

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO



**DEPARTAMENTO DE ENSEÑANZA, INVESTIGACIÓN Y
SERVICIO EN SUELOS**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN AGROFORESTERÍA PARA EL
DESARROLLO SOSTENIBLE**

**SISTEMAS AGROFORESTALES COMO
ALTERNATIVA DE RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS
DEGRADADOS**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN AGROFORESTERIA PARA EL
DESARROLLO SOSTENIBLE**

PRESENTA

SANDRA LIZETH FLORES ORTEGA

BAJO LA SUPERVISIÓN DE:

DRA. MARÍA EDNA ALVÁREZ SÁNCHEZ



CHAPINGO, ESTADO DE MÉXICO, JUNIO 2025

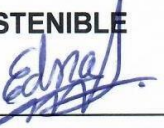


**SISTEMAS AGROFORESTALES COMO ALTERNATIVA DE
RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS DEGRADADOS**

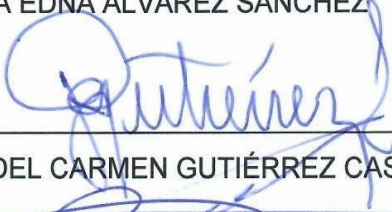
Tesis realizada por la C. SANDRA LIZETH FLORES ORTEGA bajo la supervisión
del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito
parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN AGROFORESTERÍA PARA EL DESARROLLO
SOSTENIBLE**

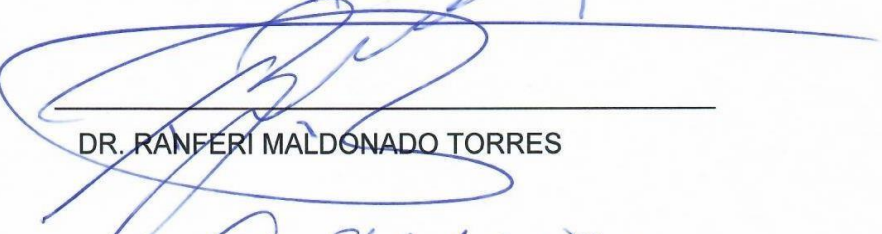
DIRECTORA:


DRA. MARÍA EDNA ALVAREZ SÁNCHEZ

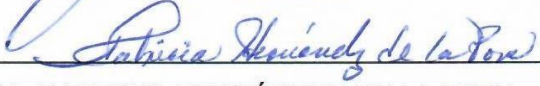
ASESORA:


DRA. MA. DEL CARMEN GUTIÉRREZ CASTORENA

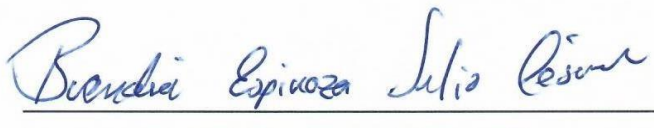
ASESOR:


DR. RANFERI MALDONADO TORRES

ASESORA:


DRA. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA

ASESOR:


DR. JULIO CESAR BUENDIA ESPINOZA

CONTENIDO

CONTENIDO	iii
LISTA DE CUADROS	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
DEDICATORIA	xi
AGRADECIMIENTOS	xii
DATOS BIOGRÁFICOS	xiii
¹RESUMEN GENERAL	xiv
²GENERAL ABSTRACT	xv
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 Objetivos	3
1.1.1 Objetivo general	3
1.1.1.2 Objetivos particulares	4
1.1.2 Hipótesis	4
2. REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1 Intervenciones agroforestales	5
2.1.1 Sistemas agroforestales	5
2.1.2 Sistemas agroforestales con objetivos de sostenibilidad ambiental	7
2.1.3 Sistemas agroforestales con objetivos de rehabilitación de suelos degradados.	9
2.1.4 Sistemas agroforestales con objetivos de Productividad	11
2.2 Indicadores para valorar la eficiencia de las intervenciones agroforestales	11
2.2.1 Indicadores ecológicos	11
2.2.1.2 Calidad de suelo	12
2.2.1.3 Diversidad de especies	13
2.2.1.4 Composición florística	15

2.2.1.4 Índice de valor de importancia	15
2.2.1.5 Almacenamiento de carbono	16
2.3.1 Ecuaciones alométricas para especies leñosas	18
2.3.2 Ecuaciones alométricas para especies no leñosas	19
2.4 Valoración económica de la recuperación ambiental	21
2.4.1 Indicadores económicos	22
2.4.1.1 Costos de restauración	22
2.4.1.2 Beneficios económicos	22
2.4.1.3 Indicadores de rentabilidad	23
2.4.1.4 Otros indicadores	23
2.4.2 Sustentabilidad productiva	25
2.5. Literatura citada	26
3. INDICADORES ECOLÓGICOS DE RECUPERACIÓN EN SISTEMAS AGROFORESTALES EN OTUMBA, ESTADO DE MÉXICO	36
3.1 Resumen	36
3.2 Abstract	37
3.3 Introducción	37
3.4 Materiales y métodos	39
3.4.1 Área de estudio	39
3.4.2 Sitio experimental	39
3.4.2.2 Descripción de los sistemas agroforestales	40
3.4.2 Muestreo de campo	41
3.4.3 Indicadores ecológicos evaluados	44
3.5 Resultados y discusión	48
3.5.1 Composición florística	48
3.5.2 Índice de valor de importancia	52
3.5.3 Índices de diversidad	56
3.5.4 Almacenamiento de carbono	60

3.5.5 Índice de calidad de suelos	61
3.5.4 Conclusiones	67
3.5.5 Literatura citada	68
4. VALORACIÓN ECONÓMICA DE SISTEMAS AGROFORESTALES EN UNIDADES DE PRODUCCIÓN FAMILIAR PARA LA RESTAURACIÓN PRODUCTIVA DE AGROECOSISTEMAS	82
4.1 Resumen	82
4.2 Abstract	83
4.3 Introducción	83
4.4 Materiales y Métodos	85
4.4.1 Área de estudio	85
4.4.2 Sitio experimental	86
4.3.2 Descripción de los sistemas agroforestales	87
4.4.3 Evaluación económica	88
4.4.4 Costos de restauración	89
4.4.5 Costo de implementación y operación de los componentes agrícolas y pecuarios	90
4.4.6 Beneficios de los sistemas agroforestales	91
4.4.6.2 Ingresos por los productos agrícolas y pecuarios	91
4.4.6.3 Valoración económica del almacenamiento de carbono	92
4.4.6.4 Valoración económica de la diversidad vegetal	94
4.4.6.5 Valoración económica de la calidad de suelo	95
4.4.7 Evaluación económica	97
4.5 Resultados y discusión	98
4.5.1 Costos de restauración	98
4.5.2 Costo de implementación y operación de los componentes agrícolas y pecuarios	100
4.5.3 Beneficio de los sistemas agroforestales	104

4.5.3.1 Ingresos por los productos agrícolas y pecuarios _____	104
4.5.3.2 Valoración económica del almacenamiento del carbono _____	105
4.5.3.3 Valoración económica de la diversidad vegetal _____	106
4.5.3.4 Valoración económica de la calidad de suelos _____	108
4.5.4 Evaluación económica del proyecto _____	110
4.5.5 Conclusiones _____	114
4.6 Literatura citada _____	115

