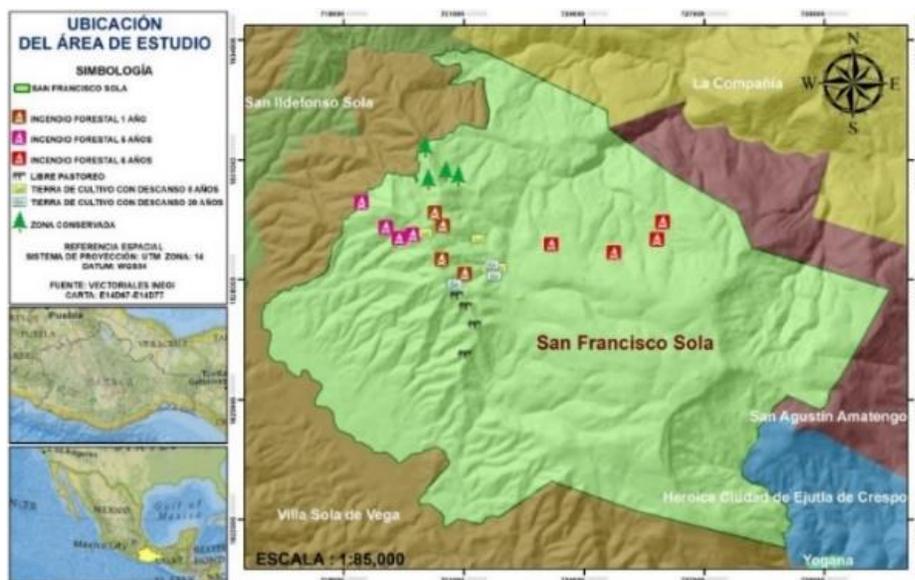


Figura 1. Ubicación geográfica de las parcelas de muestreo en San Francisco Sola de Vega, Oaxaca.

3.4.3 Análisis estructural de la vegetación

La estructura vertical y horizontal se analizó con base en la densidad de individuos, riqueza por formas de vida y con el índice de valor de importancia (IVI) (Cottam y Curtis,

1956) que se obtuvo con la suma de la dominancia relativa (DR), abundancia relativa (AR) y frecuencia relativa (FR), para determinar las especies con mayor contribución a la estructura del ecosistema (Cuadro 3).

Cuadro 3. Ecuaciones para analizar estructura y diversidad.

Ecuaciones para calcular el índice de valor de importancia (IVI)			
$DR = \frac{DASp}{DASpp} \times 100$	$AR = \frac{DNASp}{DNASpp} \times 100$	$FR = \frac{FASp}{FASpp} \times 100$	
Ecuaciones para estimar diversidad alfa y beta			
$H' = \sum_{i=1}^s Pi \ln(Pi)$	$\sigma = \sum (Pi)^2$	$J' = \frac{H'}{H' \max}$	$I_J = \frac{c}{a+b+c} \times 100$

DDR=dominancia relativa (%); AR=abundancia relativa (%); FR=frecuencia relativa (%); DASp, DASpp=dominancia absoluta por especie (sp.) y de todas las especies (spp.); DNASp, DNASpp=densidad absoluta por sp. y de spp; FASp, FASpp=frecuencia absoluta por sp. y de spp; H'=índice de diversidad de Shannon; S=número de especies; Pi=proporción de la muestra que corresponde a la especie i; ln=logaritmo natural; σ=índice de dominancia de Simpson; n=número de individuos de i-ésima especie; N=número total de especies; J'=equidad; H max=ln del total de especies (S); IJ=índice de similitud de Jaccard; a,b=número de especies presentes en el sitio a y b; c=número de especies en común.

3.4.4 Manejo y análisis de datos

Con la información colectada en campo y por medio del programa computacional Past 3.21® se calcularon índices de diversidad a dos niveles. Para la diversidad alfa se obtuvieron los índices de: Shannon-Wiener (H'), dominancia de Simpson (σ) y equidad de Pielou (J'); para la diversidad beta se utilizó el índice de similitud de Jaccard (IJ) (Aguirre, 2013) (Cuadro 3). Se realizaron análisis de varianza y pruebas de comparación de medias de Tukey (p < 0.05) para detectar diferencias entre cronosecuencias en los valores obtenidos de cada índice, y la prueba de Kruskal-Wallis (p < 0.05) para la densidad de población por formas de vida y riqueza. La normalidad y homogeneidad de varianzas se verificó con la prueba de Shapiro Wilk y Bartlett, respectivamente. Asimismo, en el

programa Past 3.21 ® se realizó el análisis de porcentajes de disimilitud (SIMPER) (Seaby y Henderson, 2014), para determinar la contribución de las formas de vida en la disimilitud entre las áreas afectadas por los diferentes disturbios. Los análisis estadísticos se realizaron en InfoStat versión 2018 (InfoStat, 2008).

3.5 Resultados y discusión

3.5.1 Composición florística

Los sitios con los disturbios estudiados no presentaron diferencias significativas ($p = 0.25$) en la riqueza de especies registrada durante la temporada de estiaje (a), a diferencia de la temporada de lluvias (b) en la que se observaron diferencias significativas ($p = 0.0154$) (Figura 2). Lo anterior puede ser explicado por la disponibilidad de humedad tanto en suelo como en el ambiente y la tolerancia de algunas especies a la escasez de humedad en el suelo, por lo que algunas de ellas incluso restringen la duración de su ciclo de vida a la estación de lluvias, mientras que las anuales incrementan su biomasa durante las estaciones de lluvias (Yan *et al.*, 2015). Los mismos autores coinciden con Chapungu & Nhamo (2016), cuando señalan que los cambios ambientales influyen en la fenología, riqueza, abundancia y distribución de especies. En este estudio, la mayor riqueza de especies (53) se registró en el área sin intervención (C1), durante la temporada de estiaje. Lo que está relacionado con la estructura vegetal, ya que la presencia permanente de vegetación en un área sin intervención, favorece la conformación de diferentes estratos. Esto a su vez constituye una barrera de protección para las especies de estratos inferiores, ya que la mayor intensidad de la luz se recibe en el dosel superior y se crea un

microambiente en donde las condiciones son más favorables que en cualquier condición que haya sufrido algún disturbio, aún en la época de estiaje. Por ello, la riqueza de especies varía de acuerdo con los estadios sucesionales, debido al tipo de vegetación y a condiciones topológicas y geológicas (Zamora-Crescencio *et al.*, 2011). Pavón *et al.* (2012), observaron resultados similares al evaluar un bosque conservado y otro bajo manejo en Hidalgo, México, donde el número de especies fue mayor en una zona conservada. Dicha diversidad se mantiene debido a las condiciones favorables (clima, suelo, cobertura, estructura y fisiografía) del medio.

Durante la temporada de lluvias, la mayor riqueza (89 spp.) se registró en el área con descanso agrícola de 20 años (DA-20) y la mayoría de las especies fueron herbáceas de la familia Asteraceae. En general, éstas tienen una dinámica poblacional marcada y directamente relacionada con la disponibilidad de agua; al respecto, Uribe (2015), y Singh *et al.* (2013), mencionan que el cambio de especies en determinados ecosistemas se debe a que las herbáceas dependen en mayor grado de la precipitación. La menor riqueza registrada en ambas épocas corresponde al área afectada un año antes por incendio forestal (IF-1) con 37 y 50 spp., respectivamente. Lo anterior, es el resultado del grado de destrucción del fuego y del tiempo transcurrido desde el disturbio, ya que en ocasiones solo sobreviven los individuos de los estratos altos que no son consumidos totalmente. Condé *et al.* (2019), reportaron que los incendios y tala ilegal disminuyen la diversidad ya que provocan la muerte de los árboles, modifican la estructura y capacidad funcional de ecosistemas. Dichas variaciones según la FAO (2013), dependen de la distribución de especies, lluvia, factores ecológicos, intensidad, tiempo y tipo de perturbación.

Asimismo, en el área con incendio de un año antes debido a la escasa cobertura y espacios generados por el disturbio, en 0.16 ha se registró una densidad total de 4556 individuos durante la temporada de estiaje ($p = 0.10$) y 5039 en lluvias ($p = 0.15$) (Figura 1). La riqueza y densidad de individuos en la temporada de estiaje estuvo representada por las familias Asteraceae, Fagaceae, Bromeliaceae, Orchidaceae, Fabaceae y Poaceae, mientras que durante la temporada de lluvias fue dominado por Asteraceae. Lo anterior concuerda con lo documentado por Martínez-Icó *et al.* (2015), en comunidades vegetales de pino-encino en Los Altos de Chiapas, México, donde reportaron también a Asteraceae, Poaceae, Orchidaceae y Fabaceae como las familias más abundantes. Panero y Crozier (2016), y Villaseñor (2018), mencionan que el estado de Oaxaca cuenta con mayor diversidad de la familia Asteraceae (1040 especies), que es una de las más representativas a nivel global por su distribución, debido a su diversificación en el proceso evolutivo, donde se incluyen sus exitosos mecanismos de dispersión dados por el viento, agua y fauna. Según Llamas y Acedo (2016), las especies de la familia Fabaceae tienen también una amplia distribución geográfica (son comunes en vegetación secundaria), éxito evolutivo y mejoran la calidad del suelo. La familia Poaceae se caracteriza por su persistencia, colonización, modificación de ambientes, su alta flexibilidad ecológica y resistencia a perturbaciones (Linder *et al.*, 2018). Las especies de Fagaceae se caracterizan por ser resistentes al fuego gracias a las cortezas gruesas que presentan (Graves *et al.*, 2014) y las familias Orchidaceae y Bromeliaceae se asocian principalmente a especies del género *Quercus* (Fagaceae) a excepción de las especies con hábitos diferentes a las epífitas (Espejo-Serna & López-Ferrari, 2018).

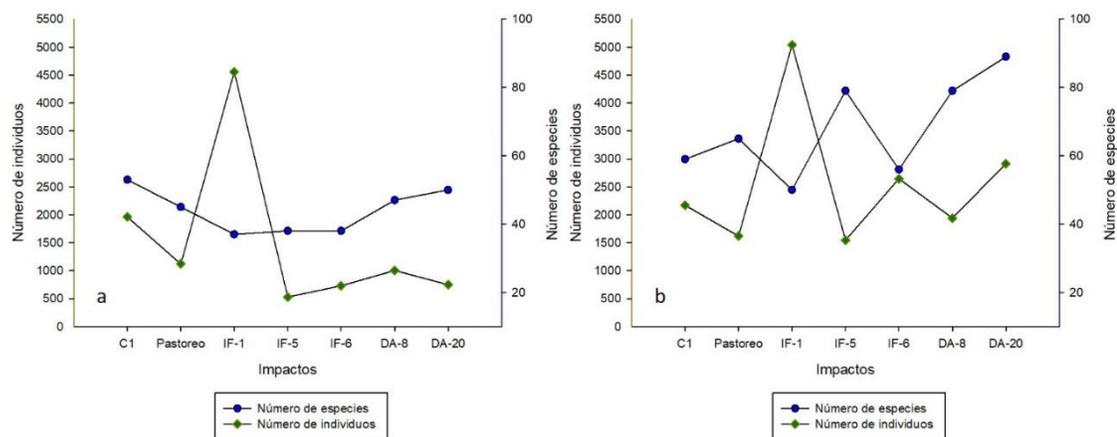


Figura 2. Riqueza y densidad de individuos durante la temporada de estiaje (a) y de lluvias (b); C1=área sin intervención; IF-1, IF-5, IF-6=incendios forestales ocurridos hace 1, 5 y 6 años antes; DA-8, DA-20=áreas con descanso agrícola de 8 y 20 años.

En el área sin intervención, la diversidad alfa (índice de Shannon) durante ambas temporadas indicó una diversidad media ($H=2.06$ en secas y $H=2.12$ en lluvias). Lo anterior, debido a que no hay daños causados por algún disturbio, lo cual mantiene la diversidad estable (Razo *et al.*, 2015). Kremer *et al.* (2014), indican que las áreas sin intervención son sombreadas, húmedas y que la hojarasca modifica la humedad del suelo y de alguna forma afecta la germinación de semillas y por ende la supervivencia de las nuevas plantas. A diferencia de las áreas en que ocurrió incendio forestal un año antes, el índice de Shannon indicó una diversidad baja ($H=1.26$ en estiaje y $H=1.60$ en lluvias), dicha diversidad fue inferior a la diversidad media ($H=2.34$) del área con incendio de cinco años antes durante la temporada de estiaje que fue significativamente mayor ($p < 0.05$). Esto se debe a que después de un incendio, por lo general queda muy poca vegetación, lo que provoca una disminución en la diversidad de especies durante los primeros años, no obstante transcurrido el tiempo y mediante el proceso de regeneración natural se establece nueva vegetación. Por ello, Chandra y Kumar (2015) y Gagnon *et al.* (2015), mencionan que los incendios y actividades antrópicas, determinan la diversidad en un sitio.

La misma tendencia se observó durante la temporada de estiaje en las áreas con libre pastoreo ($H=2.18$), áreas con descanso agrícola de ocho años ($H=2.14$) y área con descanso agrícola de 20 años ($H=2.06$), donde a pesar de ser áreas con disturbios ocurridos años antes se registró una diversidad media. Según Cepelová & Münzbergová (2012), y Tian *et al.* (2015), los cambios en la diversidad de especies después de los disturbios están dados por la sucesión ecológica e influyen factores de sitio como la lluvia, suelo, fisiografía, cobertura, microorganismos del suelo (diversidad funcional), fauna, materia orgánica, factores abióticos, efecto de borde y estructura del paisaje. Por lo anterior, este mismo índice durante la temporada de lluvias en el área en que ocurrió IF-5 fue de $H=2.97$ (diversidad media), y mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) con $H=1.60$ del área con incendio de un año antes y $H=2.12$ del área sin intervención. Resultados similares reportaron López-Hernández *et al.* (2017) entre distintas fases de sucesión donde la riqueza de especies mostró diferencias significativas ($p < 0.01$) en bosques templados mixtos de Puebla, México.

Por otra parte, se observó una dominancia de especies en el área con incendio de un año antes durante la temporada de estiaje ($D=0.42$) y de lluvias ($D=0.31$) con diferencias significativas ($p < 0.05$). Lo anterior, determina también la equidad de especies (J) que está condicionada por la diversidad y dominancia de las especies vegetales (Cuadro 4). Dicha dominancia y equidad estuvo dada por especies herbáceas que presentan un mayor éxito reproductivo, por lo que colonizan áreas con disturbios recientes; y según Lohbeck *et al.* (2014) en condiciones de sucesión tempranas se observa dominancia de especies herbáceas, las cuales presentan una mayor eficacia en el aprovechamiento de nutrientes, captura de luz y agua.

La diversidad beta (índice de Jaccard) difiere en todas las áreas para ambas temporadas. Se observaron porcentajes del 15.93% en el área con incendio de cinco años antes y 25.34% en el área con libre pastoreo, variaciones que están condicionadas por la afectación de los disturbios durante la temporada de estiaje, y que según Norden (2014), también están dadas por la regeneración natural mediante la producción, dispersión y germinación de semillas, además de la capacidad de rebrote que muestran algunas especies. PoSun *et al.* (2017), mencionan que mediante la sucesión natural los patrones de diversidad son bajos, altos y luego bajos en ciclos de 10 a 20 años.

Cuadro 4. Índices de diversidad alfa.

Temporada de secas							
	C1	Pastoreo	IF-1	IF-5	IF-6	DA-8	DA-20
H	2.06±0.41 ab	2.18±0.41ab	1.26±0.41 b	2.34±0.41 a	2.13±0.41 ab	2.14±0.41 ab	2.06±0.41 ab
D	0.23±0.10 ab	0.16±0.10 b	0.42±0.10 a	0.13±0.10 b	0.16±0.10 b	0.18±0.10 ab	0.20±0.10 ab
J	0.64±0.10 ab	0.74±0.10 a	0.48±0.10 b	0.78±0.10 a	0.77±0.10 a	0.70±0.10 ab	0.68±0.10 ab
Temporada de lluvias							
H	2.12±0.36 bc	2.65±0.36 ab	1.60±0.36 c	2.97±0.36 a	2.31±0.36 abc	2.62±0.36 ab	2.87±0.36 ab
D	0.22±0.08 ab	0.12±0.08 b	0.31±0.08 a	0.067±0.08 b	0.13±0.08 ab	0.10±0.08 b	0.07±0.08 b
J	0.65±0.08 ab	0.77±0.08 a	0.55±0.08 b	0.82±0.08 a	0.72±0.08 ab	0.76±0.08 a	0.79±0.08 a

Letras diferentes en la misma fila indican la existencia de diferencias estadísticas (Tukey, 0.05); H=índice de Shannon; D=índice de dominancia de Simpson; J=equidad de Pielou; 0.41, 0.10, 0.36, 0.08=desviación estándar; C1=área sin intervención; IF-1, IF-5, IF-6=incendios forestales ocurridos hace 1, 5 y 6 años antes; DA-8, DA-20=áreas con descanso agrícola de 8 y 20 años.

Asimismo, en el área con libre pastoreo, áreas con descanso agrícola de ocho años y de veinte años, se presentó una mayor disimilitud con porcentajes entre 10.51 y 19.93% en la temporada de lluvias, con diferencias no significativas ($p > 0.05$) (Figura 3). Dichas variaciones se incrementan debido a la presencia de especies con ciclos de vida anuales y a que las áreas evaluadas presentan intervalos de tiempo entre 1 y 20 años, después del disturbio. Redondo *et al.* (2011) mencionan que los cambios en la vegetación y su restauración están determinados por la evolución de las características físicas y químicas del suelo.

