



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

ESTIMACIÓN DEL CARBONO ALMACENADO EN REFORESTACIONES CON ROTURACIÓN DE SUELO EN LA MIXTECA ALTA DE OAXACA

ANGELICA GARCÍA JIMÉNEZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO
2018

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

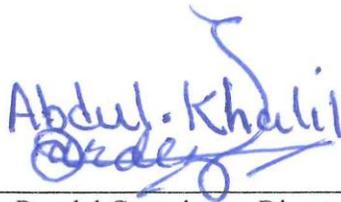
En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Angelica García Jiménez, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Abdul Khalil Gardezi, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Estimación de carbono almacenado en reforestaciones con roturación de suelo en la Mixteca Alta de Oaxaca.

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 16 de julio de 2018



Firma del
Alumno (a)



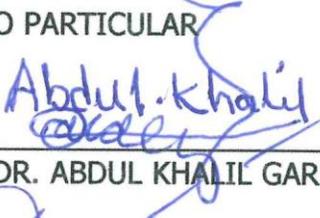
Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Estimación del carbono almacenado en reforestaciones con roturación de suelo en la Mixteca Alta de Oaxaca**, realizada por la alumna: **Angelica García Jiménez**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

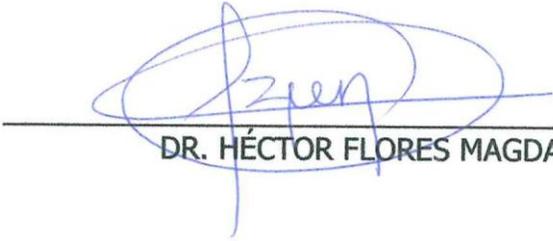
CONSEJERO


DR. ABDUL KHALIL GARDEZI

ASESOR


DR. SERGIO MÁRQUEZ BERBER

ASESOR


DR. HÉCTOR FLORES MAGDALENO

Montecillo, Texcoco, Estado de México, julio de 2018.

ESTIMACIÓN DEL CARBONO ALMACENADO EN REFORESTACIONES CON ROTURACIÓN DE SUELO EN LA MIXTECA ALTA DE OAXACA

Angelica García Jiménez, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2018

RESUMEN

México es uno de los países con mayor degradación de suelos por erosión en Latinoamérica, una de las áreas más afectadas es la Mixteca Alta de Oaxaca, la cual presenta procesos avanzados de degradación, donde la reforestación se ha implementado como una estrategia de restauración, la cual permite recuperar algunas funciones del ecosistema, como la protección contra la erosión y captura de carbono. En el presente estudio se estimó la biomasa aérea, carbono aéreo y carbono orgánico del suelo (COS) en reforestaciones de *Pinus greggii* con roturación de suelo de diferentes edades (1 a 8 años) bajo dos condiciones de pendiente en la zona norte de la Mixteca Alta Oaxaqueña. La biomasa y carbono aéreo se obtuvieron mediante ecuaciones alométricas. El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) se estimó a partir de la materia orgánica del suelo (M.O.), misma que se evaluó por el método propuesto por Walkley y Black (1934). El contenido de biomasa aérea y carbono aéreo aumento con la edad de la reforestación y vario de acuerdo a la pendiente, encontrándose los valores más altos en reforestación de 8 años de edad en pendientes de 1-5° (41.08 ± 1.43 y 20.95 ± 0.73). Para el caso del COS únicamente se observó el efecto de la edad, encontrándose los valores más alto también en reforestación de 8 años de edad en pendientes de 1-5° (23.68 ± 0.85). Las reforestaciones además de contribuir a la protección de suelos contra la erosión, también tienen potencial para capturar carbono en la biomasa aérea y en el suelo, que se reflejará en la calidad del suelo y los servicios que un sistema forestal pueda proveer.

Palabras clave: Degradación, Biomasa, Ecuaciones alométricas, *Pinus greggii*, Carbono orgánico del suelo.

ESTIMATION OF CARBON STORED IN REFORESTATIONS WITH MECHANICAL FRAGMENTATION OF SOIL IN THE MIXTECA ALTA OF OAXACA

Angelica García Jiménez, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2018

ABSTRACT

Mexico is one of the countries with the highest soil degradation by erosion in Latin America, one of the most affected areas is the Mixteca Alta of Oaxaca, which has advanced degradation processes where reforestation has been implemented as a strategy of restoration, which allows to recover some ecosystem functions, such as protection against erosion and carbon sequestration. In the present study, aerial biomass, aerial carbon and soil organic carbon (SOC) were estimated in reforestation of *Pinus greggii* with mechanically fragmented soil of different ages (1 to 8 years) under two slope conditions in the northern zone of the Mixteca Alta Oaxaqueña. Aerial biomass and aerial carbon were obtained using allometric equations. The organic carbon soil (SOC) was estimated from the soil organic matter (M.O.), which was evaluated by the method proposed by Walkley and Black (1934). The content of aerial biomass and aerial carbon increased with the age of the reforestation and varied according to the slope, finding the highest values in reforestation of 8 years of age on slopes of 1-5 ° (41.08 ± 1.43 and 20.95 ± 0.73). In the case of SOC, only the effect of age was observed, with the highest values also being found in reforestation of 8 years of age on slopes of 1-5° (23.68 ± 0.85). Reforestation, in addition to contributing to soil protection against erosion, also has the potential to sequester carbon in the aerial biomass and in the soil, which will be reflected in the quality of the soil and the services that a forest system can provide.

Keywords: Degradation, Biomass, Allometric equations, *Pinus greggii*, Soil Organic Carbon.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por su valioso apoyo económico para la realización de mis estudios de Postgrado.

Agradezco al COLEGIO DE POSTGRADUADOS por haberme brindado la oportunidad de acceder en esta prestigiosa casa de estudios.

Agradezco profundamente a mi consejero, Dr Abdul Khalil Gardezi por su valiosa colaboración científica en mi investigación.

Agradezco a mis asesores: Dr. Sergio Márquez Berber y Dr. Héctor Flores Magdaleno, por su gran disposición y apoyo para dirigir mi tesis.

Un especial agradecimiento Dr. Mario Martínez Menez, por su invaluable apoyo en la realización de este trabajo de investigación.

También Agradezco al Dr. Mario Ulises Larqué Saavedra por su apoyo brindado en el análisis estadístico.

Agradezco a la M. C. Antelma Yolanda Guerrero López por su extraordinario apoyo en la revisión de tesis.

CONTENIDO

RESUMEN.....	IV
ABSTRACT.....	V
AGRADECIMIENTOS	VI
LISTA DE CUADROS	IX
LISTA DE FIGURAS.....	X
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	4
3. JUSTIFICACIÓN	6
4. OBJETIVOS	7
4.1 General.....	7
4.2 Particulares.....	7
5. HIPÓTESIS.....	7
6. REVISIÓN DE LITERATURA.....	8
6.1 Degradación de ecosistemas.....	8
6.2 Degradación de suelos	8
6.3 Restauración ecológica	9
6.4 Iniciativas para la restauración de suelos degradados	11
6.5 Cambio climático.....	13
6.6 Convenios internacionales sobre emisiones de CO ₂	13
6.7 Convenios nacionales sobre emisiones de CO ₂	15
6.8 El ciclo del carbono	16
6.9 Almacenamiento de carbono en los ecosistemas forestales.....	17
6.10 Actividades forestales que incrementan los almacenes de carbono.....	18
6.11 Almacenamiento de carbono en la biomasa forestal	20
6.12 Factores que afectan la acumulación de biomasa y el carbono	21
6.13 Almacenamiento de carbono en el suelo.....	22
6.14 Factores que afectan la acumulación de carbono en el suelo.....	23
6.15 Estimación de la biomasa y el carbono en los ecosistemas forestales	25
6.15.1 Modelos alométricos para la estimación de biomasa	26
6.16 Métodos para determinar COS.	26
6.17 Antecedentes de actividades de reforestación en la Mixteca de Oaxaca.....	27

6.18	Descripción de la especie	28
7.	MATERIALES Y MÉTODOS	33
7.1	Ubicación del área de estudio.....	33
7.2	Caracterización biofísica del área de estudio.....	33
7.2.1	Orografía.....	33
7.2.2	Hidrografía.....	35
7.2.3	Clima.....	35
7.2.4	Suelos.....	36
7.2.5	Geomorfología.....	40
7.2.6	Vegetación y usos del suelo.....	40
7.3	Identificación, delimitación y zonificación de las reforestaciones	42
7.4	Selección, tamaño y forma de los sitios de muestreo	42
7.5.	Levantamiento de datos de campo.....	44
7.5.1.	Inventario de árboles.....	44
7.5.2.	Toma de muestras de suelo	46
7.6.	Estimación de biomasa y carbono aéreo.....	47
7.7.	Estimación del carbono orgánico en el suelo (COS).....	49
7.8.	Análisis estadístico.....	50
8.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51
8.1	Zonificación	51
8.2	Características dasométricas	53
8.3	Estimación de biomasa y carbono aéreo.....	62
8.4	Propiedades físico-químicas del suelo	71
8.5	Carbono orgánico del suelo (COS).....	73
8.6	Relación Carbono aéreo-COS.....	79
9.	CONCLUSIONES.....	81
10.	LITERATURA CITADA	83

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Datos de temperatura y precipitación medios mensuales de la estación Tepelmeme Villa de Morelos.	35
Cuadro 2. Características de las reforestaciones y área con escasa vegetación (AEV), en la Mixteca Alta de Oaxaca.	51
Cuadro 3. Características dasométricas de reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en la Mixteca Alta de Oaxaca.....	54
Cuadro 4. Análisis de varianza de DB, DAP y AT.....	56
Cuadro 5. Contenido de biomasa y carbono aéreo en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en la Mixteca Alta de Oaxaca.	62
Cuadro 6. Análisis de Varianza (ANOVA) aplicado a la biomasa y carbono aéreo	64
Cuadro 7. Tasa de producción de biomasa y tasa de fijación de carbono aéreo en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en la Mixteca Alta de Oaxaca.....	68
Cuadro 8. Propiedades físico-químicas en suelos asociados a reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.	73
Cuadro 9. Carbono acumulado en suelos asociados a reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.	74
Cuadro 10. Análisis de varianza del contenido de carbono orgánico.	75
Cuadro 11. Tasa de acumulación de COS en suelos asociados a reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> bajo dos condiciones de pendiente en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.	78
Cuadro 12. Contenido de carbono aéreo y COS.	80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general del ciclo global del carbono mostrando los principales almacenes (rectángulos): atmósfera, océano, biomasa vegetal y el suelo; los flujos de carbono.	16
Figura 2. Características botánicas más sobresalientes de <i>P. greggii</i> (Fuente: Salzar y Soihet, 2001).	29
Figura 3. Ubicación del área de estudio.	33
Figura 4. Mapa de pendiente en el área de estudio.....	34
Figura 5. Climograma de la estación Tepelmeme Villa de Morelos.....	35
Figura 6. Suelos presentes en el área de estudio.....	38
Figura 7. Mapa de suelos presentes en el área de estudio.	39
Figura 8. Vegetación presente en el área de estudio.	41
Figura 9. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.	43
Figura 10. Toma de datos de altura y diámetro a la base.....	44
Figura 11. Punto de medición del diámetro en diferentes escenarios donde se ubique el árbol (Tomado de Olvera <i>et al.</i> , 1996).	45
Figura 12. Toma de datos de altura y diámetro a la base.....	46
Figura 13. Diseño de muestreo utilizado para la toma de muestras de suelo.....	47
Figura 14. Toma de muestra de suelo a 10 cm de profundidad.....	47
Figura 15. Ecuaciones para estimar biomasa y carbono aéreo, para una plantación de <i>Pinus greggii</i> de seis años de edad.....	48
Figura 16. Determinación de densidad aparente por el método del terrón parafinado.	50
Figura 17. Reforestaciones de <i>Pinus greggi</i> en la Mixteca Alta de Oaxaca. A-G Reforestaciones de 1,2,3,4,5,6 y 8 años de edad; H: AEV.	52
Figura 18. A) Maquinaria utilizada en la roturación; B) Diseño esquemático de la superficie roturada.....	53
Figura 19. Supervivencia de reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en dos condiciones de pendiente (1-5° y 5-15°) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Las barras	

muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).	55
Figura 20. Relación edad y altura de <i>Pinus greggii</i> en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	57
Figura 21. Altura total de <i>Pinus greggii</i> en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Barras de error indican error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).	58
Figura 22. Relación edad y DN de <i>Pinus greggii</i> en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	58
Figura 23. Diámetro normal de <i>Pinus greggii</i> en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Barras de error indican error estándar.	59
Figura 24. Diámetro a la base de <i>Pinus greggii</i> en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Barras de error indican error estándar.	60
Figura 25. Altura total de <i>Pinus greggii</i> por categoría de pendiente. Barras de error indican error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).	61
Figura 26. Diámetro normal de <i>Pinus greggii</i> por categoría de pendiente. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).	61
Figura 27. Relación edad y contenido de biomasa en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	65
Figura 28. Relación edad y contenido de carbono aéreo en reforestaciones <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	65
Figura 29. Contenido de biomasa ($Mg\ ha^{-1}$) de <i>Pinus greggii</i> <i>Pinus greggii</i> en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	66
Figura 30. Contenido de carbono aéreo ($Mg\ ha^{-1}$) en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	

Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).	67
Figura 31. Tasa de producción de biomasa (TPB) en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> diferentes edades (1 a 8 años) en dos condiciones de pendiente en la Mixteca Alta de Oaxaca.....	68
Figura 32. Tasa de fijación de carbono (TFC) en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.	69
Figura 33. Contenido de biomasa y carbono aerero en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> en dos condiciones de pendiente en la Mixteca Alta de Oaxaca. Las barras muestran la media \pm error estándar..	70
Figura 34. Contenido de biomasa y carbono aéreo en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades en dos condiciones de pendiente. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).	71
Figura 35. Carbono orgánico en suelos asociados a reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.....	76
Figura 36. Carbono orgánico (CO) en suelos asociados a reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$)......	77
Figura 37. Tasa de acumulación de COS en suelos asociados a reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.	78
Figura 38. Distribución del contenido del carbono aéreo y carbono orgánico del suelo (COS) (%) en reforestaciones de <i>Pinus greggii</i> de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca en dos condiciones de pendiente (1-5° y 5-15°).....	81

1. INTRODUCCIÓN

La degradación y destrucción de muchos ecosistemas en el mundo, ha acelerado la crisis ambiental debido a la reducción rápida de los múltiples servicios ambientales que prestan los ecosistemas, como producción de agua, fijación de CO₂, ciclos de materia, productividad del suelo, biodiversidad, coberturas que previenen erosión, entre otros (Vargas, 2011). En México, entre las actividades que han sido identificadas como las de mayor relevancia en los procesos de degradación de los ecosistemas, están el cambio de uso de suelo para fines agrícolas y ganaderos, desmontes ilegales y asentamientos humanos debido al crecimiento poblacional (SEMARNAT, 2015).

El suelo es la capa superficial de material mineral no consolidado que cubre las zonas terrestres, que además de servir como medio de sostén de muchos organismos, mantiene complejas interacciones dinámicas con la atmósfera y los estratos que se encuentran por debajo de él, permitiendo el mantenimiento de los servicios ambientales de los ecosistemas e influyendo en el clima y el ciclo hidrológico (SSSA, 2009). Las sociedades humanas modernas han concebido a los suelos como simples soportes mecánicos de las plantas o como sitios de establecimiento de los asentamientos humanos, ignorando su importancia biológica, ecológica, fisicoquímica, socioeconómica y cultural (Cotler *et al.*, 2007 y 2011). Esta concepción ha contribuido, junto con otros factores, a los procesos de destrucción y degradación que afectan al recurso edáfico.

México es uno de los países con mayor severidad en degradación de los suelos por erosión en Latinoamérica, especialmente en la región Norte y en el Altiplano Mixteca (Oaxaca), una de las principales causas asociadas a este fenómeno es la deforestación asociada a cambios de uso del suelo hacia actividades agropecuarias. En los últimos siglos, el suelo ha liberado grandes cantidades de CO₂ a la atmosfera como consecuencia de los cambios de uso (como por ejemplo la conversión de suelos forestales a un uso agrícola que se libera CO₂ a la atmosfera al momento de realizar la destrucción de la cubierta vegetal original en donde anteriormente estaba almacenado el carbono de la parte aérea), la degradación del suelo y la desertificación (Lal, 2005a; Jandl *et al.*, 2007).

A nivel internacional La FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) tiene entre sus prioridades principales iniciativas que secuestran carbono en zonas áridas degradadas, debido a que la promoción del secuestro del carbono en estas zonas podría tener beneficios ambientales, económicos y sociales directos para las personas que habitan en esas áreas, puesto que, las opciones de manejo y uso de la tierra que previenen la degradación del suelo también disminuyen la emisión de gases de invernadero, promueven el secuestro de carbono y mejoran la seguridad alimentaria (FAO, 2007). En México, ante esta situación la CONAFOR (Comisión Nacional Forestal) ha implementado programas de conservación de suelos, reforestación, plantaciones, pago de servicios ambientales, desarrollo forestal, capacitación, etc. de forma preventiva y correctiva para reducir la degradación de los ecosistemas Forestales.

Los ecosistemas forestales contienen más carbono por unidad de superficie que cualquier otro uso de la tierra y sus suelos (que contienen cerca del 40% del total del carbono) son de importancia primaria cuando se considera el manejo de los bosques. Por ello, en las últimas décadas ha surgido un interés para incrementar la capacidad de almacenar carbono en la vegetación terrestre, a través de la conservación forestal, la reforestación, la agroforestería y otros métodos de manejo del suelo (De Jong *et al.*, 2004).

La reforestación es considerada como una de las alternativas más promisorias para reconvertir ecosistemas severamente degradados en áreas menos degradadas donde es posible recuperar algunas funciones y estructura del ecosistema (Maestre y Cortina, 2004; Lu *et al.*, 2011). Las reforestaciones con especies leñosas aceleran la sucesión natural, recuperan la biodiversidad, protegen contra la erosión del suelo, de tal forma que se genera una mayor variabilidad de condiciones de hábitat y de microclimas que favorecen los diferentes mecanismos de dispersión y promueven la regeneración de una mayor diversidad de especies además de incrementar el almacenamiento de carbono (Carnevele y Montagnini, 2002; Maestre y Cortina, 2004; Douterlungne *et al.*, 2013; Brang *et al.*, 2014).

Cabe destacar que la mayoría de las investigaciones sobre contenido y captura de carbono se han enfocado en la vegetación, sobre todo en masas forestales naturales. Además, la mayoría de los estudios se enfocan a estudiar o la biomasa o el COS, sin tener en cuenta que estos se encuentran relacionados. Los principales métodos para estimar carbono almacenado en la biomasa implican procedimientos de muestreo destructivos sumamente costosos y muchas veces impracticables, por lo cual comúnmente la misma se estima a partir de muestreos de inventarios forestales aplicando fórmulas de volumen o ecuaciones alométricas. En cuanto a los trabajos relacionados a conservación de suelos y su efecto sobre la dinámica del carbono son relativamente recientes, ya que, a pesar de que los suelos constituyen el sustento de los ecosistemas terrestres y se reconoce su importancia para la adaptación al cambio climático, su atención no dispone de las estructuras, instituciones y presupuesto que cuentan los temas como biodiversidad o cambio climático, los cuales a su vez no incorporan la conservación de suelos como tema prioritario (Cotler *et al.*, 2016).

Ante esta situación el objetivo de la presente investigación es evaluar la acumulación de carbono aéreo y COS en reforestaciones con roturación de suelo de diferentes edades (1 a 8 años) bajo dos condiciones de pendiente en la zona norte de la Mixteca Alta Oaxaqueña. Lo anterior es de suma importancia, ya que, al contar con datos sobre la capacidad de almacenamiento de carbono en los sistemas de reforestación, se podrá evaluar a partir de parámetros cuantitativos la viabilidad de las técnicas de reforestación que se han implementado en los programas de reforestación en la región, como una forma de mitigar el cambio climático. Además, este conocimiento puede contribuir al mejor entendimiento de la dinámica de acumulación de carbono en áreas degradadas y de los factores que controlan esta acumulación y estabilización del carbono con las reforestaciones, para la optimización en un futuro de esta práctica de restauración, ya que varios autores han reportado estudios contradictorios en cuanto al potencial de la reforestación para el secuestro de carbono (Wiesmeier *et al.*, 2009; Fernández-Ondoño *et al.*, 2010).

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El suelo cumple funciones fundamentales para la vida, como ser el soporte de todos los ecosistemas terrestres, donde se producen los alimentos, fibras y maderas; constituyen el medio donde se captura y secuestra el carbono, regulan la atmósfera, filtran el agua, desintoxican materiales inorgánicos y orgánicos y provee el hábitat para una miríada de organismos (Blum *et al.*, 2006). Sin embargo, a pesar de su importancia se encuentra bajo una creciente presión de deterioro derivada tanto del crecimiento poblacional como de los patrones insostenibles de producción y consumo globales. Su degradación puede explicarse, al menos en parte, a que no se le considera aún en las políticas públicas como un recurso patrimonial ni ambiental de primer orden, debido, en gran medida, a que no es un bien directamente consumible y a la percepción errónea de que es renovable en la escala de tiempo humana (SEMARNAT, 2016).

A nivel mundial la degradación de suelos se estima en 2 000 millones de hectáreas, de las cuales el 56% corresponde a erosión hídrica, 28% a erosión eólica, 12% a degradación química y 4% a degradación física. Por lo general, la degradación de suelos es más severa en los países en vías de desarrollo, aunque algunos de los más prósperos también enfrentan graves problemas. En el contexto latinoamericano, México se encuentra en punto intermedio entre los países de Centro y Sudamérica (SEMARNAT, 2002), donde los principales tipos de degradación del suelo son: degradación química la cual ocupaba el primer lugar en extensión (34.04 millones de hectáreas, 17.8% del país), seguida por la erosión hídrica (22.72 millones, 11.9%), eólica (18.12 millones, 9.5%) y la degradación física (10.84 millones, 5.7%). De acuerdo con el nivel de degradación el 22.8% es ligera, 20 moderada, 1.14% fuerte y 0.7 extrema (SEMARNAT y CP, 2003).

En contraste, el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), reportó que cerca de 52.86% de la superficie de México está afectada por erosión hídrica (INEGI, 2014a), aunque posteriormente, el mismo INEGI (2015a y 2015b) reportó que el 66% de la superficie nacional está afectado por erosión hídrica, de los cuales el 6% es erosión fuerte o extrema, aproximadamente el 24% se clasificó como moderada, el 36% como leve y casi el 34% como suelo estable.

Una de las áreas más afectadas es la región Mixteca Alta, zona enclavada en el sur de México, localizada en la parte norte de Oaxaca la cual presenta procesos avanzados de degradación y pérdida de suelos por erosión tendiendo algunas áreas inclusive a la desertificación (Guerrero *et al.*, 2010). El proceso de erosión es causado, principalmente, por el cambio de uso de suelo, la deforestación debido al aprovechamiento masivo del recurso forestal utilizado como leña, los incendios forestales, y el sobrepastoreo (SARH, 1980).

La degradación del suelo tiene efectos ambientales y socioeconómicos negativos, debido a su relación con la reducción de la biodiversidad, la pobreza, la migración y la seguridad alimentaria (Oldeman, 1990; Cotler *et al.*, 2007, UNCCD, 2012). El problema de la degradación y de la pérdida de productividad de los suelos se extiende, en muchos casos, más allá de las afectaciones a este recurso, cuando zonas con coberturas forestales o de otros ecosistemas naturales se transforman a campos de cultivo, con lo cual, además de los daños a la biodiversidad, se producen grandes pérdidas de carbono almacenado tanto en la biomasa como en el suelo y, por ende, la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera. El principal proceso de degradación de los suelos es la erosión, la cual, agravada por las perturbaciones antropogénicas, es un proceso destructivo, ya que agota la fertilidad y degrada la estructura del suelo, reduce la profundidad efectiva de enraizamiento, destruyendo el más básico de todos los recursos naturales (Lal, 2003a) y agrava la desertificación (Lal, 2004a; INEGI, 2014b). Se estima que el agotamiento del carbono orgánico del suelo debido a la degradación del mismo y al incremento de los procesos erosivos supondría emisiones de unos 26 ± 12 Gt de carbono a la atmósfera (Lal, 2004b).

De acuerdo con el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGyCEI, 2013), elaborado con datos de 2013, las emisiones totales de CO₂ equivalente en ese año fueron de 665 Mt. Las fuentes móviles, principalmente el autotransporte (26.2%) y la generación de energía eléctrica (19%) fueron los sectores que más contribuyeron al total de emisiones. Le siguen en importancia el sector industrial (17.3%), el de petróleo y gas (12.1%) y el agropecuario (12%), aunque en este último

caso, resalta su contribución a la generación de metano. Las emisiones atribuibles a los residuos y al uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura no sobrepasaron el 5% cada una (SEMARNAT, 2016).

3. JUSTIFICACIÓN

La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) a través del Programa Nacional Forestal 2014-2018 (PRONAFOR) tiene como uno de sus objetivos promover la recuperación de la cobertura forestal y la restauración de suelos en terrenos forestales deteriorados y desprovistos de vegetación (SEGOB, 2014). Para el logro de este objetivo se han implementado acciones que agrupan lo referente a conservación y restauración de suelos, reforestación, protección de áreas reforestadas, protección y combate incendios forestales y sanidad forestal. En la región mixteca y específicamente en la zona de estudio las acciones de la CONAFOR se centran en la restauración integral que involucra la plantación de especies arbóreas aptas para cada tipo de ecosistema, así como diversas estrategias enfocadas a la recuperación de los suelos, como la roturación de las capas litológicas todavía presentes, el laboreo de suelos siguiendo las curvas de nivel, la captación de agua mediante la construcción de obras de almacenamiento que favorezcan el desarrollo de las especies arbóreas.

La reforestación vista como una estrategia para lograr la restauración de los terrenos forestales que han perdido la cubierta vegetal por los diferentes agentes causales, se establece con el propósito de proteger y contribuir a la estabilización y restauración de terrenos donde existen fuertes problemas de pérdida de vegetación y erosión de suelo (CONAFOR, 2010). Además de los servicios ambientales de provisión, soporte y regulación que ofrece una reforestación, como el mantenimiento del ciclo hidrológico, la producción de madera y productos derivados entre otros, su importancia también es debido a la función de las reforestaciones de capturar carbono en su biomasa aérea, que generalmente se estudia bosques naturales (Acosta-Mireles *et al.*, 2002, Seppänen, 2002; García-Oliva y Masera, 2004) y desde el punto de vista económico, éstas generan ingresos a través del pago por servicios ambientales (Cusack y Montagnini, 2004; Maestre y Cortina, 2004; Lamb *et al.*, 2005; Pattanayak *et al.*, 2010) brindando medios

alternativos de ingresos que también motivan a la conservación y concientización de la población acerca de su importancia y su cuantificación, lo que contribuiría al manejo sustentable de los bosques con la participación activa de la población. Asimismo, contribuye a la acumulación de COS en el suelo, pero existen pocos estudios sobre la dinámica de acumulación de COS de reciente incorporación al suelo como resultado del establecimiento de reforestaciones (Luis-Mejía *et al.*, 2007). Ante esta situación es importante evaluar el potencial de captura de carbono tanto en la biomasa como en el suelo que tienen las reforestaciones, visto como un servicio más que proporcionan.

4. OBJETIVOS

4.1 General

Evaluar la acumulación de carbono aéreo y COS en reforestaciones con roturación de suelo de diferentes edades (1 a 8 años) bajo dos condiciones de pendiente en la zona norte de la Mixteca Alta Oaxaqueña.

4.2 Particulares

- Estimar el carbono almacenado en la biomasa aérea de reforestaciones con roturación de suelo de diferentes edades bajo dos condiciones de pendiente.
- Estimar el carbono orgánico del suelo (COS) en reforestaciones con roturación de suelo de diferentes edades bajo dos condiciones de pendiente.
- Analizar el proceso de acumulación de carbono aéreo y COS en reforestaciones con roturación de suelo en una cronosecuencia de 8 años.

5. HIPÓTESIS

- La acumulación de carbono en la biomasa aérea y en el suelo se incrementa debido a la reforestación con roturación de suelo en áreas degradadas.
- La acumulación de carbono en la biomasa aérea y en el suelo en reforestaciones con roturación del suelo varía de acuerdo a la pendiente y edad de la reforestación.

6. REVISIÓN DE LITERATURA

6.1 Degradación de ecosistemas

La degradación de ecosistemas implica un deterioro en las condiciones bióticas y abióticas junto con sus interacciones y resulta en una disminución de su complejidad, su biodiversidad, su capacidad de carga, su productividad biológica y económica. Según el grado de deterioro de sus componentes y sus interacciones, un ecosistema puede sufrir desde un desequilibrio transitorio, hasta una degradación irreversible, donde su capacidad de regeneración natural es seriamente afectada (Montoya, 2005).

6.2 Degradación de suelos

La degradación del suelo se refiere a los procesos inducidos por las actividades humanas que disminuyen su productividad biológica y su capacidad actual o futura para sostener la vida humana (Oldeman, 1998). Las causas de la degradación de los suelos son diversas. Se presenta como resultado de múltiples factores ambientales y socioeconómicos, como los sistemas de producción, la deforestación, el sobrepastoreo, la geología, hidrología, intensidad y duración de la precipitación, tipo de suelo, densidad poblacional, sistemas de tenencia de la tierra, entre otros (Cotler *et al.*, 2007).

La erosión es la causa más común de la degradación del suelo en el mundo, la cual se define en términos generales como la eliminación acelerada de la capa superior del suelo de la superficie de la tierra por agua, el viento o la labranza (FAO, 2015). El proceso de la erosión está estrechamente vinculado con la desertificación y el cambio climático, la pérdida de la biodiversidad, lo que acentúa los índices de pobreza y migración, disminución de la productividad del suelo e incrementa la frecuencia de eventos extremos como lluvias torrenciales, abandono de tierras por efectos de la sequía y desertificación (INEGI, 2014b).

La erosión es uno de los pocos procesos del suelo que puede eliminar COS estable en grandes cantidades, por lo que sus efectos pueden ser dramáticos (Starr *et al.*, 2000). El COS se remueve principalmente por el viento y sedimentos acarreados por el agua a través de procesos de erosión. Algunos de los sedimentos enriquecidos con COS se redistribuyen sobre el paisaje, otros se depositan en depresiones, y algunos son llevados

a los ecosistemas acuáticos, donde contribuyen a la eutrofización, anoxia, turbidez, emisiones de gases de efecto invernadero (Starr *et al.*, 2000) y la degradación de la calidad del agua en general, antes de que una parte de ellos sean finalmente almacenados en los sedimentos. Aunque una parte del C traslocado por la erosión puede ser enterrado y redistribuido, el resto se emite a la atmósfera, ya sea como CO₂ por la mineralización o como CH₄ por la metanogénesis (Lal, 2004a).

6.3 Restauración ecológica

La restauración ecológica se puede definir como el conjunto de acciones con una visión a largo plazo, mediante el cual se asiste, facilita o simula la sucesión natural (Ruiz-Jaén y Aide, 2005) recuperando rápidamente la estructura y función del ecosistema (Barrera-Cataño *et al.*, 2010), la biomasa, complejidad y determinación de las interacciones entre los organismos del ecosistema (Sánchez *et al.*, 2005). La restauración ecológica ostenta dos vertientes, la restauración pasiva y activa (Morrison y Lindell, 2011).

La *restauración pasiva* o regeneración natural, se refiere a la sucesión secundaria después de la desaparición o eliminación de las tensiones que provocaron la degradación. En otras palabras, es esperar a que el sitio se recupere sin la intervención humana, en algunos casos este tipo de restauración puede ser apropiada, en cambio cuando el sitio presenta una degradación extrema, se debe recurrir a otras estrategias. Una desventaja pudiera ser que, debido a las condiciones ambientales de los sitios degradados, la sucesión natural se lleva a cabo lentamente, y puede tomar varios años para completar su recuperación (Günter *et al.*, 2007).