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas empleadas para la estimación de biomasa aérea en especies arbóreas	45
Cuadro 2. Modelo de regresión lineal para la estimación de biomasa aérea en <i>Agave atrovirens</i>	46
Cuadro 3. Clases de calidad de suelos, propuesta por Cantú et al. (2007)	47
Cuadro 4. Índice de valor de importancia de los Sistemas agroforestales (SAF) evaluados en el año 2013, antes de la intervención agroforestal y Año 2024, once años después de la intervención agroforestal	53
Cuadro 5. Estadística descriptiva de las propiedades de suelo recopilados por intervención agroforestal utilizados para estimar el ICS 2013.	61
Cuadro 6. Estadística descriptiva de las propiedades de suelo recopilados por intervención agroforestal utilizados para estimar el ICS 2024.	62
Cuadro 7. Resultados del análisis de los componentes principales (PCA), en la modelación del índice de calidad de suelos 2013-2024	63
Cuadro 8. Ecuaciones alométricas empleadas para la estimación de biomasa por especie	93
Cuadro 9. Clases de calidad de suelos por Cantú et al. (2007)	97
Cuadro 10. Costos unitarios de las actividades de restauración (precios 2013-2016, podas 2017-2023)	99
Cuadro 11. Costos de operación de los componentes agrícolas y pecuarios por sistema agroforestal (MXN)	102
Cuadro 12. Ingresos por hectárea generados por productos agrícolas y pecuarios (2013–2024)	104

Cuadro 13. Almacenamiento de carbono y su valor económico por sistema agroforestal _____	105
Cuadro 14. Indicadores de diversidad vegetal por estrato y periodo (2013–2024). _____	107
Cuadro 15. Índice de calidad de suelos (ICS) antes (2013) y después (2024) de la implementación de los SAF _____	109
Cuadro 16. Incremento de materia orgánica y su valoración económica por efecto de los SAF. _____	110
Cuadro 17. Flujo de caja histórico del SAF1 (2014–2024) _____	110
Cuadro 18. Flujo de caja histórico del SAF2 (2013–2024) _____	111
Cuadro 19. Flujo de caja histórico del SAF3 (2014–2024) _____	111
Cuadro 20. Flujo de caja histórico del SAF4 (2014–2024) _____	112
Cuadro 21. Indicadores económicos por sistema agroforestal evaluado _____	113

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.-(A) Ubicación de los sistemas agroforestales SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 y los sitios de muestreo sistemático (aplicado a la flora y al suelo para el levantamiento de variables después de la intervención y dirigido (aplicado al suelo sin intervención). (B) fotografías de los SAF, de izquierda a derecha SAF1, SAF2, SAF3. SAF4 _____ 42
- Figura 2.- Esquema que permite visualizar la distribución de los sitios evaluados del estrato arbustivo y herbáceo _____ 43
- Figura 3.- composición florística año 2013 y 2024 de los sistemas evaluados a) SAF1, b) SAF2, c) SAF3, d)SAF4 _____ 49
- Figura 4.Comparación de índices de diversidad (Margalef [DMg], Shannon [H'], Pielou [J'] y Simpson [D]) evaluados en sistemas agroforestales (SAF) durante dos periodos (2013 y 2024). a) SAF 1: arbóreo: Sin diferencias significativas ($p > 0.05$). Arbustivo: Diferencias significativas en DMg ($p = 0.012$), H' ($p = 0.006$) y J' ($p = 0.042$). Herbáceo: Diferencia en DMg, H' y J' ($p = 0.006$ para todos). b) SAF 2: Arbustivo: Sin diferencias ($p > 0.05$). Herbáceo: Diferencias significativas en todos los índices ($p = 0.026$ para todos).c) SAF 3: Arbustivo: Diferencias solo en H' ($p = 0.012$). Herbáceo: Diferencias en todos los índices ($p = 0.012$).d) SAF 4: No analizable, por ausencia de datos en 2013 (área sin vegetación previa a la implementación del SAF). _____ 57
- Figura 5. Comparación de índices de diversidad (Margalef [DMg], Shannon [H'], Pielou [J'] y Simpson [D]) entre estratos vegetales en sistemas agroforestales (SAF): a) Estrato arbóreo: Sin diferencias significativas entre SAF ($p > 0.05$). b) Estrato arbustivo: Diferencias significativas en H' ($p = 0.013$) y DMg ($p = 0.014$). c) Estrato herbáceo: Diferencias significativas en todos los índices (DMg: $p <$

0.001, H': $p = 0.001$; D: $p = 0.003$; J': $p = 0.011$). d) Plantas CAM: Diferencias significativas en todos los índices (DMg: $p = 0.012$; H': $p = 0.009$; D: $p = 0.001$, J': $p = 0.001$)	59
Figura 6.- Almacenamiento de carbono en el reservorio aéreo vivo del componente leñoso (árboles) y el cultivo de <i>Agave atrovirens</i> de los sistemas agroforestales evaluados.	60
Figura 7.-Comparación de indicadores de calidad del suelo entre intervenciones agroforestales en dos periodos. Diferencias significativas (prueba U de Mann-Whitney, $p < 0.05$)	64
Figura 8. Ubicación de los sistemas agrofoestales evaluados	87
Figura 9. Inversión total por hectárea en actividades de restauración, capitalizada al año 2024	100

DEDICATORIA

A Jehová, mi Dios, por su infinita bondad y por fortalecerme en momentos de dificultad.

A mis hijos, quienes son mi mayor motivación y razón para seguir adelante, gracias por su amor y paciencia.

Al señor Faustino Franco Espinoza y familia, por su valioso apoyo en esta investigación y, especialmente, por su amistad y confianza.

A todos los restauradores ambientales, cuyo trabajo demuestra que la intervención humana puede ser un acto de sanación, no de destrucción.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación (SCHTI) por el apoyo económico mediante la beca otorgada para mis estudios de posgrado.

A la Universidad Autónoma Chapingo (UACH) por la formación académica que me permitió desarrollarme como profesional en el área forestal.

A la Dirección General de Investigación y Posgrado (DGIP) por los recursos proporcionados para la realización de esta investigación.

Al programa de Maestría en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible por las oportunidades académicas que facilitaron mi formación profesional.

A la Dra. María Edna Álvarez Sánchez, directora de esta tesis, por su dedicación, orientación académica y acompañamiento durante todo el proceso investigativo.

A los miembros de mi comité revisor: Dra. Ma. del Carmen Gutiérrez Castorena, Dr. Ranferi Maldonado Torres, Dra. Patricia Hernández de la Rosa y Dr. Julio César Buendía Espinoza, por sus valiosas observaciones y aportes académicos.

Al C. Faustino Franco Espinoza por facilitar su predio ubicado en Otumba, Estado de México, como área de estudio para esta investigación.

Al Dr. Jorge Luis Núñez Peñaloza por su asesoría técnica especializada durante el desarrollo del trabajo.

A mis colaboradores de campo, colegas y amigos, Saúl Camarillo, Isabel Cruz, Eduardo Rojas, Brian Meraz y María José Mora por su apoyo y acompañamiento durante el proceso de investigación.

DATOS BIOGRÁFICOS

Sandra Lizeth Flores Ortega, originaria de Chiapas, es ingeniero forestal, egresada de la Universidad Autónoma Chapingo (Cédula profesional 6257421). Es Prestador de Servicios Técnicos Forestales con RFN Libro Mex, Tipo UI, Volumen 3, Número 18, año 11. Es asesor técnico de la Comisión Nacional Forestal con número de Folio AST2411432. Cuenta con 18 años de experiencia en el sector forestal y ambiental, especializada en conservación



de suelos, reforestación, plantaciones forestales comerciales, elaboración y ejecución de programas de manejo forestal maderable, no maderable y de la vida silvestre, biodiversidad, agroforestería, estudios ambientales (ETJ, MIAS, DTU, estudios de riesgos), Ordenamiento Territorial Comunitario, reglamentos internos y estatutos comunales, diagnostico participativo, turismo de naturaleza y desarrollo Comunitario (Formando empresas forestales). Ha colaborado con instituciones como CONAFOR, SEDESOL, SAGARPA, SRA y organizaciones civiles como UNORCA Estado de México A. C., además se ha desempeñado como docente, evaluadora externa y responsable de proyectos productivos y ambientales. Su formación profesional ha sido complementada con cursos de planeación estratégica, marketing ambiental, turismo de naturaleza y formulación y evaluación de proyectos. Ha impartido cursos en comunidades y empresas forestales, consolidando una trayectoria enfocada en el manejo sostenible de los recursos forestales y al fortalecimiento de capacidades comunitarias.