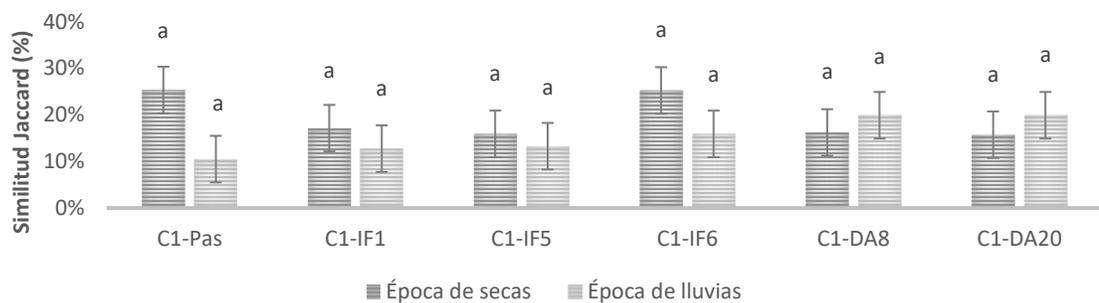


Figura 3. Índice de similitud de Jaccard entre las cronosecuencias evaluadas. Letras iguales en la misma fila indican la no existencia de diferencias estadísticas (Tukey, 0.05); I=desviación estándar.

3.5.2 Estructura poblacional y cambios sucesionales.

El estrato con mayor número de especies correspondió a herbáceas ($p = 0.05$) durante la temporada de estiaje, en el área con incendio de un año antes con 14 spp, área con descanso agrícola de ocho años con 18 y en el área con descanso agrícola de veinte años con 16 especies. Lo anterior, comprueba que durante la recuperación de un ecosistema intervienen especies herbáceas pioneras que migran mediante diversos medios. Al respecto, Hernández (2016), indica que un ecosistema se regenera y vuelve a su estado

funcional siempre y cuando no sea afectado por otro disturbio. También, durante la temporada de lluvias se observaron diferencias significativas entre todas las áreas ($p = 0.01$) para el mismo estrato (Figura 4). Lo anterior se explica debido a las condiciones favorables propiciadas por las lluvias y por la escasa distribución de especies de mayor altura. Matayaya *et al.* (2017), y Wragg *et al.* (2018), mencionan que los disturbios y en particular el fuego, lluvia y escasa cobertura vegetal propician la riqueza de especies herbáceas, pero disminuyen la biomasa de árboles y arbustos. Y, según Castro y Leverkus (2019), las herbáceas se regeneran naturalmente y son una fuente de competencia ante especies locales que se establecen mediante germinación, no obstante su efecto desaparece algunos años después de la perturbación.

Por otro lado, se contabilizaron 17, 17 y 12 especies epífitas, en el área sin intervención, de libre pastoreo y de incendios seis años antes, respectivamente; estos números fueron significativamente diferentes ($p = 0.007$) con respecto a las demás áreas. Es común observar mayor diversidad de especies epífitas en áreas sin intervención debido a las condiciones favorables para que estas prosperen, mientras que en áreas con presencia de disturbios la recuperación de hábitats es más lenta. Al respecto, Jardel *et al.* (2014), mencionan que lo anterior depende de la frecuencia en que ocurran los disturbios, y según (Mushtaq *et al.*, 2017), la diversidad responde de acuerdo con la perturbación del suelo y disponibilidad de luz en el sotobosque, como se observó en el presente estudio que debido a la presencia de árboles y arbustos de menor tamaño en el área con descanso agrícola de ocho años, las plantas epífitas se redujeron a solo tres especies.

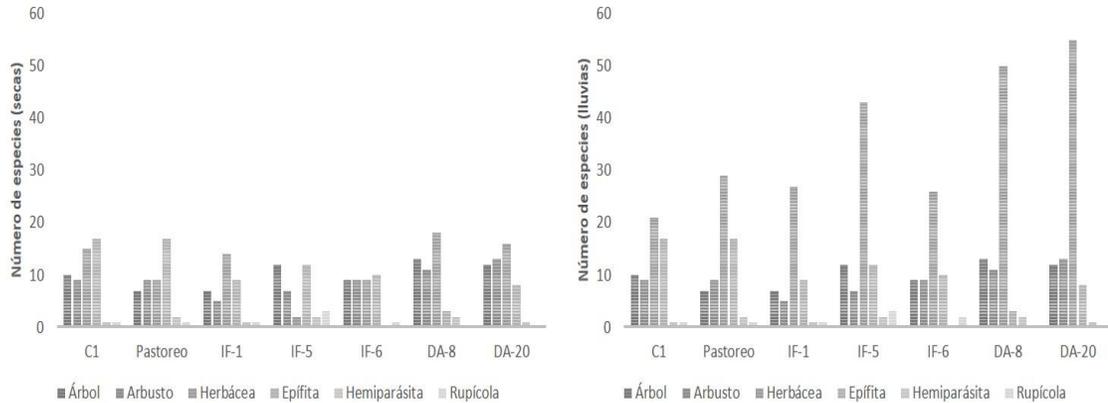


Figura 4. Riqueza de especies de acuerdo con sus formas de vida.

El análisis de porcentajes de disimilitud (SIMPER) muestra que las plantas epífitas y árboles contribuyen con un 60 y 30% en la disimilitud florística, respectivamente, en el área sin intervención y área con libre pastoreo; además, dichas áreas muestran una disimilitud media de 10.42%. Lo anterior se explica porque en áreas sin intervención se distribuyen árboles de mayor tamaño y son unidades de mayor riqueza de especies de hábito epífita (Flores-Palacios & García-Franco, 2006). De la misma forma, las plantas herbáceas con 56.52%, epífitas 21.74%, árbol 8.69%, arbusto 8.69% y hemiparásita 4.34% propician una disimilitud media de 26.44%, entre el área sin intervención y área con incendio de cinco años antes (Cuadro 5). Esto se le puede atribuir a factores y características descritas anteriormente. O-Toris *et al.* (2012), indican que las perturbaciones generan cambios en la composición y aumento en la riqueza de especies herbáceas, las cuales son importantes dado que son fuente de alimento de diversos organismos.

Cuadro 5. Análisis de porcentajes de similitud (SIMPER).

Estratos vegetales	DM	C%	DM	C%	DM	C%
	C1-Pastoreo		C1-IF1		C1-IF5	
Herbácea	0	0	9.09	50	14.94	56.52
Árbol	3.12	30	4.54	25	5.74	21.74
Hemiparásita	1.04	10	3.4	18.75	2.29	8.69
Epífita	6.25	60	1.13	6.25	2.29	8.69
Arbusto	0	0	0	0	1.14	4.34
PD	10.42 %		18.18 %		26.44 %	
	C1-IF6		C1-DA8		C1-DA20	
Epífita	7.86	46.67	14.14	60.87	8.82	56.25
Arbusto	6.74	40	3.03	13.04	3.92	25
Árbol	1.12	6.66	3.03	13.04	1.96	12.5
Herbácea	1.12	6.66	2.02	8.69	0.98	6.25
Hemiparásita	0	0	1.01	4.34	0	0
PD	16.85 %		23.23 %		15.69 %	

DM=disimilitud media; C%=porcentaje de contribución; PD=porcentaje de disimilitud.

Por otro lado, las especies con los mayores índices de valor de importancia (IVI) fueron: *Pinus pseudostrobus* var. *apulcensis* (IVI=36.01) y *Quercus acutifolia* Née (IVI=21.28) en el área sin intervención; *Quercus acutifolia* Née en el área con libre pastoreo con IVI=42.53 y *Quercus peduncularis* con IVI=41.01. *Pinus lawsonii* Roetzl con IVI=79.94, 86.55 y 35.85 sobresale en el área con incendio de uno y seis años antes y área con descanso agrícola de ocho años respectivamente. *Quercus peduncularis* se registró en el área sin intervención, área con libre pastoreo, área con descanso agrícola de veinte años y áreas con incendio de cinco y seis años antes. Dichas especies muestran tolerancia a los disturbios estudiados y mediante mecanismos de rebrote o germinación incrementan sus densidades poblacionales. Martin-Alcón & Coll (2016), describen una tendencia similar

en *Pinus nigra*, por su capacidad resiliente al fuego, lo cual es determinante en la futura regeneración de los sitios. Algunos trabajos han reportado que *Quercus magnoliifolia* y *Quercus rysophylla* muestran resistencia a las quemas de baja intensidad, presentan capacidad de rebrote e incrementan su densidad poblacional después de algún disturbio (López *et al.*, 2015; González-Tagle *et al.*, 2008). Al respecto, Johnstone *et al.* (2016), mencionan que los rasgos de la historia de vida de una especie son un mecanismo de adaptación ante los disturbios, y Bond y Keane (2017), mencionan que también se debe a características como mayor producción de semillas, cortezas gruesas, coronas abiertas, tolerancia a condiciones adversas y raíces profundas. Especies como *Crotalaria incana* L. (IVI=44.29) en el área con incendio de un año antes (Cuadro 6), aprovechan los espacios generados por el disturbio y su población es numerosa. Soto-Estrada (2004), señala que es una especie ruderal, característica de vegetación secundaria en bosques de pino y de pino-encino. Por otra parte, en el área sin intervención *Tillandsia calathysus* se registró con un IVI= 9.21, en el área con libre pastoreo la misma especie obtuvo un IVI=13, en el área con incendio de cinco años antes IVI=11.95 y en el área con descanso agrícola de veinte años IVI=7.29. También, *Prostechea citrina* con un IVI=7.27 sobresale en el área con incendio de seis años antes. Dichas especies son responsables de albergar fauna y de mantener condiciones de humedad dentro de los bosques (Rivera-Meza *et al.*, 2018). Fernández *et al.* (2016), mencionan que las epífitas son indicadoras de calidad en los ecosistemas, porque dependen de condiciones específicas para sobrevivir. Por ello, es fundamental describir mecanismos de respuesta vegetal en ambientes perturbados, conocer el estado de conservación, para generar bases y para considerar en futuras acciones de restauración. Además, para elaborar programas de manejo forestal, comprensión y descripción de características estructurales (Burney *et al.*, 2015).

Cuadro 6. Dominancia relativa (DR), densidad relativa (DN), frecuencia relativa (FR) e índice de valor de importancia (IVI).

Especie	DR %	DN %	FR%	IVI	DR%	DN%	FR%	IVI
Área sin intervención				Área con libre pastoreo				
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	2.39	2.61	31.00	36.01	-	-	-	-
<i>Quercus acutifolia</i> Née	13.55	4.38	3.34	21.28	27.87	11.01	3.64	42.53
<i>Quercus peduncularis</i>	8.74	2.65	3.34	14.75	28.50	8.85	3.64	41.01
<i>Tillandsia calathysrus</i>	-	6.82	2.39	9.21	-	10.4	2.60	13.00
<i>Pinus lawsonii</i> Roetzl	-	-	-	-	26.32	7.08	2.60	36.02
Área de IF-1				Área de IF-5				
<i>Pinus lawsonii</i> Roetzl	69.16	7.57	3.20	79.94	-	-	-	-
<i>Crotalaria incana</i> L.	-	43.01	1.28	44.29	-	-	-	-
<i>Arbutus xalapensis</i>	8.29	1.10	4.48	13.88	3.81	2.12	5.07	11.00
<i>Quercus acutifolia</i> Née	3.64	0.90	4.48	9.03	36.66	12.56	5.07	54.30
<i>Quercus peduncularis</i>	51.47	21.59	5.07	78.12	-	-	-	-
<i>Tillandsia calathysrus</i>	-	7.61	4.34	11.95	-	-	-	-
Área con IF-6				Área con DA-8				
<i>Pinus lawsonii</i> Roetzl	62.66	21.11	2.77	86.55	21.63	11.26	2.95	35.85
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	18.50	1.76	2.77	23.05	-	13.29	2.95	16.24
<i>Baccharis salicifolia</i>	1.79	10.87	3.33	16.00	11.45	7.86	3.55	22.86
<i>Juniperus flaccida</i> var. <i>flaccida</i>	2.78	7.20	3.33	13.32	1.71	13.29	2.95	17.96
<i>Quercus acutifolia</i> Née	3.58	5.81	3.88	13.28	7.01	1.62	4.14	12.77
<i>Quercus peduncularis</i>	7.21	1.76	3.88	12.87	-	-	-	-
<i>Prosthechea citrina</i>	-	5.05	2.22	7.27	-	-	-	-
Área con DA-20								
<i>Quercus peduncularis</i>	39.78	10.89	3.70	54.38	-	-	-	-
<i>Quercus acutifolia</i> Née	25.69	5.75	3.70	35.15	-	-	-	-
<i>Calliandra</i> sp.	4.93	22.88	3.70	31.53	-	-	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	14.11	4.77	2.64	21.53	-	-	-	-
<i>Tillandsia calathysrus</i>	-	4.65	2.64	7.29	-	-	-	-

El signo “-” indica que no se registró la especie en el sitio evaluado

3.6 Conclusiones

La composición florística varió de acuerdo con el tipo, severidad y tiempo transcurrido después del disturbio, mientras que la riqueza de especies se relacionó con la estructura vegetal predominante en el sitio, con la disponibilidad de humedad tanto en suelo como en el ambiente y con la tolerancia de las especies a la escasez de humedad en el suelo. La respuesta de la vegetación está condicionada por la susceptibilidad de las especies a los disturbios y por los mecanismos de regeneración que éstas poseen, como por ejemplo la mayor producción de semillas, rebrotes y adaptaciones a condiciones adversas. El disturbio ocasionado por fuego es el que causó mayor severidad en el daño a la estructura y riqueza de especies vegetales. En las áreas en las que los disturbios ocurrieron años atrás, la diversidad se recuperó de manera gradual, por lo que los procesos de sucesión ecológica son factores determinantes en la recuperación de las áreas afectadas.

La modificación en la estructura y riqueza de especies es el resultado del grado de destrucción de los disturbios, por lo que es prioritaria la implementación de alternativas de manejo forestal sustentable y conservación de los ecosistemas; trabajos como el presentado, aportan información relevante para describir características estructurales, estado de conservación de los bosques y pueden ser la base en futuros planes de restauración ecológica.

3.7 Literatura citada

- Aguirre, M. Z. 2013. Guía de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Nacional de Loja, área agropecuaria y de recursos naturales renovables, Loja-Ecuador. 82 p.
- Álvarez-Lopezello, J., I. V. Rivas-Manzano, L. I. Aguilera-Gómez, & M. Gonzalez-Ledesma. 2016. Diversidad y estructura del pastizal en El Cerrillo, Piedras Blancas, estado de México, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3):980-989. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.006>.
- Bond, W. J. & R.E. Keane. 2017. Fires, ecological effects of. Reference Module in Life Sciences, Elsevier, 1-11. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02098-7>.
- Burney, O., A. Aldrete, R. R. Alvarez, R. J. A. Prieto, V. J. R. Sanchez & J. G. Mexal. 2015. México-Addressing challenges to reforestation. *Journal of Forestry*, 113(4): 404-413. <https://doi.org/10.5849/jof.14-007>.
- Capulín, G. j., C. L. Mohedano & Z. R. Razo. 2010. Cambios en el suelo y vegetación de un bosque de pino afectado por incendio. *Terra Latinoamericana*, 28(1):79-87.
- Cascante, M. A. 2008. Guía para la recolecta y preparación de muestras botánicas. Museo Nacional de Costa Rica, San José, Costa Rica. 10 p.
- Castillo, G. C. F., C. L. L. Arango, P. E. Vásquez, M. M. Barragan, C. J. Morales, M. D. Celis. 2016. Estudio de cuenca de abasto: caracterización y estrategias de desarrollo industrial forestal maderable de la Cuenca Sierra Sur Miahuatlán-Oeste del estado de Oaxaca. *Servicios Forestales y Agropecuarios de Oaxaca S. C.* 271 p.
- Castro, J. & A. B. Leverkus. 2019. Effect of herbaceous layer interference on the post-fire regeneration of a serotinous pine (*Pinus pinaster* Aiton) across two seedling ages. *Forests*, 10(1): 1-13. doi:10.3390/f10010074.
- Ceccon, E., J. I. Barrera-Cataño, J. Aronson. & C. Martínez-Garza. 2015. The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. *Restoration Ecology*: 1-6. doi: 10.1111/rec.12228.
- Cepelová, B. & Z. Münzbergová. 2012. Factors determining the plant species diversity and species composition in a suburban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 106: 336-346. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.008>.
- Chandra, & B. A. Kumar. 2015. Incidence of forest fire in India and its effect on terrestrial ecosystem dynamics, nutrient and microbial status of soil. *International Journal of Agriculture and Forestry*, 5(2): 69-78. DOI:10.5923/j.ijaf.20150502.01.
- Chang, C. C. & B. L. Turner. 2019. Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology*, 107:503-509. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13132>.

- Chapela, F. 2012. Estado de los bosques de México. En: escenario para el manejo forestal sostenible en México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A. C. México, D. F. 217 p.
- Chapungu, L. & L. Nhamo. 2016. An assessment of the impact of climate change on plant species richness through an analysis of the normalised difference water index (NDWI) in Mutirikwi Sub-catchment, Zimbabwe. *South African Journal of Geomatics*, 5(2): 244-268. <http://dx.doi.org/10.4314/sajg.v5i2.11>.
- Condé, T. M., N. Higuchi & A. J. N. Lima. 2019. Illegal selective logging and forest fires in the northern Brazilian Amazon. *Forests*, 10(1):1-22. doi:10.3390/f10010061.
- Cottam, G. & Curtis, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37(3): 451-460. DOI:10.2307/1930167.
- Crespin, S. J. & J. A. Simonetti. 2016. Loss of ecosystem services and the decapitalization of nature in El Salvador. *Ecosystem Services*, 17:5-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.020>.
- Dupuy, R. J. M. 2017. La sucesión secundaria de bosques. En: Agencia Informativa CONACyT. (Consultado el 03/01/19). Disponible en: <http://www.conacytprensa.mx/index.php/ciencia/la-tierra/17269-sucesion-secundaria-bosques>.
- Espejo-Serna, A. & A. R. López-Ferrari. 2018. La familia Bromeliaceae en México. *Botanical Sciences*, 96(3): 533-554. DOI: 10.17129/botsci.1918.
- FAO. 2013. La fauna silvestre en un clima cambiante. Eds: Kaeslin, E., Redmond, I. & Dudley, N. Estudios FAO: Montes 167. Roma. 122 p.
- Fernández, R., M. Moreno-Chacón, R. Canessa, D. Mardones, N. Viveros & A. Saldaña. 2016. Relación entre la amplitud ecológica de epífitas vasculares y sus respuestas ecofisiológicas a la disponibilidad de luz y humedad en el bosque esclerófilo mediterráneo costero de Chile. *Gayana Botánica*, 73(1): 68-76. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432016000100009>.
- Flores-Palacios, A. & J. G. García-Franco. 2006. The relationship between tree size and epiphyte species richness: testing four different hypotheses. *Journal of Biogeography*, 33(2):323-330. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01382.x>.
- Gagnon, P. R., H. A. Passmore, M. Slocum, J. A. Myers. K. E. Harms, W. J. Platt & C. E. T. Paine. 2015. Fuels and fires influence vegetation via above-and belowground pathways in a high-diversity plan community. *Journal of Ecology*, 103:1009-1019. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12421>.
- González-Tagle, M. A., L. Schwendenmann, P. J. Jiménez & R. Schulz. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256(1-2):161-167. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.021>.