La *restauración activa* se ha empleado en aquellos ecosistemas altamente degradados y que requieren la intervención humana para su recuperación, aunque la intensidad de intervención es muy variable, dependiendo del tipo y grado de la degradación que presenten (SER, 2004). En la mayoría de los casos es imposible lograr una completa restauración, es decir, alcanzar el estado del ecosistema original, ya sea por el alto grado de deterioro, por ausencia de información histórica o porque las condiciones sociales o económicas, no sean las apropiadas para recobrar los atributos funcionales y estructurales de un ecosistema (Bradshaw, 1996; Lamb *et al.*, 2005; Walker *et al.*, 2007),

es posible entonces implementar otras estrategias de restauración; por ejemplo: la rehabilitación, la recuperación (*reclamation*) y la reconstrucción o reemplazo. La intervención requerida dependerá de la magnitud y el tipo de daño que afecten al ecosistema (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b).

La *rehabilitación*, se enfoca en el restablecimiento de manera parcial de elementos estructurales o funcionales del ecosistema deteriorado, así como de la productividad y los servicios ambientales que provee el ecosistema, pero sin llegar a recuperar todos sus atributos originales (SER, 2004). La rehabilitación se emplea para recuperar la composición de especies deseadas, estructura o funciones de un ecosistema severamente degradado. Por razones ecológicas, sociales o económicas en los proyectos de rehabilitación las especies que se emplean no necesariamente son las especies que estaban presentes originalmente en el lugar (Lamb y Gilmour, 2003; Chazdon, 2008a).

El *reemplazo* (creación o diseño) es llamado algunas veces creación de hábitat o reconstrucción, ya que implican procesos enfocados a formar ecosistemas diferentes al original que brinden servicios ambientales, establece una comunidad biológica en un sitio y recupera ciertas funciones ecológicas (como control de inundaciones y retención del suelo), incluso pueden encontrarse fuera de su ámbito histórico de distribución y en condiciones distintas. Con frecuencia estos nuevos ecosistemas se consideran agrosistemas (SER, 2004; Primack y Massarado, 2001).

La *recuperación* (*reclamation*) restaura tierras gravemente degradadas generalmente desprovistas de vegetación, a menudo por el resultado de la extracción de recursos, como la minería y donde se utilizan especies exóticas en la mayoría de los casos (Stanturf *et al.*, 2014a; Stanturf *et al.*, 2014b). Los objetivos principales de la recuperación incluyen la estabilización del terreno, el aseguramiento de la seguridad pública, el mejoramiento estético y, por lo general, el retorno de las tierras a lo que se consideraría un propósito útil dentro del contexto regional (SER, 2004).

6.4 Iniciativas para la restauración de suelos degradados

En los últimos años se han generado diferentes convenios, desafíos e iniciativas a nivel mundial donde se han planteado propuestas para el manejo sostenible del suelo y la recuperación de suelos degradados, a continuación, se mencionan algunas de ellas:

Convenio sobre la Diversidad Biológica

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) se firmó el 5 de junio de 1992 en la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro, y entró en vigor el 29 de diciembre de 1993. Es un tratado internacional donde se establece que cada una de las partes deberá, tanto como sea posible y apropiado, rehabilitar y restaurar los ecosistemas degradados y promover la recuperación de las especies amenazadas, más que nada a través del desarrollo y la implementación de planes u otras estrategias de manejo. Para asegurar la aplicación de esta disposición y las Metas 14 (Servicios ecosistémicos) y 15 (Restauración del 15 por ciento de los ecosistemas degradados) de Aichi para la biodiversidad, en la Conferencia de las Partes (COP) en el Convenio en 2012 se adoptó una decisión general sobre restauración que contó con el respaldo del Llamamiento de Hyderabad para un esfuerzo concertado por la restauración de los ecosistemas. Con el fin de apoyar la aplicación, por las partes de países en desarrollo, de estas decisiones y de las Metas de Aichi, en ocasión de la celebración de la COP 12 del CDB, en octubre de 2014, se lanzó la Iniciativa para la restauración del ecosistema forestal, que obtuvo el apoyo del Gobierno de la República de Corea, con la intermediación de su Servicio Forestal. Estas aspiraciones han quedado reflejadas en el Desafío de Bonn, que tiene como objetivo la restauración de 150 millones de hectáreas de tierras degradadas para el año 2020. En paralelo a la Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Clima, celebrada en septiembre de 2014, varios gobiernos, además de organizaciones de la sociedad civil y el sector privado, firmaron la Declaración de Nueva York sobre los Bosques, que amplía la mencionada meta por medio de la restauración de otros 200 millones de hectáreas más para 2030 (Janishevski, 2015).

Desafío de Bonn

El Desafío de Bonn, se impulsó en septiembre de 2011 en Bonn, Alemania, por la Alianza Mundial para la Restauración del Paisaje Forestal, encaminado a restaurar 150 millones

de hectáreas de bosques degradados y deforestados para el 2020, y 350 millones de hectáreas para el 2030, que contribuirá a la actual Meta 15 del Convenio sobre la Diversidad Biológica (restaurar como mínimo el 15% de los ecosistemas deteriorados del planeta de aquí a 2020) y a la meta REDD+ de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) (aminorar, detener y revertir la deforestación y la pérdida de carbono forestal) (Laestadius *et al.*, 2015). De acuerdo con el resumen del foro “Iniciativas globales para la restauración de los suelos degradados” celebrada el día 4 de agosto de 2016 se presentaron las siguientes iniciativas:

Propuesta de Latinoamérica y el Caribe: Iniciativa 20x20

El objetivo de esta propuesta es promover el proceso de restauración de 20 millones de hectáreas de tierras degradadas en América Latina y el Caribe para el año 2020. Dicha iniciativa es apoyada por 11 países de América Latina y el Caribe, y 3 estados del Brasil lideran la iniciativa. Entre dichos países se encuentra México con 8.5 millones de hectáreas.

Propuesta de Francia: Iniciativa 4 por 1000

La iniciativa 4 por 1000 tiene como objetivo mejorar el contenido en materia orgánica y propiciar la captura de carbono en los suelos, mediante la implementación de prácticas agrarias adaptadas a las condiciones locales y ambientales, sociales y económicas, como las que propone la agroecología, la agroforestería, la agricultura de conservación y la gestión de paisaje que sean compatibles con los derechos de tenencia de la tierra y las inversiones responsables en los sistemas alimentarios.

Con esta iniciativa se pretende alcanzar lo siguiente:

- 1.200 millones de toneladas de carbono podrían almacenarse en suelos agrícolas (cultivos y pastizales) al año. Es decir, una tasa anual de almacenamiento del 4 por 1000 aproximadamente con respecto al horizonte de la superficie del suelo.
- Aumento del 4% en el contenido de carbono del suelo mundial puede compensar todas las emisiones de gases de efecto invernadero de origen humano.
- El fortalecimiento de las innovaciones con políticas públicas oportunas.
- Implica a múltiples actores, estatales y no estatales.

- Se sustenta en dos grandes programas: uno para mejorar la gestión del carbono de los suelos y otro internacional de investigación y cooperación científica.
- Busca conciliar los objetivos de seguridad alimentaria y de lucha contra el cambio climático.
- Impulsa a la agricultura como una solución para el cambio climático.

6.5 Cambio climático

El cambio climático inducido por las actividades humanas es un problema mundial que afecta de forma negativa los procesos ecológicos, económicos y sociales que rigen el planeta (IPCC, 2001). Los aumentos de la concentración mundial de CO₂ se deben principalmente a la utilización de combustibles de origen fósil y, en una parte apreciable pero menor, a los cambios de uso de la tierra. En el último informe del Panel Internacional sobre el Cambio Climático (IPCC, 2013) se expresó que la concentración atmosférica del gas de efecto invernadero más importante, el dióxido de carbono, pasó de 371 ppm hasta 391 ppm del año 2005 a 2011, superando las cifras más elevadas de los últimos 800 mil años. Las emisiones anuales de CO₂ procedentes de la combustión de combustibles fósiles y la producción de cemento fueron de 8,3 GtC/año⁻¹, entre 2002 y 2011 y de 9,5 GtC/año en 2011, un 54% por encima del nivel correspondiente a 1990. Las emisiones netas anuales de CO₂ antropógenas producidas por el cambio de uso del suelo fueron, en promedio, de 0,9 GtC/año⁻¹ durante el período de 2002 a 2011. En la actualidad se están realizando esfuerzos por estabilizar la concentración de CO₂ atmosférico y reducir las emisiones industriales y urbanas (IPCC, 2013).

6.6 Convenios internacionales sobre emisiones de CO₂

En 1988 la Naciones Unidas (ONU) aprobó la resolución 43/53 en la que se proponía la protección del clima para las generaciones actuales y futuras de la humanidad. En ese mismo año la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), crearon el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) con el objetivo de evaluar la información científica sobre el cambio climático. Este Panel, compuesto por destacados científicos de todo el mundo tiene la encomienda de analizar la información disponible y dar opiniones

confiables y científicamente sustentadas sobre la ocurrencia del cambio climático en el mundo y la responsabilidad de las actividades humanas en este fenómeno. Un par de años más tarde, en 1992, durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo celebrada en Río de Janeiro, Brasil se terminó de negociar y se adoptó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, con el objetivo de “lograr la estabilización de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropogénicas peligrosas en el sistema climático”.

En 1997 durante la tercera Conferencia de las Partes en Kyoto Japón (COP-3), se aprobó la implementación del Protocolo de Kyoto (PK) (UNFCCC, 2004). El PK fue adoptado como instrumento adicional jurídicamente vinculante en el cual 39 países desarrollados se comprometen a reducir en un 6% con respecto a los niveles de 1990 las emisiones de gases de efecto invernadero entre 2008 y 2012 (FAO, 2001). Para alcanzar estas metas se plantearon tres mecanismos flexibles para disminuir las emisiones y aumentar los reservorios de carbono capturado. Estos son el Mercado de Emisiones, la Implementación Conjunta y el Mecanismo de Desarrollo Limpio (UNFCCC, 1998). El Mercado de emisiones funciona de tal modo que, un país que haya rebasado sus niveles de emisiones de gases invernadero puede negociar con otro que no haya alcanzado el máximo y darle una compensación económica por ello. La Implementación Conjunta es el segundo mecanismo del Protocolo que consiste en el mercado de bonos de carbono con países en vías de desarrollo (UNFCCC, 1998; UNFCCC, 2006). El tercero y más importante es el Mecanismo de Desarrollo Limpio, el cual se enfoca principalmente a países en vías de desarrollo. El principal objetivo de este mecanismo se visualiza mediante dos vías; reducir las emisiones, o capturar carbono. La reducción de emisiones se puede alcanzar mediante la sustitución de combustibles fósiles por energías alternativas y más eficientes; mientras que la captura de carbono se relaciona con proyectos de manejo forestal sustentable (UNFCCC, 1998). Dicho de otra manera, mediante el Mecanismo de Desarrollo Limpio se creó un mercado de bonos de carbono, los cuales funcionan de manera que, si un país con saldo positivo reduce sus emisiones industriales o captura carbono vía manejo forestal puede vender los derechos del carbono capturado a los países industrializados.

6.7 Convenios nacionales sobre emisiones de CO₂

México firmó el Protocolo de Kyoto por primera vez el 9 de junio de 1998 y lo ratificó el 7 de septiembre del 2000 (UNFCCC, 2006); listándose como uno de los países que pueden ofrecer bonos de carbono a los países industrializados por no superar el límite máximo permisible de emisiones. En el marco de los acuerdos internacionales, México ha cumplido sus compromisos e impulsado distintas medidas de adaptación al cambio climático, así como otras enfocadas a la reducción de emisiones de GEI. Entre estas medidas se encuentran la elaboración de sus Inventarios Nacionales de Emisiones, que son la base de las Comunicaciones Nacionales sobre el Cambio Climático.

A la fecha, nuestro país ha presentado cuatro Comunicaciones Nacionales, siendo el primer país en desarrollo en presentar una Cuarta Comunicación Nacional. Otra de las acciones emprendidas por México fue la elaboración de la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENACC), que se publicó en el año 2007, y definió las bases para impulsar la reducción de nuestras emisiones y el desarrollo de proyectos para prevenir, evitar, minimizar y crear capacidades nacionales y locales de adaptación a los efectos del cambio climático. La estrategia incluye líneas de acción y políticas que sirvieron para la elaboración del Programa Especial de Cambio Climático (PECC).

En el PECC, que se publicó en 2009, se plantean medidas para controlar y reducir las emisiones de GEI. Entre ellas están el impulso a la generación de electricidad con fuentes renovables (por ejemplo, energía solar o eólica), proyectos para mejorar la eficiencia energética que reduzcan la cantidad de combustibles fósiles que se consumen y proyectos para reducir o mitigar las emisiones de GEI en rellenos sanitarios, por citar sólo unos ejemplos.

La Comisión Nacional Forestal con fundamento en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable creó el Fondo Forestal Mexicano cuyo propósito es promover y fomentar el aprovechamiento sustentable de los recursos forestales, facilitar el acceso a financiamiento y desarrollar mecanismos de pago por servicios ambientales de los bosques (SRE, 2003).

6.8 El ciclo del carbono

En el planeta Tierra, el dióxido de carbono atmosférico es fijado por los organismos autotróficos a través de la fotosíntesis. Durante este proceso, la energía proveniente del Sol es capturada y transformada en energía química estable, siendo el adenosín trifosfato (ATP) una de las primeras moléculas producidas y a partir de la cual se sintetizan otros compuestos orgánicos. La mayoría del carbono fijado por la fotosíntesis está destinada a ser liberado a la atmósfera a través de la respiración autotrófica. La única forma de acumular carbono y evitar así la tasa de incremento de éste en la atmósfera es a través del secuestro de carbono. El secuestro de carbono es el proceso mediante el cual el CO₂ atmosférico es almacenado en los diferentes reservorios terrestres localizados en la biósfera, la hidrósfera, la pedósfera y la litósfera, como resultado de las uniones químicas que el carbono establece con otras moléculas tanto inorgánicas como orgánicas (Miquelajauregui, 2013). Los reservorios terrestres de carbono interactúan entre ellos a través de los intercambios que establecen con la atmósfera (Figura 1) (Lorenz y Lal, 2010).

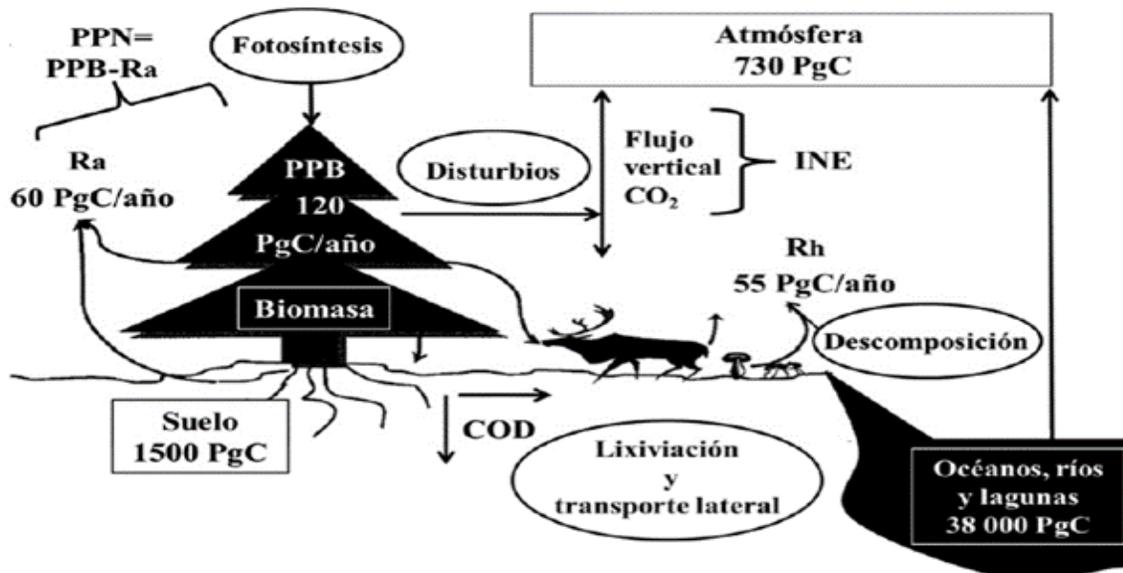


Figura 1. Esquema general del ciclo global del carbono mostrando los principales almacenes (rectángulos): atmósfera, océano, biomasa vegetal y el suelo; los flujos de carbono: PPB: productividad primaria bruta; PPN: productividad primaria neta; INE: intercambio neto del ecosistema; Ra: respiración autotrófica y Rh: respiración heterotrófica; y los principales procesos biológicos involucrados (óvalos). Fuente: Jaramillo (2007).

6.9 Almacenamiento de carbono en los ecosistemas forestales

Los ecosistemas forestales son el principal almacén de C terrestre, ya que almacenan 861 Pg C (1 Pg = 1015 g) (Pan *et al.*, 2011). Este gran almacén de carbono está dividido en diferentes componentes, el 44% (383 Pg C) está en el suelo (1 m de profundidad), el 42% (363 Pg C) en la biomasa (aérea y subterránea), el 8% (73 Pg C) en la madera muerta y el 5% (43 Pg C) en el mantillo, aunque esta distribución depende del tipo de bioma, la composición de especies y la intensidad de aprovechamiento (Pan *et al.*, 2011).

El carbono ingresa en los bosques mediante la fotosíntesis que a su vez está regulada por la disponibilidad de agua y nutrientes; la entrada neta de carbono en estos ecosistemas está determinada por la productividad primaria bruta (PPB), y la tasa de respiración de la vegetación; cerca del 50% del carbono que ingresa por la productividad primaria bruta, es empleada por las plantas para la respiración, por lo que regresa como CO₂ a la atmósfera. El carbono incorporado por las plantas después del balance entre la PPB y la respiración se transforma en moléculas móviles que se asignan a diferentes partes de la planta, para satisfacer sus demandas fisiológicas y estructurales. Esta asignación va a determinar las rutas por las cuales se dará posteriormente el flujo de carbono al suelo y eventualmente dará origen a la materia orgánica del suelo (Aviña, 2007). Las plantas leñosas o árboles guardan más y por mayor tiempo el carbono en comparación con las hierbas y arbustos dada su longevidad y porte. De ahí la relevancia del servicio ambiental por captura de carbono que prestan las masas forestales (Schimel, 1995).

Los cambios en las existencias de C y las estimaciones de emisión/absorción para los bosques pueden incluir a los siguientes cinco depósitos. (IPCC, 2006; FAO, 2002; Muhlia y García, 2008; Angelsen, 2010).

Biomasa aérea. Toda vegetación viva, tanto maderera como herbácea, que se encuentra por encima del suelo, incluidos tallos, cepas, ramas, corteza, semillas, frutos y follaje.

Madera muerta. Madera leñosa muerta, ya sea en pie, tendida en el suelo, enterrada, las raíces muertas y los tocones de 10 cm de diámetro o más.

Hojarasca. Vegetación no viva con un tamaño mayor que el límite establecido para la materia orgánica del suelo (2 mm) y menor que el diámetro mínimo elegido para la madera muerta en diversos estados de descomposición por encima o dentro del suelo mineral u orgánico. Incluye la capa de hojarasca como se la define habitualmente en las tipologías de suelos. Las raíces vivas finas por encima del suelo orgánico se incluyen con la hojarasca cuando no se las puede distinguir de esta última empíricamente.

Suelos. El C orgánico contenido en suelos minerales hasta una profundidad dada. El valor por defecto para la profundidad del suelo es de 30 cm (IPCC, 2006). También incluye las raíces finas vivas que miden menos que el límite de diámetro mínimo (2 mm).

Biomasa subterránea. Raíces vivas, a menudo, las raíces finas, de menos de 2 mm de diámetro, se excluyen porque, empíricamente, no se pueden distinguir de la materia orgánica del suelo o de la hojarasca.

6.10 Actividades forestales que incrementan los almacenes de carbono

Las principales actividades forestales en la mejora y aumento de los almacenes de C son:

Conservación del bosque. Se refiere a la suspensión de intervenciones de manejo y al mismo tiempo se conservan, por lo tanto, no se realizan aprovechamientos forestales (FEMyP, 2011). En las últimas décadas ha surgido un interés considerable por incrementar el contenido de C evitando la deforestación en la vegetación terrestre, ya que además proporciona otros servicios ambientales como la conservación de la biodiversidad (FAO, 2011). Otros autores, como Bray *et al.* (2010) mencionan que los bosques más viejos liberan el C a la misma velocidad que los absorben, neutralizando sus efectos en el cambio climático.

Manejo forestal sustentable. Una actividad alternativa viable y efectiva, para detener el deterioro de los bosques es el manejo forestal sustentable, como la mejor estrategia para capturar C, por encima del establecimiento de áreas naturales protegidas o la reforestación.

Restauración de la vegetación nativa. Es la actividad o técnica fundamental para lograr que las especies nativas tengan la potencialidad de crecer en suelos alterados y que permita la recuperación de la fertilidad del suelo, esta acción también contribuye para los almacenes de C. (Vargas y Mora, 2007). El aumento de la superficie arbolada y las nuevas masas forestales establecidas contribuirán a la fijación de C a través del crecimiento de la vegetación y el aporte de materia orgánica al suelo. Es importante señalar que el mecanismo más adecuado depende de las características particulares del sistema a restaurar, así como de la intensidad del deterioro, por lo tanto, los principales objetivos de esta actividad son la mejora del aspecto ecológico, social y económico

Plantaciones forestales. Es el establecimiento de árboles que conforman una masa boscosa y que tiene un diseño, tamaño y especies definidas para cumplir objetivos específicos como plantación productiva, fuente energética, protección de zonas agrícolas, corrección de problemas de erosión, creación de hábitat para la fauna, captura de C, ingresos económicos, generación de empleos y la sustitución de importaciones a largo plazo, entre otras. Las plantaciones forestales suelen generar una condición de monocultivo, que minimiza la complejidad ecosistémica requerida para contar con mayor número de interconexiones entre los elementos vivos que pudieran aumentar la captura de CO₂ (Bray *et al.*, 2010).

Plantaciones agroforestales. Constituyen asociaciones diversas de árboles, arbustos, cultivos agrícolas y pastos. Se basa en principios y formas de cultivar la tierra orientado en mecanismos variables y flexibles en concordancia con objetivos y planificaciones propuestos, permitiendo al agricultor diversificar la producción en sus terrenos, obteniendo en forma asociativa madera, leña, frutos, plantas, forrajes y otros productos agrícolas (Ramírez, 2005; SAGARPA, 2010). Este sistema puede mantener y hasta aumentar las reservas de C en la vegetación y los suelos. En efecto, la agroforestería fomenta prácticas sustentables de bajos insumos que minimizan la alteración de los suelos y plantas, enfatizando la vegetación perenne y el reciclaje de nutrientes, contribuyendo a almacenar C a largo plazo (Nair *et al.*, 2009).

Protección de los bosques a agentes externos. Los bosques constituyen un almacén de C inestable, dependiente de factores externos, para mantener y conservar estos sumideros naturales de C resulta necesario anticiparse y prevenir los daños que ocasionan los incendios forestales, las plagas y las enfermedades que constituyen los factores de riesgo más importantes para la estabilidad de los sumideros de C. Estas perturbaciones pueden alterar el balance de C de los sistemas forestales y provocar la liberación neta de CO₂.

6.11 Almacenamiento de carbono en la biomasa forestal

Biomasa es sinónimo de masa biológica y se entiende ésta como la cantidad total de materia orgánica en el ecosistema en un momento dado; en el caso de la biomasa vegetal, la cantidad de materia viva producida por las plantas y almacenada en sus estructuras en forma de biomasa que tiene como fuente original el sol (Salas e Infante, 2006). La biomasa entonces representa la cantidad total de carbono orgánico almacenado en las porciones aéreas y subterráneas del ecosistema. De manera general, se acepta que aproximadamente el 50% del peso seco de los árboles lo constituye el C (FAO, 2010); sin embargo, este valor varía dependiendo de la especie, del tipo de depósito, del componente y ubicación de que se trate. Algunos valores generales de la fracción de C en materia seca procedente de biomasa viva tienen un valor promedio de 0.47; cuando procede de biomasa muerta tiene un valor, promedio de 0.509, cuando procede de hojarasca tiene un valor de 0.40 (Bird *et al.*, 2010) y la materia orgánica que procede del suelo tiene un valor 0.58 (West y Post, 2002; Yan y Cai, 2008). El 50% restante del peso de la madera seca o biomasa de los árboles, lo constituye principalmente, el oxígeno (42%), hidrógeno (6%) y el 2% restante en nitrógeno, fósforo y potasio (Vignote y Martínez, 2006). Sin embargo, la captura de CO₂ se realiza únicamente durante el desarrollo de los árboles, después de varios años, cuando los árboles han llegado a su madurez total, capturan únicamente pequeñas cantidades de CO₂ necesarias para su respiración y la de los suelos, por lo tanto, no es importante cuanto carbono el árbol captura inmediatamente, sino cuanto carbono captura durante toda su vida. (Ordoñez y Macera, 2001).

6.12 Factores que afectan la acumulación de biomasa y el carbono

Los cambios en la acumulación de biomasa y, en consecuencia, en el contenido de carbono pueden ser resultado de actividades humanas, procesos de sucesión, tipo de suelo, topografía, condiciones climáticas y degradación (Lorenz y Lal, 2010; Figueroa-Navarro *et al.*, 2010).

Sucesión secundaria: El término sucesión frecuentemente es utilizado para describir cambios en diferentes tipos de vegetación en escalas temporales y espaciales (Evans, 2006). Los cambios temporales en la estructura y composición que experimentan las comunidades vegetales a medida que se recuperan de disturbios a escalas mayores a una hectárea, tales como huracanes, incendios o la conversión de bosques a terrenos agropecuarios, se conoce como sucesión secundaria (Dupuy *et al.*, 2012a). Dos atributos importantes de la estructura de los bosques que cambian a través de la sucesión son: la biomasa aérea y la diversidad de especies (Chazdon *et al.*, 2007).

Los cambios en la estructura del bosque, la composición de especies, y la función del ecosistema durante la sucesión se producen a ritmos muy diferentes (Chazdon, 2008b). De manera general la sucesión de bosques secundarios es influenciada por eventos azarosos que afectan la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas, así como por la biología de las especies, y sus interacciones con otras ya sea entre las plantas, o entre las plantas y animales, y por la interacción de los componentes bióticos y abióticos (vegetación y clima). Todos estos factores determinan en última instancia una composición florística particular a una edad determinada (etapa) y también influyen en el grado de recuperación funcional y estructural de la vegetación original (Walker y Chapin, 1987).

Topografía: La influencia de la topografía sobre la vegetación es indirecta y está mediada por factores edáficos como la capacidad de retención de agua y la vulnerabilidad a la erosión; también afecta la cantidad de radiación recibida, la cual puede aumentar o disminuir según la exposición, así como la velocidad de propagación de incendios. Otros aspectos como la forma de la ladera (cóncava, recta o convexa) también influyen en la vegetación. En las laderas (cóncavas, recta o convexa) habrá mayor profundidad de

suelo y más humedad, al predominar el depósito sobre la erosión, al contrario que en las pendientes convexas en las que, al haber mayor facilidad de escorrentía, habrá más erosión y suelos más pedregosos y menor capacidad de retención de agua (Serrada, 2008). Estos aspectos podrían afectar la estructura y composición de la vegetación, de manera que la altura de dosel y el diámetro de los árboles podrían ser menores en colinas debido a la menor disponibilidad de suelo, agua y nutrientes comparado con zonas planas, por lo que la densidad y composición de las especies también podrían ser diferentes (Dupuy *et al.*, 2012b). Es complejo establecer relaciones causales entre la topografía y los diferentes componentes en los ecosistemas debido a que la topografía es una variable que se relaciona con otras, como el tipo de suelo (Chauvel *et al.*, 1987), la apertura del dosel (Robert, 2003) y el potencial hídrico del suelo (Daws *et al.*, 2002), así como también con la dinámica del bosque y el ciclo de nutrientes (Luizão *et al.*, 2004).

6.13 Almacenamiento de carbono en el suelo

Los suelos son el mayor reservorio de carbono del ciclo terrestre de este elemento. La cantidad de carbono almacenada en los suelos es altamente significativa; los suelos contienen alrededor de tres veces más carbono que la vegetación y dos veces más que el presente en la atmósfera (Batjes y Sombroek, 1997). El carbono en los suelos puede encontrarse en forma orgánica e inorgánica (Jackson, 1964). La cantidad total de carbono orgánico almacenada en los suelos ha sido estimada por diversos métodos (Post *et al.*, 1982, y Swift, 2001) y su valor es cercano a 1.500 Pg a 1 m de profundidad (Schlesinger, 1990, Gifford, 1994, Swift, 2001, y FAO, 2002). La acumulación de carbono orgánico en el suelo es un proceso importante para mitigar efectos del cambio climático, ya que el suelo, además de ser un sumidero, es un reservorio de carbono estabilizado (Etchevers, 2006).

El almacenamiento de carbono en los suelos es el balance entre la incorporación de material vegetal muerto (desecho de hojas y raíces) y las pérdidas de los procesos de descomposición y mineralización (respiración heterotrófica). Bajo condiciones aeróbicas la mayor parte del C que se incorpora a los suelos es lábil y, por lo tanto, es devuelta a la atmósfera a través de los procesos conocidos como respiración del suelo o flujo de

CO₂ (el resultado de la respiración de las raíces –la respiración autotrófica– y la descomposición de la materia orgánica -respiración heterotrófica). Generalmente, solo el 1 por ciento de lo que ingresa al suelo (55 Pg/año) se acumula en fracciones más estables (0,4 Pg/año) con largo tiempo de residencia (FAO, 2007).

6.14 Factores que afectan la acumulación de carbono en el suelo.

La captura y retención de carbono en el suelo depende de factores definidos, limitantes o reductores. Los factores definidos se refieren al origen del material parental, las características geomorfológicas (pendiente y orientación de ladera) y a la composición mineral del suelo. Estas características están asociadas con la textura, profundidad, densidad aparente, fragmentos de roca, drenaje y grado de erodabilidad (Fisher, 2000; Lal, 2005b; Robert, 2001).

Los factores limitantes son la producción primaria neta, la composición del bosque y el clima (temperatura y humedad); mientras que los factores reductores incluyen la erosión, deforestación y uso del suelo, los cuales pueden disminuir la acumulación de carbono en el suelo (Fisher, 2000).

Sus propiedades. Diversos autores han relacionado el contenido del COS con el tipo de suelo (Zhang *et al.*, 2007; López-Fando y Pardo, 2009, Galicia *et al.*, 2016), su material parental (Cruz-Flores y Etchevers-Barra, 2011); la composición mineralógica (Wang *et al.*, 2008) y con las propiedades intrínsecas de los suelos (Rodríguez-Murillo, 2001; Martínez *et al.*, 2008), especialmente con la textura (Zinn *et al.*, 2007; Lal, 2009), asociada a la estabilización del COS por niveles de arcilla y limo (Bationo *et al.*, 2007). El COS almacenado en partículas finas se considera estable, con un alto grado de humificación, ya que está protegido contra la degradación y lixiviación por los pequeños poros en estos materiales. Cuando la proporción de COS se asocia con la fracción de arena, se trata de COS particulado. Éste no está protegido y por lo tanto es el componente más activo del COS. Las fracciones de limo y arcilla contienen generalmente más SOC que la fracción de arena (Chen *et al.*, 2015).