¹RESUMEN GENERAL

SISTEMAS AGROFORESTALES COMO ALTERNATIVA DE RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS DEGRADADOS

La restauración de agrosistemas degradados mediante sistemas agroforestales (SAF) enfrenta limitaciones debido a vacíos en su monitoreo cuantitativo y evaluación económica, lo que restringe su adopción a mayor escala. Esta investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de cuatro intervenciones agroforestales, once años después de su implementación, mediante indicadores ecológicos y económicos, con el fin de analizar su contribución a la recuperación de agrosistemas degradados y al costo asociado a la restauración. Los sistemas agroforestales evaluados fueron: SAF1 (Pino–Maguey–Maíz–Borrego–Gallina), SAF2 (Pino–Encino–Maguey–Cebada–Avena–Vacas–Caballos–Burros), SAF3 (Pino–Encino–Maguey–Vacas–Caballos–Burros) y SAF4 (Pino–Maguey–Vacas–Caballos–Burros). Los indicadores ecológicos se analizaron en dos periodos (2013 y 2024) e incluyeron: composición florística, estructura (índice de valor de importancia, IVI), índices de diversidad (Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, Pielou), carbono en biomasa aérea (estimado mediante ecuaciones alométricas) y calidad del suelo (evaluada mediante un índice generado por análisis de componentes principales, ACP). Adicionalmente, se realizó un análisis costo-beneficio de la restauración, considerando beneficios directos e indirectos. Los resultados mostraron un aumento significativo en la composición florística (hasta 113 especies) y en la diversidad herbácea ($p < 0.05$), con predominancia de especies nativas como *Agave atrovirens*, *Opuntia streptacantha* y *Pinus cembroides*. La calidad del suelo mejoró de “muy baja/baja” a “moderada/alta” ($ICS > 0.40$), y el carbono almacenado en biomasa aérea osciló entre 5.10 y 7.18 Mg C/ha. Desde el enfoque económico, todos los SAF resultaron viables ($VAN > 0$; TIR entre 6 % y 11 %), con periodos de recuperación que variaron entre 7.17 y 9.32 años, destacando SAF3 y SAF4 por su mayor eficiencia. Estos hallazgos demuestran que los sistemas agroforestales constituyen una alternativa efectiva para la restauración de agrosistemas degradados, al tiempo que garantizan su sostenibilidad económica.

Palabras clave: Sistemas agroforestales, Restauración, Diversidad vegetal, Calidad de suelo, Almacenamiento de carbono, Costo, Beneficio

¹ Tesis de Maestría en Ciencias, Maestría en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible, Universidad Autónoma Chapingo
Autor: Sandra Lizeth Flores Ortega
Director de Tesis: Dra. María Edna Álvarez Sánchez

²GENERAL ABSTRACT

AGROFORESTRY SYSTEMS AS AN ALTERNATIVE FOR DEGRADED AGROECOSYSTEMS RECOVERY

The restoration of degraded agroecosystems through agroforestry systems (AFS) faces limitations due to gaps in quantitative monitoring and economic evaluation, which restrict their large-scale adoption. This research aimed to assess the efficiency of four agroforestry interventions, eleven years after their implementation, using ecological and economic indicators in order to analyze their contribution to the recovery of degraded agroecosystems and the associated restoration costs. The agroforestry systems evaluated were: AFS1 (Pine–Agave–Corn–Sheep–Chicken), AFS2 (Pine–Oak–Agave–Barley–Oats–Cows–Horses–Donkeys), AFS3 (Pine–Oak–Agave–Cattle–Horses–Donkeys), and AFS4 (Pine–Agave–Cattle–Horses–Donkeys). Ecological indicators were analyzed in two periods (2013 and 2024) and included: floristic composition, structure (Importance Value Index, IVI), diversity indices (Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, Pielou), aboveground biomass carbon (estimated using allometric equations), and soil quality (evaluated using an index generated through principal component analysis, PCA). Additionally, a cost-benefit analysis of restoration was conducted, considering both direct and indirect benefits. The results showed a significant increase in floristic composition (up to 113 species) and herbaceous diversity ($p < 0.05$), with a predominance of native species such as *Agave atrovirens*, *Opuntia streptacantha*, and *Pinus cembroides*. Soil quality improved from “very low/low” to “moderate/high” (SQI > 0.40), and carbon stored in aboveground biomass ranged from 5.10 to 7.18 Mg C/ha. From an economic perspective, all AFSs proved viable (NPV > 0 ; IRR between 6% and 11%), with payback periods ranging from 7.17 to 9.32 years, with AFS3 and AFS4 standing out for their efficiency. These findings demonstrate that agroforestry systems constitute an effective alternative for restoring degraded agroecosystems, while ensuring their economic sustainability.

Keywords: Agroforestry systems, Restoration, Plant diversity, Soil quality, Carbon storage, Cost, Benefit

²Master's in science Thesis, Master's in Agroforestry for Sustainable Development, Universidad Autónoma Chapingo

Author: Sandra Lizeth Flores Ortega

Thesis Advisor: Dra. María Edna Álvarez Sánchez

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La degradación de los ecosistemas es uno de los mayores desafíos ambientales del siglo XXI con más de dos mil millones de hectáreas de tierras degradadas a nivel global (PNUMA, 2025), en México, más del 50% de los suelos presentan degradación por prácticas agrícolas intensivas y deforestación (SEMARNAT, 2023). Los ecosistemas semiáridos de México son particularmente vulnerables a la desertificación y pérdida de servicios ecosistémicos (Ortega & Moran, 2023). En regiones como Otumba, Estado de México, este fenómeno ha afectado más del 80% de su territorio (SEMARNAT-UACH, 2004), lo que ha reducido la productividad de la tierra y la biodiversidad, afectando los medios de vida locales. Frente a este escenario, los sistemas agroforestales (SAF) surgen como estrategias clave para restaurar ecosistemas (CONAFOR, 2023).

En los SAF, se combinan árboles con cultivos o ganado y se generan interacciones que promueven beneficios ambientales, productivos y económicos (Gassner & Dobie, 2022; Bhagwat et al., 2008; Montagnini et al., 2015). Entre sus beneficios ambientales destacan la reducción de la erosión del suelo, el fomento de la biodiversidad (Montagnini et al., 2015), la conservación y aumento de la riqueza de especies de flora y fauna (Tobar-López & Ibrahim, 2008; González-Valdivia, 2003), asimismo, se favorece el secuestro de carbono en suelos y biomasa (Ávila et al., 2001; Guiracocha et al., 2001; Somarriba et al., 2004; Beer et al., 2003). Este potencial de captura de carbono se incrementa con el número de estratos presentes en el sistema (Soriano-Robles, 2018), alcanzando almacenamientos de entre 12 y 228 toneladas de carbono (Ibrahim y Andrade, 2003; Beer et al., 2003). Además, los árboles mejoran la fertilidad del suelo, favorecen la infiltración de agua, reducen la escorrentía superficial, mejoran el microclima y disminuyen la velocidad del viento (Kumar et al., 2021). Estos beneficios, sumados a la diversidad de productos generados, contribuyen a la sostenibilidad ambiental y económica de los territorios donde se implementan (Cuevas-Reyes et al., 2020).