- Graves, S. J., S. W. Rifai & F. E. Putz. 2014. Outer bark thickness decreases more with height on stems of fire-resistant than fire-sensitive Floridian oaks (*Quercus* spp.; Fagaceae). *American Journal of Botany*, 101(12):2183–2188. doi:10.3732/ajb.1400412.
- Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D. X. Song & J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sciences Advances*, 1(2):1-9. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.
- Hernández, B. H. 2016. Recuperación de un ecosistema perturbado en el cerro El Castillo del Bosque Protector Mindo Nambillo. *Siembra*, 3:83–90.
- INEGI. 2010. Compendio de información geográfica municipal 2010, San Francisco Sola, Oaxaca. 9 p.
- InfoStat. 2008. InfoStat, versión 2008. Manual de usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera edición, editorial Brujas Argentina. 335 p.
- Jacovak, C. C., M. Peña-Claros, T. W. Kuyper & F. Bongers. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103: 67-77. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298>.
- Jadán, O., C. Toledo, B. Tepán, H. Cedillo, A. Peralta, P. Zea, P. Castro & C. Vaca. 2017. Comunidades forestales en bosques secundarios alto-andinos (Azuay, Ecuador). *Bosque (Valdivia)*, 38(1):141-154. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000100015>.
- Jaksic, F. M. & J. M. Fariña. 2015. Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 43(1):23-24. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100003>.
- Jardel, P. E. J., D. Pérez-Salicrub, E. Alvarado & J. E. Morfin-Ríos. 2014. Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 102 p.
- Jean-François, M., R. Lemoine-Rodríguez & H. Taud. 2016. Hacia un sistema de monitoreo forestal casi en tiempo real (nota técnica). *Investigaciones geográficas*, (91):168-175. <http://dx.doi.org/10.14350/rig.56889>.
- Johnstone, J. F., C. G. Allen, J. J. Franklin, L. E. Frelich, B. J. Harvey, F. E. Higuera, M. C. Mack, R. K. Meentemeyer, M. R. Metz, J. L.W. Perry, T. Schoennagel & M. Turner. 2016. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7):369-378. <https://doi.org/10.1002/fee.1311>.
- Kremer, K., A. Promis, G. Mancilla & C. Magni. 2014. Influencia de la hojarasca y el riego sobre la germinación de semillas de la especie vulnerable *Beilschmiedia*

- miersii*: Un experimento de campo. VI Congreso Chileno de Ciencias Forestales. DOI: 10.13140/2.1.1234.7523.
- Linder, H. P., C. E. R. Lehmann, S. Archibald, C. P. Osborne & D. M. Richardson. 2018. Global grass (Poaceae) success underpinned by traits facilitating colonization, persistence and habitat transformation. *Biological Reviews Cambridge Philosophical Society*, 93(2):1125-1144. DOI:10.1111/brv.12388.
- Llamas, F. & C. Acedo. 2016. A fondo, las leguminosas (Leguminosae o Fabaceae): una síntesis de las clasificaciones, taxonomía y filogenia de la familia a lo largo del tiempo. *Ambiociencias-Revista de Divulgación Científica*. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León. pp. 5-18.
- Lohbeck, M., L. Poorter, M. Martínez-Ramos, J. Rodríguez-Velázquez, M. van Breugel, & F. Bongers. 2014. Changing drivers of species dominance during tropical forest succession. *Functional Ecology*, 28:1052-1058. doi:10.1111/1365-2435.12240.
- López, M. M. A., T. D. A. Rodríguez, C. F. Santiago, Ch. V. A. Sereno & S. D. Granados 2015. Tolerancia al fuego en *Quercus magnoliifolia*. *Revista Árvore, Viçosa-MG*, 39(3):523-533. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000300013>.
- López-Hernández, J. A., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monarrez-Gonzalez, M. A. González-Tagle. & J. Jiménez-Pérez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1):39-51. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>.
- Martin-Alcón, S. & L. Coll. 2016. Unraveling the relative importance of factors driving post-fire regeneration trajectories in non-serotinous *Pinus nigra* forests. *Forest Ecology and Management*, 361:13-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.006>.
- Matayaya, G., M. Wuta & G. Nyamadzawo. 2017. Effects of different disturbance regimes on grass and herbaceous plant diversity and biomass in Zimbabwean dambo systems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1):181-190. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1299222>.
- Mushtaq, H., W. A. Ahmad, N. Ahmad & A. Hai. 2017. Phytodiversity of herbaceous vegetation in disturbed and undisturbed forest ecosystems of Pahalgam Valley, Kashmir Himalaya, India. *British Journal of Environment & Climate Change*, 7(3): 148-167. <https://doi.org/10.9734/BJECC/2017/31696>.
- Norden N. 2014. Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, 17(2):247-261. <http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08>.
- O-Toris, J., B. Maldonado, C. & Martínez-Garza. 2012. Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences*, 90 (4):469-480.

- Panero, J. L. & B. S. Crozier. 2016. Macroevolutionary dynamics in the early diversification of Asteraceae. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 99:116-132. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.03.007>.
- Pavón, N. P., C. E. Moreno & A. Ramírez-Bautista. 2012. Biomasa de raíces en un bosque templado con y sin manejo forestal en Hidalgo, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3):303-312. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.07.052>.
- Razo, Z. R., M. A. J. Gordillo, L. R. Rodríguez, M. C. C. Maycotte & S. O. A Acevedo. 2015. Coeficientes de carbono para arbustos y herbáceas del bosque de oyamel del Parque Nacional El Chico. *Rev. Mex. de Cienc. Forestales*, 6(31):58-67.
- Redondo, P. B., E. L. Calabuig, A. P. Martín & J. M. Gómez. 2011. Descripción de cuatro etapas de la sucesión secundaria en pastizales sayagueses. *Centro de Edafología y Biología Aplicada (C. S. I. C.) Salamanca. Pastos*. 235-245.
- Rivera-Meza, V. A. T. Kromer & M. P. Linares. 2018. Importancia de las bromelias para la fauna. *Universidad Veracruzana*. 2 p.
- Rubio, C. E. A., T. M. A. González, P. J. Jiménez, R. E. Alanís & F. D. Y. Ávila. 2014. Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretsch. *Ciencia UANL*, (65):34-41.
- Seaby, R. & P. Henderson. 2014. *Community analysis package 5.0. Searching for structure in community data*. Copyright 2014, PISCES Conservation Ltd. Lymington, UK. 186 p.
- Seidl, R., D. Thom, M. Kautz, D. Martin-Benito, M. Peltoniemi, G. Vacchiano, J. Wild, D. Ascoli, M. Petr, J. Honkaniemi, M. J. Lexer, V. Trotsiuk, P. Mairota, M. Svoboda, M. Fabrika, T. A. Nagel & C. P. O. Reyer. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7:395–402. [doi:10.1038/nclimate3303](https://doi.org/10.1038/nclimate3303).
- Singh, G., D. Mishra, K. Singh & R. Parmar. 2013. Effects of rainwater harvesting on plant growth, soil water dynamics and herbaceous biomass during rehabilitation of degraded hills in Rajasthan, India. *Forest Ecology and Management*, 310:612-622. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.002>.
- Soto-Estrada, C. 2004. Flora del valle de Tehuacán-Cuicatlán. Fascículo 40. Eds: Novelo, R. A., Medina, L. R. Instituto de Biología, UNAM. 29 p.
- Sun, C., Z. Chai, G. Liu & S. Xue. 2017. Changes in species diversity patterns and spatial heterogeneity during the secondary succession of grassland vegetation on the loess Plateau, China. *Frontiers in Plant Sciences*, 8: 14-65. [doi:10.3389/fpls.2017.01465](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01465).
- Tewari, V. P. 2016. Forest inventory, assessment, and monitoring, and long-term forest observational studies, with special reference to India. *Forest Science and Technology*, 12(1):24-32. <https://doi.org/10.1080/21580103.2015.1018962>.

- Tian, J., L. McCormack, J. Wang, D. Guo, Q. Wang, X. Zhang, G. Yu, E. Blagodatskaya & Y. Kuzyakov. 2015. Linkages between the soil organic matter fractions and the microbial metabolic functional diversity within a broad-leaved Korean pine forest. *European Journal of Soil Biology*, 66:57-64. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.12.001>.
- Tobin, P. C. 2015. Ecological consequences of pathogen and insect invasions. *Current Forestry Reports*, 1:25-32. DOI 10.1007/s40725-015-0008-6.
- Torres, R. J. M. 2004. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México. FAO, Roma, 2004. 105 p.
- Uribe, B. E. 2015. Estudios del cambio climático en América Latina. En: El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. Ed: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Naciones Unidas, Santiago. 86 p.
- Villaseñor, J. L. 2018. Diversidad y distribución de la familia Asteraceae en México. Ed: Ibarra-Manríquez, G. *Botanical Sciences*, 9(2):332-358. DOI: 10.17129/botsci.1872.
- Wragg, P. D., T. Mielke & D. Timan. 2018. Forbs, grasses, and grassland fire behavior. *Journal of Ecology*: 1-19. DOI:10.1111/1365-2745.12980.
- Yan, H., C. Liang, Z. Li, Z. Liu, B. He. C. Miao & L. Sheng. 2015. Impact of precipitation patterns on biomass and species richness of annuals in a dry steppe. *PLoS ONE*, 10(4):1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125300>.
- Zamora-Crescencio, P., M. del R. Domínguez-Carrasco, P. Villegas, C. Gutiérrez-Báez, L. A. Manzanero-Acevedo, J. J. Ortega-Haas, S. Hernández-Mundo, E. C. Pug-Garrido & R. Puch-Chávez. 2011. Composición florística y estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. *Bol.Soc.Bot.Méx.* 89:27-35.

CAPITULO IV

REGENERACIÓN NATURAL EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO EFACTADO CON DIFERENTES DISTURBIOS

NATURAL REGENERATION IN A PINE-OAK FOREST EFFECTED WITH DIFFERENT DISTURBANCES

4.1 Resumen

La regeneración natural es un mecanismo de resiliencia que permite mantener la dinámica de las poblaciones vegetales en los ecosistemas. Ésta, varía de acuerdo con su estado de conservación, por lo que cualquier disturbio sea natural o antropogénico puede afectarla. El objetivo del estudio fue evaluar la regeneración natural en un bosque de pino-encino afectado por diferentes disturbios en Oaxaca, México. Se establecieron 28 parcelas de 100 y 1 m² distribuidas sobre las cronosecuencias establecidas para incendios forestales de 1, 5 y 6 años, tierras con descanso agrícola de 8 y 20 años, áreas con pastoreo, además

de un área sin intervención utilizada como referencia. En 100 m² se determinó el índice de valor de importancia para la regeneración natural (IVI_{RN}). Además de un análisis físico y químico de suelo. Se registraron la altura total, diámetro, estimación de biomasa de herbáceas y hojarasca en 1 m². Dichas variables fueron analizadas con pruebas paramétricas y no paramétricas. Las especies que aportaron en mayor proporción a la regeneración natural corresponden a los géneros *Quercus* (IVI_{RN}=27.44), *Pinus* (IVI_{RN}=9.25), *Calliandra* (IVI_{RN}=23.72) y *Juniperus* (IVI_{RN}=5.30). Debido a la afectación de los disturbios, se observaron diferencias significativas ($p=0.03$) entre las clases de altura II (5.1-10 m), III (>10 m) ($p=0.04$) y de diámetro III (DAP >22.1-46 cm) ($p=0.003$). El análisis clúster mostró que el área con incendio forestal de un año antes tuvo una distancia media mayor con respecto a las características físicas y químicas del suelo, además de una menor cantidad de hojarasca (0.0009 t ha⁻¹) ($p > 0.05$). Y, en el área con descanso agrícola de 8 años, se registró 1.12 t ha⁻¹ de herbáceas ($p < 0.05$). Por lo que se concluye que la vegetación, características del suelo y biomasa determinan la regeneración natural en áreas con disturbios.

Palabras clave: *bosque, biomasa, cronosecuencia, respuesta vegetal, Sierra Sur de Oaxaca.*

4.2 Abstract

Natural regeneration is a mechanism of resilience that allows maintaining the dynamics of plant populations in ecosystems. This varies according to its state of conservation, so any disturbance is natural or anthropogenic can affect it. The objective of the study was

to evaluate the natural regeneration in a pine-oak forest affected by different disturbances in Oaxaca, Mexico. 28 plots of 100 and 1 m² distributed on the chronosequences established for forest fires of 1, 5 and 6 years, lands with agricultural rest of 8 and 20 years, grazed areas, in addition to an area without intervention used as a reference were established. The importance value index for natural regeneration (IVI_{RN}) was determined in 100 m². In addition to a physical and chemical analysis of soil. The total height, diameter, estimation of herbaceous biomass and litter in 1 m² were recorded. These variables were analyzed with parametric and non-parametric tests. The species that contributed in greater proportion to natural regeneration correspond to the genera *Quercus* (IVI_{RN}= 27.44), *Pinus* (IVI_{RN}= 9.25), *Calliandra* (IVI_{RN}= 23.72) and *Juniperus* (IVI_{RN}= 5.30). Due to the involvement of the disturbances, significant differences ($p = 0.03$) were observed between the classes of height II (5.1-10 m), III (> 10 m) ($p = 0.04$) and diameter III (DAP> 22.1- 46 cm) ($p = 0.003$). The cluster analysis showed that the area with forest fire a year earlier had a greater average distance from the physical and chemical characteristics of the soil, as well as a smaller amount of litter (0.0009 t ha⁻¹) ($p > 0.05$). And, in the area with agricultural rest of 8 years, 1.12 t ha⁻¹ of herbaceous was recorded ($p < 0.05$). Therefore, it is concluded that the vegetation, soil characteristics and biomass determine the natural regeneration in areas with disturbances.

Keywords: *biomass, forest, chronosequence, plant response, Sierra Sur de Oaxaca.*

4.3 Introducción

El uso inadecuado y el deterioro generado por diversos disturbios provocados de manera natural o por la acción humana propician cambios en la dinámica, estructura y una baja productividad en los ecosistemas (Torres, 2004; Caballero, 2017; Programa Nacional Forestal, 2014-2018). No obstante, el medio responde mediante diversos mecanismos, donde se incluye la regeneración natural. Dicho mecanismo inicia con la dispersión de semillas por diversas fuentes como el viento, agua y fauna. Después con el reemplazamiento de las plantas en sí mismas, influyen características propias de las especies como es el caso de las plantas que muestran capacidad de rebrote. De ésta manera en los ecosistemas forestales se inicia la restauración del bosque donde se recuperan sus propiedades estructurales y funcionales. Por ello, la regeneración natural es un mecanismo esencial en la composición futura y estructura de la vegetación (Yang *et al.*, 2014). Diversos autores como Morimoto *et al.* (2017), mencionan que las actividades como la tala moderada y la preparación de sitios para actividades agropecuarias bajo control influyen en la regeneración de árboles, su área basal y biomasa. Dicho proceso es dependiente de factores como: suelo, clima y fisiografía. Por otra parte, las alteraciones provocadas por los disturbios causan la disminución de la biomasa herbácea, hojarasca, necromasa, fustes, ramas, corteza, follaje, estructuras reproductivas y raíces (Ayala-López *et al.*, 2001). Según López-Hernández *et al.* (2013), la hojarasca es un proveedor esencial de nutrientes, ayuda a mantener condiciones de humedad adecuadas y es hábitat de diversos organismos benéficos para el suelo. Además, Kokkonen *et al.* (2018), e Ibarra-Montoya *et al.* (2011), indican que la vegetación circundante desempeña un rol fundamental para la supervivencia, establecimiento y crecimiento de las nuevas plantas

después de algún disturbio, por ello se considera un indicador importante para medir el grado de deterioro. Según Costa *et al.* (2019), la comprensión del proceso de regeneración natural, estructura y dinámica en ecosistemas perturbados permite elaborar planes de manejo forestal que garanticen la restauración ecológica de un sitio. Y, para estimar el grado de severidad de los disturbios; la riqueza, abundancia, estructura y biomasa aérea, son indicadores clave (Gomes *et al.*, 2019) y son de utilidad para optimizar diseños de inventarios forestales para la estimación de biomasa en el suelo forestal que incluye biomasa herbácea, necromasa y hojarasca (Picard *et al.*, 2018).

La comunidad de San Francisco Sola presenta un relieve accidentado dado que se localiza en la Sierra Sur de Oaxaca. La topografía es principalmente Sierra y lomerío con pocas superficies planas donde se realizan actividades agropecuarias. En el bosque en que predomina la vegetación de pino-encino se distribuye gran diversidad de especies vegetales. Sin embargo, a dicho recurso se le da un aprovechamiento desordenado, los árboles se derriban para obtener madera y leña de forma ilegal. Además, la falta de planes de manejo forestal y escasos programas de reforestación han propiciado una creciente degradación en el aspecto ambiental, sobre la biodiversidad y en los suelos. También, en los meses de febrero a mayo es común la afectación de incendios forestales, al mismo tiempo se realizan actividades como el pastoreo incontrolado, tumba, roza y quema para extensión de áreas agrícolas (Plan de desarrollo municipal, 2017-2019). De tal manera que los constantes cambios generados como consecuencia de los disturbios propician un deterioro en el medio, por lo que es de interés estudiar la dinámica de regeneración natural del bosque. Por tal motivo, en el presente estudio se evaluó la regeneración natural en un bosque de pino-encino afectado por diferentes disturbios en Oaxaca, México.