Sus usos. Hay usos del suelo que pueden aumentar o reducir el C en el suelo y esto ha sido considerado en los escenarios de mitigación del cambio climático. Según Guo y Gifford (2002) el contenido del SOC se incrementa después de la conversión de bosques a pastos (+ 8 %), de cultivos a plantaciones (+ 18 %), de cultivos a bosques secundarios (+ 53 %) y de cultivos a pastos (+ 19 %). Mientras que el SOC disminuye después de la conversión de pastos a plantaciones (-10 %), de bosques a plantaciones (-13 %) y particularmente desde bosques y pastizales a cultivos (-42 % y -59 %) respectivamente.

El clima. Cuando la temperatura media anual disminuye, se aprecia un aumento en la concentración de COS. Las regiones con un clima frío o húmedo se caracterizan por suelos ricos en C (Stockmann *et al.*, 2013; Batjes, 2014). A nivel mundial, los suelos de zonas subdesérticas tienen un contenido de COS menor a 2 kg m^{-2} , mientras que, en zonas de tundra y bosque húmedo, éste asciende a más de 30 kg m^{-2} (Simón *et al.*, 2010). En estos suelos la precipitación media anual tiene fuerte correlación con el COS (Hontoria *et al.*, 1999).

La profundidad del perfil también es un factor clave a considerar en la evaluación de las existencias y dinámica del COS (Salomé *et al.*, 2010; Albaladejo *et al.*, 2013). Cuanto más profundo esté el C probablemente más antiguo sea (Stockmann *et al.*, 2013). Los factores que controlan el SOC en profundidad cobran cada vez más importancia, ya que de ellos depende no sólo su almacenamiento sino también su estabilidad. El C a una cierta profundidad puede ser fácilmente descompuesto bajo unas condiciones ambientales favorables (Schimel *et al.*, 2011).

La topografía. Pueden establecerse distintas posiciones topográficas a lo largo de una toposecuencia. La tendencia general es la de encontrar las mayores concentraciones de COS en la posición topográfica más baja, mientras que en la más elevada es donde se localizan las menores concentración. Avilés-Hernández *et al.* (2009) encontraron que a lo largo de una toposecuencia el mayor contenido de C total (raíces finas y suelo) se observó en la planicie con 208 t C ha^{-1} y el menor en la cresta con 159 t C ha^{-1} .

El manejo del suelo tiene un fuerte impacto en el contenido del COS, como consecuencia de las diversas prácticas que incrementan o disminuyen el C en el suelo, ya que puede dar lugar a una mejor aireación, un aumento del pH y a una mayor fertilidad del suelo, favoreciendo así la actividad microbiana y la mineralización y a su vez reducir los niveles materia orgánica en el suelo (Reijneveld *et al.*, 2010).

El incremento de biomasa vegetal. El C en el suelo tiende a ser mayor con especies de hoja caduca en comparación con las coníferas debido a la rápida integración de sus hojas y raíces en el suelo (Fernández-Núñez *et al.*, 2010). Sin embargo, esta diferencia es parcialmente compensada por la mayor acumulación de C en el árbol en el caso de las plantaciones de pino (Mosquera-Losada *et al.*, 2015). En los suelos agrícolas, el C se incrementa por los residuos que se dejan en la superficie del suelo. Estos residuos pueden ser cultivos con pastos, incorporación de cobertura vegetal en la rotación de cultivos, o la adición de residuos orgánicos como el estiércol, lodos de depuradora, etc. (Overstreet *et al.*, 2010).

6.15 Estimación de la biomasa y el carbono en los ecosistemas forestales

La determinación adecuada de la biomasa de un bosque, es un elemento de gran importancia debido a que ésta permite determinar los montos de carbono por unidad de superficie y tipo de bosques, además de otros elementos químicos existentes en cada uno de sus componentes (Snowdon *et al.*, 2001; Montero *et al.*, 2004). Esta información es de especial importancia en la actualidad, debido a la necesidad de conocer los montos de carbono capturado por los bosques naturales y plantaciones.

Entre las técnicas más utilizadas se encuentran el método directo denominado también método destructivo y consiste en medir los parámetros básicos de un árbol, entre los más importantes, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total (AT), diámetro de copa (DC) y longitud de copa (LC); derribarlo y calcular la biomasa pesando cada uno de los componentes (fuste, ramas, raíces y follaje) (González, 2008). El método directo es utilizado para la construcción de ecuaciones alométricas y factores de expansión de biomasa y carbono (Rügnitz *et al.*, 2009). También se utilizan métodos indirectos basados en el uso de datos existentes de volumen generados a partir de inventarios forestales

(Bautista y Torres, 2003); los métodos estadísticos (paramétricos y no paramétricos) que buscan relacionar variables del bosque (biomasa o carbono) con las reflectancias o índices espectrales de vegetación estimados a partir de imágenes de satélite (Aguirre *et al.*, 2009) e incluso la modelación geoespacial mediante variables cartográficas (Cruz, 2008).

6.15.1 Modelos alométricos para la estimación de biomasa

Los modelos alométricos son generados a partir de datos de biomasa obtenidos a través del método destructivo (corte de los árboles) mediante análisis de regresión entre las variables de biomasa en estado seco de cada componente (fuste, ramas, hojarasca, raíces, regeneración) y variables fáciles de medir como el DAP, la altura total, la profundidad de la hojarasca y el conteo de regeneración. Las ecuaciones resultantes son utilizadas para la estimación de biomasa de otros sitios con ecosistemas similares de vegetación, calculando la cantidad de carbono almacenado en la biomasa, utilizando concentraciones de carbono en biomasa vegetal determinada por estudios específicos (Emanuelli, 2011).

La dificultad está en los detalles. Es necesario 1) utilizar las ecuaciones alométricas correctas y saber cuándo no utilizar las estándar) y (2) conocer las frecuencias de diámetros, en especial la de los árboles grandes. Utilizar ecuaciones alométricas extraídas de la bibliografía ayuda a simplificar los cálculos de reserva de carbono a nivel de paisaje. Es preciso seguir las pautas para elegir las ecuaciones alométricas correctas (Chave *et al.*, 2005). Si no se cumple con alguno de los criterios, se recomienda desarrollar ecuaciones alométricas locales. Si existen varias ecuaciones que cumplen con los criterios, se debe elegir la que tenga mayor valor de R^2 .

6.16 Métodos para determinar COS.

La determinación de carbono orgánico se puede realizar por diversos métodos: a) combustión seca en un analizador automático tal como el equipo Shimadzu 5050 (Etchevers *et al.*, 2001), b) con el analizador elemental de gases CHON (Jurado *et al.*, 2013), c) por digestión húmeda utilizando la técnica de Walkley y Black (Segura *et al.*, 2005) quizá la más utilizada; para expresar los resultados por este método se debe tener

presente que las distintas fracciones poseen diferente composición porcentual de carbono orgánico, considerando una composición errónea puede subestimarse del orden del 38% (Galantini *et al.*, 1994), d) por ignición (Davis, 1974), e) espectroscopía ultravioleta, visible (UVVIS) e infrarroja (IR) (Labrador, 2001).

6.17 Antecedentes de actividades de reforestación en la Mixteca de Oaxaca.

Las primeras actividades de reforestación en la Mixteca de Oaxaca se dieron en la época de la Comisión del Papaloapan (1946 a 1986), a pesar que en un inicio la Mixteca Oaxaqueña no se consideró prioritaria para el desarrollo agropecuario, pero como forma parte de las cuencas del Papaloapan y Balsas, se canalizaron recursos para fomentar el desarrollo hidroagrícola y pecuario en la región, a través de proyectos de fomento agropecuario que incluyeron actividades de reforestación, terraceo y construcción de bordos para la conservación del suelo. En esta época se sembraron los primeros eucaliptos y cedros blancos (*Cupressus* sp), se apoyó la construcción de terrazas para conservar y restaurar el suelo (Anta *et al.*, 2011). Sin embargo, no se cuenta con antecedentes precisos de las especies utilizadas, fechas de plantación y superficies reforestadas (Ruíz, 1990).

Posteriormente el gobierno federal a través de la Secretaría del Trabajo y Previsión Social (STPS), la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), y la Coordinadora General del Plan Nacional de Zonas Oprimidas y Grupos Marginados (COPLAMAR) en 1978 implementó en la región un programa de capacitación y empleo cooperativo para el fomento de recursos naturales, con la finalidad de combatir el desempleo rural, mediante la reforestación, para incorporar tierras improductivas al proceso productivo (Ávila, 1981).

A principios de los noventa nuevos programas como los de la Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA) alentaron proyectos como el del nopal verdulero y el despiedre de las tierras para su cultivo, sin tener tampoco demasiado efecto en la región, debido a la falta de asesoría técnica y seguimiento. A partir del surgimiento de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) en 1995, el gobierno federal comenzó a atender problemas de deterioro ambiental como deforestación, erosión, pérdida de la biodiversidad y contaminación ambiental. En el caso de la Mixteca

Oaxaqueña, la Delegación de SEMARNAP atendió la región tratando de no repetir errores gubernamentales anteriores, y ante la escasez de recursos decidió apoyar diversos grupos sociales y civiles que ya habían tenido avances en los procesos de conservación del suelo y agua, protección de la biodiversidad y de la vida silvestre como Alternativas, AC y CEDICAM, concentrando los esfuerzos institucionales en proyectos que sirvieran de modelo y de réplica para el resto de la región, y que tuvieran continuidad en cuanto a recursos de inversión y acompañamiento técnico (Anta *et al.*, 2011).

Cuando se inicia el gobierno federal en 2001, la SEMARNAP sufre una reestructuración en la que se separan las áreas normativas y las de fomento y se transforma en la SEMARNAT que se centra en la regulación y normatividad. Se crean la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) la que se queda con la responsabilidad y los programas de fomento forestal, reforestación y conservación de suelos la cual ha venido realizando diversas actividades de reforestación y conservación de suelos a lo largo de la Mixteca Alta de Oaxaca. También es importante mencionar las iniciativas de recuperar los suelos de la Mixteca por parte de muchas ONG, Organizaciones de la Sociedad Civil e instituciones de educación. A pesar de estas iniciativas, aún pueden observarse zonas con severa degradación de suelos.

6.18 Descripción de la especie

Pinus greggii es una especie forestal endémica de México, se distribuye naturalmente en la Sierra Madre Oriental del Centro y Norte de México; se le ha reportado por diferentes autores desde la parte Norte del estado de Puebla, Hidalgo, Querétaro, San Luis Potosí, Coahuila y Nuevo León, entre los paralelos 20°00' y 25°40' de latitud Norte y meridianos 97° 40' a 101° 20' de longitud Oeste (Eguiluz, 1982). El intervalo de distribución altitudinal abarca de 1280 a 2550 msnm, sin embargo, Perry (1991) reporta que puede llegar a 3000 msnm en poblaciones de Nuevo León, con una temperatura media anual de 16.8° C, con extremas máximas de 45° C y mínimas de -9° C y precipitaciones entre 500 y 2,900 mm (Eguiluz, 1982).

Eguiluz (1978) y Martínez (1992), describen a este árbol de 10 a 25 m de altura y hasta 40 cm de diámetro, con el follaje erguido y cubriendo todas las ramillas. Su corteza es lisa y grisácea cuando joven, y oscura y áspera después. Con ramillas flexibles de color rojizo con tinte grisáceo. Las hojas son ásperas, cortas, derechas y gruesas, de 7-14 cm., de color verde claro brillante, las acículas se presentan en grupos de 3 de bordes aserrados con dienteccillos muy cortos. Las vainas son persistentes y miden unos 14 mm., pero las viejas con frecuencia se desgarran y caen. Los conillos son laterales, pedunculados, morenos, con anchas escamas provistas de puntas triangulares y extendidas. Sus conos son cónicos, oblicuos, algo encorvados de color ocre lustrosos, miden de 10 a 11 cm. y en ocasiones hasta 15 cm., se encuentran arreglados por pares o en grupos de 5 a 8. Su semilla es oval, oscura, de 6 a 7 mm.; con ala de unos 20 mm de largo por 7 de ancho, engrosada en la base de una faja oblicua (Figura 16).

Esta especie fuera de su área de distribución natural, ha demostrado buena adaptación, resistencia a plagas y enfermedades y sequías, así como buen crecimiento durante sus primeros años de establecimiento incluso en suelos erosionados, con poca profundidad y bajo contenido de materia orgánica (Eguiluz, 1978).

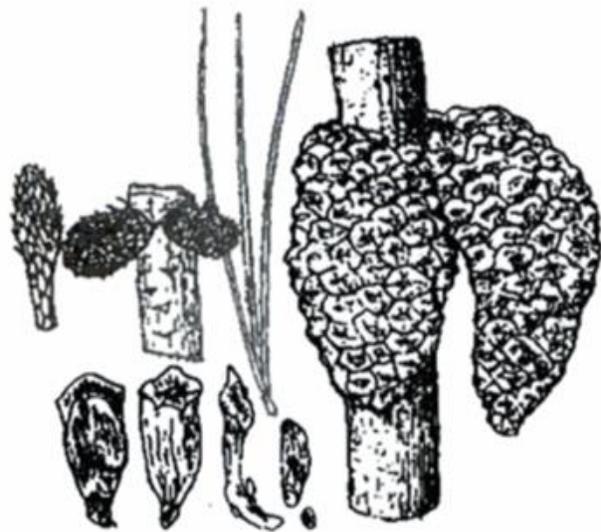


Figura 2. Características botánicas más sobresalientes de *P. greggii* (Fuente: Salazar y Soihet, 2001).

6.19 Estudios de biomasa y carbono aéreo en plantaciones forestales

Pacheco-Escalona *et al.* (2007) evaluaron el potencial de *Pinus greggii* Engelm. para almacenar carbono en la biomasa aérea, en una plantación de seis años de edad con una densidad de 4425 árboles/ha establecida en Hidalgo, México, reportando una biomasa aérea total de 35.2 t ha⁻¹ equivalente a 17.9 t C ha⁻¹ almacenado. De la biomasa seca aérea promedio el 51% se ubicó en tallo, 24% en ramas y 25% en el follaje. La concentración de carbono en tejido vegetal fue de 51%. Encontraron una ecuación matemática ($y = 147x + 3288x^2$) para estimar la biomasa de carbono a partir de la variable combinada de diámetro y altura ($D^2 h$) que explicó 89% de la variación.

Aguilar (2009) determinó la captura de carbono en una plantación de *Pinus greggii* Engelm., de 16 años de edad con una densidad de plantación de 920 árboles ha⁻¹ en Arteaga, Coahuila, reportando una biomasa aérea 30.06 t ha⁻¹, cuyo contenido de carbono fue de 15.03 t C ha⁻¹ del cual el 59.06% se ubica en la parte del fuste comercial, el 29.43% en las ramas, el 10.42% en las hojas y el 1.09% en los conos.

Mora (2010) evaluó la captura de carbono en una plantación de *Pinus greggii* Engelm., de 16 años de edad con una densidad de 1246 árboles ha⁻¹, establecida en Arteaga, Coahuila. La biomasa aérea comprende 24.24 t ha⁻¹ distribuida en los fustes (61.48%), ramas (22.94%) y hojas (15.58%) y un almacén de carbono de 12.12 t ha⁻¹.

Ventura-Ríos *et al.* (2017), estimaron la acumulación de biomasa aérea de *Pinus greggii* en reforestaciones de 12 y 14 años, con una densidad de plantación de 1.100 árboles ha⁻¹ con presencia de obras de conservación de suelo y agua (presas de gaviones, piedra acomodada y terrazas) en el Porvenir, Hidalgo, México, reportando 12.17 Mg ha⁻¹ 14.16 Mg ha⁻¹ respectivamente. Para calcular la biomasa se utilizaron ecuaciones alométricas.

6.20 Estudios de COS en plantaciones forestales

Avilés *et al.* (2009) estimaron los almacenes de carbono en el subsuelo (suelo y raíces) a profundidades de 0 a 15, 15 a 30 y 30 a 45 cm en una toposecuencia (cresta, ladera, valle y planicie), de un bosque de *Fagus grandifolia* subsp. *Mexicana* ubicada en el ejido

La Mojonera, Municipio de Zacualtipán, Hidalgo, México; donde encontraron una variación en el C almacenado en el suelo; gradual creciente desde la cresta a la planicie, así como valores decrecientes al aumentar la profundidad. El mayor contenido de C total (raíces finas y suelo) se observó en la planicie con 208 t C ha⁻¹ y el menor en la cresta con 159 t C ha⁻¹. Asimismo, el mayor almacén de C se encontró en los primeros 15 cm de profundidad, con 85 t C ha⁻¹ en promedio.

Aguilar-Arias *et al.* (2012) cuantificaron el contenido de carbono orgánico en el suelo (COS), en cuatro estadios de sucesión de bosque: 5 a 15 años, 15 a 30 años, mayores de 30 años y bosque primario, en la Península de Osa en Costa Rica. El carbono orgánico almacenado en el suelo fue mayor en bosques de más de 30 años (109.24 tC/ha), seguido por bosques primarios (92.29 tC/ha), 15-30 años (88.01 tC/ha) y por último bosques de 5-15 años (78.48 tC/ha) encontrando diferencias estadísticas en bosques de 5-15 años respecto a bosques mayores de 30 años.

Gómez-Díaz *et al.* (2012) realizaron la evaluación de los almacenes de carbono del piso forestal en tres estados sucesionales: secundario temprano (i.e., 10 años), secundario medio (i.e., 20 años) y maduro (i.e., 40 años) de un bosque de encino de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. Los contenidos de carbono fueron significativamente diferentes en la cronosecuencia con valores de 5.6±0.5, 8.0±0.6 y 10.3±0.6 Mg de C ha⁻¹ para las condiciones sucesionales de bosque secundario temprano, secundario medio y maduro, respectivamente.

Li *et al.* (2011) examinaron los depósitos de carbono almacenados en plantaciones de *Pinus koraiensis* en una cronosecuencia (8, 19, 30, 35 y 51 años). El contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea y total aumentó significativamente de 0.62 y 0.75 Mg C ha⁻¹ en el rodal de 8 años de edad a 96.71 y 122.31 Mg C ha⁻¹ en el rodal de 51 años, observando que la biomasa aérea y total aumentó con la edad de las plantaciones. El contenido total medio de C del suelo mineral de 0 cm a 50 cm de profundidad en los rodales de 8, 19, 30, 35 y 51 años de edad fue 37.62, 13.98, 19.21, 37.58 y 32.91 Mg C ha⁻¹ respectivamente, observado que el contenido total de C en el

suelo mineral disminuyó después de establecerse las plantaciones recuperándose hasta los 35 años. Además, la concentración de carbono disminuyó al aumentar la profundidad del suelo. En promedio, la concentración de carbono fue mayor en la biomasa aérea que en el suelo.

Uri *et al.* (2012) realizaron un estudio aplicando el enfoque de cronosecuencia (6-60 años), para analizar los contenidos de carbono tanto en biomasa como en el suelo, en rodales de *Betula pendula*. La biomasa aérea de los rodales aumentó positivamente de acuerdo con la edad, de 12.5 para rodales 6 años hasta 109.06 para rodales de 45 años, a excepción de los rodales más viejos (65 años) donde la biomasa aérea disminuyó (92.8) debido a una baja densidad de árboles. El contenido de carbono en el suelo de los diferentes rodales varió, pero no encontraron diferencias significativas entre el contenido de carbono y la edad, excepto para el rodal más joven (6 años, 84.5 t Corg/ha) y el rodal de 14 años (19.9 t corg/ha), este cambio lo atribuyen a que este último se encuentra sobre suelos de cultivo, mientras que los otros se ubican en suelos forestales. Así mismo se observó que el contenido de carbono en el suelo decreció con la profundidad, siendo más alto en la capa superior (0-10 cm), debido a la acumulación de hojarasca sobre el suelo y bajo tierra. El contenido de C en la biomasa arbórea aumentó con la edad, mientras que en el suelo permaneció constante. El contenido de carbono en la biomasa respecto al suelo fue mayor hasta los 45 y 60 años de edad.

López-Ortiz *et al.* (2017) determinaron la cantidad de carbono orgánico (CO) almacenado a una profundidad de 0-20 cm en suelos asociados a plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. y *Pinus oaxacana* Mirov. de diferentes procedencias establecidas en Tlacotepec Plumas (TP) y Magdalena Zahuatlán (MZ) Oaxaca, México en 1997, donde encontraron variación en cuanto a la concentración de CO entre localidades, especies y procedencias. Para *Pinus oaxacana* Mirov en TP el CO osciló entre 27.73 y 33.90 Mg ha⁻¹; en el caso de MZ osciló entre 16.32 y 24.35 Mg ha⁻¹. Para *Pinus greggii* en TP el CO osciló entre 20.64 y 26.61 Mg ha⁻¹; en el caso de MZ osciló entre 11.71 y 27.54 Mg ha⁻¹.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 Ubicación del área de estudio

El área de estudio se localiza en la porción norte de la región Mixteca Alta del estado de Oaxaca (Figura 3), dentro del distrito de Coixtlahuaca, comprende parte de los municipios de Ihuilán Plumas, Magdalena Jicotlán, San Miguel Tequixtepec, Tepelmeme Villa de Morelos y Tlacotepec Plumas, cuenta con una superficie de 192 km², ubicándose entre los paralelos 17°47' y 17°57' latitud norte y los meridianos 97°20' y 97°31' longitud oeste.

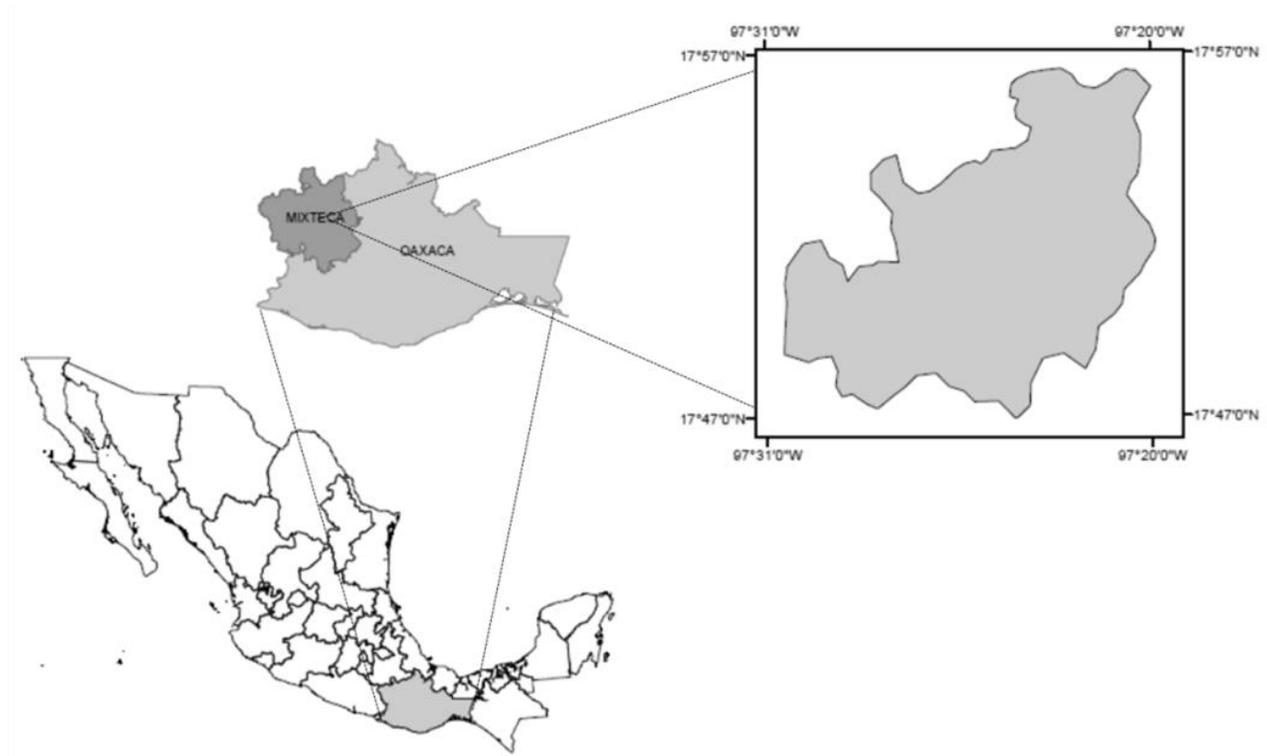


Figura 3. Ubicación del área de estudio.

7.2 Caracterización biofísica del área de estudio

7.2.1 Orografía

Se encuentra dentro de un sistema montañoso en el que convergen la Sierra Madre del Sur y la Sierra Madre Oriental o de Oaxaca; dicha unión recibe el nombre de Complejo Oaxaqueño o Nudo Mixteco (González, 2007). La topografía predominante corresponde a lomeríos con una variación altitudinal entre los 2,000 y 2200 metros sobre el nivel del mar, con pendientes entre 1 a 15° principalmente (Figura 4).

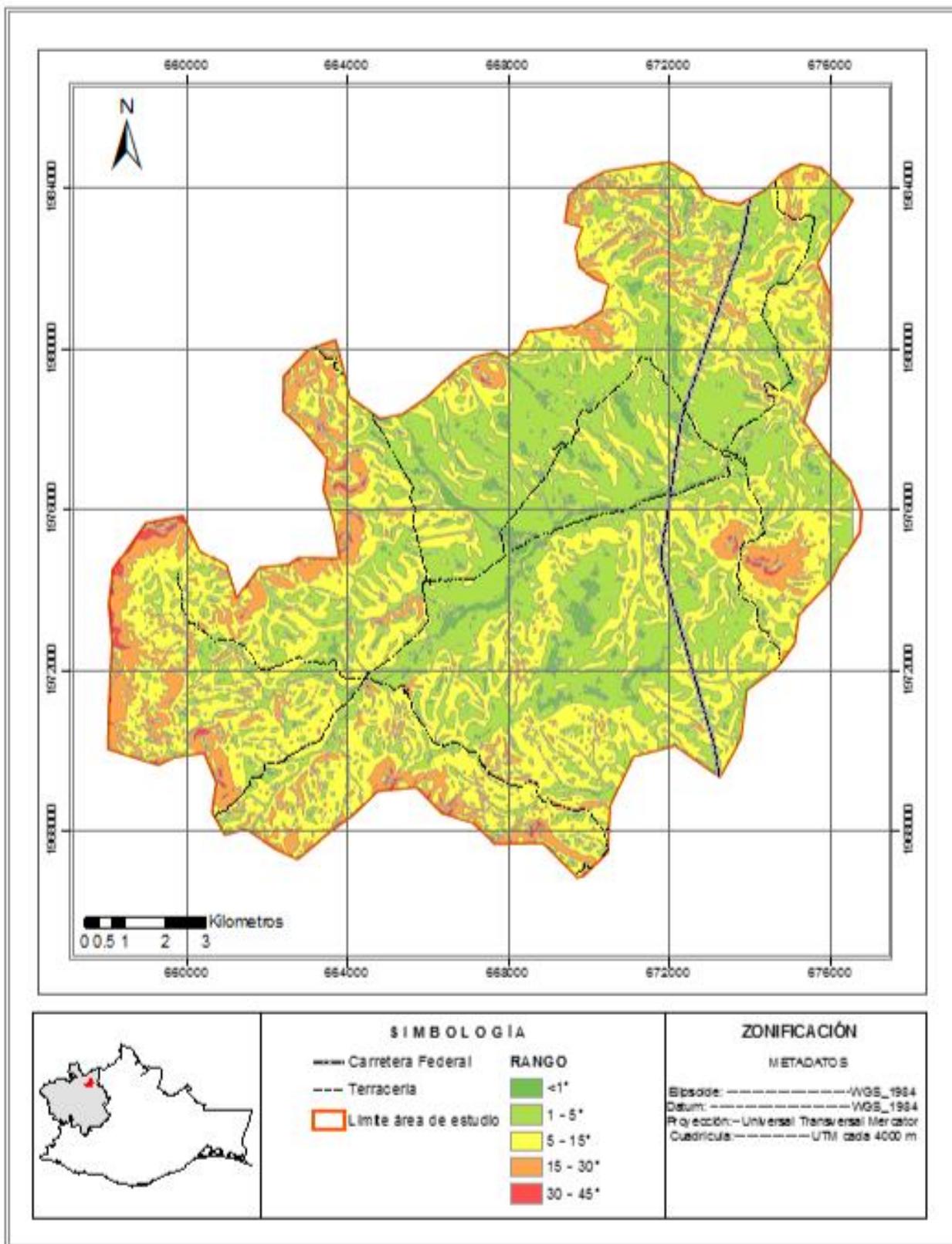


Figura 4. Mapa de pendiente en el área de estudio.

7.2.2 Hidrografía

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), el área de estudio se encuentra dentro de la región hidrológica 28 Papaloapan, en la cuenca Papaloapan, más específicamente en la subcuenca Río Salado. No cuenta con grandes recursos hidrológicos, siendo los principales ríos La Matanza, Río Chuiquito, Río Grande y Río Hondo, los cuales no presentan grandes caudales ni siquiera en épocas de lluvia.

7.2.3 Clima

Los datos utilizados para la clasificación climática se obtuvieron de los registros de la estación 00020157 Tepelmeme Villa de Morelos, la cual se ubica en las coordenadas 17°52'00"N y 97°22'00" W a una altura de 2,060.0 MSNM (Cuadro 1).

Cuadro 1. Datos de temperatura y precipitación medios mensuales de la estación Tepelmeme Villa de Morelos.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Temperatura °C	12.7	13.8	16.1	17.9	18.1	17.7	16.3	16.6	16.5	14.8	13.0	12.1	15.5
Precipitación (mm)	4.3	4.7	9.9	28	62.4	107.5	63.9	55.9	93.8	31.1	8.3	5.0	474.7

A continuación, se presenta una gráfica que muestra la temperatura y precipitación media para un período de observación mensual (Figura 5).

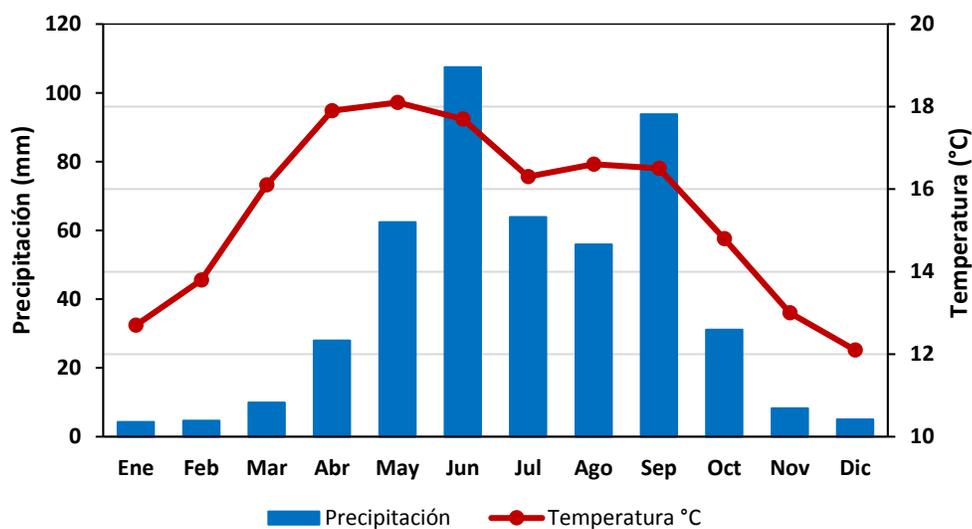


Figura 5. Climograma de la estación Tepelmeme Villa de Morelos.

De acuerdo a la clasificación climática de Köppen modificada por Enriqueta García (1988) el clima es es BS1kw, semiárido, templado, con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, régimen de lluvias de verano, con una precipitación media anual de 474.7 mm.