En este sentido, La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), en el año 2013, mediante un programa denominado “Proyectos Especiales”, la CONAFOR apoyó económicamente la implementación de una estrategia de restauración ecológica en el predio la Mesa, Municipio de Otumba, Estado de México, mediante sistemas agroforestales (CONAFAP, 2013).

Este predio de 31.5 ha presentaba daños muy críticos por erosión, con una pérdida casi total de la cobertura vegetal, cárcavas profundas y afloramiento del material parental. Las tasas de erosión calculadas alcanzaban niveles alarmantes, con valores máximos de 100.22 t/ha/año en las zonas más afectadas. Para controlar la erosión, se implementaron diversas obras de conservación de suelo. En las zonas con afloramientos rocosos, se construyeron barreras de piedra cada 12.5 m para retener sedimentos y se realizaron roturaciones para romper la estructural del material parental y facilitar la plantación. Para controlar la escorrentía superficial, se construyeron zanjas bordos cada 20 m, diseñados para interceptar una lámina de escurrimiento de 15.54 mm. La plantación fue realizada, utilizando especies de *Pinus cembroides*, *P. greggii*, *P. montezumae*, *Quercus rugosa* en asociación con el cultivo de *Agave atrovirens* (CONAFAP, 2013).

A 11 años de haber intervenido el predio se desconoce en qué medida cuantitativa, esta estrategia de restauración ha contribuido en la recuperación ambiental y económica del agrosistema degradado, información relevante para facilitar su adopción y para la toma de decisiones de las políticas públicas en promoverlos. Por ello, se realizó la presente investigación con el objetivo de evaluar la eficiencia de cuatro intervenciones agroforestales después de once años de su implementación, utilizando indicadores ecológicos y económicos, para analizar su contribución en la recuperación de agrosistemas degradados y costo de restauración.

Bajo la hipótesis de que las intervenciones agroforestales contribuyen a la recuperación de la composición florística, diversidad vegetal, almacenamiento de carbono y calidad de suelos, se desarrolló el **Capítulo tres, Indicadores**

ecológicos de recuperación en sistemas agroforestales en Otumba, Estado de México, con el objetivo de realizar un análisis comparativo (pre y post-implementación) de indicadores ecológicos clave: (1) composición florística, (2) Índice de Valor de Importancia, (3) diversidad vegetal (4) calidad de suelos y (5) almacenamiento de carbono aéreo (biomasa arbórea y de maguey), para valorar su contribución en la recuperación de agrosistemas degradados (SER, 2004)

Una de las limitaciones de las estrategias de restauración es la carencia de información del costo de restauración y los beneficios económicos y ambientales generados en el tiempo. bajo la premisa que las intervenciones agroforestales son estrategias económicamente viables para la restauración de suelos degradados, se desarrolló el **Capítulo cuatro. Valoración económica de sistemas agroforestales en unidades de producción familiar como una estrategia para restauración de ecosistemas**. El objetivo fue analizar el costo-beneficio de cuatro sistemas agroforestales implementados en Santa Bárbara, Otumba, Estado de México, con el fin de determinar su contribución a la recuperación del costo de restauración. Lo anterior para aportar información relevante para promover su adopción.

El aporte de información ecológica y económica ayudará a los restauradores y a los desarrolladores de políticas públicas en promover la adopción de los sistemas agroforestales en estrategias de restauración ecológica.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia de cuatro intervenciones agroforestales después de once años de su implementación, utilizando indicadores ecológicos y económicos, para analizar su contribución en la recuperación de agrosistemas degradados y costo de restauración.

1.1.1.2 Objetivos particulares

1. – Determinar la composición florística, el Índice de valor de importancia ecológica y de diversidad de la vegetación al inicio y diez años después de la intervención agroforestal, para valorar su eficacia en la recuperación del agrosistema.
- 2.- Cuantificar el carbono almacenado en la biomasa aérea viva del componente arbóreo mediante la aplicación de ecuaciones alométricas, para valorar la eficacia de las intervenciones en la recuperación del agrosistema.
- 3.- Determinar la calidad del suelo a través de indicadores físicos y químicos antes y once años después de la intervención, para valorar el efecto de las prácticas en la recuperación de este recurso natural.
- 4.- Valorar el costo-beneficio de las intervenciones agroforestales para determinar su contribución en la recuperación del costo de restauración.

1.1.2 Hipótesis

Las intervenciones agroforestales contribuyen a la recuperación de los agrosistemas degradados y pueden ser valoradas a través de indicadores sensibles al cambio como la composición florística, diversidad vegetal, almacenamiento de carbono y calidad de suelos.

Las intervenciones agroforestales son estrategias económicamente viables para la restauración de suelos degradados.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Intervenciones agroforestales

La agroforestería ha sido implementada desde miles de años, como demuestran las antiguas civilizaciones, desde el Amazonas hasta los campos en terrazas del sudeste asiático (Kumar et al., 2023). Sin embargo, Gassner y Dobie (2022) señalan que fue hasta 1970 cuando la comunidad científica la reconoció y a partir de entonces ha sido impulsada por un creciente reconocimiento de las limitaciones ecológicas de las prácticas agrícolas intensivas.

La agroforestería consiste en la integración intencional de árboles en los sistemas agrícolas, donde interactúan de manera sinérgica con los cultivos, el ganado y las comunidades. Esta práctica genera beneficios ecológicos y económicos, como el aumento del rendimiento de los cultivos, la diversificación de los ingresos agrícolas y la conservación de los recursos suelo y agua (Gassner & Dobie, 2022; Kmoch et al., 2024).

Las intervenciones agroforestales incluyen cualquier programa o política diseñada para promover y apoyar la adopción o el mantenimiento de prácticas agroforestales (Castle et al., 2021).

2.1.1 Sistemas agroforestales

“Los sistemas agroforestales son prácticas de uso de suelo donde las especies leñosas perennes interactúan biológicamente con cultivo y/o ganado en el mismo espacio, con el propósito fundamental de diversificar y optimizar la productividad, teniendo en cuenta el principio de sostenibilidad” (Garret, 2009). Gassner y Dobie (2022) lo definen como un sistema que combina árboles con cultivos, árboles con ganado o árboles con cultivos y ganado. Esta mezcla de componentes interactúan generando múltiples beneficios y gracias a esta combinación de cultivos anuales y perennes se obtiene una producción diversificada a lo largo del año (Rapidel et al., 2015). Esta característica distintiva de la agroforestería permite asegurar un flujo continuo de productos y servicios ecosistémicos.

Por ser una opción de gran valor los sistemas agroforestales debe tener un adecuado diseño y planificación, donde los elementos, componentes, objetivos y el contexto sea analizados. A partir de esto la Agroforestería posee tres principios como: sostenibilidad, productividad y adaptabilidad.

Productividad: la productividad de un SAF se refiere a los incrementos de biomasa, tanto vegetal como animal, o a la suma de ellos; por unidad de área y tiempo.

Sostenibilidad: es la capacidad del sistema para mantener la productividad a largo plazo, sin degradar el área y sin adiciones sustanciales de insumos

Adaptabilidad: la facilidad y acuerdo con que los agricultores adopten el sistema.