4.4 Materiales y métodos

4.4.1 Área de estudio

El estudio se realizó en un bosque de pino-encino que posee 7145 ha ubicado en la comunidad de San Francisco Sola, de la Sierra Sur de Oaxaca (Figura 5). Se ubica en las coordenadas $16^{\circ} 30' 56.43''$ N y $96^{\circ} 58' 29.08''$ O. Con variaciones de altitud desde 1300 a 2800 m, las precipitaciones oscilan entre 700 y 1000 mm anuales, con temperaturas entre 16 y 22 °C. El tipo de clima que predomina es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw). Predominan los suelos de tipo: Leptosol (49.62%), Cambisol (27.38%), Luvisol (10.02%), Phaeozem (6.44%) y Regosol (5.38%) (INEGI, 2010).

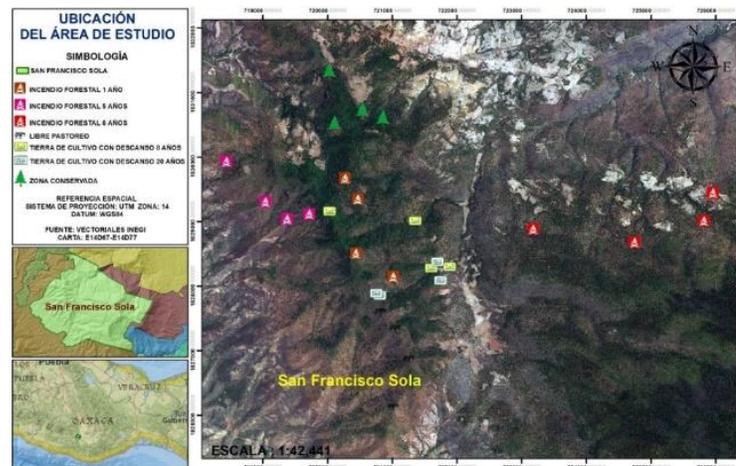


Figura 5. Ubicación de las cronosecuencias en las áreas estudiadas.

4.4.2 Regeneración natural y estimación de biomasa

Para evaluar la regeneración natural, se consideraron características de suelo y biomasa del piso forestal. Mediante un muestreo selectivo se ubicaron 28 parcelas de 1 y 100 m² en donde se identificaron las siguientes cronosecuencias: 1) incendios forestales (IF) ocurridos hace uno (IF-1), cinco (IF-5) y seis años (IF-6); 2) tierras de cultivo con descanso agrícola, (DA), de ocho (DA-8) y veinte años (DA-20); 3) libre pastoreo (Pas) y, 4) una zona de referencia, sin intervención (C1). En parcelas de 100 m² se hizo el conteo de individuos de acuerdo con las categorías: Brinzal: 0.30 m -< 1.5 m altura; Latizal bajo: ≥ 1.50 m–4.9 cm DAP; Latizal alto ≥ 5 cm DAP–9.9 cm DAP (CATIE, 2002). A partir de los datos registrados se calculó el índice de valor de importancia de especies que contribuyen en mayor medida en la regeneración natural (IVI_{RN}) mediante la suma de la categoría de tamaño relativa (CT_{rel}), abundancia relativa (AR) y frecuencia relativa (FR) (Cuadro 7).

Cuadro 7. Ecuaciones para estimar el índice para la regeneración natural (IVI_{RN}) y área máxima de copa (AMC).

Ecuaciones para estimar el IVI _{RN} y AMC			
$CT_{rel} = \frac{CTa}{\sum CTa} \times 100$	$AR = \frac{Ni}{ha} \times 100$	$FR = \frac{FA}{\sum FA} \times 100$	$AMC = \frac{\sum AC}{10000} \times 100$

Dónde: CT_{rel}=categoría de tamaño relativo; CTa=categoría de tamaño absoluta; AR=abundancia relativa; Ni=número de plántulas de la especie i; FR=frecuencia relativa; FA=frecuencia absoluta; AMC=área máxima de copa; AC=área de copa.

Además, se estimó el área máxima de copa (AMC) (Cuadro 7) y número de árboles ha⁻¹. Para árboles y arbustos se midió altura total con pistola Haga W-Germany y diámetro. Se determinaron clases de altura y diámetro de acuerdo con Herazo *et al.* (2017), donde la

clase I=1-5 m; II=5.1-10 m; III= \geq 10.1 m y para diámetro la clase I=1-16 cm; II=16.1-22 cm; III=22.1-46 cm, respectivamente. Por otra parte, se hizo la recolección de muestras de suelo, de acuerdo con la metodología descrita por el INIFAP (2012). En cada cronosecuencia se limpió la superficie del terreno, se excavó a una profundidad de 40 cm y se tomó una muestra de 1 kg, que se colocó en bolsas de polietileno con capacidad de 2 kg. El procedimiento se repitió hasta obtener un total de siete muestras que corresponden a las cronosecuencias evaluadas. Las muestras se secaron durante dos días para su posterior análisis físico (densidad aparente y textura) y químico (materia orgánica, pH, nitrógeno total, amonio, nitratos, fosforo, potasio, capacidad de intercambio catiónico y conductividad eléctrica). Por otra parte, la biomasa de herbáceas y hojarasca se estimó en subparcelas de 1 m². Las muestras se pesaron en una balanza analítica de 820 g, modelo Adventurer™ OHAUS Item No: ARC120 para obtener su peso fresco, después se colocaron en estufa de secado Riossa modelo H-33 a 103 °C durante 7 días, para obtener su peso seco y se procedió a calcular la biomasa mediante la metodología descrita por Morfín-Ríos *et al.* (2012).

4.4.3 Manejo y análisis de datos

A los datos registrados para las clases de diámetro y altura se les aplicó la prueba de Kruskal-Wallis en el programa InfoStat® versión 2018. Asimismo, a las variables físicas y químicas de suelo se les hizo un análisis clúster en el programa SAS versión 9.9 para observar la distancia media entre las cronosecuencias estudiadas y pruebas de comparación de medias de Tukey ($p < 0.05$) para detectar diferencias entre cronosecuencias en los valores obtenidos de biomasa de herbáceas y hojarasca.

4.5 Resultados y discusión

4.5.1 Regeneración natural, biomasa de hojarasca y herbáceas

En las áreas afectadas con disturbios se observó que las especies que aportaron en mayor proporción a la regeneración natural corresponden a los géneros *Quercus*, *Pinus*, *Calliandra* y *Juniperus*. Debido a que son especies de mayor altura y muestran características favorables para su rápida adaptación a condiciones adversas. Al respecto, Schwilk *et al.* (2016), mencionan que la regeneración natural es un rasgo funcional esencial para especies propensas a disturbios. Sin embargo, dicho mecanismo no es uniforme ya que la vegetación responde a diversos factores como la cobertura vegetal, suelo, relieve, cambio climático, estación, árboles proveedores de semillas y condiciones fisiográficas (Norden, 2014; Vacek *et al.*, 2015). En el mecanismo de regeneración natural se influyen también factores como las plantas invasoras, insectos, enfermedades, herbívoros y falta de planes de manejo (McWilliams *et al.*, 2015). También, se observó que en el área con descanso agrícola de 20 años y en el área con libre pastoreo *Calliandra* sp. mostró una mayor regeneración natural con un $IVI_{RN}=23.72$ e $IVI_{RN}=11.07$, respectivamente. Dicha especie es un arbusto que crece en terrenos con disturbios debido a su resistencia a condiciones de sequía e incidencia de luz y se dispersa por semillas de frutos explosivos, además es consumida por diversos organismos por lo que sus semillas también son dispersadas mediante el estiércol, lo anterior explica su amplia distribución en las áreas mencionadas. Al respecto, Rocha *et al.* (2016), indican que la regeneración natural se da de manera rápida debido a la presencia de especies pioneras y por la capacidad de rebrote, donde los mecanismos de dispersión son un factor importante en la

recuperación del medio. Especies como *Quercus germana* (IVI_{RN}=27.44) en el área con descanso agrícola de ocho años, *Quercus peduncularis* (IVI_{RN}=22.5) en IF-5, *Pinus lawsoni* Roezl (IVI_{RN}=9.25), *Quercus crassifolia* (IVI_{RN}=13.26) en el sitio con incendio de un año antes, *Quercus acutifolia* Nee (IVI_{RN}=5.95) y *Juniperus flaccida* var. *flaccida* (IVI_{RN}=5.30) en el área sin intervención aportan en mayor medida a la regeneración de dichas áreas (Cuadro 8). Debido a que las especies del género *Quercus* muestran tolerancia al fuego y capacidad de rebrote por la presencia de sus cortezas gruesas que evitan la combustión completa del individuo (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2012). Asimismo, en el sitio con incendio de un año antes se contabilizaron 9850 individuos de *Quercus crassifolia*, en este mismo sitio *Pinus lawsonii* Roezl mostró altas densidades poblacionales con 8750 árboles ha⁻¹. Lo cual se puede explicar debido a las características favorables de germinación que son alrededor del 74% y es una especie con potencial en áreas erosionadas. Por otra parte, en el área sin intervención se registró el mayor porcentaje (22.84%) de área máxima de copa para *Pinus pseudostrobus* var. *apulcensis* y en el área con descanso agrícola durante ocho años se registraron los menores porcentajes (0.03 y 0.87%). La cobertura vegetal es fundamental para mantener condiciones de humedad, aporte de hojarasca por lo cual es un factor que ayuda en el mecanismo de regeneración natural. No obstante, las actividades agrícolas y otros disturbios como incendios forestales y tala han provocado su pérdida, lo cual tiene consecuencias negativas en la fertilidad y erosión del suelo (Osuna-Osuna *et al.*, 2015). Chazdon & Uriarte (2016), indican que la regeneración natural aporta beneficios sociales, económicos y ambientales, y es una opción para restaurar ecosistemas degradados, al mismo tiempo reduce el costo de la restauración ecológica. Por otra parte, la restauración de ecosistemas degradados es una acción necesaria considerando la importancia de los mismos (Hernández *et al.*, 2002).

Cuadro 8. Área máxima de copa, no de árboles ha⁻¹ e índice de valor de importancia para la regeneración natural (IVI_{RN}).

Familia	Especie	Área máxima de copa % ha ⁻¹	No de árboles ha ⁻¹	Regeneración natural (IVI _{RN})
Área sin intervención				
Fagaceae	<i>Quercus candicans</i>	7.64	325	0.32
Asteraceae	<i>Rumfordia floribunda</i>	0.14	8450	6.37
Fagaceae	<i>Quercus peduncularis</i>	7.13	1500	2.57
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	7.19	2475	5.95
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	22.84	1475	1.27
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> var. <i>flaccida</i>	0.279	1025	5.30
Fagaceae	<i>Quercus crassifolia</i>	4.20	625	0.32
Área con pastoreo				
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	11.41	3575	0.82
Fagaceae	<i>Quercus peduncularis</i>	14.29	2875	5.35
Pinaceae	<i>Pinus lawsonii</i> Roezl	21.46	2300	1
Fagaceae	<i>Quercus crassifolia</i>	9.99	2275	0.01
Leguminosae	<i>Calliandra</i> sp.	0.88	3575	11.07
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	3.86	1250	1.39
Área con incendio forestal de un año				
Pinaceae	<i>Pinus lawsonii</i> Roezl	7.58	8750	9.25
Fagaceae	<i>Quercus candicans</i>	0.71	7925	0.24
Fagaceae	<i>Quercus crassifolia</i>	0.31	9850	13.26
Ericaceae	<i>Arbutus unedo</i>	0.12	8575	5.90
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	1.22	1275	0.49
Leguminosae	<i>Calliandra</i> sp.	0.04	3275	4.28
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	0.0007	1050	0.03
Área con incendio forestal de cinco años				
Fagaceae	<i>Quercus peduncularis</i>	12.51	3050	25.5
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	6.55	1775	2.2
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	1.01	300	0.12
Leguminosae	<i>Calliandra</i> sp.	0.03	625	0.73
Leguminosae	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	0.12	500	0.59
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> var. <i>flaccida</i>	0.0098	100	0.01
Área con incendio forestal de seis años				
Pinaceae	<i>Pinus lawsonii</i> Roezl	13.84	4175	0.94
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	5.33	350	0.48
Fagaceae	<i>Quercus peduncularis</i>	0.50	350	0.49
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> var. <i>flaccida</i>	0.07	1425	1.2
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	1.95	1150	8.2
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.72	550	0.95
Fagaceae	<i>Quercus germana</i>	0.44	3425	7.49
Área con descanso agrícola de ocho años				
Pinaceae	<i>Pinus lawsonii</i> Roezl	0.77	3475	4.56
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> var. <i>flaccida</i>	0.41	2200	9.41
Leguminosae	<i>Calliandra</i> sp.	0.03	525	0.88
Fagaceae	<i>Quercus germana</i>	0.37	275	27.44

Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	0.87	4100	4.87
Asteraceae	<i>Baccharis salicifolia</i>	0.40	2425	2.62
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	0.48	500	1.75
Leguminosae	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	0.22	300	0.26
Área con descanso agrícola de veinte años				
Fagaceae	<i>Quercus peduncularis</i>	21.59	2225	0.04
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	5.456	1175	1.39
Leguminosae	<i>Calliandra</i> sp.	0.26	4675	27.72
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	0.73	500	0.32
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i>	2.39	975	0.68

Por otra parte, la clase correspondiente a la altura II (5.1-10 m) mostró diferencias significativas ($p = 0.03$) al igual que la clase III (>10 m), ($p = 0.04$). Para árboles y arbustos con DAP >22 cm, también se observaron diferencias significativas ($p = 0.003$). Lo anterior debido a las formas de vida existentes en las áreas estudiadas, por los daños provocados en las estructuras (raíz, tallo, follaje) de las plantas, afectación en su desarrollo, crecimiento y regeneración natural de las especies. McIntyre *et al.* (2015), mencionan que trascurrido el tiempo la densidad de árboles aumenta y es común que los árboles grandes > 61 cm de diámetro disminuyan, mientras que los árboles más pequeños (< 30 cm) aumenten. En el presente estudio se observó que en los sitios en donde se presentó incendio un año antes se presentaron diferencias significativas para la clase de altura II (5.1-10 m), debido a que los disturbios recientes tienen efectos más perjudiciales en la estructura de la vegetación, con las consecuencias inminentes de una reducción en altura, pérdida de especies arbóreas y arbustivas de mayor tamaño. Schafer *et al.* (2014), mencionan que en plantas de mayor tamaño el fuego provoca daños en la parte aérea y disminución en la altura, además requieren de un mayor tiempo para recuperarse. En el sitio con descanso agrícola de ocho años la clase de altura III (>10 m) y clase de diámetro III (>22 cm) se observaron diferencias significativas (Figura 6). Lo anterior, debido a que

la vegetación en áreas con antecedentes de agricultura, por lo general está representada por especies de hábito herbáceo y algunas pocas especies de árboles de menor tamaño (Llambí, 2015).

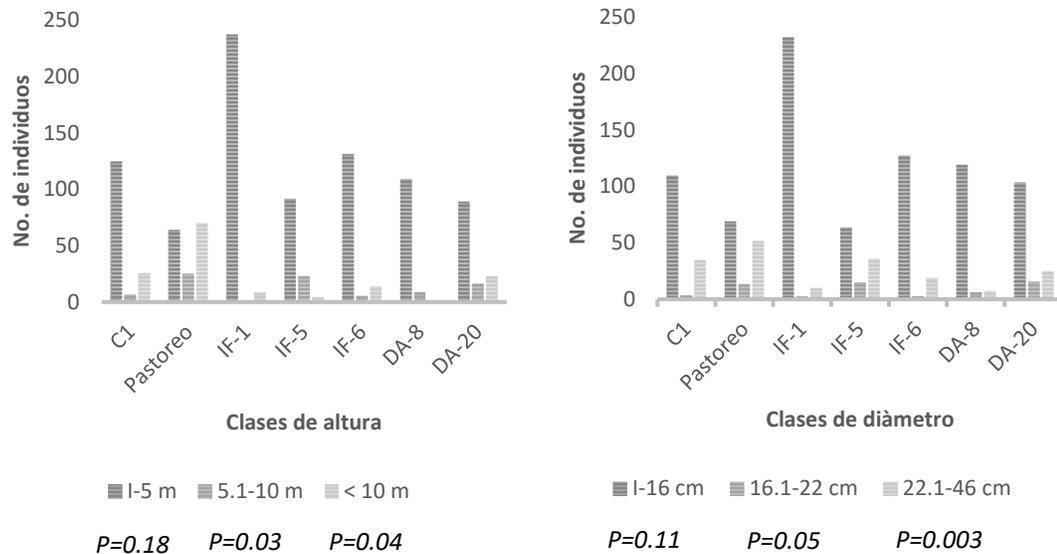


Figura 6. Prueba de Kruskal-Wallis aplicado a las clases de altura y diámetro.