7.2.4 Suelos

De acuerdo con Velasco-Velasco *et al.* (2012), en la mayor parte de la región Mixteca Alta Oaxaqueña el suelo predominante es de tipo Litosol (conocidos como leptosoles en otras clasificaciones), calizo, pedregoso, con profundidad menor de 10 cm, de textura pesada a media, pobre en contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, con pH de 7.5 a 8.8. Estrada-Herrera *et al.* (2017) menciona que los suelos de la Mixteca Alta de Oaxaca son pobres en nutrientes, especialmente en nitrógeno y fósforo. Tienen un contenido alto de calcio y de carbonatos, pH alcalino, deficiencia en materia orgánica y texturas de pesadas a medias (Figura 6).

Para el caso específico del área de estudio, de acuerdo con la base referencial mundial del recurso suelo de la FAO (WRB por sus siglas en inglés) utilizada por INEG los suelos predominantes en la zona de estudio son regosoles, vertisoles y leptosoles y en menor proporción phaeozem, luvisoles y cambisoles.

Los Regosoles (del griego *reghos*, manto) en general, son suelos muy jóvenes que se desarrollan sobre material no consolidado, de colores claros y pobres en materia orgánica y con mínimo desarrollo de perfil. Se encuentran en todos los climas, con excepción de zonas de permafrost, y en todas las elevaciones, y son particularmente comunes en las regiones áridas, semiáridas (incluyendo los trópicos secos) y montañosas. Los Regosoles de las zonas áridas tienen escasa vocación agrícola, aunque su uso depende de su profundidad, pedregosidad y fertilidad, por lo que sus rendimientos son variables (IUSS, 2007), mientras que los de regiones montañosas son frágiles y susceptibles a la erosión, por lo que no son convenientes para actividades agropecuarias. A nivel mundial, los Regosoles ocupan alrededor de 260 millones de hectáreas (IUSS, 2007), mientras que en México lo hacen en 26.3 millones de hectáreas (SEMARNAT, 2016).

Los Vertisoles (del latín *vertere*, invertir) son suelos muy comunes de climas semiáridos a subhúmedos y de tipo mediterráneo, con marcada estacionalidad de sequía y lluvias. La vegetación natural que se desarrolla en ellos incluye sabanas, pastizales y matorrales. Se pueden encontrar en los lechos lacustres, en las riberas de los ríos o en sitios con inundaciones periódicas. Se caracterizan por su alto contenido de arcillas que se expanden con la humedad y se contraen con la sequía, lo que puede ocasionar grietas en esta última temporada. Esta propiedad hace que, aunque son muy fértiles, también sean difíciles de trabajar debido a su dureza durante el estiaje y a que son muy pegajosos en las lluvias y con alto riesgo de salinización (IUSS, 2007). A nivel mundial ocupan alrededor de 335 millones de hectáreas, de las cuales cerca de la mitad se destinan al cultivo de maíz. En México cubren 16.5 millones de hectáreas (SEMARNAT, 2016).

Los Leptosoles (del griego *leptos*, delgado) son suelos someros y pedregosos que pueden tener roca continua en o muy cerca de la superficie. Se encuentran en todos los tipos de climas (secos, templados, húmedos) y son particularmente comunes en las zonas montañosas y en planicies calizas superficiales. El calcio que contienen puede inmovilizar los minerales, lo cual, junto con su poca profundidad y alta pedregosidad, limita su uso agrícola si no se utilizan técnicas apropiadas, por lo que debe preferirse mantenerlos con su vegetación original. Son los suelos de mayor distribución a nivel mundial con alrededor de 1 655 millones de hectáreas (IUSS, 2007). En México, los Leptosoles cubren 54.3 millones de hectáreas (SEMARNAT, 2016).

Los Feozems (del griego *phaios*, oscuro y del ruso *zemlja*, tierra) son suelos porosos, oscuros y ricos en materia orgánica, por lo que se utilizan intensivamente en la agricultura; sin embargo, las sequías periódicas y la erosión eólica e hídrica son sus principales limitantes. Se encuentran en climas templados y húmedos con vegetación natural de pastos altos o bosques. A nivel mundial ocupan alrededor de 190 millones de hectáreas (IUSS, 2007). En México, están en aproximadamente 22.5 millones de hectáreas (SEMARNAT, 2016).

Los Luvisoles (del latín *luere*, lavar) son suelos que se forman a partir de una gran variedad de materiales no consolidados, tales como las terrazas aluviales o los depósitos glaciales, eólicos, aluviales y coluviales. Son muy comunes en climas templados y fríos o cálidos húmedos con marcada estacionalidad de lluvia y sequía. Se encuentran dentro de los suelos más fértiles, por lo que su uso agrícola es muy elevado. Los Luvisoles se extienden por alrededor de 500 a 600 millones de hectáreas en el mundo y en México en 17.3 millones (SEMARNAT, 2016).

Los Cambisoles son suelos jóvenes, poco desarrollados y se pueden encontrar en cualquier tipo de vegetación o clima excepto en los de zonas áridas. Se caracterizan por presentar en el subsuelo una capa con terrones que presentan vestigios del tipo de roca subyacente y que además puede tener pequeñas acumulaciones de arcilla, carbonato de calcio, fierro o manganeso. También pertenecen a esta unidad algunos suelos muy delgados que están colocados directamente encima de un tepetate. Son muy abundantes, se destinan a muchos usos y sus rendimientos son variables pues dependen del clima donde se encuentre el suelo. Son de moderada a alta susceptibilidad a la erosión (INEGI, 2004).



Figura 6. Suelos presentes en el área de estudio.

En el siguiente mapa se observan los tipos de suelo presentes en el área de estudio (Figura 7).

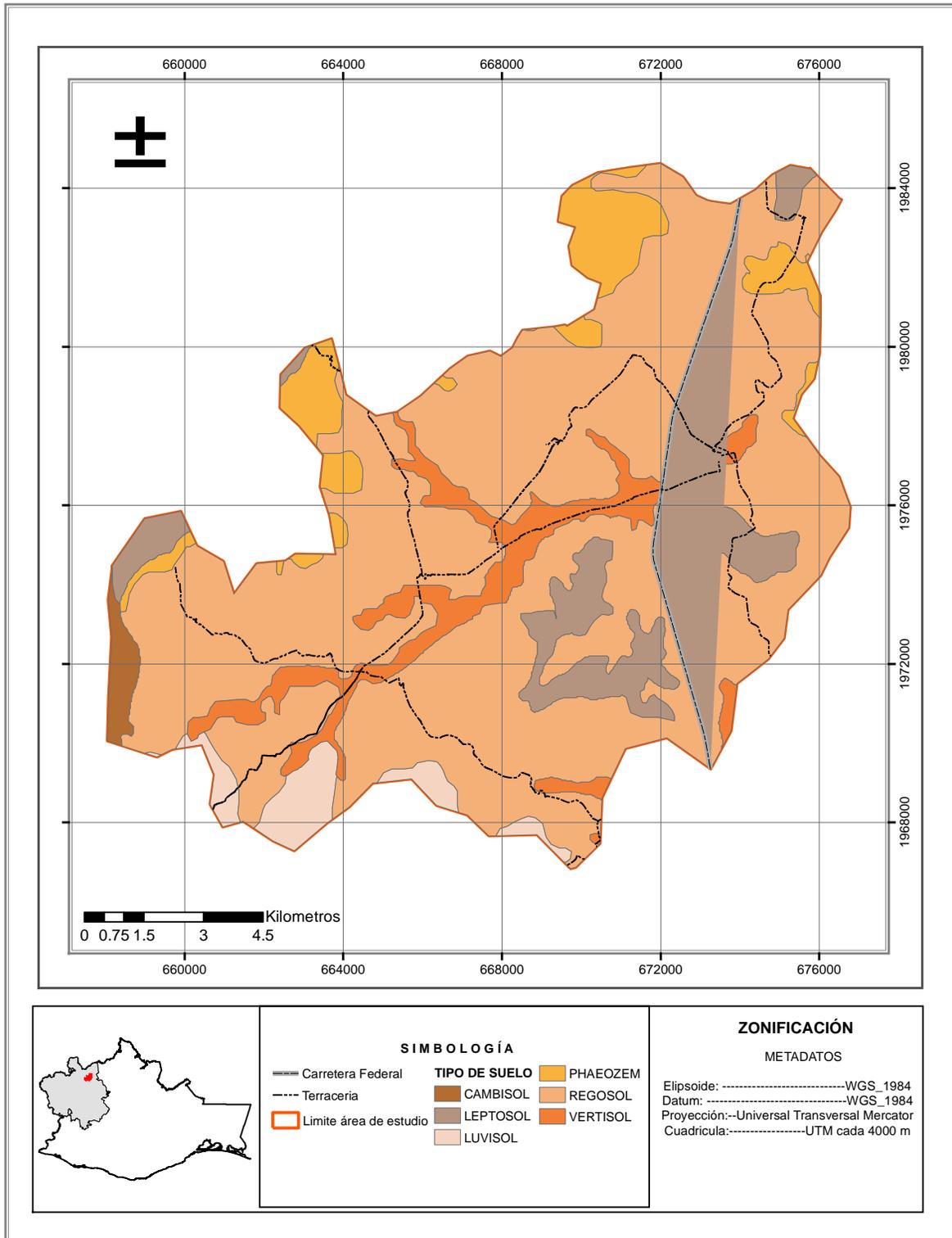


Figura 7. Mapa de suelos presentes en el área de estudio.

7.2.5 Geomorfología

Según el INEGI en el Continuo Nacional del Conjunto de Datos Geográficos de la Carta Geológica, 1:250 000, serie I. se encuentran rocas Ígneas extrusivas con las siguientes unidades Ti (Im-ar) las cuales se describen a continuación:

Ti: Toba intermedia, tobas andesíticas de color gris verdoso que intemperizan en tonos de ocre, se encuentra en forma de paquetes gravosos seudoestratificados, líticos, deleznable y con fragmentos escoriáceos y esporádicas intercalaciones de derrames andesíticos de la misma edad.

Im-ar: Limolita arenisca, lechos rojos que consisten de limolitas y areniscas en estratos delgados y algunos gruesos y medianos, con estratificación cruzada y esporádicas lentes de conglomerado, las areniscas son de grano fino a grueso y los conglomerados consisten de fragmentos subangulosos de cuarzo en una matriz arenosa, la unidad adquiere un color café rojizo al intemperismo, dicha unidad posiblemente se originó en un ambiente mixto.

7.2.6 Vegetación y usos del suelo

El uso de suelo predominante es el pastizal inducido, se trata de extensiones donde se ha perdido la vegetación por tala o el pastoreo continuo del ganado, el cual impide que vuelvan a crecer nuevas plantas. El estrato herbáceo, fundamentalmente de baja altura, y algún ejemplar de maguey (*Agave sp.*) cubren el terreno parcialmente.

También se cuentan con grandes áreas sin vegetación donde el suelo se encuentra expuesto. Ante la inexistencia de cubierta vegetal que lo proteja de las lluvias estacionales y torrenciales, el suelo se ha ido lavando año tras año y en ocasiones incluso aflora la roca madre. En menor proporción encontramos áreas agrícolas, dedicadas al cultivo de trigo, cebada, frijol y maíz. No obstante, los rendimientos de los cultivos son bajos, ya que estas tierras han perdido su productividad por la presión que se ha ejercido sobre este recurso a lo largo de los años.

En las últimas décadas se han realizado reforestaciones por órganos del gobierno, Comisiones de cuencas hidrográficas, etc. como planes de recuperación de las áreas degradadas presentes en el distrito de Coixtlahuaca. Algunas reforestaciones fueron realizadas con especie nativas de México, como *Pinus oaxacana* y *Pinus greggi*, pero también existen de especies exóticas como el cedro, la casuarina y el eucalipto. Pese a los grandes esfuerzos que han realizado las comunidades con apoyo de las distintas instituciones gubernamentales, todavía se observa el gran daño en materia ambiental que tiene la región (Figura 8).



Figura 8. Vegetación presente en el área de estudio.

7.3 Identificación, delimitación y zonificación de las reforestaciones

La identificación y delimitación de las reforestaciones se realizó mediante un recorrido de campo, en el cual se contó con el apoyo de integrantes de los diferentes Comisariados de Bienes Comunes y personal técnico que trabaja en la zona de estudio. La zonificación de las reforestaciones se hizo en función de factores como la especie, edad, tipo de suelo, geología, pendiente y práctica mecánica.

7.4 Selección, tamaño y forma de los sitios de muestreo

La determinación del tamaño de los sitios y en especial para los estudios de carbono a nivel de plantaciones forestales, depende de varios factores tales como la homogeneidad del sitio forestal, la variabilidad genética y la edad de la plantación. Entre más variabilidad existe entre los individuos que constituyen la población objeto de estudio, mayor será el tamaño de la parcela. Los tamaños de parcelas más frecuentemente utilizado para los estudios de carbono forestal varían entre 100, 200 y 500 metros cuadrados (Rügnitz, 2009).

Para el establecimiento de las unidades de muestreo en campo, se han adoptado formas geométricas convencionales como cuadrados, rectángulos y circunferencias, sin embargo, la consideración más importante a tener en cuenta es el efecto de borde que se pueda generar sobre la parcela, por lo tanto, es más conveniente seleccionar formas con menor relación perímetro-superficie (Rügnitz, 2009).

Se utilizó un diseño de muestreo completamente al azar. En cada zona se establecieron tres sitios de muestreo de 400 m² (0.04 ha) de forma circular (radio de 11,28 m), dando un total de 48 sitios de muestreo. En la Figura 9 se presenta la ubicación geográfica de los sitios de muestreo.

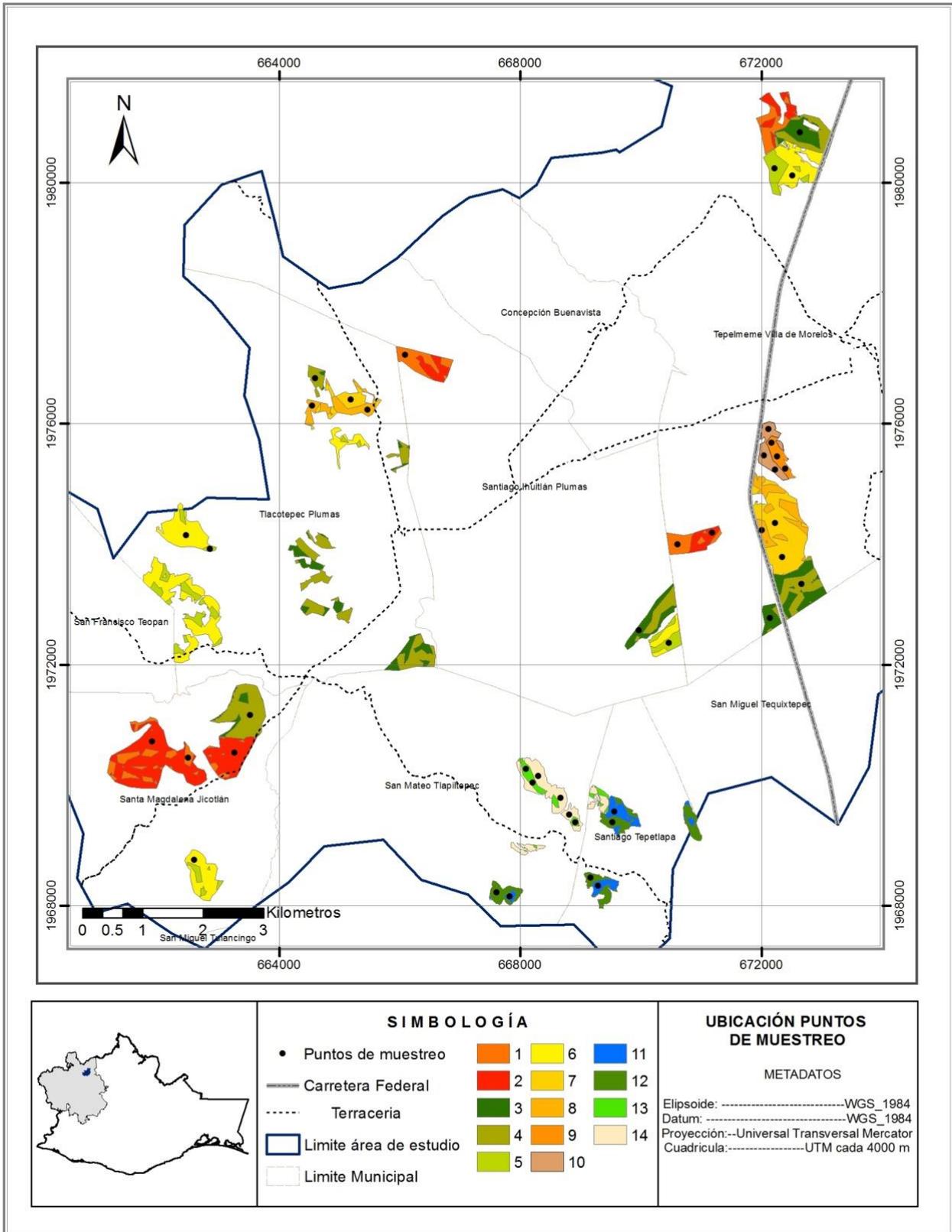


Figura 9. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.

7.5. Levantamiento de datos de campo

Con ayuda de un GPS configurado en el DATUM WSG 84 se localizaron los centros de los sitios. A partir de estos puntos, se tiraron cuatro cuerdas de 11.28 m hacia los cuatro puntos cardinales, tomando como referencia el norte, se empezó contabilizar y marcar los arboles hacia la derecha (en sentido de las manecillas del reloj) que caigan dentro del radio de los 11.28 m (Figura 10). La cuerda fue compensada por la pendiente. Para efectos de una mejor identificación en el campo, cada árbol fue marcado con pintura aerosol.

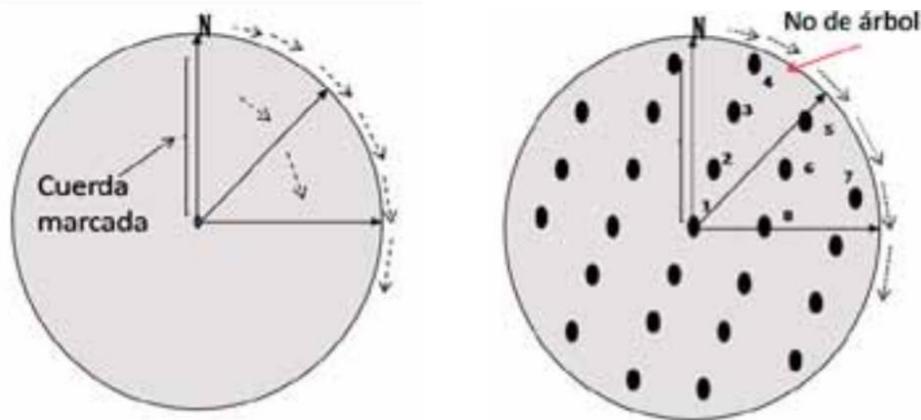


Figura 10. Toma de datos de altura y diámetro a la base.

7.5.1. Inventario de árboles

A cada individuo que se encontró dentro del sitio de muestreo se le midieron las siguientes variables estructurales:

Diámetro (cm). La medición del diámetro en el arbolado se ha estandarizado a la altura del 1.30 m a partir del suelo, al cual se le denomina diámetro normal (DN) o diámetro a la altura del pecho (DAP) (Benavides, 2010). En este caso se tomaron dos medidas del diámetro, el normal que es a la altura de 1.30 m y el basal que se tomó a la altura del suelo. Las mediciones se realizaron con un vernier (precisión 0.1 mm).

En casos especiales como troncos bifurcados o deformaciones en el tronco a la altura de medición del DN, se empleó lo que indica la Figura 11.

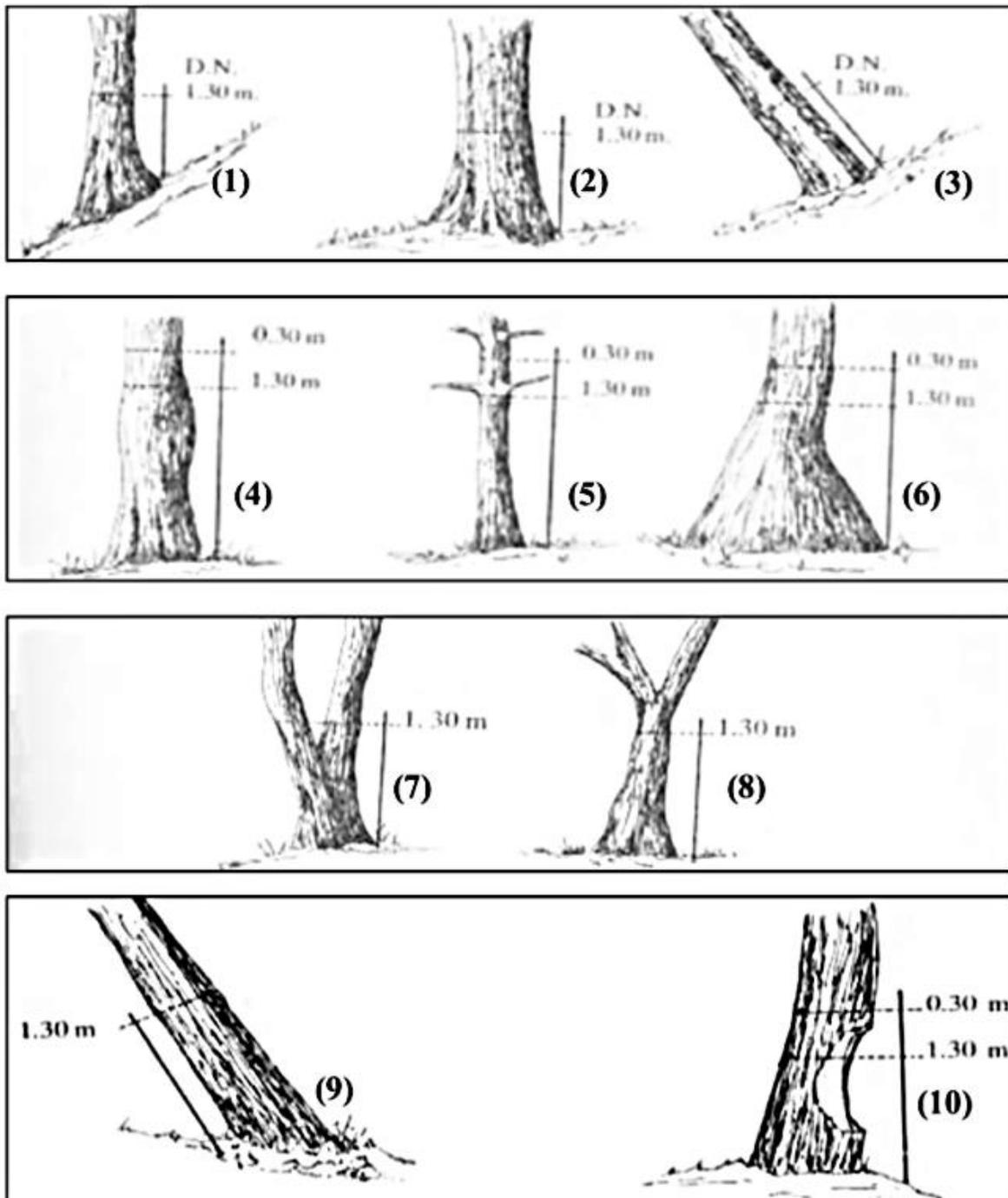


Figura 11. Punto de medición del diámetro en diferentes escenarios donde se ubique el árbol (Tomado de Olvera *et al.*, 1996).

Altura total (m). La medición de la altura total en los árboles se refiere a la longitud que existe desde la base hasta la punta de la copa. La determinación de la altura total se realizó con una cinta métrica para alturas pequeñas y un estadal metálico para alturas mayores (Figura 12).



Figura 12. Toma de datos de altura y diámetro a la base.

Supervivencia. Se obtuvo mediante un conteo directo de los individuos vivos y muertos en la unidad experimental. La variable de interés fue el cociente resultante del número de árboles vivos, respecto al total de individuos en la unidad experimental.

7.5.2. Toma de muestras de suelo

Generalmente, las concentraciones de carbono orgánico del suelo son más altas en su capa superior y disminuyen exponencialmente conforme aumenta la profundidad por lo que se recomienda medir el depósito de carbono del suelo a profundidades de por lo menos 30 cm, dividiendo está en tres horizontes (0-10, 10- 20, 20-30 cm) (Rügnitz *et al.*, 2009). Debido a la poca profundidad de los suelos presentes en las reforestaciones se decidió muestrear a una profundidad de 0 a 10 cm.

En cada sitio, el muestreo se realizó en un transecto orientado hacia la pendiente, en el cual se tomaron 3 submuestras a la mitad de la copa de un árbol, con la ayuda de una pala recta (Figuras 13 y 14). Se colectó una muestra compuesta de suelo de

aproximadamente 500 g, que fue depositada en una bolsa de plástico y debidamente etiquetada; posteriormente fue enviada al laboratorio para su análisis.

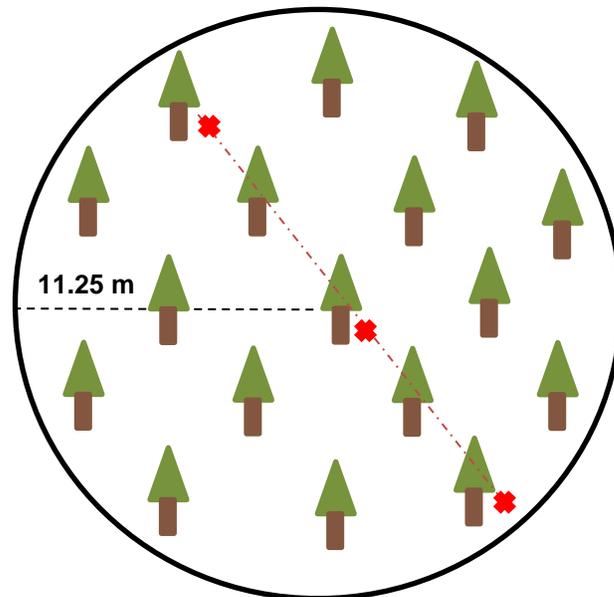


Figura 13. Diseño de muestreo utilizado para la toma de muestras de suelo.



Figura 14. Toma de muestra de suelo a 10 cm de profundidad.

7.6. Estimación de biomasa y carbono aéreo

Para estimar la biomasa y carbono aéreo de *Pinus greggii* se utilizaron las ecuaciones propuestas por Pacheco *et al.* (2007) estimadas para plantaciones jóvenes (Figura 15).

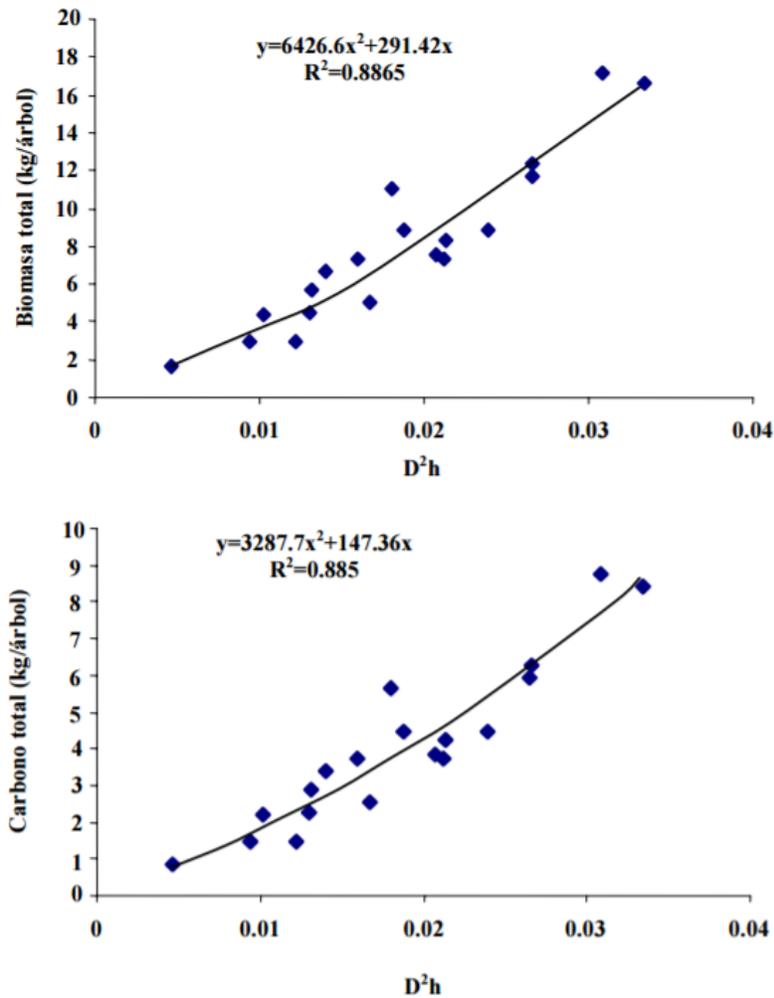


Figura 15. Ecuaciones para estimar biomasa y carbono aéreo, para una plantación de *Pinus greggii* de seis años de edad.

Pacheco *et al.* (2007) mencionan que el contenido de carbono aéreo de esta plantación resultó ser similar a la proporción de 50% que se maneja en lo general como concentración de carbono en el tejido vegetal (Brown, 1997; Schlesinger, 1997). En el cual, del total de la biomasa seca aérea, en el fuste se ubicó el 51%, en las ramas el 24% y en el follaje el 25%.

Una vez obtenidos los datos de biomasa y carbono de cada árbol se sumaron para obtener estimaciones a nivel de parcela y finalmente mediante extrapolaciones se estimó por unidad de superficie.

7.7. Estimación del carbono orgánico en el suelo (COS)

Las muestras tomadas en campo se trasladaron al Laboratorio Central Universitario de la Universidad Autónoma Chapingo, donde se determinaron los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, materia orgánica y densidad aparente (Da), cuyos procedimientos están basados en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT - 2000 (Diario Oficial de la Federación, 2002).

Siguiendo la norma NOM-021-SEMARNAT -2000, la determinación del pH del suelo se realizó a través del método electrométrico, empleando una relación suelo-agua 1:2 Se procedió pesando 20 g de suelo conseguidos tras remover la muestra inicial, y se mezclaron con 40 ml de agua destilada, mediante su agitación cada cinco minutos durante 30 minutos. Se dejó reposar durante dos horas y se calibró el potenciómetro con solución reguladora de pH 7,00 usando un electrodo de vidrio sensitivo a los iones H⁺. De esta forma se midió la concentración de iones H⁺ de la solución en el momento en que la lectura se estabilizó.

El contenido de carbono orgánico tota (COS) del suelo se estimó a partir de la materia orgánica del suelo (MO), misma que se evaluó por el método propuesto por Walkley y Black (1934). Este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una disolución de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₄) y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄). Después de un tiempo de espera la mezcla se diluye, se adiciona ácido fosfórico para evitar interferencias de Fe³⁺ y el dicromato de potasio residual es valorado con sulfato ferroso (FeSO₄ 1N. pH 7). Se aplicó como corrección el factor de Van Benmelen de 1.724 que resulta de la suposición de que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de Carbono ($1/0.58 = 1.724$),

Para determinara la Densidad aparente (DA) se utilizó el método del terrón parafinado. Este método consiste en conocer la masa pesando un terrón y el volumen se obtiene de forma indirecta recubriendo el terrón con una capa de parafina y midiendo el empuje al sumergirlo en un líquido. Se extraen terrones de unos 2 cm. de la muestra de suelo y tras secarlos en estufa a 105°C hasta peso constante, se pesan para obtener la masa del terrón al aire. Se pesa un hilo y se ata al terrón por un extremo. Con ayuda de un hilo, se

sumerge el terrón en un bote con parafina derretida de densidad conocida hasta quedar cubierto por una la mina delgada y tras su pesado, se obtiene la masa del terrón parafinado. El terrón parafinado se sumergió en alcohol etílico de densidad 0,785 g/cm³, se mide la diferencia de volumen antes y después de la inmersión y se realizaron los cálculos correspondientes para obtener la densidad aparente del terrón (Figura 16).