La clasificación de los sistemas agroforestales es necesaria para su entendimiento, evaluación y mejoramiento (Nair, 1997). Según Nair (2003), citado por Navarro-Garza et al. (2012), los criterios más fáciles y obvios de usar para la clasificación de sistemas agroforestales son el arreglo temporal y espacial de los componentes, la importancia y rol de éstos, los objetivos de la producción del sistema y el escenario económico-social. Los criterios de clasificación más frecuentes son: la estructura o función del sistema, las zonas agroecológicas donde el sistema existe o es adoptable y el escenario socioeconómico de producción y nivel de manejo del sistema, (CATIE, 2001).

Castle et al. (2021) presenta la clasificación de los sistemas agroforestales basada en la naturaleza o tipo de componente: sistema agrosilvicultura, sistemas silvopastoriles, sistemas agrosilvopastoriles y sistemas especiales; esta clasificación permite agrupar fácilmente las diferentes prácticas agroforestales: A continuación, se describe cada uno de ellos

Silvopastoriles: Sistemas en donde los animales tienen una interacción con árboles. Son reconocidos por mejorar la calidad del forraje y el bienestar animal, al tiempo que mejoran la biodiversidad y el paisaje. Ejemplos de este sistema son árboles o arbustos forrajeros, cercas vivas y cinturones de refugio, producción

integrada de productos animales, lácteos y de la madera, y arboles/arbustos en los pastos.

Agrosilvícolas: Sistemas en los cuales se lleva a cabo una relación intrínseca entre árboles y cultivos. Contribuyen a la fertilidad del suelo mediante la descomposición de la hojarasca y las raíces y proporcionan ingresos adicionales por la venta de madera o frutos. Ejemplos son: Cultivo en callejones (alley cropping), Árboles de sombra sobre cultivos perennes, Huertos caseros, Barbechos mejorados, Rompevientos y cercas de protección, Sistemas Taungya.

Agrosilvopastoriles: Sistemas en donde se desarrolla una interacción entre árboles, cultivos, algunas ocasiones pasturas y/o animales. Ejemplo son: pastos arbolados, producción integrada de animales y setos leñosos para ramoneo, abono verde y conservación del suelo.

A continuación, se describen los sistemas agroforestales que serán analizados:

Cultivo en callejones: Sistema donde árboles y cultivo comparten un espacio sin descanso. Se usan callejones separados por 6 metros o más, donde puede incluir milpa intercalada con árboles frutales, maderables, como abono o para alimento de ganado. En esta interacción se busca evitar la competencia por luz y nutrientes (Moreno-Calles et al., 2019).

Pastoreo en plantaciones forestales comerciales: la plantación forestal se practica en combinación con cultivos durante los primeros años; posteriormente, en muchos casos, se introducen animales cuando la especie forestal está fuera del alcance de ramoneo (Miranda et al., 2016).

Con respecto a las zonas ecológicas y climáticas los sistemas agroforestales se clasifican de la siguiente forma: Tropical cálido-húmedas, Tropical cálido-subhúmedas, Zonas tropicales cálidas, Templadas húmedas, Templadas subhúmedas, finalmente zonas áridas y semiáridas (Coatecatl et al., 2021).

2.1.2 Sistemas agroforestales con objetivos de sostenibilidad ambiental

Partiendo del hecho de que los sistemas agroforestales toman en cuenta el principio de sostenibilidad (Garret, 2009) y que son una herramienta poderosa para alcanzar la sostenibilidad ambiental, es importante tener presente los conceptos de desarrollo sostenible, sostenibilidad y sostenibilidad ambiental.

El desarrollo sostenible es definido textualmente como “aquel desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades” (WCED, 1987). La Sostenibilidad es un concepto que busca alcanzar el desarrollo sostenible, y se basa en tres pilares fundamentales, ambiente, economía y aspecto sociocultural (Briceño, 2020) en otras palabras, es un equilibrio entre el crecimiento económico, el cuidado del medio ambiente y el bienestar sociocultural. Aunque estas tres dimensiones se interrelacionan para contribuir a crear un sistema equilibrado y justo, abordar cada dimensión de manera específica permite un análisis detallado y se facilita la comunicación y la comprensión de los diferentes aspectos del desarrollo sostenible.

Por lo que, aterrizando al concepto de sostenibilidad ambiental, la Comisión Económica para América latina y el caribe (CEPAL), define a la *“sostenibilidad ambiental como el aspecto ambiental, indisociable pero distinguible, del desarrollo sostenible: responder a las necesidades humanas presentes sin destruir la capacidad del medio ambiente para atender estas necesidades en el largo plazo”*. De ahí que el séptimo objetivo del desarrollo del Milenio (ODM7) busca “garantizar la sostenibilidad del medio ambiente” (CEPAL, s/f)

Para garantizar la sostenibilidad del medio ambiente y lograr que las futuras generaciones puedan satisfacer sus necesidades, es necesario hacer un uso adecuado del recurso (Kattamuri, 2018). La producción de bienes y servicios debe realizarse sin sobrepasar la capacidad de regeneración y crecimiento de los recursos naturales (Zarta, 2018). Además, para no destruir la capacidad del medio ambiente es fundamental desacoplar, es decir disminuir el impacto ambiental de las actividades humanas al aprovechar los recursos naturales (Caballero, 2023).

Este uso responsable de los recursos naturales puede lograrse con mejores usos de la tierra como los sistemas agroforestales (SAF), que son tecnologías que muestran este fuerte potencial (SEMARNAT INECC, 2018), pues estos sistemas buscan alcanzar beneficios ecológicos, sociales y económicos (Dagar & Tewary, 2018). Ejemplos de estos beneficios son: conservación de la biodiversidad, almacenamiento de carbono, mejoramiento en la calidad del suelo, incremento en la capacidad de retención de agua y de la productividad, disminución de la erosión del suelo, hábitat para especies silvestres y seguridad alimentaria (Parthey, et al., 2017).

2.1.3 Sistemas agroforestales con objetivos de rehabilitación de suelos degradados.

La degradación de los suelos se caracteriza por una disminución de su calidad, manifestándose en una pérdida de su productividad biológica (Zhang et al., 2014). La rehabilitación de estos ecosistemas busca recuperar las funciones de los procesos ecológicos a través del tiempo (Bonilla, 2018) es decir, recuperar su capacidad para proporcionar los servicios ecosistémicos necesarios para la agricultura, la conservación de la biodiversidad y el ciclo de nutrientes (Doran & Parkin, 1994). La rehabilitación de suelos degradados constituye una contribución esencial al cumplimiento del Objetivo de Desarrollo Sostenible 15, el cual busca detener y revertir la degradación de los ecosistemas terrestres. Al restaurar la calidad de los suelos, se promueve la seguridad alimentaria, se mitiga el cambio climático y se protege la biodiversidad. En este sentido, la meta de lograr un mundo con una degradación neutra del suelo para 2030 representa un desafío global que requiere de acciones urgentes y coordinadas (ONU, 2015). La agroforestería se presenta como una alternativa prometedora para alcanzar este objetivo, ya que la incorporación de árboles en los sistemas agrícolas facilita el bombeo de nutrientes hacia el suelo, contribuyendo así a restaurar su fertilidad. Gassner y Dobie (2022) señalan que muchas organizaciones recomiendan o utilizan los sistemas agroforestales como herramienta para restaurar ecosistemas, no solo agrícolas, sino también paisajes forestales.