Con relación a las características físicas y químicas del suelo (densidad aparente, materia orgánica, pH, nitrógeno, amonio, nitratos, potasio, capacidad de intercambio catiónico y conductividad eléctrica) en el área sin intervención y el área con libre pastoreo se observó una distancia media menor, al igual que en las áreas en que el disturbio ocurrió años atrás, esto tiene implicaciones en el establecimiento de la vegetación y en la regeneración de las especies debido a que los suelos con propiedades físicas y químicas adecuadas o en su caso suelos restaurados después de disturbios son aptos para el almacén y aprovechamiento de nutrientes para las plantas. Lo anterior se explica debido a que en áreas sin intervención hay una mayor riqueza de especies vegetales que aportan materia

orgánica, a su vez esto evita la erosión y facilita la recuperación de las propiedades funcionales y estructurales del suelo. Según Oktavia *et al.* (2015), la vegetación provee materia orgánica lo cual favorece una mayor acumulación de minerales y la absorción de agua. Towhid (2013), indica que las propiedades del suelo son determinantes en la distribución de especies y también contribuyen en la restauración de los mismos. En el presente estudio las áreas afectadas con incendio forestal un año antes (IF-1) mostraron una disimilitud media mayor (Figura 7), debido a los disturbios ocurridos los cuales causan cambios sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo. Santín & Doerr (2016), mencionan que el fuego cuando se utiliza sin control tiene efectos negativos sobre el suelo, vegetación, incluso puede causar la desertificación de áreas productivas. Como consecuencia de ello las propiedades físicas y químicas se ven afectadas por la combustión de la materia orgánica, lo cual aumenta el pH, pérdida de agregación por el aumento de la densidad aparente, compactación y reducción de la infiltración del agua de lluvia, por ello las plantas no pueden expandir sus raíces, muestran estrés hídrico y la absorción de nutrientes es escasa y como consecuencia la planta será de menor tamaño. La pérdida de vegetación de cobertura y biomasa del piso forestal combinada con la degradación del suelo provoca una mayor erosión que mediante el viento o agua arrastran los minerales dejando suelos de baja fertilidad (Moody *et al.*, 2013). Por ello, las características del suelo son determinantes en el proceso de regeneración natural.

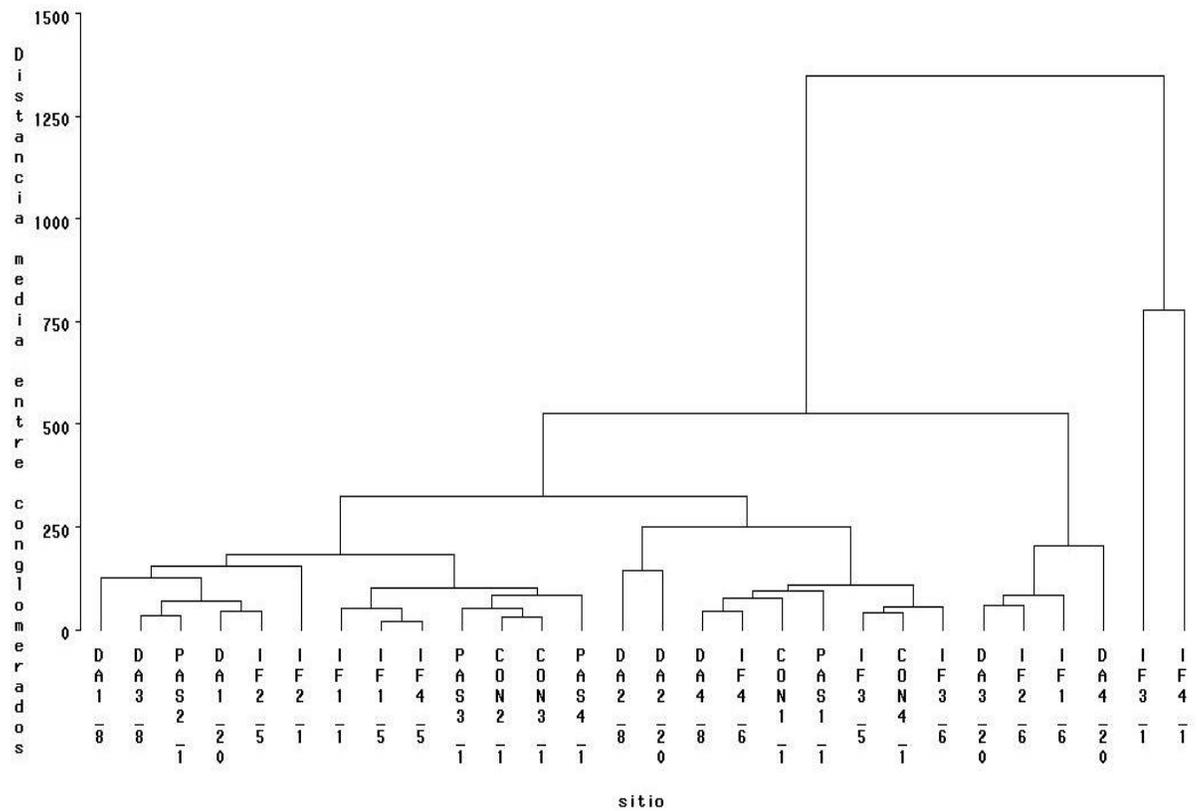


Figura 7. Distancia media entre sitios evaluados, considerando variables físicas y químicas del suelo.

En el área sin intervención se registraron árboles de mayor tamaño y por ende 5.04 t ha^{-1} de hojarasca, valor significativamente mayor ($p < 0.05$) con respecto a las demás áreas evaluadas. La hojarasca es un indicador ambiental importante en la productividad forestal y representa el crecimiento de la vegetación, por ello en áreas sin intervención hay mayor producción de la misma. Al respecto, Gaspar-Santos *et al.* (2015), mencionan que también determina la materia orgánica e influye en la circulación de nutrientes, además puede reducir la erosión del suelo. Además, la caída de hojarasca está determinada por la composición del bosque y clima (Fuentes *et al.*, 2018). La descomposición y liberación de nutrientes depende de factores como las condiciones ambientales y de los organismos involucrados (Gómez-Cornelio & Morón-Ríos, 2018). Asimismo, en el sitio con incendio

de un año antes se registró la menor cantidad de hojarasca con un total de 0.0009 t ha⁻¹, dicho valor no mostró diferencias estadísticas ($p > 0.05$) con los 0.02 t ha⁻¹ registrados en el área con descanso agrícola de ocho años y las 1.62 t ha⁻¹ del sitio afectado con incendio seis años antes (Cuadro 9). Shahi *et al.* (2014), reportaron resultados similares, donde la mayor biomasa de hojarasca (0.95 t ha⁻¹) la registraron en sitios con disturbios moderados, mientras que en sitios con afectación se registraron cantidades menores (0.87 t ha⁻¹). Debido a eventos que afectan de manera negativa el medio, las plantas muestran una estructura de dosel alterada, sin embargo transcurrido el tiempo muchas especies son capaces de rebrotar nuevo follaje e incrementar así el contenido de hojarasca (Nolan *et al.*, 2014). Por otra parte, el área con descanso agrícola de ocho años se registró un total de 1.12 t ha⁻¹ de herbáceas, valor significativamente mayor ($p < 0.05$) con las 0 t ha⁻¹ registradas en el sitio sin intervención y los 0.31 t ha⁻¹ del sitio con incendio de un año antes y el área con descanso agrícola de ocho años. Lo anterior, es consecuencia de los disturbios que provocan la disminución de árboles y arbustos, lo cual propicia una mayor incidencia de luz, escasa cobertura y por ende beneficia el establecimiento de especies herbáceas (O-Toris *et al.*, 2012).

Cuadro 9. Biomasa (t ha⁻¹) de herbáceas y hojarasca.

Biomasa (t ha ⁻¹)	Cronosecuencias						
	C1	Pastoreo	IF-1	IF-5	IF-6	DA-8	DA-20
Hj	5.04±1.20 a	0.77±1.20 b	0.009±1.20 b	0.34±1.20 b	1.62±1.20 b	0.02±1.20 b	0.06±1.20 b
Hb	0±0.04 e	0.25±0.04 bc	0.31±0.04 b	0.12±0.04 d	0.15±0.04 cd	1.12±0.04 a	0.31±0.04 b

Letras diferentes en la misma fila indican la existencia de diferencias estadísticas (Tukey, 0.05); ±= la media se acompaña de la desviación estándar; Hj=hojarasca; Hb=herbáceas; C1=área sin intervención; IF-1, IF-5, IF-6=incendios forestales ocurridos hace 1, 5y 6 años atrás; DA-8, DA-20=áreas con descanso agrícola de 8 y 20 años.

4.6 Conclusiones

La regeneración natural estuvo condicionada por las características propias de las especies, como su capacidad de rebrote, medios de dispersión y flora asociada. La severidad de los disturbios, así como la frecuencia de los mismos determinan la vegetación y restauración del medio. Así como la acumulación de materia orgánica y propiedades físicas y químicas del suelo. El fuego y la extensión de áreas para cultivos fueron los disturbios de mayor afectación.

4.7 Literatura citada

- Alanís-Rodríguez, E., J. Jiménez-Pérez, A. Valdecantos-Dema, M. A. González-Tagle, O. A. Aguirre-Calderón & E. J. Treviño-Garza. 2012. Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4):1208-1214. <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.29708>.
- Caballero, D. M. 2017. Tendencia histórica de la producción maderable en el México contemporáneo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(43): 4-26.
- Centro Agronómico Tropical de investigación y Enseñanza (CATIE). 2002. Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central. Serie técnica, manual técnico No. 50. ISBN 9977-57-384-0. Eds: Orozco, L. y Brumér, C. Turrialba, Costa Rica. 264 p.
- Costa, dos S. J. F., G. J. Marinaldo, V. S. G. Silveira, de S. G. S. Aquino, do A. C. Hummen, T. F. T. Pereira, M. N. D. Gracias & M. dos Reis. 2019. Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic forest. *Science of the Total Environment*, 650(1):809-821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.016>.
- Chazdon, R. L. & M. Uriarte. 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, 48(6): 709-715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>.
- Fuentes, M. N., B. J. Rodríguez & L. S. Isenia. 2018. Caída y descomposición de hojarasca en los bosques ribereños del manantial de cañaverales, Guajira, Colombia. *Acta biológica Colombiana*, 23(1):115-123. DOI:<http://dx.doi.org/10.15446/abc.v23n1.62342>.

- Gaspar-Santos, E. S., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial & J. D. Álvarez-Solís. 2015. Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios del sur de la Sierra Madre de Chiapas, México. *Bosques*, 36(3):467-480. DOI: 10.4067/S0717-92002015000300013.
- Gomes, S. D., J. C. Sfair, de P. A. Souza, M. F. Barros, K. F. Rito & M. Tabarelli. 2019. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, 435:57-65. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>.
- Gómez-Cornelio, S. & A. Morón-Ríos. 2018. La identidad de la hojarasca de árboles tropicales determina la riqueza de hongos saprobios y la pérdida de biomasa. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 5(15):425-433. <http://dx.doi.org/10.19136/era.a5n15.1528>.
- Herazo, V. F., G. J. Mercado & C. H. Mendoza. 2017. Estructura y composición florística del bosque seco tropical en los Montes de María (Sucre-Colombia). *Ciencia en Desarrollo*, 8(1):71-82.
- Hernández, A. J., A. Urcelai & J. Pastor. 2002. Evaluación de la resiliencia en ecosistemas terrestres degradados encaminada a la restauración ecológica. Ciudad, Sociedad, Educación Control, Caos y Autoorganización. Eds: Ferrer, L., A. Caselles, J. Martínez, R. Pla, I. M. Lejarza. Actas de la II Reunión Española de Ciencia de Sistemas. 10 p.
- Ibarra-Montoya, J. L., R. Roman, K. Gutiérrez, J. Gaxiola, V. Arias & M. Bautista. 2011. Cambio en la cobertura y uso de suelo en el norte de Jalisco, México: Un análisis del futuro, en un contexto de cambio climático. *Ambi-Agua*, Taubaté, 6(2):111-128. doi:10.4136/ambi-agua.189.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Pecuarias (INIFAP). 2012. Muestreo de suelos y preparación de muestras. 2 p.
- Kokkonen, N. A., S. E. Macdonald, I. Curran, S. M. Landhausser & V. J. Lieffers. 2018. Effects of substrate availability and competing vegetation on natural regeneration of white spruce on logged boreal mixedwood sites. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(4):324-332. [dx.doi.org/10.1139/cjfr-2017-0307](https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0307).
- López-Hernández, J. M., H. González-Rodríguez, R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, M. Pando-Moreno & A. E. Estrada-Castillón. 2013. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, (35):41-64.
- Gutiérrez, U. F. 2015. Manual para el aprovechamiento forestal en los bosques húmedos de las comunidades de la parroquia Hatun Sumaku, Archidona, Napo, Ecuador. 12 p.
- Rodríguez, R., K. Juliana & J. I. Maldonado. 2009. Importancia de los productos forestales maderables y no maderables en los hogares de Puerto Nariño (Amazonas, Colombia). *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 6(62):31-52.

- Nájera-Luna, J. A., O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza, J. Jiménez-Pérez & E. Jurado-Ybarra. 2011. Tiempos y rendimientos del aprovechamiento forestal en el salto, Durango, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1):49-59. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.05.031>.
- Llambí, L. D. 2015. Estructura, diversidad y dinámica de la vegetación en el ecotono bosque-páramo: revisión de la evidencia en la Cordillera de Mérida. *Acta biológica Colombiana*, 20(3):5-19. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v20n3.46721>.
- McIntyre, P. J., J. H. Thorne, Ch. R. Dolanc, A. L. Flint, L. E. Flint, M. Kelly & D. C. Ackerly. 2015. Twentieth-century shifts in forest structure in California: Denser forests, smaller trees, and increased dominance of oaks. *PNAS*, 112(5):1458-1463. <https://doi.org/10.1073/pnas.1410186112>.
- McWilliams, W. H., J. A. Westfall, P. H. Brose, C. D. Dey, M. Hatfield, K. Johnson, K. M. Laustsen, L. Lehman, R. S. Morin, M. D. Nelson, T. E. Ristau, A. A. Royo, S. L. Stout, T. Willard & Ch. W. Woodall. 2015. A regeneration indicator for forest inventory and analysis: history, sampling, estimation, analytics, and potential use in the Midwest and Northeast United States. United States Department of Agriculture, Newtown Square, PA. 82 p.
- Moody, J. A., R. A. Shakesby, P. R. Robichaud, S. H. Cannon, D. A. Martin. 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Sci. Rev.* 122:10-37. [10.1016/j.earscirev.2013.03.004](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.03.004).
- Morimoto, M., G. Juday & B. Young. 2017. Clearcutting and site preparation, but not planting, promoted early tree regeneration in boreal Alaska. *Forests*, 8(1):12 p. <https://doi.org/10.3390/f8010012>.
- Morfin-Ríos, J. E., P. E. J. Jardel, E. C. Alvarado & J. M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México. 59 p.
- Muñoz, J. 2017. Regeneración Natural: Una revisión de los aspectos ecológicos en el bosque tropical de montaña del sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(2): 130-143.
- Nolan, R. H., P. J. Mitchel, R. A. Bradstock, P. P. Lane. 2014. Structural adjustments in resprouting trees drive differences in post-fire transpiration. *Tree Physiology*, 34(2):123-136. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt125>.
- Norden N. 2014. Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, 17(2):247-261. <http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08>.
- Oktavia, D., Y. Setiadi & I. Hilwan. 2015. The Comparison of Soil Properties in Heath Forest and Post-tin Mined Land: Basic for Ecosystem Restoration. *Procedia Environmental Sciences*, 28:124-131. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.018>.

- Osuna-Osuna, A. K., J. de J. Díaz-Torres, J. Anda-Sánchez, E. Villegas-García, J. Gallardo-Valdez & G. Davila-Vazquez. 2015. Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; periodo 1994-2010. *Ambiente y Agua*, 10(2):351-362. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1539>.
- O-Toris, J., G. B. Maldonado & C. Martínez-Garza. 2012. Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences*, 90(4):469-480.
- Peña, M. A., D. Cárdenas & A. Duque. 2010. Distribución de especies y su relación con la variación ambiental y espacial a escala local en un bosque de tierra firme en la Amazonia Colombiana. *Actual Biol*, 32(92):41-51.
- Picard, N., J. G. P. Gamarra, L. Birigazzi & A. Branthomme. 2018. Plot-level variability in biomass for tropical forest inventory designs. *Forest Ecology and Management*, 430:10-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.052>.
- Plan de desarrollo municipal 2017-2019. H. ayuntamiento de San Francisco, Sola. En: delimitación y estructura territorial. 97 p.
- Programa Nacional Forestal 2014-2018. Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018, gobierno de la república. 148 p.
- Rocha, G. P. E., D. L. M. Vieira & M. F. Simon. 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in Southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 370: 93-101. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.057>.
- Santíny, C. & S. H. Doerr. 2016. Fire effects on soils: the human dimensión. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 371(1696): 20150171. doi:10.1098/rstb.2015.0171
- Schafer, J. L., B. P. Breslow, S. N. Hollingsworth, M. G. Hohmann & W. Hoffmann. 2014. Size-dependent enhancement of water relations during post-fire resprouting. *Tree Physiology*, 34(4):404-414. doi:10.1093/treephys/tpu015.
- Schwilk, D. W., T. E. Brown, R. Lackey & J. Willms. 2016. Post-fire resprouting oaks (genus: *Quercus*) exhibit plasticity in xylem vulnerability to drought. *Plant Ecology*, 217(6):697-710.
- Shahi, Ch., A. Sharma, K. Bargali & S. S. Bargali. 2014. Effect of disturbance gradient on forest floor biomass in natural forest ecosystems in and around nainital. *The Ecoscan*, 8(12):163-169.
- Torres, R. J. M. 2004. Estudios de tendencias y perspectivas del sector forestal en América latina en el año 2020. Informe Nacional México. Roma. 105 p.
- Towhid, O. K. 2013. Physical properties of forest soils. *Forest Soils*, Ed: Springer, Cham. 19-44. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_2.
- Vacek, Z., S. Vacek, V. Podrà, L. Bìlek, I. Štefančík, M. W. Keith, D. Bulušek, J. Král, J. Remeš & I. Králíček. 2015. Effect of tree layer and microsite on the variability of

natural regeneration in autochthonous beech forests. *Polish Journal of Ecology*, 62(2):233-246. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2015.63.2.007>.