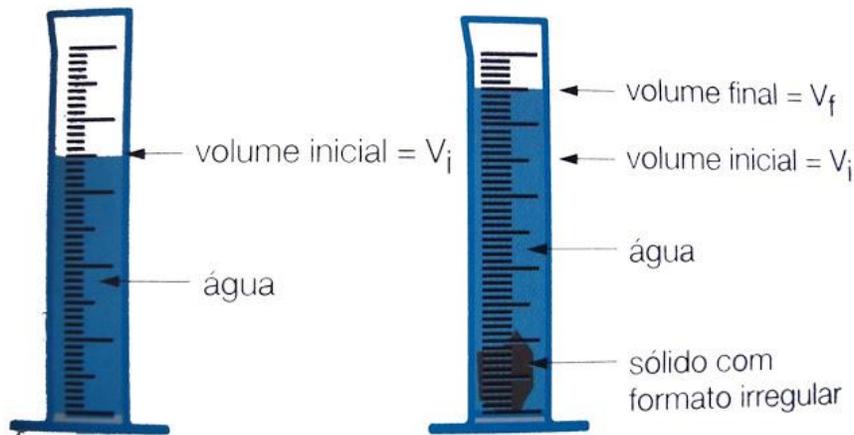


Figura 16. Determinación de densidad aparente por el método del terrón parafinado.

El contenido de COS por unidad de superficie (Mg ha⁻¹) en cada punto se estimó a partir del porcentaje del COS, de la Dap y de la profundidad del suelo utilizando la ecuación propuesta por González *et al.* (2008):

$$\text{COS} = \text{CO} (\text{Dap}) \text{Ps}$$

Dónde: COS=Carbono orgánico total en suelo por superficie (Mg ha⁻¹); CO= Carbono orgánico total (%); Da= Densidad aparente (g cm⁻³); Ps= Profundidad del suelo (cm).

7.8. Análisis estadístico

La variación de la supervivencia, DAP, DB, AT, biomasa aérea, carbono aéreo, COS fueron explorados mediante el análisis de varianza de dos factores (edad y pendiente). Cuando un factor fue significativo se realizaron comparaciones múltiples con la Prueba de Tukey. Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico InfoStat con un nivel de confianza del 95%.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Zonificación

Inicialmente se identificaron diferentes sistemas de reforestación, pero debido a que por su extensión son poco representativos y trabajando sobre un enfoque de cronosecuencias, se decidió trabajar únicamente una sola especie de pino (*Pinus greggii*) asociada con roturación de suelo en curvas a nivel en suelos tipo regosol, tomando como variables las diferentes edades (1 a 8 años) y dos condiciones de pendiente (1-5° y 5-15°). Adicionalmente, se seleccionaron áreas con escasa vegetación (AEV) adyacentes a las reforestaciones, las cuales fueron utilizadas como áreas de referencia (testigo) para las variables evaluadas en el suelo. Las características de las zonas identificadas se muestran en el Cuadro 2 y Figura 17.

Cuadro 2. Características de las reforestaciones y área con escasa vegetación (AEV), en la Mixteca Alta de Oaxaca.

N°	Edad	Especie	Práctica de suelo	Suelo	Pendiente (°)	Clasificación	Superficie (ha)
1	1	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	75.51
2	1				5 - 15	Moderadamente inclinada	149.77
3	2	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	101.75
4	2				5 - 15	Moderadamente inclinada	162.85
5	3	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	58.64
6	3				5 - 15	Moderadamente inclinada	172.35
7	4	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	86.45
8	4				5 - 15	Moderadamente inclinada	50.57
9	5	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	12.15
10	5				5 - 15	Moderadamente inclinada	19.10
11	6	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	23.38
12	6				5 - 15	Moderadamente inclinada	37.72
13	8	<i>Pinus greggii</i>	Roturación	Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	13.74
14	8				5 - 15	Moderadamente inclinada	42.07
15		AEV ^φ		Regosol	1 - 5	Ligeramente inclinada	
16					5 - 15	Moderadamente inclinada	

^φAEV: áreas con escasa vegetación.

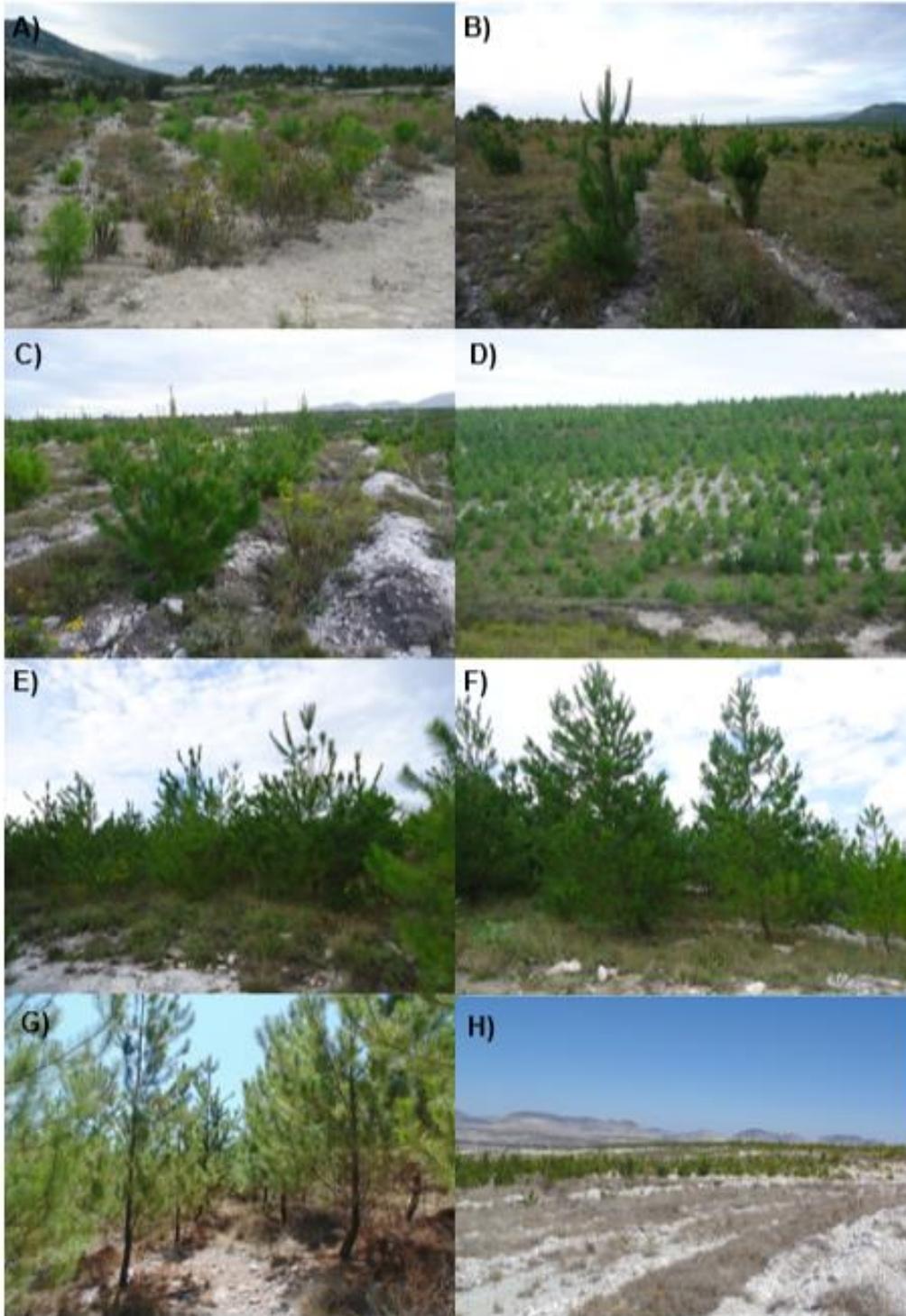


Figura 17. Reforestaciones de *Pinus greggii* en la Mixteca Alta de Oaxaca. A- G Reforestaciones de 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 8 años de edad; H: AEV.

Preparación del suelo

El proceso de roturación del suelo consistió en el rompimiento y fragmentación en franjas trazadas en curvas a nivel separadas a 3 m de distancia, de capas compactadas, endurecidas (denominadas comúnmente tepetate o caliche) mediante el paso de un tractor de oruga D6 con ripper integrado realizando un corte de 0.40 cm de profundidad, con lo cual se permite el establecimiento de reforestaciones (Figura 18).

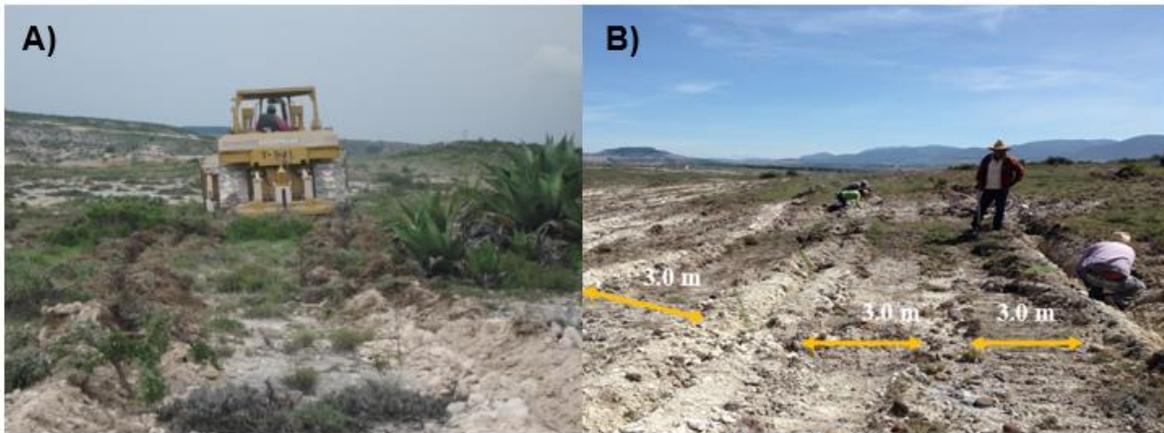


Figura 18. A) Maquinaria utilizada en la roturación; **B)** Diseño esquemático de la superficie roturada.

8.2 Características dasométricas

El Cuadro 3 muestra los resultados de las variables densidad de plantación (D), supervivencia (S), diámetro a la base (DB), diámetro normal (DN) y altura total (AT) presentes en las reforestaciones evaluadas.

Las reforestaciones fueron establecidas en un marco de plantación de 3 m entre hileras x 3 m entre plantas, con una densidad promedio 1,100 plantas por hectárea. En el muestreo se estimó el número de árboles que vario de 670 a 1,025 por hectárea, lo que permitió estimar la sobrevivencia, la cual vario entre 60 y 93% (Cuadro 3). Se observa que todos los valores de supervivencia se encuentran por arriba del 60% y de acuerdo con Torres y Magaña (2001) un 60% de supervivencia es aceptable para plantaciones de protección. Estos resultados son similares a los reportados por Vásquez-García *et al.* (2016), quienes encontraron supervivencias de 74.48% y 71.00% en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm en dos comunidades de la Mixteca Alta de Oaxaca.

Cuadro 3. Características dasométricas de reforestaciones de *Pinus greggii* en la Mixteca Alta de Oaxaca.

Edad (años)	Pendiente (%)	*D (N ^{††} ha ⁻¹)	**S (%)	°DB (cm)	°°DN (cm)	†AT (m)
1	1-5	670.00 ± 43	60.91 ± 3.96	1.41 ± 0.21		0.50 ± 0.05
	5-15	908.33 ± 96	82.58 ± 8.74	1.37 ± 0.26		0.55 ± 0.06
2	1-5	683.33 ± 54	62.12 ± 4.97	2.81 ± 0.11		1.26 ± 0.11
	5-15	850.00 ± 86	77.27 ± 7.87	2.72 ± 0.06		1.13 ± 0.19
3	1-5	858.00 ± 54	78.00 ± 4.99	3.72 ± 0.65		2.24 ± 0.35
	5-15	708.33 ± 23	64.39 ± 2.14	2.43 ± 0.16		1.53 ± 0.22
4	1-5	681.00 ± 31	61.91 ± 2.84		5.03 ± 0.55	3.45 ± 0.66
	5-15	783.33 ± 83	71.21 ± 7.58		2.82 ± 0.40	2.57 ± 0.18
5	1-5	792.00 ± 59	72.00 ± 5.43		5.78 ± 0.36	4.27 ± 0.43
	5-15	1025.00 ± 14	93.18 ± 1.31		5.04 ± 0.31	4.00 ± 0.30
6	1-5	876.67 ± 14	79.70 ± 1.32		7.76 ± 0.15	5.82 ± 0.92
	5-15	871.67 ± 61	79.24 ± 5.61		6.53 ± 0.28	4.82 ± 0.49
8	1-5	733.33 ± 8	66.67 ± 0.76		9.17 ± 0.51	6.47 ± 0.20
	5-15	750.00 ± 43	68.18 ± 3.94		8.48 ± 0.07	5.49 ± 0.51

*D: densidad de plantación; **S: Supervivencia; °DB: diámetro a la base; °°DN: diámetro a la base; †AT: altura total; ††N: número de árboles. Medias ± Error Estándar ($n = 3$).

La supervivencia no fue afectada significativamente por la interacción edad-pendiente, ni por el efecto individual del factor edad, pero si por el efecto individual de la pendiente (Cuadro 4), observándose una tendencia en la cual, en pendientes mayores, hay mayor supervivencia (Figura 19), pero menor crecimiento. Esto coincide con lo reportado por Gómez-Romero *et al.* (2012), en plantaciones de *P. cembroides*, *P. greggii*, *P. devoniana* y *P. pseudostrobus* establecidas en sitios severamente degradados de Michoacán, quienes encontraron que a menor pendiente, menor supervivencia, pero mayor crecimiento en diámetro de las especies; y a mayor pendiente, mayor supervivencia, pero menor diámetro.

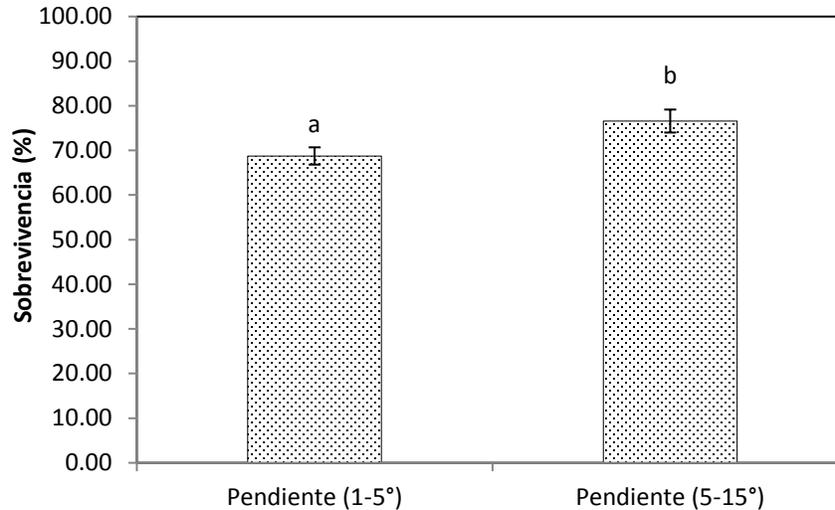


Figura 19. Supervivencia de reforestaciones de *Pinus greggii* en dos condiciones de pendiente (1-5° y 5-15°) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

La altura promedio para la reforestación de un año fue de 0.53 m, de 1,20, 3.02, 4,14 y 5.98 m para reforestaciones de dos, cuatro, cinco y ocho años respectivamente, comparado esto valores con los reportados por Vásquez-García *et al.* (2016) quienes evaluaron la misma especie en una zona cercana al aérea de estudio y reportan alturas de 0.90 m, 1.01 m, 2.31 m, 3.41 m y 4.48 m para plantaciones de uno, dos, cuatro, cinco y ocho años respectivamente. Puede notarse que para uno y dos años de edad de las plantaciones los valores son similares, pero para el resto de las edades los valores reportados en este estudio son mayores.

Por otra parte, en el norte del país (Iturbide, Nuevo León), al rehabilitar sitios degradados con especies del género *Pinus* (*P. pseudostrobus*, *P. greggii*, *P. cembroides*, *P. halepensis* y *P. brutia*), después de 9 años de establecimiento la especie que alcanzó mayor altura fue *P. greggii* (5.17 m promedio) y la de menor talla fue *P. cembroides* (1.16 m) (Domínguez-Calleros *et al.*, 2001), información similar a la que se encontró en el presente estudio.

En relación al DB promedio, para árboles de un año de edad fue de 1.37 cm mientras que para árboles de tres años de edad fue de 3.72 cm, en cuanto al DN este osciló entre 2.82 cm a 9.17 cm (Cuadro 3). Muñoz *et al.* (2012) reporta valores de diámetro normal de 12.37 y una altura de 7.38 m en una plantación de *P. greggii* Engelm a la edad de seis años en la Sierra Purépecha de Michoacán, valores superiores tanto en altura como en diámetro normal a los encontrados en este estudio.

De acuerdo con el análisis de varianza tanto la altura total como el diámetro normal presentaron diferencias significativas solo por el efecto independiente de los factores edad y pendiente, mientras que el diámetro a la base únicamente presentó diferencias significativas por el efecto independiente del factor edad.

Cuadro 4. Análisis de varianza de DB, DAP y AT.

Variable	F.V.	SC	gl	CM	Valor F	Valor p
Sobrevivencia (S)	Modelo.	3461.02	13	266.23	3.51	0.0026
	Edad	1328.23	6	221.37	2.92	0.0645
	Pendiente	642.51	1	642.51	8.47	0.0070
	Edad*Pendiente	1490.27	6	248.38	3.27	0.0844
	Error	2124.55	28	75.88		
	Total	5585.57	41			
Altura total (AT)	Modelo.	161.18	13	12.40	24.61	<0.0001
	Edad	156.17	6	26.03	51.66	<0.0001
	Pendiente	3.28	1	3.28	6.52	0.0164
	Edad*Pendiente	1.72	6	0.29	0.57	0.7506
	Error	14.11	28	0.50		
	Total	175.29	41			
Diámetro normal (DN)	Modelo.	92.18	7	13.17	32.98	<0.0001
	Edad	81.01	3	27.00	67.63	<0.0001
	Pendiente	8.95	1	8.95	22.43	0.0002
	Edad*Pendiente	2.22	3	0.74	1.85	0.1782
	Error	6.39	16	0.40		
	Total	98.57	23			
Diámetro a la base (DB)	Modelo.	12.14	5	2.43	8.38	0.0013
	Edad	9.66	2	4.83	16.66	0.0003
	Pendiente	1.01	1	1.01	3.47	0.0871
	Edad*Pendiente	1.48	2	0.74	2.55	0.1190
	Error	3.48	12	0.29		
	Total	15.62	17			

SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de libertad, CM = Cuadrado de la media, F= Estadístico F de Fisher y p= Probabilidad.

En general las variables de crecimiento (DB, DN y AT) en función de la edad tuvieron un comportamiento positivo, es decir, conforme aumenta la edad de la reforestación, también incrementa el DB, DN y AT. Muñoz *et al.*, (2012) también encontraron que la altura y diámetro normal de los árboles se incrementó con la edad en una plantación de *Pinus greggii* en la Sierra Purépecha en Michoacán.

Se realizó el análisis entre la edad y la altura total; representado en la Figura 20 una relación lineal, la cual predice satisfactoriamente la altura total a partir de la edad, dado que presentó un coeficiente de determinación (r^2) de 0.9721 indicando que el 97.21% de los datos se encuentran representados en el modelo. Se observa un ajuste casi perfecto, esto puede atribuirse a que el crecimiento y desarrollo de los árboles se dio condiciones climáticas, edáficas y de manejo similares, siendo así la edad una buena variable productora de la altura.

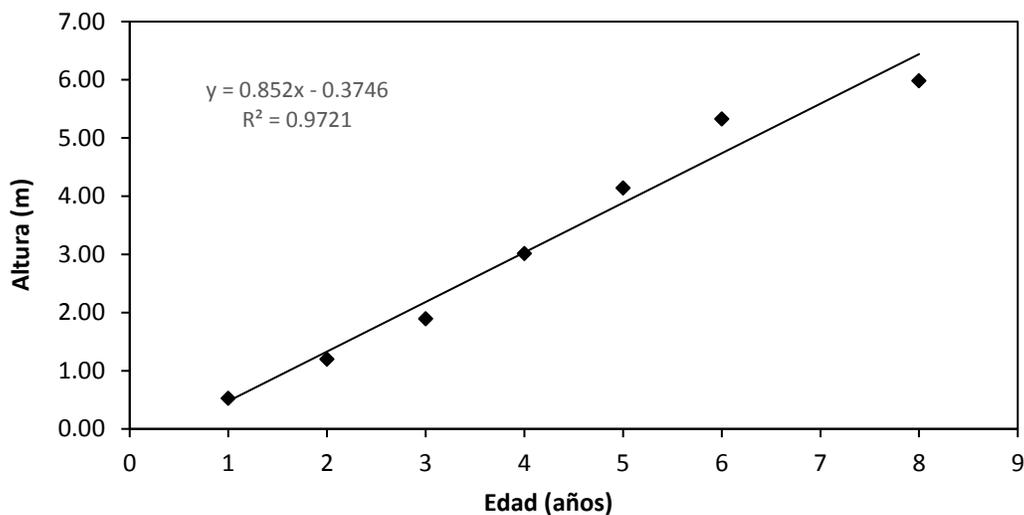


Figura 20. Relación edad y altura de *Pinus greggii* en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.

La altura total de *Pinus greggii* presentó diferencias significativas entre las edades. En la Figura 21 se muestran la altura total promedio de los árboles por edad y su error estándar. La altura total fue mayor en edades de 6 y 8 años, que en edades de 4 y 5 años y estas a su vez mayores que las de 3, 2 y 1 año. La mayor altura total se reporta para reforestaciones de 8 años con un promedio de 5.98 m y la menor altura para reforestaciones de un año con un promedio de 0.53 m.

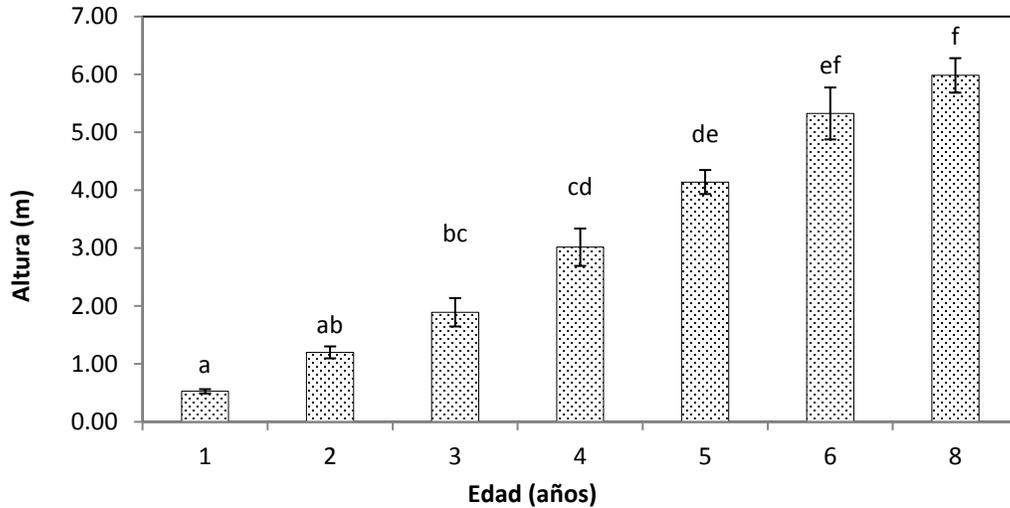


Figura 21. Altura total de *Pinus greggii* en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Barras de error indican error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

Además, se realizó el análisis entre la edad y el DAP; representado en la Figura 22 una relación lineal positiva, que fue la que mejor se ajusta con un coeficiente de determinación (r^2) de 0.9708 indicando que el 97.08% de los datos se encuentran representados en el modelo. Esto nos indica que, a mayor edad, mayor DN, lo cual se puede explicar debido a que las condiciones climáticas, edáficas y de manejo en las reforestaciones son similares.

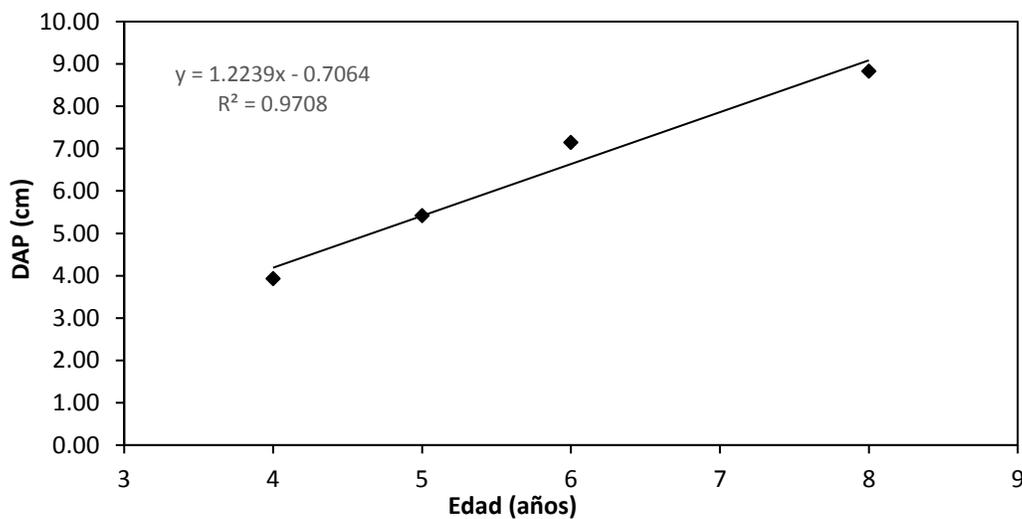


Figura 22. Relación edad y DN de *Pinus greggii* en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.

El diámetro normal de *Pinus greggii* también varió significativamente entre las edades, siendo estadísticamente diferente en todas las edades. En la Figura 23 se muestra el diámetro normal promedio de los árboles por edad y su error estándar. El mayor DN se reporta para reforestaciones de 8 años con un promedio de 8.83 cm, mientras que el menor diámetro se reporta para reforestaciones de 4 años con un promedio de 3.93 cm.

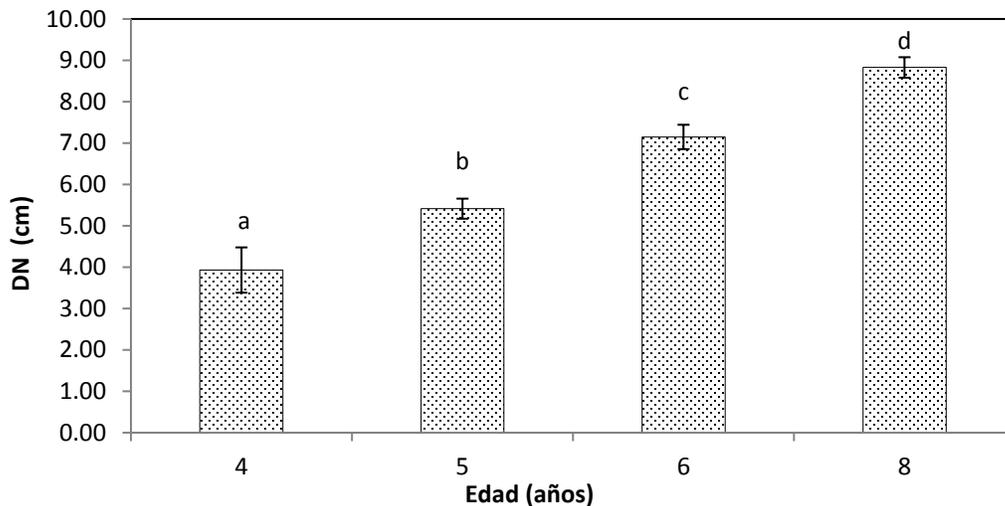


Figura 23. Diámetro normal de *Pinus greggii* en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Barras de error indican error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

En cuanto al diámetro a la base de *Pinus greggii*, al igual que en la altura total y diámetro normal se presentaron diferencias significativas entre las edades, siendo estadísticamente igual en edades de 3 y 2 años, pero diferente para 1 año. En la Figura 24 se muestra el DB promedio de los árboles por edad y su error estándar. El mayor DB se reporta para reforestaciones de 3 años con un promedio de 3.08 cm mientras que el menor diámetro se reporta para reforestaciones de 1 año con un promedio de 1.40 cm.

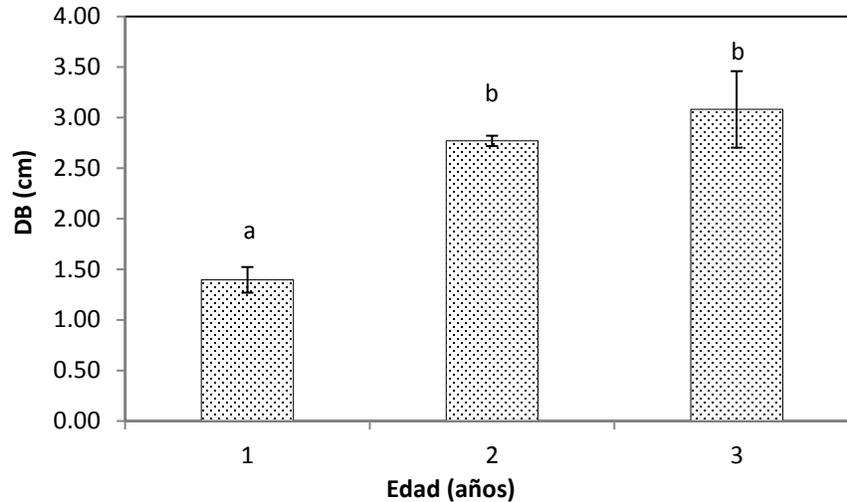


Figura 24. Diámetro a la base de *Pinus greggii* en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Barras de error indican error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

Para el caso del efecto de la pendiente, la altura total y diámetro normal tuvieron un comportamiento negativo, es decir, conforme aumenta el grado de pendiente, disminuye la altura total y el diámetro normal, observándose diferencias significativas entre las dos condiciones de pendiente (1-5° y 5-15°) (Figuras 25 y 26). El DB no se vio influenciado por el efecto de la pendiente. La pendiente de 1-5° presenta mayor altura y diámetro normal con 3.43 m y 6.94 cm respectivamente. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Gómez-Romero *et al.* (2012).

Este comportamiento puede deberse a que las pendientes más pronunciadas están menos expuestas a los rayos solares, y por tanto más húmedas y con temperaturas menores (Ramírez-Contreras y Rodríguez-Trejo, 2004) logrando así mayor supervivencia de individuos (Cuadro 3), lo cual ocasiona mayor competencia por nutrientes y luz, ocasionando que estos individuos crezcan menos. También se puede atribuir a que los suelos en pendientes mayores se encuentren más degradados y en consecuencia son menos fértiles, lo que se manifiesta en un menor crecimiento.