Para conocer el efecto de los Sistemas agroforestales en la calidad de los suelos, los investigadores se han valido del analisis de indicadores fisico, quimicos y biologicos para conocer como los SAF, inciden en la dinamica de los suelos. En un estudio realizado por Muñoz Rodríguez et al. (2020) en un SAF con *Morella pubescens* y *Smallanthus sonchifolius*, se evidenció que esta práctica agroforestal favorece la mejora de la estructura del suelo. Los autores encontraron un aumento en la estabilidad estructural del suelo pasando de ligeramente estable (0.97 D. M. a moderadamente estable (2.53 D. M.) y en la distribución de agregados pasando de un 60% a 70.3%, lo cual se atribuye a la incorporación de materia orgánica proveniente del componente arbóreo y a la adopción de prácticas de manejo conservacionista.

Rodrigues et al. (2015) encontraron en su investigación un incremento significativo en los niveles de carbono orgánico y macronutrientes en suelos con árboles, en comparación con aquellos sin vegetación arbórea. Este enriquecimiento se atribuye a la descomposición de la materia orgánica proveniente de la poda de árboles, la cual se incorpora al suelo de manera periódica, mejorando así su fertilidad.

Ramírez-Soto, et al. (2022) señalan que los SAF promueven la movilidad de nutrientes y favorece el sustento de la macrofauna del suelo.

Parrales (2022) evaluó el efecto de los sistemas agroforestales en la fertilidad de los suelos en el Sitio Ramo grande, Parroquia La América, Canton Jipijapa, Ecuador, encontrando mejoras significativas en las propiedades de los suelos estudiados. Los análisis de suelo revelaron clases texturales variadas como: franco-arcilloso-limoso, arenoso y franco; sin embargo, a pesar de esta variabilidad, todos los suelos presentaron condiciones químicas favorables para el cultivo, con valores de pH de 6.4 a 7.2 y altos contenidos de materia orgánica de 3.4 a 8.8%, lo que indica que los SAF's contribuyen a mejorar la fertilidad de los suelos.

Gómez (2022) en su investigación de suelos degradados y sistemas agroforestales en el Distrito de Rumizapa encontró que existe una correlación negativa moderada o leve entre la relación entre suelos degradados y sistemas agroforestales.

Mutuku Syano et al. (2023) investigaron el efecto de prácticas agroforestales en las propiedades del suelo en Makueni, en el este de Kenia. Los resultados mostraron que los bosques mixtos establecidos en 2007 presentaron los niveles más altos de carbono orgánico y nitrógeno total en comparación con los sistemas más jóvenes y los pastizales. Además, se observó una mayor densidad de árboles en los bosques más antiguos, lo cual sugiere una relación positiva entre la densidad forestal y el contenido de materia orgánica en el suelo. Estos hallazgos indican que los sistemas agroforestales pueden ser una estrategia efectiva para mejorar la calidad del suelo y secuestrar carbono en regiones secas.

2.1.4 Sistemas agroforestales con objetivos de Productividad

Una de las características de los Sistemas agroforestales es la productividad, la cual se manifiesta no solo en la producción, sino también en la provisión de valiosos servicios ecosistémicos (Wunder, 2007). De acuerdo con FEDEGAN-FNG (2006), la productividad implica una gestión eficiente de los recursos, asegurando que los bienes y servicios generados cumplan con los estándares de calidad del mercado, sin comprometer la sostenibilidad ambiental y social.

Los sistemas agroforestales, al combinar cultivos y árboles, optimizan el uso de los recursos naturales y potencian la productividad agrícola. Esta sinergia permite diversificar la producción, mejorar la calidad de los suelos y brindar una amplia gama de servicios ecosistémicos, contribuyendo al bienestar ambiental y económico. (SERFOR, 2021).

2.2 Indicadores para valorar la eficiencia de las intervenciones agroforestales

2.2.1 Indicadores ecológicos

Para evaluar un proceso específico se hace uso de indicadores (Masera & López, 2000), los cuales son variables que permiten visualizar una tendencia, deben ser sensibles a los cambios, fáciles de utilizar y de interpretar, además deben ser cuantitativos, robustos y caracterizarse por ser universales (Sarandón, 2002).

Un indicador ecológico es aquel que explica el efecto de los cambios ambientales sobre ecosistemas específicos, permite medir como las alteraciones en el entorno afectan la salud general del ecosistema (Tejeda et al., 2008). Como en la presente investigación que se utilizará el uso de indicadores ecológicos para comparar la eficiencia del sistema agroforestal en la recuperación de la diversidad forestal, calidad de suelo y almacenamiento de carbono de un sistema degradado.

2.2.1.2 Calidad de suelo

La calidad del suelo está relacionada con los atributos de fertilidad, productividad, sostenibilidad y calidad ambiental (Bautista-Cruz et al., 2004). Para evaluar la calidad del suelo, los investigadores plantean un conjunto de indicadores físicos, químicos y biológicos que pueden ser usadas para evaluar los cambios que ocurren en el suelo respecto al tiempo (Doran & Parkin, 1994) Estos indicadores permiten entender cómo evoluciona el estado (capacidades y propiedades) de los suelos bajo determinados sistemas de manejo (Astier et al., 2002). En esta investigación, se eligieron los siguientes indicadores físicos y químicos como: estructura, profundidad, humedad, CE, pH y materia orgánica, los cuales aportaron una línea base por sistema agroforestal de las propiedades de cada material parental. Estos indicadores explicarán el cambio en la calidad de suelo, pues evaluar la calidad de suelo es también derivar indicadores con base al atributo productividad (Astier et al., 2002), para este caso, será la cantidad de carbono almacenado por sistema agroforestal. La productividad es la capacidad del agroecosistema para brindar el nivel requerido de bienes y servicios (Masera et al., 1999) y representa el valor del atributo (rendimientos, ganancias, etc.) en un periodo de tiempo determinado (Masera et al., 2000).

2.2.1.3 Diversidad de especies

La diversidad de especies se refiere a la variedad de organismos vivos que habitan en un lugar determinado por lo que considera el número de especies y al número de individuos de cada especie que coexisten en un ecosistema (Mostacedo & Fredericksen, 2000). Para evaluar la diversidad de especies, se utilizan los indicadores de diversidad, los cuales consideran la riqueza de especies (Kempton, 1979) y la abundancia relativa de cada especie, estas dos mediciones, riqueza y abundancia es el fundamento del cálculo de los índices de diversidad (Greig-Smith, 1983).

La escala de estudio puede ser alfa, beta o gamma. La primera se refiere a la riqueza de especies de un mismo hábitat homogéneo, como es el caso de este estudio, la diversidad beta hace alusión al recambio de especies entre hábitats en un mismo paisaje y gamma que es la riqueza de especies del conjunto de hábitats que integran un paisaje (Magurran, 2004). Dependiendo de la escala de estudio es el método que se elige para determinar la diversidad de una comunidad.

Para el caso de la diversidad alfa, Mostacedo y Fredericksen (2000), señalan que los índices más importantes son el índice de Shannon Wiener y el índice de Simpson, los cuales permite comparar la diversidad de especies de plantas de un determinado hábitat por forma de vida o por estrato.

El índice de Shannon-Wiener combina riqueza y uniformidad (Díaz, 1993). Su valor se encuentra entre 1 y 5 (Margalef, 2001).

El índice de Simpson es una medida de dominancia, su valor fluctúa entre 0 y 1 (Miranda-Rangel, 1999). También considera la uniformidad de la riqueza de especies y es sensible a la abundancia de la especie más común. Un alto valor de D significa dominancia alta y escasa participación de individuos de pocas especies, en cambio un valor bajo de D indica una distribución más uniforme de los individuos entre las especies (Magurran, 1988).