Yang, X., D. Yan & C. Liu. 2014. Natural regeneration of trees in three types of afforested stands in the Taihang Mountains, China. *Plos One*, 9(9):1-8. doi: 10.1371/journal.pone.0108744.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES GENERALES

Los disturbios provocan la modificación en la estructura y riqueza de especies vegetales. Las áreas en que los disturbios ocurrieron años atrás la diversidad se recuperó de manera gradual, por lo que los procesos de sucesión ecológica en conjunto con los factores de sitio (clima, suelo y fisiografía) son factores determinantes en la recuperación de las áreas afectadas. La respuesta vegetal está condicionada por la susceptibilidad de las especies vegetales a los disturbios y por los mecanismos de regeneración que posee cada especie, como la mayor producción de semillas, rebrote, medios de dispersión, flora asociada, factores del sitio y adaptaciones a condiciones adversas.

El bosque de pino-encino evaluado mostró buena capacidad de regeneración natural, por ello dicho proceso se convierte en una alternativa viable en la restauración ecológica, además es de bajo costo. No obstante, es prioritaria la implementación de alternativas de manejo forestal sustentable y conservación

de los ecosistemas, y este tipo de estudios aportan información relevante para describir características estructurales, estado de conservación de los bosques y es base en futuros planes de restauración ecológica.

CAPITULO VI

RECOMENDACIONES

Es prioritario implementar acciones para disminuir la frecuencia de incendios en el bosque, mediante la implementación de brigadas y vigilancia en el área. Con base en la información obtenida, se alienta a elaborar planes de manejo para tener una regulación adecuada de los recursos disponibles para que sea un aprovechamiento sustentable y al mismo tiempo se dé la conservación de los recursos. Además, con los constantes cambios que se suscitan en el bosque de pino-encino, es indispensable iniciar acciones de restauración ecológica. Por otra parte, se debe evitar el saqueo ilegal de especies silvestres y disminuir las actividades que afectan de manera negativa el bosque y finalmente es recomendable continuar estudios como el presente para futuras investigaciones.

CAPITULO VII

LITERATURA CITADA

- Acosta, V. H., P. U. Araujo, & M. C. Aturre. 2006. Caracteres estructurales de las masas. Facultad de Ciencias Forestales. Serie didáctica, Universidad Nacional de Santiago del Estéreo. 35 p.
- Aguirre, M. Z. 2013. Guía de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Nacional de Loja, área agropecuaria y de recursos naturales renovables, Loja-Ecuador. 82 p.
- Aguirre, M. Z. 2017. Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso de un bosque montano en el sur del Ecuador. *Arnaldo*, 24(2):543-556.
- Aguirre, M., A. Nicolay, P. Quishpe & E. Dalton. 2015. Influencia de la diversidad y estructura sobre la regeneración natural en el bosque seco tropical de la reserva ecológica Arenillas (REA). Loja, Universidad Nacional de Loja. 85 p.
- Alberdi, I., S. Condés & J. Martínez-Millán. 2010. Review of monitoring and assessing ground vegetation biodiversity in national forest inventories. *Environ Monit Assess*. 164(1-4):649-676. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0919-4>.
- Alvarado, M. I. T. 2014. Diversidad de especies forestales y su diferenciación dimensional en 4,8 ha del Arboretum "El Huayo" Almendras, Loreto, Perú. Tesis de maestría para obtener el grado de ingeniero en ecología de bosques tropicales. Iquitos-Perú. pp.1-10.
- Álvarez-Lopezello, J., I. V. Rivas-Manzano, L. I. Aguilera-Gómez & M. Gonzalez-Ledesma. 2016. Diversidad y estructura del pastizal en El Cerrillo, Piedras

- Blancas, estado de México, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, (87):980-989.
- Aguirre-Calderón, O. A. 2015. Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y bosques*, 21(spe):17-28.
- Alvis, G. J. F. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural de municipio de Popayán. *Facultad de Ciencias Agropecuarias, grupo de investigación TULL, Universidad del Cauca*. 7(1):115-122.
- Araujo-Murakami, A., L. Arroyo-Padilla, T. J. Killeen & M. Saldias-Paz. 2006. Dinámica del bosque, incorporación y almacenamiento de biomasa y carbono en el Parque Nacional Noel Kempff Mercado. *Ecología en Bolivia*, 41(1):24-45.
- Arribas, P., P. Abellán, J. Velasco, D. T. Bilton, J. M. Lobo, A. Millán, & D. Sánchez-Fernández. 2012. La vulnerabilidad de las especies frente al cambio climático, un reto urgente para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas. Asociación Española de Ecología terrestre*, 21(3):79-84.
- Asociación de Colaboración en materia de Bosques. 2015. El MFS y los bosques primarios. *Boletín informativo sobre MFS 2*. Disponible en: <http://www.cpfweb.org/32857-4174f2cee36c34938d7ca757532bcd04.pdf>.
- Baca-Venegas, C. 2000. Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino-encino. Tesis de maestría como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. 117 p.
- Badii, M. H., A. Guillen, C. E. Rodríguez, O. Lugo, J. Aguilar & M. Acuña. 2015. Pérdida de biodiversidad: causas y efectos. *International Journal of Good Conscience. UANL, San Nicolás de los Garza, N. L. México*. 10(2):156-174.
- Barlow, T. A., I. S. Gardner, T. C. Araujo, A. B. Ávila-Pires, J. E. Bonaldo, M. C. Costa, L. V. Esposito, J. Ferreira, M. I. M. Hawes, M. S. Hernandez, R. N. Hoogmoed, N. F. Leite, J. R. Lo-Man-Hung, M. B. Malcolm, L. A. M. Martins, R. Mestre, A. L. Miranda-Santos, W. L. Nunes-Gutjahr, L. Overal, S. L. Parry, M. A. Peters, M. N. F. Ribeiro-Junior, C. da Silva Motta & C. A. Peres. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests *J. Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47):18555-18560. DOI: 10.1073/pnas.0703333104.
- Bebi, P., R. Seidl, R. Motta, M. Fuhr, D. Firm, F. Krumm, M. Conedera, C. Ginzler, T. Wohlgemuth & D. Kulakowski. 2017. Changes of forest cover and disturbance regimes in the mountain forests of the Alps. *Forest Ecology and Management*, 388: 43-56. doi:10.1016/j.foreco.2016.10.028.
- Benavides, M. H. M. & F. G. D. Young. 2012. Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque

- Chapultepec. Madera y Bosques, 18(2):51-71. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21829/myb.2012.182352>.
- Bermúdez, G. M. A., A. L. de Longhi, V. Gavidia. 2016. El tratamiento de los bienes y servicios que aporta la biodiversidad en manuales de la educación secundaria española: un estudio epistemológico. *Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias*, 13(3):527-543.
- Burley, J. 2002. Panorámica de la diversidad biológica forestal. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales*. 53:3-9.
- Cabrera-Amaya, D. M. & O. Rivera-Díaz. 2016. Composición florística y estructura de los bosques ribereños de la cuenca Baja Del Río Pauto, Casanare, Colombia. *Caldasia*, 38(1):53-85. DOI: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57829>.
- Campo-María, A. y V. Duval-Soledad. 2014. Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía*, 34(2):25-52.
- Cantú, M. P. C. 2017. La diversidad biológica en la sustentabilidad. *Ciencia UANL*, 20(84). Disponible en: <http://cienciauanl.uanl.mx/?p=7192>.
- Carión, C. A. & J. J. Guiamét. 2012. Vacuolas asociadas a la senescencia": participación en la degradación de proteínas fotosintéticas e interacción con la vía autofágica. Tesis doctoral para obtener el grado de Dra. en recursos naturales. Universidad Nacional de la Plata. 193 p.
- CATIE. 2006. Aprovechamiento de impacto reducido en bosques latifoliados húmedos tropicales. Eds: Orozco, L., Brumér, C. & Quirós, D. Turrialba, Costa Rica. 456 p.
- CENAPRED. 2018a. Incendios forestales. (Consultado 08/08/19) Disponible en: <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/115.pdf>.
- CENAPRED. 2018b. Incendios forestales: evítalos en esta temporada de calor. (Consultado 01/07/19) Disponible en: <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/306-INFOGRAFAINCENDIOSFORESTALES.PDF>.
- Chapela, F. 2012. Estado de los bosques de México. En: escenario para el manejo forestal sostenible en México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A. C. 217 p.
- Chokkalingam, U. & de Jong, W. 2001. Secondary forest: a working definition and typology. *International Forestry Review* 3(1), Center for International Forestry Research.
- CITIAB. 2013. Estructura y dinámica del ecosistema forestal. <http://www.citiab.com>. 37 p.

- CONABIO y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA). 2016. La biodiversidad en la Ciudad de México. CONABIO/SEDEMA. México. 28-215.
- CONABIO. 2006. Capital natural y bienestar social. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 71 p.
- CONABIO. 2012. Estrategia Mexicana para la conservación vegetal 2012-2030. México. 98 p.
- CONAFOR. 2009. Restauración de ecosistemas forestales, Guía básica para comunicadores. México, 69 p.
- CONAFOR. 2010. Inventario nacional forestal y de suelos. Información básica forestal basada en la cartografía de uso de suelo y vegetación serie IV escala 1:250,000 de INEGI. En: servicios ambientales y cambio climático. 33 p.
- CONAFOR. 2014a. Diagnostico fitosanitario de la vegetación en ecosistemas prioritarios de Aguascalientes. México, 84 p.
- CONAFOR. 2014b. Inventario estatal forestal y de suelos-Oaxaca 2013. México. 32 p.
- CONAFOR. 2019. Glosario. (Consultado 23/05/19) Disponible en: https://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/?page_id=436.
- CONAFOR., T. J. Cibrian, D. R. Martínez y M. A. Raygoza. 2008. Incendios forestales. Tercera edición, México, D. F. 47 p.
- CORTOLIMA. 2016. Aprovechamiento forestal. (Consultado 12/04/19) Disponible en: <https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/coleccionable/2016/plegable%20junio%202014.pdf>.
- Corvalán, V. P. & P. J. Hernández. 2006. Estructura del rodal. Universidad de Chile, departamento de manejo de recursos forestales. 6 p.
- Costas, R., N. Vera, D. Lorán, C. López, F. Lidia & G. J. Ignacio. 2006. Funciones de volumen para especies de bosque secundario de la Reserva Guaraní. Misiones (Argentina). Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 38(2):49-57.
- Cubas, M. C. A. 2016. El aprovechamiento forestal en bosques locales y su relación con el desarrollo sostenible de la provincia Maynas, región Loreto-2015. Tesis para obtener el grado de ingeniero forestal, Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos-Perú. 82 p.
- de Salas. G. 2000. Los Bosques Secundarios de América tropical: Perspectivas para el manejo sostenible. Colombia Forestal, 6(13):101-110.

- Díaz, C. R. 2010. Crisis ambiental, desastre natural y la sociedad desierta. *Revista CENIC. Ciencias biológicas*. 41:1-11.
- Díaz, S; Fargione, J; Chapin, F. S. y Tilam, D. 2006. Biodiversity loss threatens human Well-Being. *PLoS Biol* 4(8):277 p.
- Douma, J. C., M. W. A. de Haan, R. Aerts, J. P. M. Witte & P. M. van Bodegom. 2012. Succession-induced trait shifts across a wide range of NW European ecosystems are driven by light and modulated by initial abiotic conditions. *Journal of Ecology*, 100(2):366-380. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2011.01932.x.
- Emrich, A., B. Pokorny & C. Sepp. 2000. Importancia del manejo de los bosques secundarios para la política de desarrollo. Trad: Carrillo, A., Servicios Lingüísticos de la GTZ, Spittler P. y Universität Göttingen. Eschborn. 210 p.
- Esquivel, H. E., F. Tinoco & A. J. Torres. 2016. La sucesión vegetal fluviovolcánicos de Armero-Tolima Colombia 30 años después de la erupción del volcán arenas del nevado del Ruiz. *Caldasia*, 38(1):101-116. <http://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57832>.
- EUROPARC-España. 2017. El papel de los bosques maduros en la conservación de la biodiversidad. Ed. Fundación Fernando González Bernaldez, Madrid. 52 p.
- Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO 2005, Progreso hacia la ordenación forestal sostenible, Capítulo 7: Funciones socioeconómicas, 107-108.
- Evans, C. M. A. 2006. Caracterización de la vegetación natural de sucesión primaria en el Parque Nacional Volcán Pacaya y Laguna de Calderas, Guatemala. Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza como requisito para optar por el grado de: Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación. Turrialba, Costa Rica. 96 p.
- Evans, K. 2014. ¿Cómo se recuperan los bosques después de la tala? Nueva red trata de encontrar una respuesta. (Consultado 23/03/19) Disponible en: los bosques en las noticias <https://forestsnews.cifor.org>.
- FAO. 2007. ¿Qué son los PFNM?. (Consultado el 13-dic-2018). Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/nwfp/6388/es/>.
- FAO. 2008a. Bosques del mundo de: Investigando la naturaleza. Trad: Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) de México. 11(1): 40 p.
- FAO. 2008b. Los bosques sufren fenómenos meteorológicos extremos y más incendios. (Consultado 12/08/19) Disponible en:

- http://www.fao.org/newsroom/es/focus/2006/1000247/article_1000249es.html.
- FAO. 2009. Los bosques y el agua. Roma, Italia. Estudio temático elaborado en el ámbito de la evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. FAO: Montes. 101 p.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales 2010: términos y definiciones. Roma, 30 p.
- FAO. 2011. Assessing forest degradation. Towards the development of globally applicable guidelines. Rome, 99 p.
- FAO. 2016. El estado de los bosques del mundo. En: Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma, 137 p.
- FAO. 2019a. Respuestas forestales en casos de desastres causados por la naturaleza y por conflictos humanos. En: Las actividades forestales y los desastres. (Consultado 03/08/19). Disponible en: <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/forestry-responses-to-natural-and-human-conflict-disasters/basic-knowledge/es/>.
- FAO. 2019b. Conjunto de Herramientas para la Gestión Forestal Sostenible (GFS). Plagas forestales. Disponible en: <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/forest-pests/basic-knowledge/es/>.
- FAO. 2019c. Silvicultura en bosques naturales. (Consultado 27/06/19). Disponible en: <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/silviculture-in-natural-forests/basic-knowledge/es/>.
- Fernando-Luis, I., G. Sánchez-Ramos, J. G. Martínez-Ávalos & P. Reyes-Castillo. 2015. Evaluación del daño por *Retinia arizonensis* (Heinrich) (Lepidoptera: Tortricidae), parámetros estructurales y regeneración natural en *Pinus nelsonii* (Shaw) y *P. cembroides* (Zucc.) en Miquihuana, Tamaulipas, México. Acta Zoológica Mexicana. 31(3):367-379.
- Frausto, M. O. 2014. Monitoreo de riesgo y desastre asociados a fenómenos hidrometeorológicos y cambio climático. Cozumel-Quintana Roo, México. Universidad de Quintana Roo. 91 p.
- Gacitúa, A. S. 2014. Plagas y enfermedades asociadas a viveros forestales primera parte. 74 p. (Consultado 12/01/19). Disponible en: <http://asisma.cl/adeft/wp-content/uploads/2016/01/III.2-Plagas-y-enfermedades.pdf>.
- García, S. C., P. H. Marín, R. D. Moriones, M. M. Muñoz & A. C. Valencia. 2014. Estructura, composición y diversidad de los bosques naturales de Smurfit Kappa Carton de Colombia: Popayán y Cajibío. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial, 12(1):10-19.

- Gautam, T. P. & T. M. Mandal. 2016. Effect of disturbance on biomass, production and carbon dynamics in moist tropical forest of eastern Nepal. *Forest Ecosystems*, 3(11):1-10. DOI 10.1186/s40663-016-0070-y.
- Gea, B. C. I. 2005. Evaluación de la diversidad de la flora en el campus Juriquilla de la UNAM. *Bol-e. Evaluación de la Biodiversidad*. 1(2):1-10.
- Gernandt, D. S. & J. A. Pérez-de la Rosa. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S126-S133, 2014. DOI: 10.7550/rmb.32195.
- Gibson, L., T. Ming Lee, L. P. Koh, B. W. Brook, T. A. Gardner, J. Barlow, C. A. Peres, C. J. A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy & N. S. Sodhi. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478:378-381.
- Godínez-Álvarez, H., M. Jiménez, M. Mendoza, F. Pérez, P. Roldán, L. Ríos-Casanova & R. Lira. 2008. Densidad, estructura poblacional, reproducción y supervivencia de cuatro especies de plantas útiles en el Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79:393-403.
- Gómez, R. V. M., M. O. Tinoco, A. A. Terrón, P. M. Gómez, M. C. A. Tena & O. F. Garza. 2014. Efecto de los incendios forestales en la riqueza y composición de macromicetos. *Revista Mexicana de Micología*, 39:21-30.
- Gómez-Aparicio, L. 2010. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J. Ecol.*, 97(6):202-214.
- Gonzalez-Medrano, F. 2004. Las comunidades vegetales de México, propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, segunda edición. México. 88 p.
- Graciano-Ávila, G., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez & J. A. Lujan-Soto. 2017. Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noroeste de México. *Ecosist. Recur. Agropec.*, 4(12):535-542.
- Granados, S. D & R. G. López. 2000. Sucesión ecológica: dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma Chapingo, México. 197 p.
- Granados-Sánchez, D., G. F. López-Ríos, M. A. Hernández-García. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 13(1):67-83.
- Grupo Mesófilo A.C. 2013. Oaxaca, diagnóstico del sector forestal. 46 p.
- Gutiérrez, C. J. G., G. L. I. Aguilera & E. C. E. González. 2008. Agroecología y sustentabilidad. *Convergencia*, 15(46):51-87.