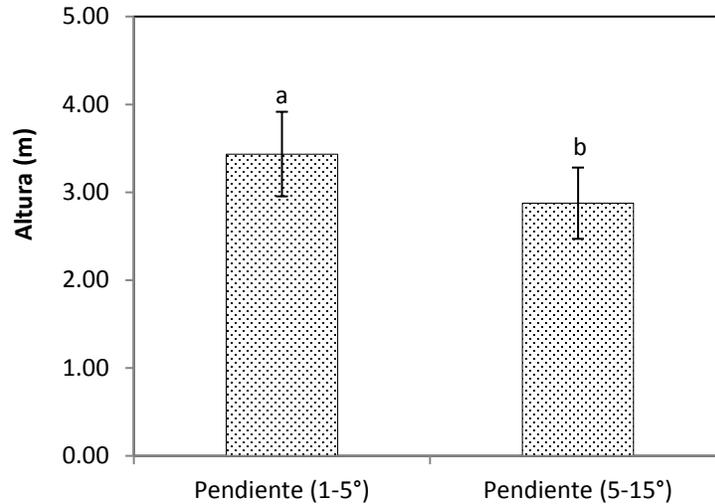


Figura 25. Altura total de *Pinus greggii* por categoría de pendiente. Barras de error indican error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0.05$).

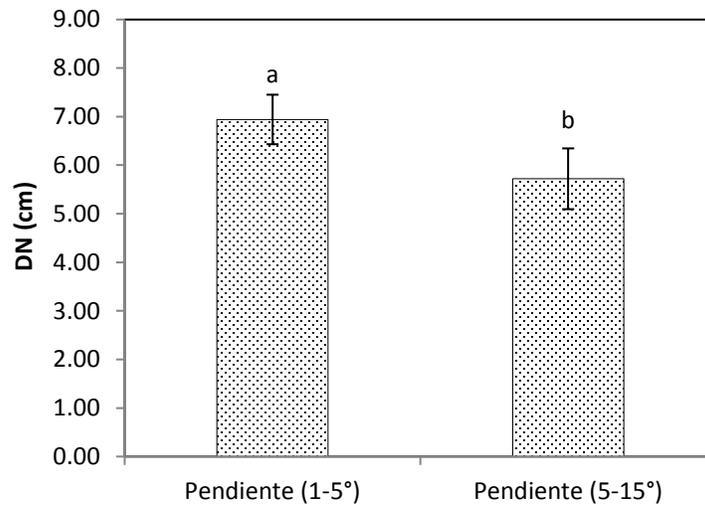


Figura 26. Diámetro normal de *Pinus greggii* por categoría de pendiente. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

Se observa un buen crecimiento de *Pinus greggii* de acuerdo con su edad, esto se puede atribuirse a que esta especie se adapta a condiciones adversas del medio ambiente como lo es su crecimiento en suelos de baja fertilidad o degradados, siendo así una especie potencial para programas de restauración (Gutiérrez *et al.*, 2012, Domínguez-Calleros *et al.*, 2017). Además, el crecimiento también pudo haberse favorecido por el manejo que

se les da a las reforestaciones, como un mantenimiento después de un año de su establecimiento, que consiste principalmente en la reconstrucción de un cajete, obra que promueve el almacenamiento del agua, la roturación del suelo que permite mayor infiltración del agua y penetración de las raíces, así como el cercado que sirve como protección contra el ganado.

8.3 Estimación de biomasa y carbono aéreo

En el Cuadro 5, se muestra el contenido de biomasa (Mg ha^{-1}) y carbono aéreo (Mg ha^{-1}) en reforestaciones de *Pinus greggii* de diversas anualidades (4 a 8 años), bajo dos condiciones de pendiente ($1-5^\circ$ y $5-15^\circ$). El valor más bajo de biomasa y carbono aéreo fue de 0.96 Mg ha^{-1} y 0.49 Mg ha^{-1} respectivamente para reforestaciones de cuatro años con pendiente de $5-15^\circ$, el cual presenta diferencia significativa respecto a los valores más altos 41.08 Mg ha^{-1} y 20.95 Mg ha^{-1} para reforestaciones de 8 años de edad con pendiente de $1-5^\circ$. Para las reforestaciones de uno a tres años no se presentan valores de biomasa aérea, debido a que las ecuaciones existentes para estimar biomasa y carbono para la especie utilizan el DN y AT como variables predictores, y para las edades de 1 a 3 años no se registra aun el DN.

Cuadro 5. Contenido de biomasa y carbono aéreo en reforestaciones de *Pinus greggii* en la Mixteca Alta de Oaxaca.

Edad (años)	Pendiente (°)	Biomasa (Mg ha^{-1})	Carbono (Mg ha^{-1})
4	1-5	3.57 ± 0.38	1.82 ± 0.20
	5-15	0.96 ± 0.19	0.49 ± 0.10
5	1-5	7.99 ± 0.74	4.07 ± 0.38
	5-15	7.29 ± 0.44	3.72 ± 0.23
6	1-5	36.06 ± 5.10	18.39 ± 2.60
	5-15	16.41 ± 1.24	8.37 ± 0.63
8	1-5	41.08 ± 1.43	20.95 ± 0.73
	5-15	33.94 ± 3.22	17.30 ± 1.64

Medias \pm Error Estándar ($n = 3$).

Pacheco-Escalona *et al.* (2007) reportan valores de biomasa y carbono aéreo de 35.2 y 17.9 Mg ha⁻¹ en plantaciones de *P. greggii* de seis años de edad, lo que se asemeja a lo encontrado en este estudio que fue de 36,06 y 18.39 Mg ha⁻¹ de biomasa y carbono aéreo respectivamente para la plantación de seis años en una pendiente de 1 a 5%.

La biomasa aérea fue superior a la de otros estudios. Ventura-Ríos *et al.* (2017) reportan 12.17 Mg ha⁻¹ y 14,16 Mg ha⁻¹ de biomasa para reforestaciones de *P. greggii* de 12 y 14 años respectivamente, comparando estos resultados con los obtenidos en el presente estudio, se puede observar que se obtuvo casi el doble de biomasa en reforestaciones más jóvenes. Por otro lado, Aguilar (2009) obtuvo valores de contenido de biomasa aérea de 30.06 t ha⁻¹, cuyo contenido de carbono fue de 15.03 t C ha⁻¹, y Mora (2010) de 24.24 t ha⁻¹ y un almacén de carbono de 12.12 t ha⁻¹ en plantaciones de *P. greggii* de 16 años de edad. Valores por debajo de lo reportados en este estudio.

Existen diversos factores que influyen en la producción de biomasa tales como el clima, especie, edad, calidad de sitio, fertilización, posición sobre la pendiente, elevación, exposición, densidad del rodal, uso y manejo, entre otros (Garcidueñas, 1987). Las diferencias encontradas con estos estudios pueden atribuirse a factores bióticos como la exposición solar, y las condiciones del suelo, la calidad y manejo del sitio y disponibilidad de nutrientes (Wang *et al.*, 1998; Corbett, 2001; Park *et al.*, 2010; Rodríguez-Ortíz *et al.*, 2011), las cuales varían de una localidad a otra, así como también la metodología empleada para estimar esta variable, que pueden influir en la respuesta en crecimiento y acumulación de biomasa de las especies vegetales (Figueroa-Navarro *et al.*, 2010; West, 2014). Por ejemplo, pequeñas variaciones en las características del suelo y las condiciones limitantes de humedad, influyen en el crecimiento de los árboles, y por tanto en la capacidad de almacenar biomasa (Healy *et al.*, 2008; Van Breugel *et al.*, 2011).

De acuerdo con el análisis de varianza (Cuadro 6) el contenido de biomasa y carbono aéreo fueron afectados significativamente por los efectos individuales de los factores edad y pendiente y su interacción.

Cuadro 6. Análisis de varianza aplicado a la biomasa y carbono aéreo

Variable	F.V.	SC	gl	CM	Valor F	Valor p
Biomasa	Modelo.	5482.89	7	783.27	50.83	<0.0001
	Edad	4816.11	3	1605.37	104.19	<0.0001
	Pendiente	339.82	1	339.82	22.05	0.0002
	Edad*Pendiente	326.95	3	108.98	7.07	0.0031
	Error	246.54	16	15.41		
	Total	5729.42	23			
Carbono aéreo	Modelo.	1426.10	7	203.73	50.83	<0.0001
	Edad	1252.67	3	417.56	104.19	<0.0001
	Pendiente	88.39	1	88.39	22.05	0.0002
	Edad*Pendiente	85.04	3	28.35	7.07	0.0031
	Error	64.12	16	4.01		
	Total	1490.22	23			

SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de libertad, CM = Cuadrado de la media, F= Estadístico F de Fisher y p= Probabilidad.

Comportamiento de la biomasa y carbono aéreo en función de la edad

El contenido de carbono y biomasa en función de la edad tuvo un comportamiento positivo, es decir, conforme aumenta la edad de la reforestación, incrementa el contenido de carbono y biomasa, lo cual es de esperarse debido a que los árboles al crecer, absorben carbono de la atmósfera y lo fijan en su madera (FONAM, 2005).

Se realizó el análisis entre la edad y biomasa; representado en las Figura 27 una relación logarítmica, que es la función que mejor se ajusta con un coeficiente de determinación (r^2) de 0.9476, indicando que el 94.76% de los datos se encuentran representados en el modelo. Los pronósticos del modelo son congruentes con la literatura, en el sentido que, a mayor edad mayor producción de biomasa (Oliva *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2011, Ventura *et al.*, 2017).

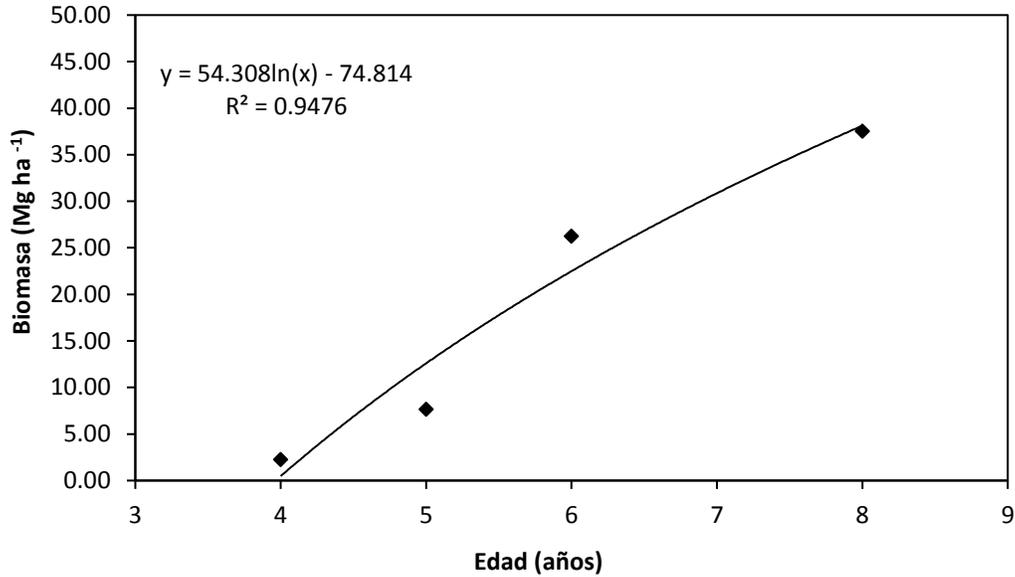


Figura 27. Relación edad y contenido de biomasa en reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.

También se realizó el análisis entre la edad y carbono aéreo; representado en las Figura 28 una relación logarítmica, que es la función que mejor se ajusta con un coeficiente de determinación (r^2) de 0.9476, indicando que el 94.76% de los datos se encuentran representados en el modelo.

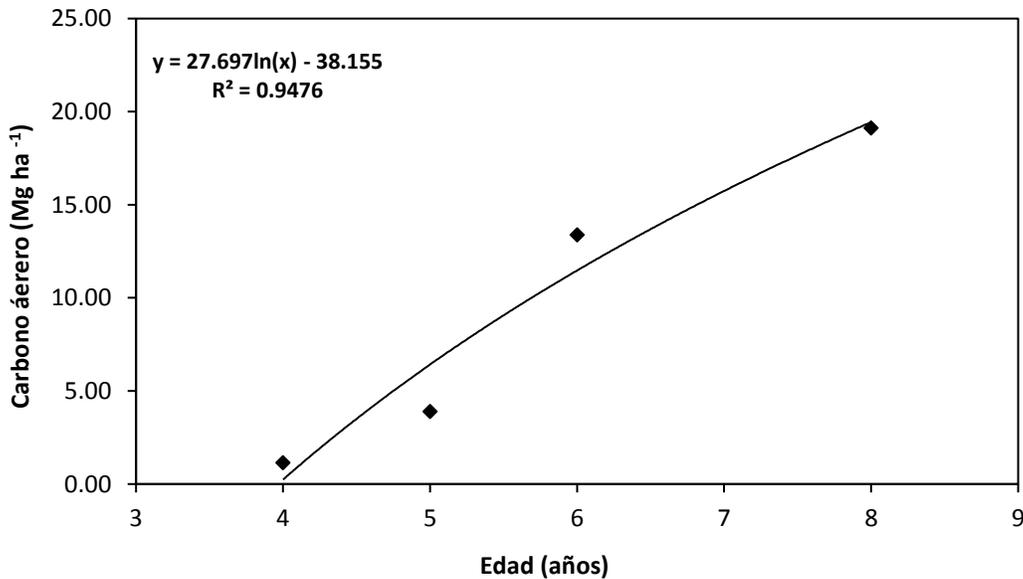


Figura 28. Relación edad y contenido de carbono aéreo en reforestaciones *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.

Resultados similares encontraron Oliva *et al.* (2017), en su estudio sobre *Pinus patula*, donde la biomasa y carbono de esta especie aumento gradualmente conforme creció la edad, estos resultados también concuerdan con los obtenidos por Li *et al.* (2011) quienes examinaron los depósitos de biomasa y carbono en plantaciones de *P. koraiensis* en una cronosecuencia (8, 19, 30, 35 y 51 años), observando que la biomasa aérea y total aumentó con la edad de las plantaciones. Por su parte Chávez-Aguilar *et al.* (2016), reporta que la producción de biomasa aérea total de *Pinus patula*, aumentó a lo largo de la cronosecuencia. Sin embargo, en las primeras etapas de desarrollo del rodal no se encontraron diferencias estadísticas entre las anualidades, sino a partir de 24 años después de la cosecha.

El contenido de biomasa presentó diferencias significativas entre las edades, siendo estadísticamente igual en edades de 4 y 5 años, pero diferentes tanto para 6 y 8 años. En la Figura 29 se muestra el contenido de biomasa por edad y su error estándar. El mayor contenido de biomasa se reporta para reforestaciones de 8 años con un promedio de 37.52 Mg ha⁻¹ mientras que el menor contenido se reporta para reforestaciones de 4 año con un promedio de 2.27 Mg ha⁻¹.

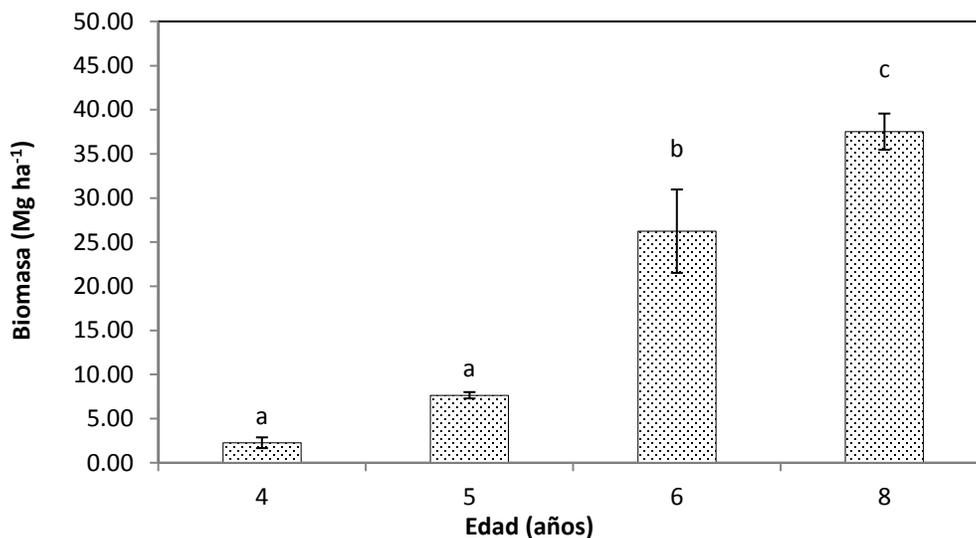


Figura 29. Contenido de biomasa (Mg ha⁻¹) de *Pinus greggii* en reforestaciones de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

El contenido de carbono aéreo presentó un comportamiento similar a la biomasa, es decir presentó diferencias significativas entre las edades, siendo estadísticamente igual en edades de 4 y 5 años, pero diferentes tanto para 6 y 8 años. En la Figura 30 se muestra el contenido de carbono aéreo por edad y su error estándar. El mayor contenido de carbono aéreo se reporta para reforestaciones de 8 años con un promedio de 19.13 Mg ha⁻¹ mientras que el menor contenido se reporta para reforestaciones de 4 años con un promedio de 1.16 Mg ha⁻¹.

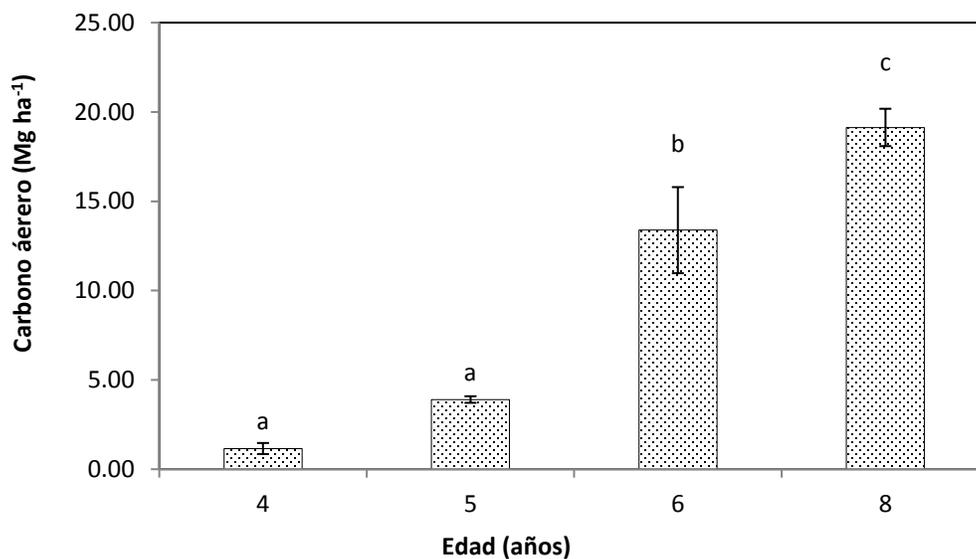


Figura 30. Contenido de carbono aéreo (Mg ha⁻¹) en reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

Este comportamiento tanto en la biomasa como en el carbono se puede explicar debido a que los árboles absorben CO₂ de la atmósfera en el proceso de fotosíntesis y lo utilizan para sintetizar azúcares y otros compuestos orgánicos utilizados en el crecimiento y el metabolismo. Sin embargo, la tasa de fijación de CO₂ por parte de los árboles no es uniforme a lo largo de su vida, sino que está en relación directa con su crecimiento. En el Cuadro 7 se puede observar la tasa de producción de biomasa y fijación de carbono aéreo.

Cuadro 7. Tasa de producción de biomasa y tasa de fijación de carbono aéreo en reforestaciones de *Pinus greggii* en la Mixteca Alta de Oaxaca.

Edad (años)	Pendiente (°)	Biomasa (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Carbono (Mg ha ⁻¹ / año ⁻¹)
4	1-5	0.89	0.46
	5-15	0.24	0.12
5	1-5	1.60	0.81
	5-15	1.46	0.74
6	1-5	6.01	3.07
	5-15	2.74	1.40
8	1-5	5.14	2.62
	5-15	4.24	2.16

Se observa que las reforestaciones en pendientes de 1-5° tienen una mayor producción de biomasa por año respecto a las reforestaciones establecidas en pendiente de 5-15°, la cual aumenta con la edad, pero para los 8 años se observa un ligero descenso. Para el caso de la pendiente de 5-15° a pesar de que la tasa de producción de biomasa es menor esta aumenta proporcionalmente con la edad.

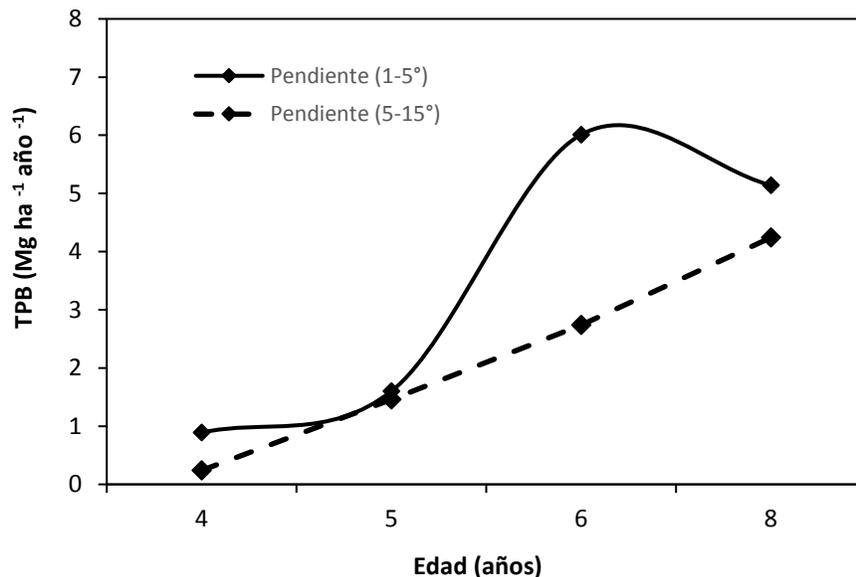


Figura 31. Tasa de producción de biomasa (TPB) en reforestaciones de *Pinus greggii* diferentes edades (1 a 8 años) en dos condiciones de pendiente en la Mixteca Alta de Oaxaca.

El contenido de carbono aéreo depende del contenido de biomasa, por lo que presenta un comportamiento similar a esta (Figura 32).

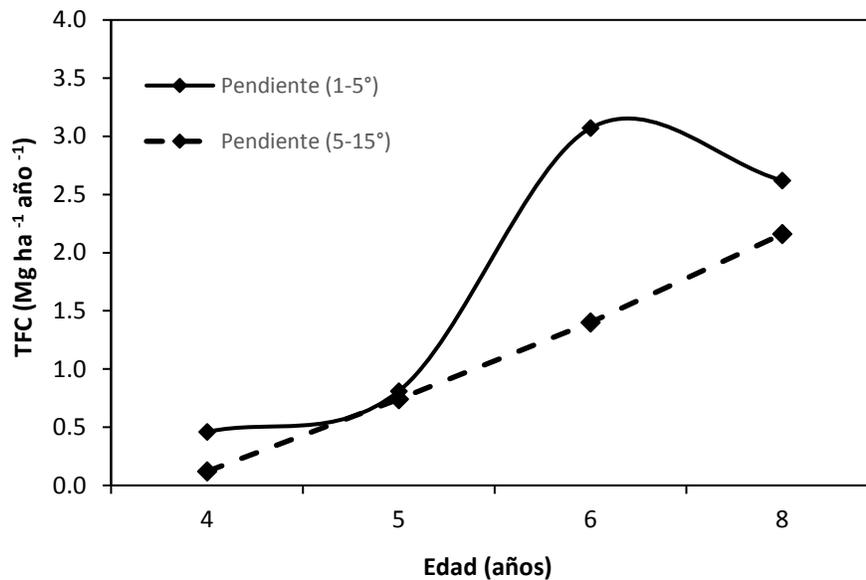


Figura 32. Tasa de fijación de carbono (TFC) en reforestaciones de *Pinus greggii* diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca.

Comportamiento de la biomasa y carbono aéreo en función de la pendiente

En este estudio puede observarse que la producción de la biomasa y en consecuencia el carbono aéreo también está relacionada con la pendiente. En pendientes de 1-5° se registraron contenidos de biomasa y carbono aéreo de 22.18 Mg ha⁻¹ y 11.31 Mg ha⁻¹ respectivamente, mientras que en pendientes de 5-15° se registraron contenidos de biomasa y carbono aéreo de 14.66 Mg ha⁻¹ y 7.47 Mg ha⁻¹ (Figura 33).

Se observa que el contenido de biomasa y carbono aéreo en pendientes de 1-5° es casi el doble de lo que se encontró en pendiente de 5-15°. Resultados similares encontró Sattler *et al.* (2014) en una reforestación establecida en áreas de pasto abandonadas en Brasil donde los árboles plantados en terrenos inclinados almacenaron solo la mitad del carbono que almacenaban los árboles plantados en terrenos planos. En otro estudio Escalante (2011) encontró que la biomasa está influenciada por la pendiente significativamente en un 30%; encontrando una relación negativa, es decir a mayor pendiente menor acumulación de biomasa en un bosque montano pluvial en la Paz, Bolivia.

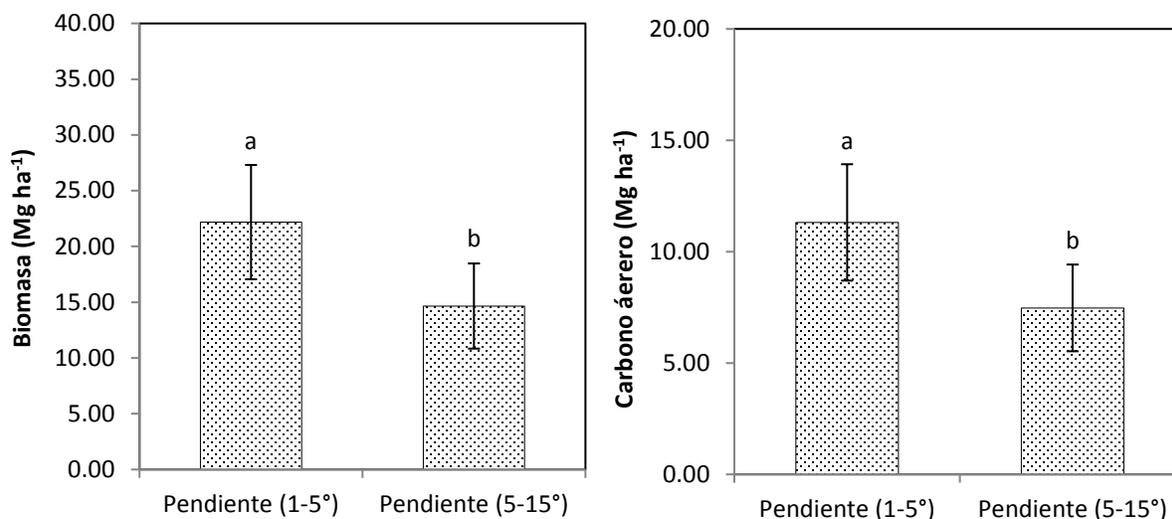


Figura 33. Contenido de biomasa y carbono aéreo en reforestaciones de *Pinus greggii* en dos condiciones de pendiente en la Mixteca Alta de Oaxaca. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

De igual manera Lin *et al.* (2012) encontró mayor acumulación de biomasa en pendiente planas que en pendientes pronunciadas en un bosque subtropical de China. Este resultado difiere con lo reportado por García-Agilar *et al.* (2015) quienes encontraron diferencias significativas por el efecto de la altitud y exposición, pero no por el grado de pendiente en un bosque de pino-encino en la Sierra Norte de Oaxaca. El comportamiento presentado en este estudio se atribuye a que se observó mayor crecimiento de los árboles en pendientes menores lo que se traduce en mayor producción de biomasa y carbono aéreo.

Comportamiento de la biomasa y carbono aéreo en función de la edad - pendiente.

Tanto el contenido de biomasa, como el carbono aéreo presentaron diferencias significativas por el efecto de la edad-pendiente. En la Figura 34 se muestra el contenido de biomasa y carbono aéreo por edad y condición de pendiente, así como su error estándar. Se observa la tendencia de a menor pendiente mayor producción de biomasa en las diferentes edades, sin embargo, solo se encuentran diferencias significativas para reforestaciones de 6 años de edad.

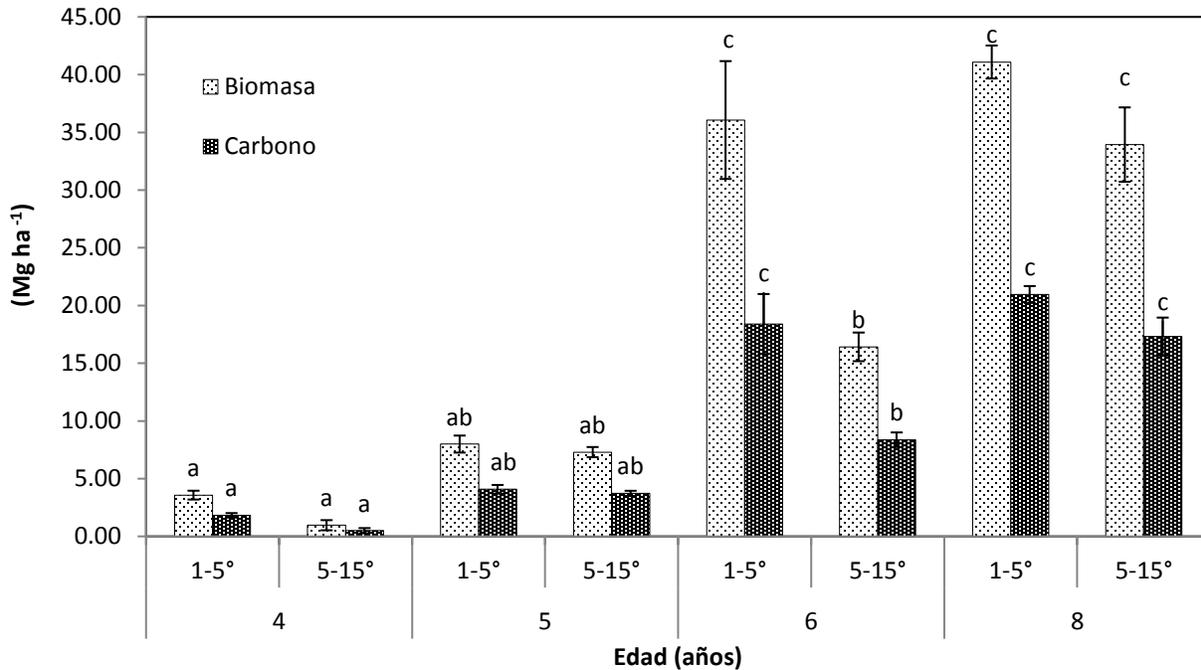


Figura 34. Contenido de biomasa y carbono aéreo en reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades en dos condiciones de pendiente. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

8.4 Propiedades físico-químicas del suelo

Las propiedades físico-químicas bajo estudio fueron pH, densidad aparente (DA), materia orgánica (M.O), carbono orgánico del suelo (COS) y conductividad eléctrica (CE) (Cuadro 8).

El valor de pH oscila entre 7.58 y 8.60 y de acuerdo a estos valores, el suelo es considerado como ligeramente alcalino a alcalino (Montenegro y Malagon, 1990). Esto se puede atribuir a que en general lo que se ha considerado suelo, es la capa de caliche o tepetate, rica en carbonato de calcio (Quatin *et al.*, 1993).

La DA es influenciada por el tipo de suelo, el clima, el pisoteo del ganado y las prácticas de manejo. Respecto a la densidad aparente se observan valores que van desde 1.01 hasta 1.26 g cm⁻³ lo que indican que no existen problemas de compactación. La baja DA registrada en las reforestaciones puede atribuirse a la roturación del suelo.

Los valores de materia orgánica encontradas en las reforestaciones oscilan entre 1.91% y 4.1%, Estrada-Herrera *et al.* (2017) y Velasco-Velasco *et al.* (2012) mencionan que los suelos de la Mixteca Alta de Oaxaca presentan deficiencias de materia orgánica, considerado esto, se consideran altos los valores de materia orgánica reportados en este estudio. Los resultados pudieron estar influenciados por el método de muestreo, ya que se colectó suelo a la mitad de la copa del árbol donde se observa más el efecto de la caída de hojarasca; la profundidad de muestreo (0-10 cm) que de acuerdo con Chávez *et al.* (2014) en esta capa los contenidos de materia orgánica son mayores porque se lleva a cabo la acumulación de restos orgánicos y su posterior descomposición, así como el método de determinación.