Autores como Alanís-Rodríguez et al. (2018), Salvador-Morales et al. (2019) y Castillo Reyes et al. (2024) refieren la evaluación de la diversidad de especies con los índices de Riqueza específica, Índice de Equidad.

El índice de riqueza de Margalef nos ayuda a conocer el número de especies diferentes que existen en un ecosistema (Magurrán, 2004) y que tan abundantes son, a mayor valor de este índice, indica que existe mayor número de especies diferentes. Si una especie domina, el índice será bajo.

El análisis de la presencia y riqueza está altamente influenciado por la disponibilidad de luz, humedad y el contenido de nutrientes en un sitio particular (Spurr & Barnes, 1982).

De acuerdo con De Frenne et al. (2021) y Montagnini et al. (2011). existen factores que influyen en la diversidad vegetal como lo son:

Sombra: La cobertura arbórea >70% mantiene una humedad del aire estable, incluso durante olas de calor. Además, bajo sombra densa, la diversidad de herbáceas y arbustos es 2.5 veces mayor que en claros.

Temperatura: Los SAF son uno de los mecanismos para la adaptación de los impactos del cambio climático debido a su diseño que promueve un microclima bajo sombra de los árboles, donde la temperatura promedio puede disminuir de 2 a 5 °C.

Evotranspiración: al tener sombra de los árboles se evita la evotranspiración de las especies arbustivas y herbáceas, la radiación solar excesiva, vientos fuertes, y lluvias torrenciales.

Agua: el aumento de la retención y la infiltración del agua en el suelo permite aumentar la humedad.

Suelo: El manejo de diferentes sistemas agroforestales podría ayudar, a largo plazo, a mejorar la estructura del suelo mediante el material vegetal de

componente arbóreo, la aplicación de un mínimo laboreo y la adición de materia orgánica (Muñoz-Rodríguez et al., 2020).

2.2.1.4 Composición florística

La composición florística se refiere al recuento de taxones (familias, géneros y especies etc.) presentes en un área determinada, y se obtiene mediante inventarios florísticos (Louman et al., 2001). Esta información es importante porque permite identificar las especies vegetales que habitan en un área determinada y en un tiempo dado. En los trabajos de rehabilitación ecológica, en la que se busca la recuperación de hábitats para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Bonilla, 2018), el estudio de la composición florística ayuda a detectar cambios en la diversidad vegetal y salud de un ecosistema (Bonilla, 2018).

2.2.1.5 Índice de valor de importancia

Los sistemas agroforestales, a pesar de ser sistemas gestionados por los humanos, pueden ser evaluados a través del Índice de Valor de Importancia (IVI) que refleja la importancia ecológica de los componentes vegetales en un ecosistema bajo diferentes objetivos de manejo ya sea, agrícolas, pecuarios o forestales.

El IVI es un indicador que evalúa el valor de las especies en función de tres factores clave: abundancia, dominancia y frecuencia (Mostacedo & Fredericksen, 2000). La abundancia explica la cantidad de individuos que existen de cada especie evaluada en una superficie determinada, la dominancia hace alusión al espacio que ocupa cada especie y la frecuencia indica el número de veces que cada especie se presenta en diferentes muestras o parcelas. De acuerdo a Mostacedo y Fredericksen, (2000), este índice se obtiene sumando estos tres componentes, lo que permite determinar la importancia ecológica relativa de cada especie dentro de una comunidad vegetal. Para calcularlo, es necesario convertir los datos de cobertura, densidad y frecuencia en valores relativos, de manera

que la suma total de estos valores sea 100. Por lo tanto, el total del IVI debe ser 300.

De acuerdo con este índice se puede identificar las especies que tienen mayor influencia en un ecosistema, por lo que al comparar IVIs antes y después de un evento podemos ver cómo ha cambiado un ecosistema por lo que revela cambios en la composición de especies a lo largo del tiempo.

En el caso de actividades de rehabilitación de suelos, el IVI es un índice que aporta información valiosa para indicar si hay recuperación de especies nativas que indiquen el éxito de una herramienta aplicada con fines de rehabilitación (SER, 2004). Pues permite conocer si las especies con un alto IVI puede proporcionar beneficios como sombra o fijación de nitrógeno, elementos que influyen en la recuperación de la diversidad florística.

El índice de valor de importancia permite identificar especies que pueden estar relacionadas con la provisión potencial de servicios ecosistémicos clave como la captura del carbono, polinización, conservación del suelo y la regulación del agua.

Analizar el IVI, la composición de especies, la riqueza y diversidad de especies permite ver que estos índices varían en el espacio y en el tiempo en relación con diferentes factores ambientales, incluyendo la perturbación (Delgado & Finegan, 1999). En contextos de restauración ecológica mediante sistemas agroforestales aplicados a agrosistemas degradados, la evaluación cuantitativa de estos parámetros ecológicos constituye una herramienta fundamental para determinar el impacto de dichas intervenciones sobre la estructura de la comunidad vegetal, su composición específica y los patrones de biodiversidad.

2.2.1.4 Almacenamiento de carbono

El carbono se almacena en los siguientes reservorios, biomasa aérea (árboles, arbustos y hierbas), biomasa de las raíces, hojarasca y suelo (Schelegel et al., 2001). De los reservorios de carbono, los árboles secuestran el dióxido de

carbono a través de la fotosíntesis y lo convierten en biomasa, mitigando así los efectos del calentamiento global (CONAFOR, 2021).

En el último siglo se ha incrementado la emisión masiva de gases de efecto invernadero, provocando cambio climático. Dentro de este grupo de gases se encuentra el CO₂, el cual es el gas que más contribuye a este calentamiento global (IPCC, 2000).

Ante la disminución de las superficies forestales esta función se ha visto afectada seriamente, es por ello que la agenda 2030, el Mecanismo de Desarrollo limpio (MDL), Propuesta de Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de los Bosques (REDD+) buscan reconocer y apoyar a los usuarios de tierras que realizan una gestión sostenible de sus tierras y aumenten sus reservas de carbono (IPCC, 2007).

La cantidad de carbono capturado oscila entre 3.0 y 25 tha⁻¹, siendo altamente dependientes de las especies arbóreas utilizadas, la densidad de plantación, la edad de los componentes, de las condiciones locales y del clima, el tipo de suelo y las prácticas de manejo aplicado, además el efecto neto sobre el almacenamiento de carbono dependerá del contenido de carbono antes de la implementación de las tecnologías agroforestales. Para el caso de tierras degradadas se visualizan como reservorios agotados (Casanova-Lugo et al., 2011).

La rehabilitación de terrenos degradados mediante prácticas agroforestales constituye una estrategia efectiva para restaurar su función ecosistémica como sumideros de carbono. Esta intervención no solo recupera la capacidad de almacenamiento de carbono de los sistemas, sino que además mitiga significativamente las emisiones de gases de efecto invernadero, reforzando así el papel fundamental de los sistemas agroforestales como proveedores clave de servicios ecosistémicos (Casanova-Lugo et al., 2011).

Métodos para la estimación de carbono en la biomasa leñosa

La biomasa aérea es fundamental para determinar la cantidad de carbono almacenado en la cubierta forestal (Hernández-Ramos et al., 2017). La biomasa acumulada en un bosque o plantación es un indicador del crecimiento vegetal y del C fijado (Návar, 2009).

El cálculo de la biomasa se puede realizar a través de métodos directos destructivos e indirectos no destructivos, de ellos el primero es el más empleado (Díaz-Franco, 2007), ya que permite calibrar ecuaciones alométricas utilizadas por los métodos indirectos.