- Guzmán-Mendoza, R., J. A. Zavala-Hurtado, G. Castaño-Meneses y J. L. León-Cortés. 2014. Comparación de la mirmecofauna en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro del Occidente de México. *Madera y Bosques*, 20(1): 71-83.
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs & J. Aronson. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14(2):170-176. doi:10.1111/j.1526-100x.2006.00136.x.
- Henaó, E., Y. Ordóñez, R. de Camino, R. Villalobos & F. Carrera. 2015. El bosque secundario en Centroamérica: Un recurso potencial de uso limitado por procedimientos y normativas inadecuadas. Serie técnica. Boletín técnico no. 77. 46 p.
- Hernández, P. J. 2000. Manual de métodos y criterios para la evaluación y monitoreo de la flora y la vegetación. *Estudios de Flora y Vegetación*. 37 p.
- Hernández, R. A. A. M. 2014. En el umbral de la extinción. *CONABIO. Biodiversitas*, (113):1-7.
- Hernandez, R. J., M. J. J. García, F. H. J. Muñoz, C. X. García, R. T. Sáenz, L. T. Flores & R. A. Hernández. 2013. Guía de densidad para manejo de bosques naturales de *Pinus teocote* Schlecth. et Cham. En Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(9):62-77.
- Hernández-Ramos, A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles- Pérez, H. M. de los Santos-Posada, J. Hernández-Ramos, A. Peduzzi & O. Carrero. 2016. Productividad primaria neta aérea en plantaciones comerciales de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake en Huimanguillo, Tabasco, México. *Agrociencia*, 51(3):353-358.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). 2014. Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1:250, 000: serie V/Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México: INEGI, 2014. 195 p.
- International Union of Forest Research Organizations (IUFRO). 2009. Adaptation of Forests and People To Climate Change. *Adaptation of Forests and People to Climate Change-A Global Assessment Report* eds. Risto Seppälä, Alexander, Buck y Pia Katila Vol. 22. 224 p. <http://doi.org/10.1111/1467-9388.00150>.
- Jardel, P. E. 2015. Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. Ed: González, C. E. J. México. 118 p.
- Jing, J., T. M. Bezemer & W. H. van derPutten. 2015. Complementarity and selection effects in early and mid-successional plant communities are

differentially affected by plant-soil feedback. *Journal of Ecology*, 1003(3):641-647. DOI: 10.1111/1365-2745.12388.

- Leautaud, V. P. y J. López-García. 2017. Detección de árboles dañados por plaga en bosques de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, mediante fotografías aéreas infrarroja. *Investigaciones geográficas*, (92):116-127.
- Leigue, G. J. W. 2011. Regeneración natural de nueve especies maderables en un bosque intervenido de la Amazonia Boliviana. *Acta Amazonica*, 41(1):135-142. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672011000100016>.
- Letcher, S. G., J. R. Lasky, R. L. Chazdon, N. Norden, S. J. Wright, J. A. Meave, E. A. Pérez-García, R. Muñoz, E. Romero-Pérez, A. Andrade, J. L. Andrade, P. Balvanera, J. M. Beckley, T. V. Bentos, R. Bhaskar, F. Bongers, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, R. G. Cesar, D. A. Clark, D. B. Clark, D. Craven, A. de Francesco, J. M. Dupuy, B. Finegan, E. Gonzalez-Jimenez, J. S. Hall, K. E. Harms, J. L. Hernandez-Stefanoni, P. Hietz, D. Kennard, T. J. Killeen, S. G. Laurance, E. E. Lebrija-Trejos, M. Lohbeck, M. Martinez-Ramos, P. E. S. Massoca, C. G. Rita R. C. G. Mesquita, F. Mora, R. Muscarella, H. Paz, F. Pineda-Garcia, J. S. Powers, R. Quesada-Monge, R. R. Rodrigues, M. E. Sandor, L. Sanaphre-Villanueva, E. Scheuller, N. G. Swenson, A. Tauro, M. Uriarte, M. van Breugel, O. Vargas-Ramirez, R. A. G. Viani, A. L. Wendt & B. G. Williamson. 2015. Environmental gradients and the evolution of successional habitat specialization: a test case with 14 Neotropical forest sites. *Journal of Ecology*, 103(5):1276-1290. DOI:10.1111/1365-2745.12435.
- Limones-Rubio, D. E. A. Aguirre-Ureña, J. Fonseca-Espino, G. Muro & J. Sánchez. 2015. Aprovechamiento de los recursos maderables y no maderables de la zona semiárida de Durango. *CIENCIA UANL*. (74). 105 p.
- López, J. L. N. 2013. Sucesión ecológica en una selva mediana después de un uso ganadero en Yucatán. Tesis para obtener el grado de maestro en ciencias biológicas: opción recursos naturales. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Mérida, Yucatán, México. 116 p.
- López, V. L. E., M. J. M. Becoche, P. D. J. Macías, M. K. Ruiz, R. K. Velasco & S. Pineda. 2015. Estructura y composición florística de la reserva forestal-Institución Educativa Cajete, Popayán (Cauca). *Luna Azul*: 131-151. DOI: 10.17151/luaz.2015.41.8.
- López-Camacho, R. 2008. Productos forestales no maderables: importancia e impacto de su aprovechamiento. *Colombia Forestal*, 11:215-231.
- López-Hernández, J. A., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monarrez-Gonzalez, M. A. González-Tagle & J. Jiménez-Pérez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados

de Puebla, México. Madera y Bosques, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México, 23(1):39-51.

- MAGBMA y FAO. 2018. Estudio de las causas de la deforestación y degradación forestal en Guinea Ecuatorial 2004-2014. República de Guinea Ecuatorial. 118 p.
- Maggi, E., I. Bertocci, S. Vaselli & L. Benedetti-Cecchi. 2011. Connell and Slatyer's models of succession in the biodiversity era. *Ecology*, 92(7): 1399-1406. <https://doi.org/10.1890/10-1323.1>.
- Magnabosco, M. D., P. B. A. da Silva, F. C. William y J. M. Felfili. 2014. Trees and environmental variables influence the natural regeneration of a seasonally dry tropical forest in Central Brazil. *Neotropical Biology Conservation*. 9(2):62-67.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- Maldonado, O. S., H. C. Herrera, O. T. Gaona, M. Z. Aguirre. 2018. Estructura y composición florística de un bosque siempreverde montano bajo en Palanda, Zamora Chinchipe, Ecuador. *Arnaldoa*, 25(2):615-630. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25216>.
- Mallén, R. C., C. M. A. Cortés, P. C. N. de Pascual & M. M. Zamora. 2011. Historia del bosque en el centro de tierra del fuego, Argentina. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3):25-37.
- Marin, S. G. L. 2011. Biodiversidad. Proyecto UNICA, Universidad en el Campo, Universidad de Caldas-Unión Europea. Caldas, Colombia. 56 p.
- Martínez, S. V. B. 2009. Desarrollo e integración sostenible de la cadena de valor de madera en Nicaragua. *Layasiksa*, 7. 7 p.
- Martínez-Meyer, E. J. E. Sosa-Escalante & F. Álvarez. 2014. El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S1-S9. 1 p.
- Martínez-Santiago, S.Y., A. A. Alvarado-Segura, F. J. Zamudio-Sánchez & D. Cristóbal-Acevedo. 2016. Spatio-temporal analysis of forest modeling in Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(1):5-22. doi: 10.5154/r.rchscfa.2016.01.003.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10):883-890.

- Miyamoto, K., T. Sato, E. A. A. Olivos, G. C. Orellana & C. M. R. Stornaiuolo. 2018. Variaton in tree community composition and carbon stock under natural and human disturbances in Andean forests, Perú. *Forests*, 9(7):1-15. <https://doi.org/10.3390/f9070390>.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, 1. Zaragoza. 84 p.
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda & N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4):1249-1261.
- Návar-Cháidez, J. de J. & E. Jurado-Ybarra. 2009. Productividad foliar y radicular en ecosistemas forestales del Noreste de México. *Revista Ciencias Forestales*, 34(106):89-106.
- Norden N. 2014. Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, 17(2):247-261.
- OMS. 2019. Cambio climático y salud humana. En: diversidad biológica. (Consultado 13/03/19) Disponible en: <https://www.who.int/globalchange/ecosystems/biodiversity/es/>.
- Oporto, S., S. L. Arriaga-Weiss & A. A. Castro-Luna. 2015. Diversidad y composición de murciélagos frugívoros en bosques secundarios de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(2):431-439. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.009>.
- Organización de las Nacionales Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2018. Evaluación de recursos naturales forestales. (Consultado 08/02/19) Disponible en: <http://www.fao.org/forest-resources-assessment/es/>.
- Oyarzún, Q. A. A. 2016. Análisis de la estructura vertical de los bosques antiguos del Tipo Forestal Siempreverde del sur de Chile (39°-42° S). Trabajo de titulación presentado para obtener el grado de ingeniero en conservación de recursos naturales. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 63 p.
- Pagaza, C. 2017. Bosques sustentables. *Revista CAMBIO*. Disponible en: <https://www.revistacambio.com.mx/nacion/bosques-sustentables/>.
- Pardos, J. A. 2006. La contaminación atmosférica y los ecosistemas forestales. *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.*, 55-70.
- Pereyra, I. C. & C. E. Moreno. 2013. Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86:231-239.

- Plana, E., M. Font & M. Serra. 2016. Los incendios forestales, guía para comunicadores y periodistas. Proyecto eFIRECOM. Ediciones CTFC. 32 p.
- Plascencia, R. L., A. C. Barrientos & A. Raz-Guzmán. 2011. La biodiversidad en México su conservación y las colecciones biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad nacional Autónoma de México. Ciencias, 101:36-43.
- Prach, K. & L. R. Walker. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(3):119-123. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.12.007>.
- Pugnaire, F. I. 2006. La crisis global de la biodiversidad. Ecosistemas. Departamento de Ecología funcional y evolutiva. Estación experimental de zonas áridas. Almería. España. 15(2):1-2.
- Quesada, R., L. Acosta, M. Garro & M. Castillo. 2012. Dinámica del crecimiento del bosque húmedo tropical, 19 años después de la cosecha bajo cuatro sistemas de aprovechamiento forestal en la Península de Osa, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 25(5):56-66.
- Quispe, V. W. 2010. Estructura Horizontal y vertical de dos tipos de bosque concesionados en la Región Madre de Dios. Tesis para obtener el grado de ingeniero forestal. Universidad Nacional Amazonica. Puerto Maldonado, Perú. 98 p.
- Ramírez, C., J. M. Fariña, D. Contreras, C. San Martín, A. Camaño, M. Álvarez, O. Vidal, J. L. Solís y O. Valdivia. 2016. Dinámicas sucesional primaria natural y secundaria antropogénica de la vegetación del humedal "Ciénagas del Name" (Chile Central): un modelo conceptual. *Chilean J. Agric. Anim. Sci., ex Agro-Ciencia*, 32(2):134-148.
- Ramírez, M. H. 2017. Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío. Zapopan, Jalisco, México. 138 p.
- Rayamajhi, S., C. Smith-Hall & F. Helles. 2012. Empirical evidence of the economic importance of Central Himalayan forests to rural households. *Forest Policy and Economics*, 20: 25-35. doi:10.1016/j.forpol.2012.02.007.
- Ressl, R. & I. Cruz. 2012. Detección y monitoreo de incendios forestales mediante imágenes de satélite. *CONABIO. Biodiversitas*, 100:12-13.
- Restrepo, H. I., S. A. Orrego & O. J. Galeano. 2012. Estructura de bosques secundarios y rastrojos Montano bajos del Norte de Antioquia, Colombia. *Colombia Forestal*, 15(2):173-189.
- Rodríguez, E. J. M. 2004. Los desastres de origen natural en México: el papel del FONDEN. *Estudios Sociales*, 12(23):74-96.

- Rojas, M. B. y V. H. S. Maradiaga. 2002. Composición y estructura horizontal de un bosque no intervenido por la concesión forestal MADENSA-AWASTINGNI, Puerto Cabezas. Tesis para obtener el grado en la Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente, Universidad Nacional Agraria. 89 p.
- Rubio, C. E. A., T. M. A. González, P. J. Jiménez, R. E. Alanís & F. D. Ávila. 2014. Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretzsch. *Ciencia UANL*. (65):34-41.
- Ruiz-Benito, P. & R. García-Valdés. 2016. Inventarios forestales para el estudio de patrones y procesos en Ecología. *Ecosistemas*, 25(3):1-5. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-3.01.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Primera edición digital, Comisión nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, 502 p.
- Sabás-Rosales, J. L., J. Sosa-Ramírez & J. de J. Luna-Ruiz. 2015. Diversidad, distribución y caracterización básica del hábitat de los encinos (*Quercus*: Fagaceae) del estado de San Luis Potosí, México. *Botanical Sciences*, 93(4):881-897. <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.205>.
- Sabogal, C., F. Carrera, V. Colan, B. Pokorny & B. Louman. 2004. Manual para la planificación y evaluación del manejo forestal operacional en bosques de la Amazonía Peruana. Lima, Perú. 274 p.
- Salas, R. J. & C. A. Infante. 2006. Producción primaria neta aérea en algunos ecosistemas y estimaciones de biomasa en plantaciones forestales. *Rev. For. Lat*, 40:47-40.
- Salguero, G. M. E., R. B. E. Arias & V. B. V. González. 2014. Lineamientos técnicos de manejo forestal. Instituto Nacional de bosques. Más bosques, más vida. Guatemala de la Asunción. 62 p.
- Salvador-Flores, J. & J. Álvarez-Sánchez. 2004. Flora y vegetación. En: Técnicas de muestro para manejadores de recurso naturales. Bautista-Zuñiga, F. Delfín-González, H. Palacio-Prieto, J. L. y Delgado-Carranza, M. del C. (eds). Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología. 303-326.
- Sánchez-Colon., S., A. Flores-Martínez, I. A. Cruz-Leyva & A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 75-129.
- Seidl, G. U., H. Morales, V. L. A. Arriola, G. A. A. Evangelista. 2011. Ya no hay árboles ni agua". *Perspectivas de los cambios ambientales en comunidades de Zinacantán, Chiapas*. *LiminaR*, 9(1):98-119.

- Sommerfeld, A., C. Senf, B. Buma, A. W. D'Amato, T. Després, I. Díaz-Hormazábal, S. Fraver, L. E. Frelich, A. G. Gutiérrez, S. J. Hart, B. J. Harvey, H. S. He, T. Hlásny, A. Holz, T. Kitzberger, D. Kulakowsky, D. Lindenmayer, A. S. Mori, J. Muller, J. Paritsis, G. L. W. Perry, S. L. Stephens, M. Svoboda, M. G. Turner, T. T. Veblen, & R. Seidl. 2018. Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome. *Nature Communications*, 9(4355):1-9. DOI: 10.1038/s41467-018-06788-9.
- Sonco, S. R. 2013. Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la región de Madidi, La Paz Bolivia. Tesis para obtener el grado de ingeniero agrónomo en la Universidad Mayor de San Andrés. La Paz, Bolivia. 154 p.
- Sosa, C. V. E. 2008. Programa Estratégico Forestal del Estado de Oaxaca (PEFO) 2007-2030. SEMARNAT, CONAFOR. 248 p.
- States of The Tropics. 2014. Bosques primarios. 6 p. (Consultado 12/04/18) Disponible en: <https://www.jcu.edu.au/state-of-the-tropics/publications/2014/spanish-versions/Insight-Primary-Forests-Spanish.pdf>.
- Swanson, M. E., J. F. Franklin, R. L. Beschta, Ch. M. Crisafulli, D. A. DellaSala, R. L. Hutto, D. B. Lindenmayer & F. J. Swanson. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forests sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(2):117-125. <https://doi.org/10.1890/090157>.
- Tapia-Tapia, E. C. & R. Reyes-Chilpa. 2008. Productos forestales no maderables en México: Aspectos económicos para el desarrollo sustentable. *Madera y Bosques*, 14(3):95-112.
- Tejedor, G. N., E. Álvarez, C. S. Arango, M. A. Araujo, C. Blundo, E. T. E. Boza, C. M. A. la Torre, J. Gaviria, N. Gutiérrez, P. M. Jørgensen, B. León, C. R. López, L. Malizia, B. Millán, M. Moraes, S. Pacheco, B. J. M. Rey, C. Reynel, F. M. Timaná, U. C. Ulloa, C. O. Vacas & A. C. Newton. 2012. Evaluation of the conservation status of montane forest in the tropical Andes. *Ecosistemas*, 21(1-2):148-166.
- Torres-Rojo, J. M. & A. Velázquez-Martínez. 2000. Índice de densidad relativa para rodales coetáneos mezclados. *Agrociencia*, 34(4):497-507.
- Trigueros, B. A. G., G. R. Villacencio & P. A. L. Santiago. 2014. Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque templado de pino-encino en Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(24):161-183.
- Vandvik, V. 2004. Gap dynamics in perennial subalpine grasslands: trends and processes change during secondary succession. *Journal of Ecology*, 92(1):86-96. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2004.00842.x.

- Vargas, R. O. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2): 221-246.
- Villacorta, F. A. 2013. Análisis de la estructura horizontal y composición florística de dos bosques secundarios en la carretera Iquitos-Nauta, Loreto, Perú. Tesis para obtener el grado de ingeniero forestal. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana. Iquitos-Perú. 76 p.
- Villers, R. M. L. 2006. Incendios forestales. *Ciencias*, 81: 60-66.
- Von Gadow, K., O. S. Sánchez & C. O. A. Aguirre. 2004. Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques*, 10(2):3-16.
- Walker, L. R., D. A. Wardle, R. D. Bardgett & B. D. Clark. 2010. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98(4):725-736. DOI: 10.1111 / j.1365-2745.2010.01664.x.
- Yazaki, T., T. Hirano & T. Sano. 2016. Biomass accumulation and net primary production during the early stage of secondary succession after a severe forest disturbance in Northern Japan. *Forests*, 7(11):1-16. <https://doi.org/10.3390/f7110287>.
- Zamora, A. M. 2010. Caracterización de la flora y estructura de un bosque transicional húmedo a seco, Miramar, Puntarenas, Costa Rica. Tesis para obtener el grado de ingeniero forestal. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. 129 p.
- Zamora, M. M. C. 2016. Superficie forestal actual. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(35): 4-6.
- Zarrilli, A. 2008. Bosques y agricultura: una mirada a los límites históricos de sustentabilidad de los bosques argentinos en un contexto de la explotación capitalista en el siglo XX. *Revista luna azul*. (26): 87-106.