En este caso se utilizó el método Walkley y Black (1934) que es uno de los más utilizados para la determinación de carbono orgánico, debido a que es sencillo y económico, en comparación con el empleo de autoanalizador que entre sus principales limitaciones están la elevada inversión para su adquisición y el requerimiento de personal calificado para su manejo y mantenimiento (Cambardella *et al.*, 2001). Sin embargo, es necesario tener en cuenta que este método puede sobreestimar el carbono orgánico ya que algunos componentes con cloruros, hierro y manganeso, pueden consumir dicromato de potasio (De Vos *et al.*, 2007).

Para el caso de la conductividad eléctrica se presentan valores entre 0.15 y 0.24 dS m⁻¹; que de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT -2000 (Diario Oficial de la Federación, 2002) se consideran con efecto despreciable de salinidad.

Cuadro 8. Propiedades físico-químicas en suelos asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.

Edad (Años)	Pendiente (%)	pH	**DA (g cm ⁻³)	°M.O (%)	°°CE (Ds m ⁻¹)
1	1-5	8.31 ± 0.05	1.01 ± 0.03	1.91 ± 0.21	0.21 ± 0.01
	5-15	8.39 ± 0.04	1.05 ± 0.06	1.82 ± 0.17	0.20 ± 0.02
2	1-5	8.31 ± 0.06	1.05 ± 0.07	2.22 ± 0.08	0.16 ± 0.02
	5-15	8.22 ± 0.09	1.04 ± 0.06	2.13 ± 0.08	0.16 ± 0.03
3	1-5	7.73 ± 0.44	1.06 ± 0.06	2.36 ± 0.19	0.18 ± 0.06
	5-15	7.58 ± 0.54	1.08 ± 0.03	2.33 ± 0.13	0.17 ± 0.01
4	1-5	8.14 ± 0.07	1.00 ± 0.04	2.73 ± 0.12	0.20 ± 0.01
	5-15	8.45 ± 0.07	1.17 ± 0.06	2.77 ± 0.18	0.17 ± 0.02
5	1-5	8.28 ± 0.06	0.96 ± 0.01	3.10 ± 0.12	0.24 ± 0.02
	5-15	8.25 ± 0.01	0.93 ± 0.01	3.14 ± 0.23	0.21 ± 0.01
6	1-5	8.43 ± 0.05	1.00 ± 0.02	3.66 ± 0.09	0.16 ± 0.01
	5-15	8.37 ± 0.02	0.95 ± 0.05	3.30 ± 0.26	0.20 ± 0.03
8	1-5	8.60 ± 0.02	1.00 ± 0.06	4.06 ± 0.20	0.15 ± 0.01
	5-15	8.54 ± 0.02	1.04 ± 0.01	3.56 ± 0.09	0.19 ± 0.02
*AEV	1-5	8.50 ± 0.05	1.20 ± 0.01	1.47 ± 0.12	0.18 ± 0.02
	5-15	8.44 ± 0.10	1.26 ± 0.03	1.39 ± 0.11	0.21 ± 0.03

*AEV: área con escasa vegetación; **DA: Densidad aparente; °M.O: materia orgánica;

°°CE: Conductividad eléctrica; Medias ± Error Estándar ($n = 3$).

8.5 Carbono orgánico del suelo (COS)

En el Cuadro 9, se muestran los valores del contenido de carbono orgánico del suelo estimado (Mg ha⁻¹) en función de los años de reforestación (1 a 8 años), bajo dos condiciones de pendiente (1-5% y 5-15%).

El contenido más bajo de COS se observó en áreas con escasa vegetación. Castillo-Pacheco *et al.*, (2016) reportan valores de carbono para suelos desnudos de 16.31 Mg ha⁻¹, valor superior al registrado en AEV en este estudio. Es importante tener en cuenta este valor ya que se considera como el punto de referencia antes de las reforestaciones. El contenido más alto se encontró en suelos asociados a reforestaciones de 8 años de edad en pendientes de 1-5% y 5-15% respectivamente.

Cuadro 9. Carbono acumulado en suelos asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.

Edad (años)	Pendiente (°)	COS (%)	COS (Mg ha ⁻¹)
SSV	1-5	1.11 ± 0.12	10.29 ± 0.99
	5-15	1.05 ± 0.10	10.23 ± 0.51
1	1-5	1.28 ± 0.05	11.22 ± 1.47
	5-15	1.23 ± 0.05	10.97 ± 0.87
2	1-5	1.37 ± 0.11	13.63 ± 0.56
	5-15	1.35 ± 0.07	12.91 ± 0.41
3	1-5	1.58 ± 0.07	14.42 ± 0.25
	5-15	1.60 ± 0.10	14.68 ± 0.90
4	1-5	1.79 ± 0.07	15.90 ± 0.60
	5-15	1.82 ± 0.13	18.73 ± 1.23
5	1-5	2.12 ± 0.05	17.25 ± 0.65
	5-15	1.91 ± 0.15	16.99 ± 0.60
6	1-5	2.35 ± 0.12	21.33 ± 1.97
	5-15	2.06 ± 0.05	18.20 ± 0.68
8	1-5	0.85 ± 0.07	23.68 ± 0.85
	5-15	0.80 ± 0.06	21.65 ± 0.99

Medias ± Error Estándar ($n = 3$).

El clima, a través de la temperatura y la precipitación, juega un papel determinante en la acumulación del COS (Sims y Nielsen, 1986; Grigal y Ohmann, 1992; Eswaran *et al.*, 1993; Homann *et al.*, 1998; Batjes, 1999; y Bockheim *et al.*, 1999). Otros estudios indican que el tipo de vegetación es otro factor determinante en las evaluaciones del CO de los suelos; de tal manera que el contenido cambia con el tipo de vegetación, el tipo de material parental y los factores topográficos del área (Franzmeier *et al.*, 1985), así como el tipo de árbol y su edad (Grigal y Ohmann, 1992). Las diferencias de la acumulación de carbono para diversos ecosistemas en México son notables. Galicia *et al.* (2016), reporta que los contenidos de COS del suelo de bosques templados mexicanos oscilan ampliamente entre los tipos de suelo (Leptosoles 60 Mg ha⁻¹ contra Andosoles 559 Mg ha⁻¹; la identidad de la especie vegetal dominante (Abies 160 Mg ha⁻¹ contra *P. montezumae* 280 Mg ha⁻¹; el estadio sucesional y la edad del suelo, entre otros factores.

Respecto al carbono almacenado en suelos asociados a plantaciones forestales con fines de restauración se tienen poca información. Al respecto Vela *et al.* (2012), reporta en suelos de conservación del distrito federal reforestados con *Abies religiosa* y *Pinus* spp, valores de hasta 155.2 Mg ha⁻¹. Por otro lado, Maserá *et al.* (2001) reportan que plantaciones de restauración tienen un potencial de capturar 84 Mg C ha⁻¹ en el suelo. Báez-Pérez *et al.* (2010) mencionan que el tepetate tipo fragipán, habilitado para la producción agrícola después de dos décadas de cultivo, y un manejo agronómico con constante incorporación de residuos orgánicos, tienen capacidad para almacenar aproximadamente 90 t ha⁻¹ de C en los primeros 20 cm de profundidad. López Ortiz *et al.* (2017), reporta contenidos de carbono en suelo asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* en un área cercana al área de estudio de 26.61 Mg C ha⁻¹.

De acuerdo con el análisis de varianza para el contenido de COS no se observaron efectos significativos por la interacción edad-pendiente ni por el efecto individual del factor pendiente, pero si para efecto individual del factor edad (Cuadro 10). Estos resultados difieren con lo reportado por Avilés *et al.* (2009), quienes encontraron que los valores de COS en T C ha⁻¹, presentaron diferencias significativas entre las diferentes geoformas, presentándose la mayor reserva en la planicie con 208 T C ha⁻¹, siguiendo el valle con 186 T C ha⁻¹, la ladera con 164 T C ha⁻¹ y la menor reserva en la cresta con 159 T C ha⁻¹. El hecho de que no exista diferencia significativa de COS por el grado de pendiente puede deberse a que en comparación con otros trabajos donde se distingue una zona alta de una zona baja, en este estudio no existe un gradiente de pendiente marcado.

Cuadro 10. Análisis de varianza del contenido de carbono orgánico.

F.V.	SC	gl	CM	Valor F	Valor de p
Modelo.	799.90	15	53.33	20.02	<0.0001
Edad	765.88	7	109.41	41.08	<0.0001
Pendiente	2.11	1	2.11	0.79	0.3801
Edad*Pendiente	31.92	7	4.56	1.71	0.1414
Error	85.23	32	2.66		
Total	885.13	47			

SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de libertad, CM = Cuadrado de la media, F= Estadístico F de Fisher y p= Probabilidad.

Comportamiento del COS en función de la edad

De manera general se observa un incremento del COS en el suelo conforme aumenta la edad de las reforestaciones. Algo similar encontraron Gómez-Díaz *al.* (2012) en un bosque de encino, donde los almacenes de C del piso forestal, presentaron diferencias significativas en las tres condiciones estudiadas (secundario temprano (10 años), secundario medio (20 años) y maduro (i.e., 40 años), aumentando los valores con la edad del bosque. Uri *et al* (2012) encontró que el carbono en el suelo aumenta conforme aumenta la edad, pero no encontraron diferencias significativas entre el contenido de carbono y la edad.

También se realizó el análisis entre la edad y carbono aéreo; representado en la Figura 35 una relación logarítmica, que es la función que mejor se ajusta con un coeficiente de determinación (r^2) de 0.9476, indicando que el 94.76% de los datos se encuentran representados en el modelo.

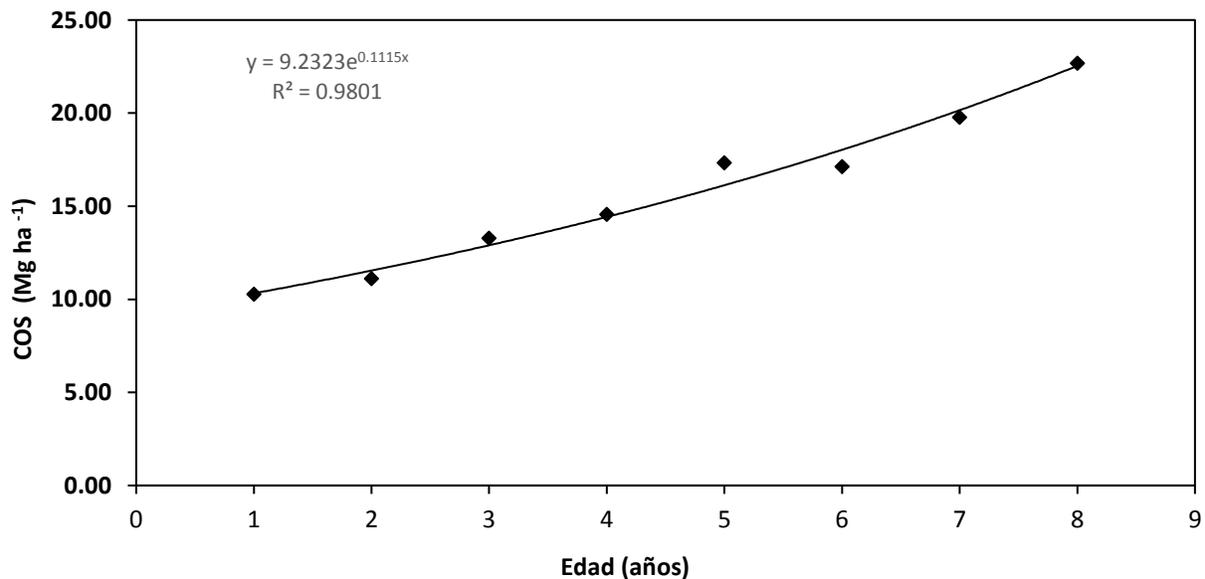


Figura 35. Carbono orgánico en suelos asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.

El contenido de COS varió significativamente entre las edades, en particular fue mayor en edades de 6 y 8 años, que en edades de 4 y 5 años y estas a su vez mayores que las de 3, 2 y 1 año (Figura 36). El mayor contenido de COS se reporta para reforestaciones de 8 años con un promedio de 22.67 Mg ha⁻¹.

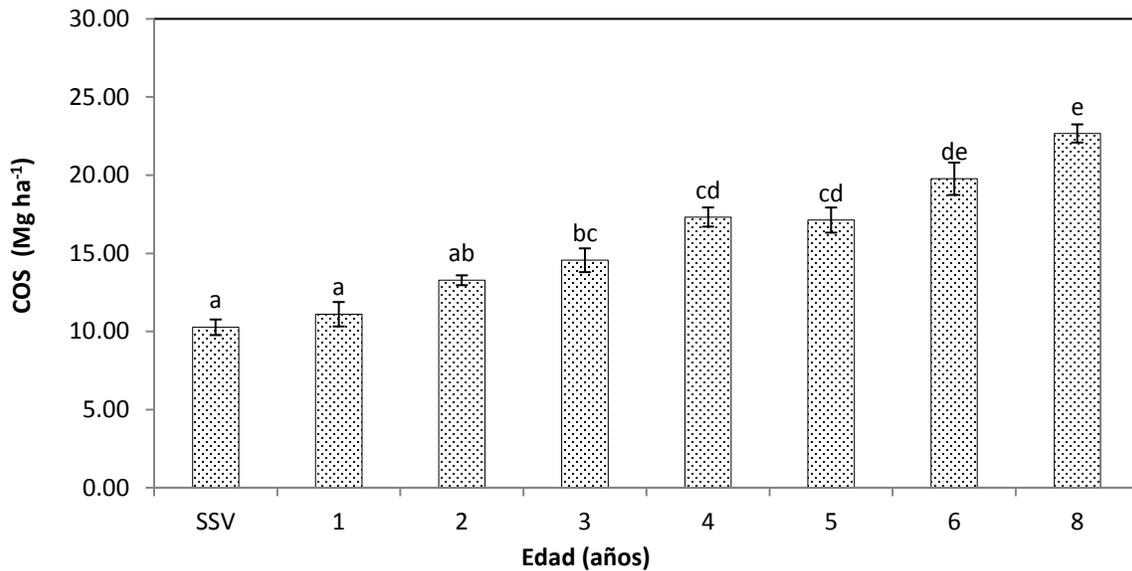


Figura 36. Carbono orgánico (CO) en suelos asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm. Las barras muestran la media \pm error estándar. Columnas con letras distintas son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$).

Se observa una tendencia donde se da una ganancia de COS con forme aumenta la edad de la reforestación, encontrando diferencia significativa entre los suelos con AEV y suelos asociados con reforestaciones de 3 años en adelante. La incorporación de nuevo carbono se atribuye a los aportes al suelo que hace la reforestación a través de la hojarasca (Luis-Mejía *et al.*, 2007). Sin embargo, haciendo un análisis de la tasa de acumulación de COS año⁻¹ se observa que este disminuye con la edad de la reforestación (Cuadro 11).

Cuadro 11. Tasa de acumulación de COS en suelos asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* bajo dos condiciones de pendiente en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.

Edad (años)	Pendiente (°)	COS (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)
1	1-5	11.22
	5-15	10.97
2	1-5	6.82
	5-15	6.46
3	1-5	4.81
	5-15	4.89
4	1-5	3.98
	5-15	4.68
5	1-5	3.45
	5-15	3.40
6	1-5	3.56
	5-15	3.03
8	1-5	2.96
	5-15	2.71

Se observa una disminución de la tasa de acumulación de COS por año tanto en pendientes de 1-5° como en pendiente de 5-15° (Figura 37).

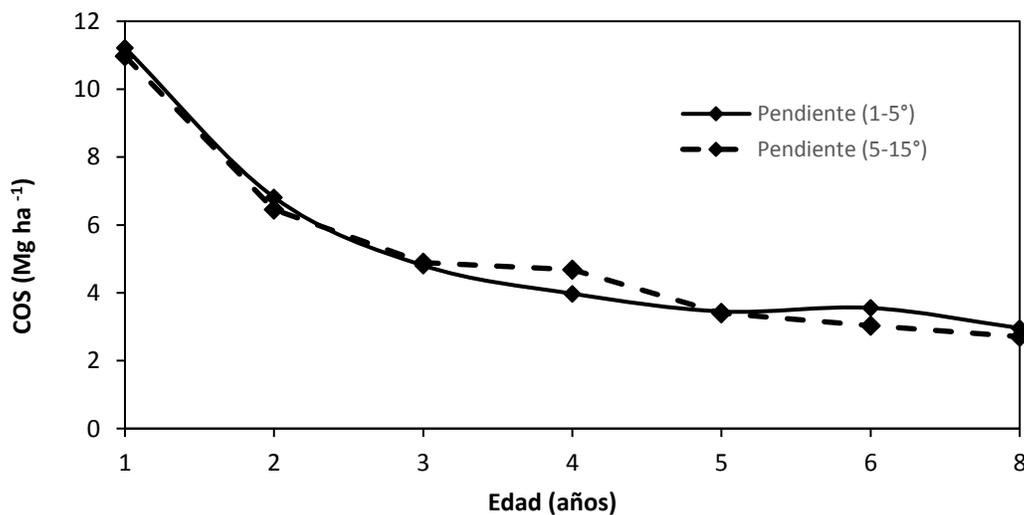


Figura 37. Tasa de acumulación de COS en suelos asociados a reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca a una profundidad de 0-10 cm.

Al respecto autores como Luis-Mejía *et al.* (2007) mencionan que reforestaciones con *Pinus michoacana* en los primeros 5 cm reducen la ganancia de carbono del suelo en los primeros cinco años de establecidas, pero éstas se duplican a los 20 años. Algo similar encontró Mujuru *et al.* (2014) en una plantación de *Pinus patula* donde el carbono disminuyó inicialmente poco después del establecimiento, pero se recuperó rápidamente a los 10 años. Por su parte García-Franco *et al.* (2014) apoyan la hipótesis de que el secuestro de C, se puede aumentar mediante el uso de técnicas adecuadas de forestación como la adición de enmiendas orgánica al suelo y técnicas de preparación de sitios que no impliquen grandes alteraciones del suelo. En este estudio no se observó una disminución de COS, pero si se observa que la tasa de acumulación empieza a decrecer con forme aumenta el año de reforestación.

A pesar de que las ganancias de COS son relativamente pequeñas, es importante resaltar que el carbono ganado en el suelo se reflejará en la calidad del suelo y los servicios que un sistema forestal pueda proveer. Otro factor a considerar es que los suelos de tierras áridas y semiáridas tienen menor probabilidad de perder carbono que los suelos húmedos (Glenn *et al.*, 1992), en consecuencia, el tiempo medio de residencia del carbono en las tierras áridas es largo, algunas veces más que en los suelos de los bosques (FAO, 2007).

8.6 Relación Carbono aéreo-COS

En el Cuadro 12, se muestran los valores del contenido de carbono aéreo y COS en reforestaciones de 1 a 8 años, bajo dos condiciones de pendiente (1-5 y 5-15). Con la finalidad de hacer más comparable las ganancias de carbono aéreo y COS, al COS obtenido por zona se le resta el valor de COS reportado para áreas con escasa vegetación, partiendo de la idea que es el COS inicial, antes de las reforestaciones.

Cuadro 12. Contenido de carbono aéreo y COS.

Edad (años)	Pendiente (°)	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	% total	COS (Mg ha ⁻¹)	% total	Total (Mg ha ⁻¹)
4	1-5	1.82 ± 0.20	24.49	15.90 ± 0.60	75.50	7.43
	5-15	0.49 ± 0.22	5.45	18.73 ± 1.23	94.54	8.99
5	1-5	4.07 ± 0.38	36.89	17.25 ± 0.65	63.10	11.03
	5-15	3.72 ± 0.23	35.49	16.99 ± 0.60	64.50	10.48
6	1-5	18.39 ± 2.60	62.48	21.33 ± 1.97	37.51	29.43
	5-15	8.37 ± 0.63	51.22	18.20 ± 0.68	48.77	16.34
8	1-5	20.95 ± 0.73	61.00	23.68 ± 0.85	38.99	34.34
	5-15	17.30 ± 1.64	60.23	21.65 ± 0.99	39.76	28.72

Medias ± Error Estándar ($n = 3$).

Se observa que en los primeros años el contenido de carbono aéreo es mayor al COS, pero a partir de los 6 años la proporción es casi del 50%-50% (Figura 38). Estos resultados refuerzan la importante labor que desempeña el componente aéreo en los ecosistemas forestales, así como las existencias de carbono orgánico del suelo, donde ambos se encuentran estrechamente relacionados, en especial el aporte que realiza la biomasa a través de la incorporación y cambios en los contenidos de materia orgánica que reciben e incorporan lentamente en los macro y microporos del suelo; ya que los árboles en crecimiento renuevan sus partes permanentemente a través de la caída de hojas, ramas, flores, frutos, corteza, etc. Esta dinámica libera carbono, una parte del cual se incorpora a la atmósfera en forma de CO₂ y el resto queda fijado en el suelo en forma de humus estable. Paralelamente a este proceso, se produce un aumento en las dimensiones del árbol (crecimiento) que se realiza a partir de la acumulación de carbono. (Pece *et al.*, 2002).

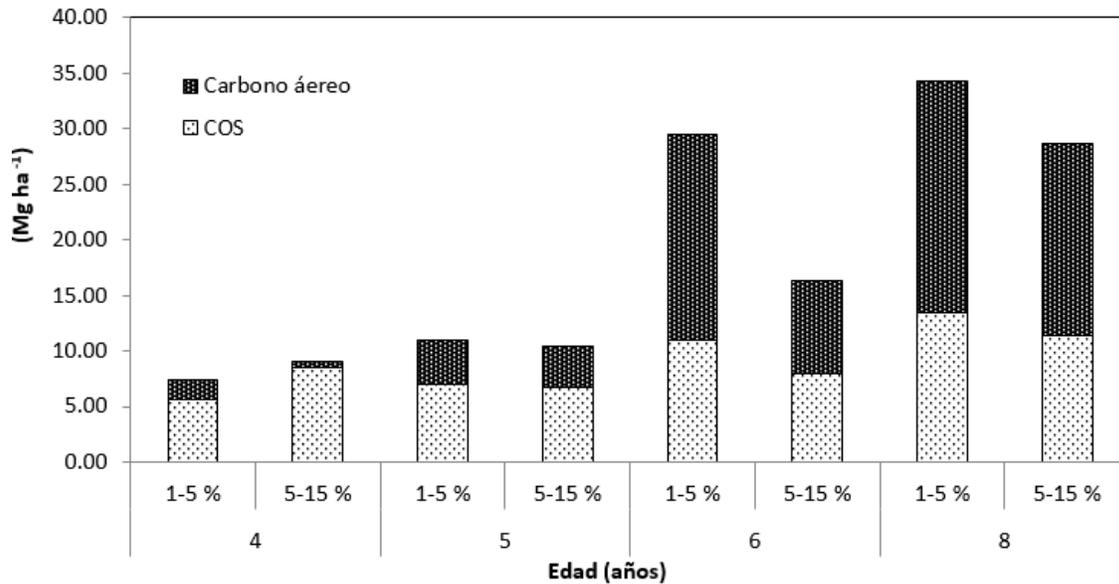


Figura 38. Distribución del contenido del carbono aéreo y carbono orgánico del suelo (COS) (%) en reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (1 a 8 años) en la Mixteca Alta de Oaxaca en dos condiciones de pendiente (1-5° y 5-15°).

Actualmente, persiste el debate respecto a si las actividades de reforestación con un número relativamente bajo de especies son efectivas para recuperar los diversos atributos y valores del bosque, en este estudio se puede observar una ganancia de carbono tanto en la biomasa como en el suelo.

9. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados de supervivencia y crecimiento obtenidos en el presente estudio, se concluye que la especie de *Pinus greggii* se adapta a las condiciones del sitio, por lo que presenta un alto potencial para ser utilizada en la recuperación de suelos degradados.

La producción de biomasa aérea y el contenido de carbono aéreo se relacionan estrecha y positivamente con la edad, es decir aumentaron a lo largo de la cronosecuencia; y en menor medida con el grado de pendiente, lo cual coincide con las hipótesis planteadas.

Para el caso del carbono orgánico del suelo, se relacionan estrecha y positivamente con la edad, es decir aumentó a lo largo de la cronosecuencia; sin embargo, no se encontró un efecto del grado de pendiente. Esto puede deberse a que en este estudio los grados de pendiente no son muy marcados o porque son suelos degradados y tanto en pendiente altas como bajas parten de un mismo contenido de COS.

Aunque las reforestaciones son consideradas monocultivos, son una alternativa de suma importancia cuando no existen recursos económicos suficientes para usar otras estrategias de recuperación de zonas degradadas, como pueden ser una combinación de especies arbóreas con diferentes formas de vida, como se sugiere actualmente en el ámbito de la restauración ecológica. Así mismo, el presente estudio muestra la capacidad que tienen las reforestaciones, para almacenar y capturar carbono en la biomasa y en el suelo visto como un servicio más que proporciona una reforestación.

A pesar que la capacidad para fijar carbono en los suelos áridos asociados con reforestaciones, se consideran son muy bajos, pero gracias a las grandes extensiones que ocupan estos suelos, se puede llegar a tener una gran contribución en la captura de carbono y al mismo tiempo evitar la desertificación.

La información generada servirá como una referencia para futuros estudios (a largo plazo) que evalúen otras variables no contempladas en este estudio, como diversidad de otros organismos (fauna, organismos del suelo), incorporación y descomposición de materia orgánica, reciclado de nutrientes, ciclos biogeoquímicos, disminución de la erosión, captación de agua, recarga de mantos acuíferos, etc. Dicha información será de utilidad para la toma de decisiones en futuros trabajos enfocados a la recuperación de suelos degradados en la zona de estudio y en zonas con características similares y explorar más los servicios ambientales que proporciona la restauración de áreas degradadas.

10. LITERATURA CITADA

- Acosta-Mireles, M., J. Vargas-Hernández, J.D. Etchevers-Barra y A. Velásquez-Martínez. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36: 725-736.
- Aguilar, C. J. 2009. Captura de carbono en una plantación de *Pinus greggii* Engelm., en Arteaga Coahuila. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Buena Vista, Saltillo, Coahuila, México. 60 p.
- Aguilar-Arias, H., E. Ortiz-Malavasi, B. Vílchez-Alvarado y R. L. Chazdon. 2012. Biomasa sobre el suelo y carbono orgánico en el suelo en cuatro estadios de sucesión de bosques en la Península de Osa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 9: 22-31.
- Aguirre-Salado, C.A., J.R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez, H.M. de los Santos-Posadas, R. Haapanen, A.I. Aguirre-Salado. 2009. Mapping aboveground tree carbon in managed *patula* pine forests in Hidalgo, México. *Agrociencia* 43: 209-220.
- Albaladejo, J., R. Ortiz, N. García-Franco, A. Ruiz-Navarro, M. Almagro, J. García Pintado, M. Martínez-Mena, 2013. Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils Sediments* 13, 265- 277.
- Angelsen, A., M. Brockhaus, M. Kanninen, E. Sills, W. D. Sunderlin y S. WertzKanounnikoff. 2010. La implementación de REDD+: estrategia nacional y opciones de política. Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR), Bogor, Indonesia. 362 p.
- Anta F., S, J. Blauert, Pérez, P., A Sánchez. 2011. Análisis institucional de organismos gubernamentales y de la sociedad civil en proyectos de conservación y restauración de suelos y agua en la región de la Mixteca. Grupo de estudios ambientales A. C. <http://siteresources.worldbank.org/.../analisisinstitucional.pdf?analisisinstitucional.pdf>
- Ávila A., O. J. 1981. Diagnóstico del estado de Oaxaca. Instituto Nacional Indigenista. Coordinadora estatal Oaxaca. Oaxaca. 43 p.

- Avilés-Hernández, V., A. Velázquez-Martínez, G. Angeles-Pérez, J. Etchevers-Barra, H. Santos-Posadas, T. Llanderal. 2009. Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia* 43: 457- 464.
- Aviña, F. 2007. Estimación del contenido de carbono en el suelo de diferentes clases de cobertura vegetal y uso del suelo en la región Purépecha, Michoacán, México. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias. UNAM.
- Báez-Pérez, A., González-Chávez, M. C., Etchevers-Barra, J. D., Prat, C., & Hidalgo-Moreno, C. 2010. Glomalina y secuestro de Carbono en tepetates cultivados. *Agrociencia*, 44: 517-529.
- Barrera-Cataño, J.I., S.M. Contreras-Rodríguez, N.V. Garzón-Yepes, A.C. Moreno-Cárdenas. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ), Bogotá, Colombia. 402 p.
- Bationo, A., Kihara, J., Vanlauwe, B., Waswa, B., Kimetu, J., 2007. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 94, 13-25.
- Batjes, N. H. 1999. Management options for reducing CO₂ concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. International Soil Reference and Information Centre. Wageningen, The Netherlands.
- Batjes, N.H. and W.G. Sombroek. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology* 3:161-173.
- Batjes, N.H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 65, 10-21.
- Bautista-Hernández, J., J.A. Torres-Pérez. 2003. Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del ejido Noh Bec, Quintana roo, México. México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9: 69-75.
- Benavides-Solorio. J. D., E. A. Rubio-Camacho, A. Rueda-Sánchez. 2010. Manual para toma de datos de plantaciones forestales. Folleto Técnico Núm. 11. Campo Experimental Centro Altos de Jalisco, CIRPAC, INIFAP. Guadalajara, Jalisco, México. 50 pp.

- Bird, D. N., N. Pena, H. Schwaiger and G. Zanchi 2010. Review of existing methods for carbon accounting. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia. 37 pp.
- Blum H.E.W., B.P. Warkentin, Frossard E. 2006. Soil, human society and environment. Geological Society London Special Publications 266:1-8.
- Bockheim, J.G., L.R. Everett, K.M. Hinkel, F.E. Nelson y J. Brown. 1999. Soil organic carbon storage and distribution in arctic tundra, Barrow, Alaska. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 934-940.
- Bradshaw, A. D. 1996. Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sc* 53: 3-9.
- Brang, P., P. Spathelf, J. B. Larsen, J. Bauhus, A. Bonccina, C. Chauvin, L. Drössler, C. GarcíaGüemes, C. Heiri, G. Kerr, M. J. Lexer, B. Mason, F. Mohren, U. Mühlethaler, S. Nocentini, and M. Svoboda. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87:492-503.
- Bray D., D. Barry, S. Madrid, L. Merino y I. Zúñiga. 2010. El manejo forestal sostenible como estrategia de combate al cambio climático: las comunidades nos muestran el camino. México. 21 pp.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. FAO Roma. Forestry Paper 135.
- Evans-Cabrera, M.A. 2006. Caracterización de la vegetación natural de sucesión primaria en el Parque Nacional Volcán Pacaya y Laguna de Calderas, Guatemala. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 79 pp.
- Cambardella, C.A., A.M. Gajda, J.W. Doran, B.J. Wienhold, T.A. Kettler. 2001. Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition, in: Lal R., Kimble, R.M.J, Follett, R.J. Stewart, B.A. (eds). *Assessment methods for soil carbon*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL. 349-359 p.
- Carnevale, N.J., F. Montagnini. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163: 217-227.

- Castillo-Pacheco, L. A., J. I. Bojórquez-Serrano, A. Hernández-Jiménez y D. García Paredes. 2016. Contenidos de carbono orgánico en suelos bajo diferentes coberturas vegetales y de cultivo. *Cultivos Tropicales* 37:72-78.
- Chauvel, A., Y. Lucas, R. Boulet. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia* 43: 234-241.
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairn, J. Q. Chambers, D. Eamus, *et al.* 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- Chávez-Aguilar, G., G. Ángeles-Pérez, M. Pérez-Suárez, M.A. López-López, E. García-Moya, C. Wayson. 2016. Distribución de biomasa aérea en un bosque de *Pinus patula* bajo gestión forestal en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Madera y bosques*, 22: 23-36.
- Chazdon, R. L. 2008a. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320: 1458-1460.
- Chazdon, R.L., 2008b. Chance and determinism in tropical forest succession. In: Schnitzer, S.A., Carson, W.P. (Eds.), *Tropical Forest Community Ecology*. WileyBlackwell Publishing, Oxford.
- Chazdon, R. L., S.G. Letcher, M. Van-Breugel, M. Martinez-Ramos, F. Bongers, Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Phil. Trans. R. Soc. B* 362: 273-289.
- Chen, X., Duan, Z., Tan, M., 2015. Restoration affect soil organic carbon and nutrients in different particle-size fractions. *Land Degradation & Development*. 27: 561–572.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2010. Prácticas de reforestación: Manual básico. Zapopan, Jalisco, México. 64 p.
- CONAGUA. 2010. Normales climatológica. Tepelmeme Villa de Morelos 1950-2010.
- Corbett, P. S. 2001. Carbon sequestration through rubber (*Hevea*) production on grassland in Papua New Guinea. *Journal of Rubber Research* 4:222-254.
- Cotler, H., C. A. López y S. Martínez-Trinidad. 2011. ¿Cuánto nos cuesta la erosión de suelos? Aproximación a una valoración económica de la pérdida de suelos agrícolas en México. *Investigación Ambiental* 3: 31-43.

- Cotler, H., E. Sotelo., J. Domínguez, M. Zorrilla, S. Cortina y L. Quiñones. 2007. La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica* 83: 5-71.
- Cotler, H., M. Martínez y J. D. Etchevers. 2016. Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación políticas públicas. *Terra Latinoamericana* 34: 125-138.
- Cruz, L., I.A. 2008. Modelado espacial de los recursos forestales en el Ejido de Atopixco, Estado de Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Postgrado Forestal. 116 pp.
- Cruz-Flores, G., y J. D. Etchevers-Barra. 2011. Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*, 45: 849-862.
- Cusack, D. and F. Montagnini. 2004. The role of native plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 188:1-15.
- Davis B. 1974. Loss on ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*. 38: 150-151.
- Daws, M. I., Mullins, C. E., Burslem, D. F., Paton, S. R. and Dalling, J. W. 2002. Topographic position affects the water regime in a semideciduous tropical forest in Panama. *Plant and soil* 238: 79-89.
- De Jong, B. H., Maser, O., y Hernández-Tejeda, T. 2004. Opciones de captura de carbono en el sector forestal. *Cambio Climático: una Visión desde México*. A. Fernandez, J. Martinez, and P. Osnaya, eds. Mexico: Instituto Nacional de Ecología.
- De Vos B., S. Lettens, B. Muys, J. Deckers. 2007. Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use and Management*. 23: 221-229 pp.
- Diario Oficial de la Federación. 2002. Norma Oficial Mexicana, Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis (NOM-021-SEMARNAT). 2000.
- Domínguez-Calleros, P. A., J. D. J. NívarCháidez y J. A. Loera-Ortíz. 2001. Comparación del rendimiento de pinos en la reforestación de sitios marginales en Nuevo León. *Madera y Bosques* 7: 27-35.

- Domínguez-Calleros, P. A., R. Rodríguez-Laguna, J. Capulín-Grande, R. Razo-Zárte y M. A. Díaz-Vásquez. 2017. Influencia de factores edáficos en el crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. en Santiago de Anaya, Hidalgo, México. *Madera y bosques* 23: 145-154.
- Douterlungne, D., A. M. Herrera-Gorocica, B. G. Ferguson, I. Siddique y L. Soto-Pinto. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia* 47:385-397.
- Dupuy, J. M., Hernández, J. L., Hernández, R., Tun, F., y May, F. 2012a. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. *Investigación ambiental* 4:130-140.
- Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Leyequién-Abarca, E., & May-Pat, F. (2012b). Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica*, 44: 151-162.
- Eguiluz P., T. 1978. Ensayo de integración de los conocimientos sobre el género *Pinus* en México. Tesis Profesional. Departamento de Bosques. Escuela Nacional de Agricultura. Chapingo. Chapingo. Edo de Méx., México. 64 p.
- Eguiluz, T. 1982. Clima y distribución del género *Pinus* en México. *Ciencia Forestal*. 38: 30-44.
- Emanuelli, P. 2011. Bases para ejecución de inventarios de recursos forestales en el contexto REDD: estimación de carbono, biodiversidad, degradación. 42 p.
- Escalante Cruz, A. 2011. Efecto de la pendiente en la estructura de un bosque montano pluvial, noreste del área natural de manejo integrado Apolobamba (No. CIDAB-T-SD437. I4-E8e). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz (Bolivia). Facultad de Agronomía.
- Estrada-Herrera, I. R., C. Hidalgo-Moreno, R. Guzmán-Plazola, J. J. Almaraz Suárez, H. Navarro-Garza y J. D. Etchevers-Barra. 2017. Indicadores de calidad de suelo para evaluar su fertilidad. *Agrociencia*, 51: 813-831.
- Eswaran, H., E. van der Berg y P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 192-194.

- Etchevers J., M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow, L. Jiménez. 2001. Los stocks de carbono en diferentes compartimentos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. Valdivia, Chile. 1-19 p.
- Etchevers, J. D., C. Prat, C. Balbontín, M. Bravo, and M. Martínez. 2006. Influence land use on carbon sequestration and erosion in Mexico: A review. *Agronomy for Sustainable Development* 26: 21-28.
- FAO. 2001. Situación de los bosques del mundo: el cambio climático y los bosques. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 60 p.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales. Informes sobre recursos mundiales de suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 83 p.
- FAO. 2007. Secuestro de carbono en tierras áridas informes sobre recursos mundiales de suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 135 p.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe nacional, México. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 98 p.
- FAO. 2011. Bioenergy and Carbon Report 2011. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 23 p.
- FAO. 2015. Chapter 6: Global soil status, processes and trends. In: FAO. Status of the World's Soil Resources. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- Federación española de municipios y provincias (FEMyP). 2011. Los sumideros de carbono a nivel local. España. 162 p.
- Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., 2010. Carbon allocation dynamics one decade after afforestation with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. under two stand densities in NW Spain. *Ecological Engineering* 36, 876-890.

- Fernández-Ondoño, E., Rojo Serrano, L., Jiménez, M.N., Navarro, F.B., Díez, M., Martín, F., Fernández, J., Martínez, F.J., Roca, A., Aguilar, J. 2010. Afforestation improves soil fertility in South-eastern Spain. *Eur. J. For. Res.* 129: 707- 717.
- Figueroa-Navarro, C. M., G. Ángeles-Pérez, A. Velázquez-Martínez y H. M. De Los Santos-Posadas. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schlttdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista mexicana de ciencias forestales* 1: 105-112.
- Fisher, M. J. 2000. *Sistemas de uso de la tierra en los trópicos húmedos y la emisión y secuestro de CO₂*. Roma, Italia: Centro Internacional de Agricultura Tropical, FAO.
- FONAM (Fondo Nacional del Ambiente). 2005. Boletín CO₂ comercio. Dedicado a Informar Sobre las Oportunidades del Mercado de Carbono (En línea). Disponible en: <http://www.fonamperu.org/general/mdl/documentos/guia%20MDL.pdf>.
- Franzmeier, D.P., G.D. Lemme y R.J. Miles. 1985. Organic carbon in soils of the North Central United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 702-708.
- Galantini J., R. Rosell, J. Iglesias. 1994. Determinación de materia orgánica empleando el método de Walkley y Black en fracciones granulométricas del suelo. *Revista Ciencia del Suelo* 12: 81-83.
- Galicia, L., Gamboa Cáceres, A. M., Cram, S., Chávez Vergara, B., Peña Ramírez, V., Saynes, V., y Siebe, C. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana*, 34:1-29.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Cuarta edición. Instituto de Geografía. Universidad Autónoma de México. México. 217 p.
- García-Aguilar, J. Á., G. Rodríguez-Ortiz y J. Martínez-de la Cruz. 2015. Influencia de variables fisiográficas en la productividad de biomasa aérea en bosques mixtos. *Revista Mexicana de Agroecosistemas* 2: 87-98.
- García-Franco, N., Wiesmeier, M., Goberna, M., Martínez-Mena, M. and Albaladejo, J. 2014. Carbon dynamics after afforestation of semiarid shrublands: Implications of site preparation techniques. *Forest ecology and management* 319: 107-115.
- García-Oliva F. and O. R. Maser. 2004. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto protocol. *Climatic Change* 65: 347-364.

- Garcidueñas; A.R. 1987. Producción de biomasa y acumulación de nutrientes en un rodal de *Pinus montezumae* Lamb. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 243 pp.
- Gifford, R.M., 1994. The global carbon cycle: A viewpoint on the missing sink. *Aust. J. Plant Physiol.* 21:1-15.
- Glenn E., L. Pitelka, M. Olsen. 1992. The use of halophytes to sequester carbon. *Water Air Soil Pollution* 64: 251-263.
- Gómez-Díaz, J. D., A. I. Monterroso-Rivas, J. A. Tinoco-Rueda y J. D. Etchevers-Barra. 2012. Almacenes de carbono en el piso forestal de dos tipos de bosque. *Terra Latinoamericana* 30:177-187.
- Gómez-Romero, M., J. C. Soto-Correa, J. A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, J. Villegas y R. Lindig-Cisneros. 2012. Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia* 46: 795-807.
- González, L. A. 2007. Geografía, lingüística, arqueología e historia de la Mixteca Alta antes de la conquista española. Un saber histórico para el futuro. *Anuario de Historia. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México* pp: 45-66.
- González, M. L., B. J. D. Etchevers y M. C. Hidalgo. 2008. Carbono en suelos de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia.* 42: 741-751.
- González-Molina. L., J. D. Etchevers-Barra y C. Hidalgo-Moreno. 2008. Carbono en suelos de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia* 42: 741-751.
- Grigal, D.F. y L.F. Ohmann. 1992. Carbon storage in upland forests of the Lake States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 935-943.
- Guerrero-Arenas, R., E. Jiménez y H. Santiago. 2010. La transformación de los ecosistemas de la Mixteca Alta oaxaqueña desde el Pleistoceno Tardío hasta el Holoceno. *Ciencia y Mar* 14: 61-68.

- Günter, S., M. Weber, R. Erreyes, and N. Aguirre. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research* 126: 67-75.
- Guo, L., and R. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol.* 8: 345-360.
- Gutiérrez Valencia, M., L. Mendizábal-Hernández, J. Alba-Landa, J. Márquez Ramírez y H. Cruz-Jiménez. 2012. Evaluación de una prueba de procedencias/progenie de *Pinus greggii* Engelm. establecida en Villa Aldama, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 14: 25-30.
- Healy, C., N. J. Gotelli, and C. Potvin. 2008. Partitioning the effects of biodiversity and environmental heterogeneity for productivity and mortality in a tropical tree plantation. *Journal Ecology* 96:903-913.
- Hernández, A., M. Ascanio, M. Morales, F. Morell y. Borges. 2006. Cambios globales en los suelos Ferralíticos Rojos Lixiviados (Nitisol ferrálicos, éutricos, ródicos) de la llanura roja de La Habana. *Cultivos Tropicales* 24: 41-55.
- Hernández-Martínez, J., J. López Upton, J. Vargas Hernández y J. Jasso Mata. 2007. Zonas semilleras de *Pinus greggii* var. *australis* en Hidalgo, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30: 241-249.
- Homann, P.S., P. Sollins, M. Fiorella, T. Thorson y J.S. Kern. 1998. Soil organic carbon in a mountainous, forested region: Relation to the site characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1468-1475.
- Hontoria, C., Rodríguez-Murillo, J.C., Saa, A., 1999. Relationships between soil organic carbon and site characteristics in peninsular Spain. *Soil Science Society of American Journal* 63: 614-621.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2004. Guía para la Interpretación de Cartografía Edafología. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014a. Erosión de suelos en México, escala 1: 250 000. Boletín de prensa Núm. 295/14 2014. INEGI, Aguascalientes, México.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014b. Guía para la interpretación de la cartografía de erosión del suelo escala 1: 250 000 Serie I. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015a. Estadísticas a propósito del día mundial del suelo (5 de diciembre): datos nacionales. Aguascalientes, México, 2 de diciembre de 2015.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015b. Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250 000. INEGI. Aguascalientes, México.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Third assessment report-climate change, the scientific basis: summary for policy-makers. A report for working group I of the intergovernmental Panel on Climate Change. UNEP-WMO. P. 7.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Summary for Policymakers Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. United Kingdom y USA.
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2006. Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 4: tierras forestales. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. 93 p.
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO. Roma. 2007.
- Jackson, M. L., 1964. Análisis químico de suelos (Traducido por J. Beltrán). Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. 662 p.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*. 137: 253–268.
- Janishevski L., Santamaria C., Gidda S.B., Cooper H.D. y Brancalion P.S.H., 2015. Restauración del ecosistema, áreas protegidas y conservación de la biodiversidad *Unasyva* 245: 9-27.

- Jaramillo, V.J. 2007. El ciclo global de carbono. Instituto Nacional de Ecología, Ciudad de México, México.
- Jurado P., R. Saucedo, C. Morales, M. Martínez. 2013. Almacén y captura de carbono en pastizales y matorrales de Chihuahua. Centro de Investigación Regional NorteCentro. Sitio Experimental “La Campana”. INIFAP. Folleto Técnico N. 38: pp. 32.
- Labrador J. 2001. La materia orgánica en los agrosistemas. Aproximación al conocimiento de la dinámica, la gestión y la reutilización de la materia orgánica en los agrosistemas. 2ª edición. Ed. Mundiprensa. pp. 279.
- Laestadius L., Buckingham K., Maginnis S. y Saint-Laurent C., 2015. Antes y después de Bonn: historia y futuro de la restauración de paisajes forestales. *Unasylva* 245, Vol. 66.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Int.* 29: 437-450.
- Lal, R. 2004a. Offsetting China's CO₂ emissions by soil carbon sequestration. *Clim. Change* 65: 263-275.
- Lal, R. 2004b. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2005a. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil and Tillage Research*, 81, 137–142.
- Lal, R. 2005b. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220, 242–258.
- Lal, R., 2009. Sequestering carbon in soils of arid ecosystems. *Land Degradation & Development* 20, 441-454.
- Lamb, D., and D. Gilmour. 2003. *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN- WWF. Switzerland and Cambridge, United Kindom. 110 p.
- Lamb, D., E. D. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.
- Lamb, D., E. D. Peter, and J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.

- Li, X., M. J. Yi, Y. Son, P. S. Park, K. H. Lee, Y. M. Son and M. J. Jeong, 2011. Biomass and carbon storage in an age-sequence of Korean pine (*Pinus koraiensis*) plantation forests in central Korea. *Journal of Plant Biology* 54: 33-42.
- Lin, D., J. Lai, H. C. Muller-Landau, X. Mi, and K. Ma, 2012. Topographic variation in aboveground biomass in a subtropical evergreen broad-leaved forest in China. *PloS one*, 7: e48244.
- López Ortiz, M., B. García Sánchez, J. R. Contreras Hinojosa, A. D. Armenta Bojórquez y J. A. Félix Herrán. 2017. Captación de carbono en suelos asociados a *Pinus greggii* Engelm. Y *Pinus oaxacana* Mirov. en la Mixteca Alta, Oaxaca. *Ecología Aplicada* 16: 127-133.
- López-Fando, C. y M.T. Pardo, 2009. Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment. *Soil & Tillage Research* 104: 278-284.
- Lorenz, K., y Lal, R. 2010. Carbon sequestration in Forest Ecosystems. Heidelberg, Alemania.
- Lu, H. F., Z. H. Wang, D. E Campbell, H. Ren, and J. Wang. 2011. Emergy and eco-emergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering* 37:277-285.
- Luis-Mejía, S., A. Gómez-Guerrero, J. D. Etchevers-Barra, G. Ángeles-Pérez, M. López-López y W. R. Horwath. 2007. Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus michoacana*. *Agrociencia* 41: 711-721.
- Luizão, R. C., Luizão, F. J., Paiva, R. Q., Monteiro, T. F., Sousa, L. S. y Kruijt, B. 2004. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology*, 10: 592-600.
- Maestre, F. T. and J. Cortina. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198 :303-317.
- Martínez, E., Fuentes, J.P., Acevedo, E., 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 8: 68-96.
- Martínez, M. 1992. Los Pinos Mexicanos. Ediciones Botas. México D.F.

- Miquelajauregui, Y. 2013. Modelos de simulación de la dinámica del carbono. En J.A. Blanco (Ed.). Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales. (pp. 15-38). Barcelona: OmniaScience.
- Montenegro, G.H. y C.D. Malagon. 1990. Propiedades físicas de los suelos. Ministerio de Hacienda y Crédito Público. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá, Colombia.
- Montero G.; Muñoz M.; Donés J. y A. Rojo. 2004. Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en los montes “Pinar de Valsaín” y “Matas de Valsaín”. Revista Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales 13: 399-416.
- Montoya, F. 2005. Degradación y rehabilitación de ecosistemas terrestres: estado de la cuestión. Revista Biocenosis, 19: 24-31.
- Mora C E. 2010. Carbono almacenado en la fitomasa aérea en una plantación de *Pinus greggii* Engelm. Arteaga, Coahuila México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Saltillo, Coahuila. 76 p.
- Morrison, E. B., and C. A. Lindell. 2011. Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. Restoration Ecology 201:170-177.
- Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., Ferreiro-Domínguez, N., 2015. Effect of liming and organic and inorganic fertilization on soil carbon sequestered in macro- and microaggregates in a 17 year old *Pinus radiata* silvopastoral system. Journal of Environmental Management 150: 28-38.
- Muhlia, M. A. y F. García. O. 2008. Plan científico del programa mexicano del carbono. Centro de Investigaciones Biológicas del Norte. México. 19 p.
- Mujuru, L., Gotor, T., Velthorst, E. J., Nyamangara, J. and Hoosbeek, M. R. 2014. Soil carbon and nitrogen sequestration over an age sequence of *Pinus patula* plantations in Zimbabwean Eastern Highlands. Forest ecology and management, 313: 254-265.
- Muñoz-Flores, H. J., V. M. Coria-Avalos, J. J. García Sánchez, E. Velasco-Bautista y G. Martínez Molina. 2012. Evaluación de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. con dos espaciamientos. Revista mexicana de ciencias forestales 3: 57-70.

- Nair, P. K., B. M. Kumar, and V. D. Nair. 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172: 10– 23.
- Oldeman, L.R. 1998. Guidelines for general assessment of the status of human-induced soil degradation. Working paper 88/4. ISRIC. Wageningen.
- Oldeman, L.R., R.T.A. Hakkeling, y W.G. 1990. Sombroek. World map of the status of human-induced soil degradation. ISRIC. Wageningen.
- Oliva, M., L. Culqui Mirano, S. Leiva, R. Collazos, R. Salas, H.V. Vásquez y J. L. Maicelo Quintana. 2017. Reserva de carbono en un sistema silvopastoril compuesto de *Pinus patula* y herbáceas nativas. *Scientia Agropecuaria* 8: 149-157. doi: 10.17268/sci.agropecu.2017.02.07.
- Olvera V. M., S. Moreno G. y B. Figueroa R. 1996. Sitios permanentes para la investigación silvícola. Manual para su establecimiento. Universidad de Guadalajara. Zapopan, Jalisco. México. 55 p.
- Ordóñez D., J. A. B. y O. Maser. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7: 3-12.
- Overstreet, L.F., Hoyt, G.D., Imbriani, J., 2010. Comparing nematode and earthworm communities under combinations of conventional and conservation vegetable production practices. *Soil & Tillage Research* 110, 42-50.
- Pacheco-Escalona, F. C., A. Aldrete, A. Gómez-Guerreo, A. M. Fierros-González, V. M. Cetina-Alcalá y H. Vaquera-Huerta. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30: 251-254.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the World's forests. *Science* 333: 988-993.
- Park, A., M. van Breugel, M. S. Ashton, M. Wishnie, E. Mariscal, J. Deago, D. Ibarra, N. Cedeño, and J. S. Hall. 2010. Local and regional environmental variation influences the growth of tropical trees in selection trials in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management* 260:12-21.

- Park, A., M. van Breugel, M. S. Ashton, M. Wishnie, E. Mariscal, J. Deago, D. Ibarra, N. Cedeño, and J. S. Hall. 2010. Local and regional environmental variation influences the growth of tropical trees in selection trials in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management* 260:12-21.
- Pattanayak, S. K., S. Wunder, and P. J. Ferraro. 2010. Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy* 4:254-274.
- Pece, Marta G., C. de Benítez, M. de Galíndez, M. Acosta. 2002. Bosques y forestaciones como sumideros de carbono en el parque chaqueño. FCF-UNSE. 12 pp.
- Perry, J. P. 1991. *The Pines of Mexico and Central America*. Timber Press, Portland. 231pp.
- Post, W. M., Emanuel, W. R, Sinke, P. J., Stangenberger, A. G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156-159.
- Primack, R., and F. Massardo. 2001. Restauración Ecológica. In: Primack, R., R. Rozzi, P. Feisinger, R. Dirzo and F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México, D. F. pp. 559- 582.
- Quantín Paul, Arías A., Etchevers J., Ferrera R., Oleschko K., Navarro A., Wermer G. y Zebrowski C. 1993. Tepetates de México: Caracterización y habilitación para la agricultura. *Revista Terra*. Vol. 11.
- Ramírez R. W. 2005. Manejo de sistemas agroforestales. México. 11 pp.
- Ramírez-Contreras, A., y D. A. Rodríguez–Trejo. 2004. Efecto de la calidad de la planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 10: 5–11.
- Ramírez-Contreras, A., y D. A. Rodríguez–Trejo. 2004. Efecto de la calidad de la planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 10: 5–11.
- Reijneveld, J.A., Kuikman, P.J., Oenema, O., 2010. Changes in soil organic matter content of grassland and maize land in the Netherlands between 1970 and 2009. *Grassland Science in Europe* 15, 3-32.

- Robert, A. 2003. Simulation of the effect of topography and tree falls on stand dynamics and stand structure of tropical forests. *Ecological Modelling*, 167(3), 287-303.
- Robert, M. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management.
- Rodríguez-Murillo, J.C., 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33, 53-61.
- Rodríguez-Ortíz, G., A. Aldrete, V. A. González-Hernández, H. M. De Los Santos-Posadas, A. Gómez-Guerrero y A. M. Fierros-González. 2011. ¿Afectan los aclareos la acumulación de biomasa aérea en una plantación de *Pinus patula*? *Agrociencia* 45:719-732.
- Rügnitz, M. T.; Chacón, M. L.; Porro R. 2009. Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales. Primera edición. Lima, Perú.: Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF) / Consórcio Iniciativa Amazônica (IA) ,79 p.
- Ruíz M., M. 1990. Marco de Referencia de la red de mejoramiento genético y plantaciones forestales de la Mixteca Oaxaqueña. INIFAP. CIRPS. Campo Experimental Mixteca Oaxaqueña. Documento interno. Yanhuatlán, Oax. 26 p.
- Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide. 2005. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.
- Salas, J., e Infante, A. 2006. Producción primaria neta aérea en algunos ecosistemas y estimaciones de biomasa en plantaciones forestales. *Rev. For. Lat*, 40, 47-70.
- Salomé, C., Nunan, N., Pouteau, V., Lerch, T.Z., Chenu, C., 2010. Carbon dynamics in topsoil and in subsoil may be controlled by different regulatory mechanisms. *Global Change Biology* 16, 416-426.
- Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara. 2005. Temas sobre Restauración Ecológica. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología, U. S. Fish y Wildlife Service, Unidos para la conservación, A. C. México, D. F. 256 p.
- SARH. 1980. Taller para el control de la erosión en La Mixteca Oaxaqueña. Publicación especial No. 1. INIA. Campo Agrícola Experimental de la Mixteca Oaxaqueña. Yanhuatlán, Oax. 30 p.

- Sattler, D., L. T. Murray, A. Kirchner and A. Lindner. 2014. Influence of soil and topography on aboveground biomass accumulation and carbon stocks of afforested pastures in South East Brazil. *Ecological engineering* 73:126-131.
- Schimel, D.S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1, 77-91.
- Schimel, J.P., Wetterstedt, J.Å.M., Holden, P.A., Trumbore, S.E., 2011. Drying/rewetting cycles mobilize old C from deep soils from a California annual grassland. *Soil Biology & Biochemistry* 43, 1101-1103.
- Schlesinger W H .1997. *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*. Academic Press, San Diego, CA. USA. 588 p.
- Schlesinger, W. H., 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon storage potential of soils. *Nature*, 348, 232-234
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2010. *Sistemas Agroforestales*. México. 8 p.
- Secretaría de Gobierno (SEGOB). 2014. *Programa Nacional Forestal 2014-2018*. México.
- Segura-Castruita, M. A., P. Sánchez-Guzmán, C. A. Ortiz-Solorio, & M. del Carmen Gutiérrez-Castorena, 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 23: 21-28.
- SEMARNAT Y CP. 2003. *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1:250 000*. Memoria Nacional 2001-2002. Semarnat y CP. México. 2003.
- SEMARNAT. 2016. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde*. Edición 2015. Semarnat. México.
- Seppänen, P. 2002. Secuestro de carbono a través de reforestaciones de eucalipto en el trópico húmedo. *Foresta veracruzana* 4: 51-58.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. Tucson, Arizona, USA.
- Serrada, R. 2008. *Influencia de los factores ecológicos en la vegetación. Apuntes de Selvicultura*. Madrid. Madrid, España, 83-132.

- Simón Cid, N., Montes Pita, F., Benavides Calvo, R., Bravo Fernández, J.A., 2010. Modelización geoestadística de la distribución de carbono en suelo en una dehesa. Proyecto fin de carrera. Universidad politécnica de Madrid. Escuela universitaria de ingeniería técnica forestal. Madrid.
- Sims, Z.R. y G.A. Nielsen. 1986. Organic carbon in Montana soils as related to clay content and climate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1269-1271.
- Snowdon P.; Raison J.; Keith H.; Montagu K.; Bi K.; Ritson P.; Grierson P.; Adams M.; Burrows W. and D. Eamus. 2001. Protocol for sampling tree and stand biomass. National carbon accounting system technical report No. 31 Draft-March 2001. Australian Greenhouse Office. 114 p.
- SRE. 2003. Reunión de seguimiento de los acuerdos emanados en la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible. Seguimiento de los compromisos emanados de la Cumbre de Johannesburgo. Secretaría de Relaciones Exteriores. México, D.F. 83 p.
- SSSA. Glossary of soil science terms. 2009. Disponible en: www.soils.org/publications/soils-glossary.
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, and R. K. Dumroese. 2014a. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331:292-323.
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, M. I. Williams, R. K. Dumroese and P. Madsen. 2014b. Forest restoration paradigms. *Journal Sustain Forest* 33:161-194.
- Starr, G. C., R. Lal, R. Malone, D. Hothem, L. Owens, and J. Kimble. 2000. Modeling soil carbon transported by water erosion processes. *Land Degrad. Develop.* 11: 83-91.
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., De Courcelles, V.D.R., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 80-99.
- Swift, R. S., 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci* 166: 858-871.

- Torres R. J., M. y O. Magaña T. 2001. Evaluación de plantaciones forestales. Limusa, Noriega Editores. México, D. F. 472 p.
- UNCCD. 2012. Zero net land degradation. A sustainable development goal to Rio+20. UNCCD Secretariat. Bonn, Germany.
- UNFCCC. 1998. Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on
- UNFCCC. 2004. Cuidar el clima: guía de la convención sobre el cambio climático y el protocolo de Kyoto. Trad. Joanna Depledge y Robert Lamb. Bonn, Alemania. 26p.
- UNFCCC. 2006. Kyoto Protocol status of ratification.
- Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M., & Lõhmus, K. 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 267: 117-126.
- Van Breugel, M., J. Ransijn, D. Craven, F. Bongers, and J. S. Hall. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262:1648-1657.
- Vargas, J. O. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16: 221-246.
- Vargas, O. y F. Mora. 2007. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. En: O. Vargas (ed). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias. 14-32 p.
- Vásquez-García, I., Casal-Ángeles, L. F., Cetina-Alcalá, V. M. y Campos-Bolaños, R. 2016. Evaluación de plantaciones forestales en tres comunidades de la mixteca alta oaxaqueña. *Agroproductividad*, 9: 12-19.
- Vázquez-Yañes, C., A. I. Batis-Muñoz, M. I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM. México, D. F. 15 p.
- Vela, G., López, J., y Rodríguez, Ma. de L. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Investigaciones Geográficas* 77: 18-30.
- Velasco-Velasco, V. A., Enríquez-del Valle, J. R., Rodríguez-Ortiz, G., Campos-Ángeles, G. V., Gómez-Cárdenas, M. y M. L. García-García, 2012. Evaluación de

- procedencias de *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. en plantaciones de la Mixteca Oaxaqueña. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3: 42-50.
- Ventura-Ríos, A., F. O. Plascencia-Escalante, P. Hernández de la Rosa, G. Ángeles-Pérez y A. Aldrete. 2017. ¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino?: Una experiencia en el centro de México. *Bosque* 38: 55-66.
- Vignote-Peña, S., y I. Martínez-Rojas. 2006. *Tecnología de la madera*. 3ª ed. Mundi-prensa libros. Madrid, España. pp. 678.
- Walker, L. R., y Chapin, F. S. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos*, 131-135.
- Walker, L. R., J. Walker, and R. J. Hobbs. 2007. *Linking restoration and ecological succession*. Springer. London. 190 p.
- Walkley, A. and I. A. Black. 1934. An examination of the Degthareff method for determining soil organic and a proposed modification of chromic acid titration method. *Soil Sci.* 27: 29-38.
- Wang, J. R., C. D. B. Hawkins, and T. Letchford. 1998. Relative growth rate and biomass allocation of paper birch (*Betula papyrifera*) populations under different soils moisture and nutrient regimes. *Canadian Journal of Forest Research* 28:44-55.
- Wang, Z.P., Han, X.G., Li, L.H., 2008. Effects of grassland conversion to croplands on soil organic carbon in the temperate Inner Mongolia. *Journal of Environment Management* 86, 529-534.
- West, P. W. 2014. *Growing plantation forests*. 2º ed. Springer. New York, USA. 304 p.
- West, T.O. and W. M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66:1930-1946.
- Wiesmeier, M., Dick, D.P., Rumpel, C., Dalmolin, R.S.D., Hilscher, A., Knicker, H. 2009. Depletion of soil organic carbon and nitrogen under *Pinus taeda* plantations in Southern Brazilian grasslands (Campos). *Eur. J. Soil Sci.* Vol. 60, pp. 347–359.
- Yan, X. and Z. Cai. 2008. Number of soil profiles needed to give a reliable overall estimate of soil organic carbon storage using profile carbon density data. *Soil Science and Plant Nutrition* 54:819-825.

- Zhang, Y., Rossow, W.B., Stackhouse, P., Romanou, A., Wielicki, A., 2007. Decadal variations of global energy and ocean heat Budget and meridional energy transport inferred from recent global data sets. *Journal of Geophysical Research* 112, D22.
- Zinck, A. 2005. Suelos, información y sociedad. Instituto Nacional de Ecología. *Gaceta Ecológica* 76: 7-22.
- Zinn, Y., Lal, R., Bigam, J., Resck, D., 2007. Edaphic Controls on Soil Organic Carbon Retention in the Brazilian Cerrado: Texture and Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1204-1214.