CAPITULO VIII

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Inventario de especies vegetales registradas en el bosque de pino-encino de San Francisco Sola de Vega, Oaxaca.

Familia	Nombre común	Género	Especie
Fabaceae	Gallitos	<i>Macroptilium</i>	<i>Macroptilium atropurpureum</i> (Moc. Et. Sesse ex DC.) Urban
Apocynaceae	-	<i>Matelea</i>	<i>Matelea chrysantha</i>
Fabaceae	Hierba de las cuerdas	<i>Lupinus</i>	<i>Lupinus</i> sp.
Juncaceae	Pasto de cienega	<i>Juncus</i>	<i>Juncus arcticus</i> Willd.
Amaranthaceae	-	<i>Gomphrena</i>	<i>Gomphrena serrata</i> L.
Fagaceae	Chiro bobo	<i>Quercus</i>	<i>Quercus</i> sp.
Rosaceae	Lengua de vaca	<i>Alchemilla</i>	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose
Rubiaceae	Garabato	<i>Uncaria</i>	<i>Uncaria</i> sp.
Boraginaceae	Espule	<i>Tournefortia</i>	<i>Tournefortia</i> sp.
Pteridaceae	Helecho	<i>Cheilanthes</i>	<i>Cheilanthes bonariensis</i> (Willd.) Proctor
Pteridaceae	Helecho	<i>Cheilanthes</i>	<i>Cheilanthes</i> sp.
Asteraceae	-	<i>Stevia</i>	<i>Stevia</i> sp.
Asteraceae	-	<i>Aster</i>	<i>Aster</i> sp.
Asteraceae	Planta con hoja de perejil (girasol rosa)	<i>Dahlia</i>	<i>Dahlia</i> sp.
Asteraceae	-	<i>Porophyllum</i>	<i>Porophyllum linaria</i> (Cav.) DC.
Lamiaceae	Planta lechosa	<i>Salvia</i>	<i>Salvia</i> sp.
Poaceae	Pasto	<i>Cenchrus</i>	<i>Cenchrus incertus</i> M.A. Curtis
Asteraceae	Jericon amarillo	<i>Tagetes</i>	<i>Tagetes</i> sp.

Asteraceae	Planta de flor amarilla	<i>Sonchus</i>	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill
Asteraceae	-	<i>Artemisia</i>	<i>Artemisia ludoviciana</i> Nutt.
Asteraceae	-	<i>Jaegeria</i>	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.
Asteraceae	-	<i>Gnaphalium</i>	<i>Gnaphalium americanum</i> P. Mill.
Crassulaceae	-	<i>Villadia</i>	<i>Villadia</i> sp.
Orchidaceae	Guichila	<i>Epidendrum</i>	<i>Epidendrum</i> sp.
Orchidaceae	Guichila	<i>Rhynchosstele</i>	<i>Rhynchosstele</i> sp.
Orchidaceae	Guichila	<i>Oncidium</i>	<i>Oncidium</i> sp.
	Pasto de bosque	<i>Cenchrus</i>	<i>Cenchrus</i> sp.
	Yegashoco	<i>Quercus</i>	
Acanthaceae	-	<i>Ruellia</i>	<i>Ruellia lactea</i> Cav
Agavaceae	Tobala	<i>Agave</i>	<i>Agave potatorum</i>
Agavaceae	Tepestate	<i>Agave</i>	<i>Agave convallis</i>
Amaranthaceae	Hierbabuena montes	<i>Gomphrena</i>	<i>Gomphrena serrata</i> L.
Annonaceae	Anonal	<i>Annona</i>	<i>Annona</i> sp.
Apiaceae	Hierba del sapo	<i>Eryngium</i>	<i>Eryngium venustum</i>
Arecaceae	Palma real	<i>Brahea</i>	<i>Brahea nitida</i> André
Asclepiadaceae	Planta del llano	<i>Asclepias</i>	<i>Asclepias glaucescens</i> Kunth
Asteraceae	Planta reseca	<i>Viguiera</i>	<i>Viguiera</i> sp.
Asteraceae	-	<i>Alloispermum</i>	
Asteraceae	-	<i>Youngia</i>	<i>Youngia japonica</i>
Asteraceae	-	<i>Pinaropappus</i>	<i>Pinaropappus roseus</i>
Asteraceae	Yegacete negro	<i>Montanoa</i>	<i>Montanoa</i> sp.
Asteraceae	Arnica		
Asteraceae	Pericon	<i>Tagetes</i>	<i>Tagetes lucida</i> Cav.
Asteraceae	Malacate	<i>Zinnia</i>	<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L.
Asteraceae	Gordologo	<i>Gnaphalium</i>	<i>Gnaphalium</i> sp
Asteraceae	Panalito blanco	<i>Stevia</i>	<i>Stevia jorullensis</i> Kunth
Asteraceae	Yegacete blanco	<i>Montanoa</i>	<i>Montanoa leucantha</i>
Asteraceae	-	<i>Perymenium</i>	<i>Perymenium discolor</i> Schrader

Asteraceae	-	<i>Melampodium</i>	<i>Melampodium divaricatum</i> (L. C. Rich.) DC.
Asteraceae	-	<i>Delilia</i>	<i>Delilia berteroi</i> Spreng.
Asteraceae	Panalito	<i>Stevia</i>	<i>Stevia elatior</i> Kunth
Asteraceae	-	<i>Tridax</i>	<i>Tridax procumbens</i> L.
Asteraceae	Mal de ojo	<i>Dahlia</i>	<i>Dahlia</i> sp.
Asteraceae	-	<i>Sanvitalia</i>	<i>Sanvitalia procumbens</i> Lam.
Asteraceae	Aceitillo blanco	<i>Bidens</i>	<i>Bidens alba</i> (DC.) L.
Asteraceae	Anis	<i>Tagetes</i>	<i>Tagetes filifolia</i> Lag.
Asteraceae	Girasol rosa	<i>Cosmos</i>	<i>Cosmos</i> sp.
Asteraceae	Panalito de flor morada	<i>Ageratum</i>	<i>Ageratum houstonianum</i> P. Mill.
Asteraceae	Dalia roja	<i>Dahlia</i>	<i>Dahlia coccinea</i> Cav.
Asteraceae	Escobita	<i>Dyssodia</i>	<i>Dyssodia papposa</i> (Vent.) A. S. Hitchc.
Asteraceae	-	<i>Simsia</i>	<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cav.) Pers.
Asteraceae	Aceitillo	<i>Bidens</i>	<i>Bidens</i> sp.
Asteraceae	Girasol	<i>Cosmos</i>	<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.
Asteraceae	Acagual	<i>Aldama</i>	<i>Aldama dentata</i> Llave & Lex.
Asteraceae	Semposuchil macho	<i>Tagetes</i>	<i>Tagetes erecta</i> L.
Asteraceae	-	<i>Viguiera</i>	<i>Viguiera excelsa</i> (Willd.) Benth. & Hook.
Asteraceae	Santa maria	<i>Jaegeria</i>	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.
Asteraceae	Cordon del señor	<i>Cirsium</i>	<i>Cirsium anartiolepis</i>
Asteraceae	Chamizo	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pavón) Pers.
Asteraceae	-	<i>Eupatorium</i>	<i>Eupatorium deltoideum</i>
Asteraceae	Yegacetito	<i>Eupatorium</i>	<i>Eupatorium arsenei</i>
Asteraceae	Nochebuena	<i>Rumfordia</i>	<i>Rumfordia floribunda</i>
Asteraceae	-	<i>Alloispermum</i>	<i>Alloispermum integrifolium</i>
Asteraceae	-	<i>Brickellia</i>	<i>Brickellia secundiflora</i>
Begoniaceae	Begonia	<i>Begonia</i>	<i>Begonia</i> sp.
Bromeliaceae	Paxle	<i>Tillandsia</i>	<i>Tillandsia usneoides</i>

Bromeliaceae	Maguey de melena	<i>Tillandsia</i>	<i>Tillandsia prodigiosa</i>
Bromeliaceae	Magueyitos	<i>Tillandsia</i>	<i>Tillandsia calathysus</i>
Bromeliaceae	Magueyitos	<i>Tillandsia</i>	<i>Tillandsia juncea</i>
Burseraceae	Copal	<i>Bursera</i>	<i>Bursera</i> sp.
Cactaceae	Nopal	<i>Upuntia</i>	<i>Upuntia</i> sp.
Cactaceae	Junco	<i>Disocactus</i>	<i>Disocactus</i> sp.
Cactaceae	Cactus	<i>Mammillaria</i>	<i>Mammillaria</i>
Caryophyllaceae	-	<i>Arenaria</i>	<i>Arenaria reptans</i> Hemsl.
Cladoniaceae	Paxlito verde	<i>Cladonia</i>	<i>Cladonia rangiferina</i>
Commelinaceae	Ojo de gallo	<i>Commelina</i>	<i>Commelina erecta</i> L.
Convolvulaceae	-	<i>Evolvulus</i>	<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.
Convolvulaceae	Jicama	<i>Ipomea</i>	<i>Ipomea</i> sp.
Crassulaceae	Siempre viva	<i>Echeveria</i>	<i>Echeveria</i>
Cupressaceae	Nebro	<i>Juniperus</i> var. <i>fraccida</i>	<i>Juniperus flaccida</i> var. <i>flaccida</i>
Cuscutaceae	Camorreal	<i>Cuscuta</i>	<i>Cuscuta corymbosa</i> Ruiz & Pavon
Cyperaceae	Pasto	<i>Cyperus</i>	<i>Cyperus</i> sp.
Dennstaedtiaceae	Palmita	<i>Pteridium</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>
Dryopteridaceae	Helecho	<i>Elaphoglossum</i>	<i>Elaphoglossum</i> sp.
Ericaceae	-	<i>Arctostaphylos</i>	<i>Arctostaphylos</i> sp.
Ericaceae	Madroncillo	<i>Arbutus</i>	<i>Arbutus unedo</i>
Ericaceae	Madron	<i>Arbutus</i>	<i>Arbutus xalapensis</i>
Euphorbiaceae	Golondrina	<i>Euphorbia</i>	<i>Euphorbia hirta</i>
Euphorbiaceae	-	<i>Euphorbia</i>	<i>Euphorbia</i> sp.
Euphorbiaceae	Bolitas de espanto		
Fabaceae	Frijolillo	<i>Phaseolus</i>	<i>Phaseolus coccineus</i> L.
Fabaceae	Guajito	<i>Calliandra</i>	<i>Calliandra</i> sp.
Fabaceae = Leguminosae	-	<i>Dalea</i>	<i>Dalea lutea</i> (Cav.) Willd.
Fabaceae = Leguminosae	Vanillito	<i>Crotalaria</i>	<i>Crotalaria incana</i> L.
Fabaceae = Leguminosae	-	<i>Astragalus</i>	<i>Astragalus micranthus</i> Desv.

Fabaceae = Leguminosae	Sonajitas	<i>Crotalaria</i>	<i>Crotalaria sagittalis</i> L.
Fabaceae = Leguminosae	-	<i>Desmodium</i>	<i>Desmodium procumbens</i> (Mill.) Hitchc.
Fabaceae- Leguminosae	-	<i>Desmodium</i>	<i>Desmodium distortum</i> (Aubl.) J. F. Macbr.
Fagaceae	Yegareche	<i>Quercus</i>	<i>Quercus germana</i>
Fagaceae	Yegashoco hoja blanca	<i>Quercus</i>	<i>Quercus candicans</i>
Fagaceae	Yegashoco	<i>Quercus</i>	<i>Quercus crassifolia</i>
Fagaceae	Encino negro	<i>Quercus</i>	<i>Quercus peduncularis</i>
Fagaceae	Yegacino	<i>Quercus</i>	<i>Quercus</i> sp.
Lamiaceae	Romero	<i>Rosmarinus</i>	<i>Rosmarinus</i> sp.
Lamiaceae	Salvia	<i>Salvia</i>	<i>Salvia</i> sp.
Lamiaceae	Poleo	<i>Clinopodium</i>	<i>Clinopodium macrostemum</i>
Lamiaceae	Lavanda	<i>Salvia</i>	<i>Salvia</i> sp.
Lauraceae	Laurel	<i>Litsea</i>	<i>Litsea glaucescens</i>
Leguminosae	Canelilla	<i>Erythrina</i>	<i>Erythrina leptorhiza</i> DC.
Leguminosae	Cuachepil	<i>Diphysa</i>	<i>Diphysa americana</i>
Leguminosae	Cuatle	<i>Eysenhardtia</i>	<i>Eysenhardtia polystachya</i>
Leguminosae	Huizache	<i>Acacia</i>	<i>Acacia farnesiana</i>
Leguminosae	Toronjil	<i>Dalea</i>	<i>Dalea foliolosa</i>
Leguminosae	-	<i>Cologania</i>	<i>Cologania broussonetii</i> (Balbis) DC.
Leguminosae	-	<i>Zornia</i>	<i>Zornia reticulata</i> I. E. Smith
Lentibulariaceae	Pinguicola	<i>Pinguicula</i>	<i>Pinguicula moranensis</i> Kunth
Liliaceae	Azucena	<i>Echeandia</i>	<i>Echeandia flavescens</i> (J. A. Schultes)
Loranthaceae	Lirias	<i>Psittacanthus</i>	<i>Psittacanthus schiedeanus</i>
Malvaceae	Malvarisco	<i>Sida</i>	<i>Sida rhombifolia</i> L.
Malvaceae	Quesillos	<i>Anoda</i>	<i>Anoda cristata</i> (L.) Schltld.
Mimosaceae	Algarroble	<i>Acacia</i>	<i>Acacia pennatula</i> Schl. & Cham.) Benth.
Molluginaceae	-	<i>Mollugo</i>	<i>Mollugo verticillata</i> L.

Nyctaginaceae	Pegajosa	<i>Boerhavia</i>	<i>Boerhavia coccinea</i>
Orchidaceae	Orquidea	<i>Rhyncho스테le</i>	<i>Rhyncho스테le maculata</i>
Orchidaceae	Orquidea blanca	<i>Laelia</i>	<i>Laelia albida</i>
Orchidaceae	Flor de ardilla	<i>Oncidium</i>	<i>Oncidium suave</i>
Orchidaceae	Orquidea morada	<i>Laelia</i>	<i>Laelia</i> sp.
Orchidaceae	Flor de mayo	<i>Prostechea</i>	<i>Prostechea citrina</i>
Oxalidaceae	Cocoyul	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis</i> sp.
Oxalidaceae	Cocoyul grande	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis jacquiniana</i>
Parmeliaceae	Liquen gris	<i>Parmelia</i>	<i>Parmelia</i> sp.
Phytolaccaceae	-	<i>Phitolacca</i>	<i>Phitolacca icosandran</i>
Pinaceae	Pino chino	<i>Pinus</i>	<i>Pinus lawsonii</i> Roezl
Pinaceae	Ocote	<i>Pinus</i>	<i>Pinus devoniana</i>
Pinaceae	Pino	<i>Pinus</i>	<i>Pinus pseudo-strobus</i>
Poaceae	Pasto de agua	<i>Panicum</i>	<i>Panicum trichoides</i> Sw.
Poaceae	Pasto zacamatle	<i>Paspalum</i>	<i>Paspalum</i> sp.
Poaceae	Pasto langosta	<i>Cynodon</i>	<i>Cynodon</i> sp.
Poaceae	Pasto	<i>Bouteloua</i>	<i>Bouteloua repens</i> (Kunth) Scribn. & Merr.
Poaceae	Pasto de espiga rosa	<i>Rhynchelytrum</i>	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb.
Poaceae	Pasto espiga de gusanito	<i>Setaria</i>	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.)
Poaceae	Pasto cortador	<i>Muhlenbergia</i>	<i>Muhlenbergia microsperma</i> (DC.) Kunth
Polemoniaceae	Espinocilla	<i>Loeselia</i>	<i>Loeselia mexicana</i>
Polypodiaceae	Helecho	<i>Polypodium</i>	<i>Polypodium</i>
Polypodiaceae	Helecho	<i>Phlebodium</i>	<i>Phlebodium pseudoaureum</i>
Primulaceae	-	<i>Anagallis</i>	<i>Anagallis arvensis</i> L.
Pteridaceae	Cilantrillo	<i>Adiantum</i>	<i>Adiantum raddianum</i>
Rosaceae	Zarzamora	<i>Rubus</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>
Rubiaceae	Quesillo	<i>Galium</i>	<i>Galium mexicanum</i> Kunth
Rubiaceae	-	<i>Crusea</i>	<i>Crusea longiflora</i>
Rutaceae	Limón	<i>Citrus</i>	<i>Citrus</i> sp.

Santalaceae	Muerdago hoja delgada	<i>Viscum</i>	<i>Viscum</i> sp.
Sapindaceae	Jarilla	<i>Dodonaea</i>	<i>Dodonaea viscosa</i>
Scrophulariaceae	-	<i>Castilleja</i>	<i>Castilleja arvensis</i>
Scrophulariaceae	-	<i>Penstemon</i>	<i>Penstemon</i> sp.
Scrophulariaceae	-	<i>Lamourouxia</i>	<i>Lamourouxia multifida</i> Kunth
Selaginellaceae	Doradillas	<i>Selaginella</i>	<i>Selaginella convoluta</i>
Solanaceae	Botonchihuite	<i>Cestrum</i>	<i>Cestrum</i> sp.
Solanaceae	San caitano	<i>Solanum</i>	<i>Solanum</i> sp.
Usneaceae	Liquen gris	<i>Usnea</i>	<i>Usnea articulata</i>
Verbenaceae	Shogarobe	<i>Lantana</i>	<i>Lantana</i> sp.
Verbenaceae	-	<i>Verbena</i>	<i>Verbena carolina</i> L.
Zygophyllaceae	Alejargar	<i>Kallstroemia</i>	<i>Kallstroemia rosei</i> Rydb.