2.3.1 Ecuaciones alométricas para especies leñosas

Una ecuación alométrica describe una línea curva que representa la relación entre la biomasa y el diámetro o la altura de la planta (Schmidt et al., 2009); además, proporciona un buen equilibrio y precisión en las predicciones con bajos requerimientos de datos (Ter-Mikaelian & Korzukhin, 1997).

Las ecuaciones alométricas son utilizadas para estimar la biomasa de los árboles con datos provenientes de inventarios forestales que permiten evaluar la estructura y condición de un bosque, cuantificar la productividad, determinar el reservorio y tasa de captura de carbono y, así, valorar el impacto del ecosistema forestal en la mitigación de los gases de efecto invernadero (GEI) (Vashum & Jayakumar, 2012). Esas funciones usan la correlación entre variables que son difícil de medir, como volumen (V), C, C equivalente (CO₂e), biomasa verde y biomasa seca de cada componente, y con variables fáciles de medir, como el diámetro normal (Dn) y la altura total (AT) de los árboles (Solano et al., 2014).

Cabe resaltar, que en las ecuaciones alométricas subsecuentes se observa una variable extra en la ecuación. Al respecto, Navarro-Martínez et al. (2020); Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez (2011); Baishya (2011); Návar (2010); Solano et. al. (2014); Chave et al. (2015), mencionaron que, los modelos alométricos, en su mayoría, incluyen como única variable explicativa al diámetro normal (D) del

árbol; además, al agregar otras variables, como la densidad específica, la altura total del árbol (H) o el factor de forma, mejora la capacidad predictiva de los mismos (Soriano-Luna, et al., 2015).

Actualmente, existen diversas ecuaciones alométricas validadas para la estimación de biomasa en componentes arbóreos (Montagnini, 2006). Una vez determinada la biomasa, el contenido de carbono puede estimarse aplicando un factor de conversión del 50% sobre el valor obtenido (Montagnini & Nair, 2004). No obstante, el método más preciso para cuantificar el contenido de carbono consiste en realizar determinaciones analíticas directas mediante técnicas de laboratorio especializadas.

2.3.2 Ecuaciones alométricas para especies no leñosas

Agave atrovirens

Los agaves (Agavaceae), plantas con metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM), representan un recurso estratégico para el secuestro de carbono en México, donde aproximadamente el 40% del territorio corresponde a zonas áridas y semiáridas con precipitaciones <250 mm/año y suelos de baja retención hídrica (Kant, 2010). Su mecanismo fotosintético especializado -que fija CO₂ predominantemente durante el período nocturno (José-Jacinto & García-Moya, 1995)- optimiza la ganancia neta de carbono mientras minimiza las pérdidas de agua, mostrando además una notable plasticidad metabólica que incluye desde fijación discontinua hasta asimilación continua en ciclos de 24 horas, patrón documentado en al menos diecisiete taxones de Agave (Nieto et al., 2016)

No obstante, pese a su relevancia en sistemas áridos, la contribución de estos ecosistemas al secuestro de carbono permanece insuficientemente estudiada (González-Quiñones & Trejo-Calzada, 2016).

La cuantificación de la capacidad de secuestro de carbono en especies del género *Agave* representa una línea de investigación prioritaria, dado su potencial como estrategia de mitigación ante el cambio climático. Particularmente, el

desarrollo de metodologías precisas para estimar este servicio ecosistémico resulta fundamental para evaluar su contribución real en los ciclos globales del carbono.

Entre los métodos disponibles para cuantificar el carbono almacenado en agaves destacan las ecuaciones alométricas. Sin embargo, la literatura especializada reporta una limitada disponibilidad de modelos predictivos específicamente desarrollados para estas especies (González-Quiñones & Trejo-Calzada, 2016). Los estudios existentes demuestran que estas ecuaciones requieren considerar variables morfométricas clave como: Parámetros estructurales (altura, diámetros mayor y menor) y Biomasa seca (parte aérea y radical).

González-Quiñones & Trejo-Calzada, (2016) desarrollaron un modelo alométrico para *Agave lechuguilla* mediante muestreos estratificados por cobertura vegetal (baja, media y alta) en ecosistemas áridos. El modelo óptimo obtenido:

$$Y = 0.00012Cob - 0.00335DM + 0.00235Dm + 0.00376 A$$

Donde Cob=cobertura, DM=diámetro mayor, Dm=diámetro menor, A=altura, demostró ser aplicable en diferentes condiciones de distribución de la especie.

Posteriormente, Flores (2020) propuso una ecuación regional para estimar biomasa aérea en *A. lechuguilla* basada en diámetro y altura, ampliando así las herramientas para cuantificar reservas de carbono en zonas áridas y semiáridas de México.

A partir de los antecedentes metodológicos analizados, este estudio plantea el desarrollo de un modelo predictivo específico para predecir biomasa aérea en *Agave atrovirens*, con dos objetivos fundamentales: (1) cuantificar el almacenamiento de carbono aéreo presente en los sistemas agroforestales investigados, y (2) contribuir a la solución del vacío de conocimiento existente respecto al potencial de secuestro de carbono de esta especie. La elaboración de este modelo representa un avance significativo por tres razones principales:

Primero, proporcionará una herramienta cuantitativa estandarizada para evaluaciones de carbono en agroecosistemas donde esta especie está presente. Segundo, permitirá establecer comparaciones confiables con otras especies del género *Agave* que cuentan ya con modelos alométricos validados. Tercero, sentará las bases metodológicas para futuras investigaciones sobre servicios ecosistémicos en plantas CAM de zonas áridas.

2.4 Valoración económica de la recuperación ambiental

Valoración económica es un proceso que permite asignar un valor monetario a los bienes y servicios ambientales, cuantificando los beneficios y costos asociados con los cambios en los ecosistemas (Fürst, 2004).

La valoración económica de los ecosistemas es una herramienta fundamental para la toma de decisiones ambientales y económicas. Al asignar un valor monetario a los bienes y servicios que estos proporcionan, se facilita la gestión ambiental sostenible. Esta disciplina emplea una amplia gama de métodos, desde los más tradicionales como el costo de viaje hasta técnicas más innovadoras como la valoración contingente, para estimar el Valor Económico Total. Al considerar tanto el valor de uso como el de no uso, estos métodos permiten tomar decisiones más informadas y equilibradas, contribuyendo a la conservación de los ecosistemas y al bienestar humano (Acevedo, 2016). En el caso de los sistemas agroforestales, la valoración económica puede ayudar a resaltar los beneficios ambientales y económicos de estos sistemas y a promover su adopción.

Por otro lado, la recuperación ambiental es un proceso que busca restaurar ecosistemas y hábitats que han sido dañados o degradados por actividades humanas. Consiste en un conjunto de acciones y técnicas que tienen como objetivo devolver a un ecosistema su estado natural o, al menos, mejorar su capacidad para sustentar la vida y proporcionar servicios ecosistémicos. Esto es importante porque los ecosistemas rehabilitados proporcionar servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano.

Dada la importancia de la recuperación ambiental de sistemas degradados, es muy importante cuantificar los beneficios económicos asociados con la restauración de ecosistemas degradados. Estos beneficios al ser bienes y servicios es importante considerar diferentes métodos que otorguen una aproximación del valor recuperado.

2.4.1 Indicadores económicos

Siguiendo los trabajos pioneros de Costanza et al. (1997), Turner et al. (2003), y Daily (1997), se ha desarrollado una amplia gama de métodos para valorar los ecosistemas. Estos métodos permiten identificar indicadores económicos que facilitan la evaluación de la eficiencia, eficacia y sostenibilidad de los proyectos de restauración ambiental. Dichos indicadores cuantifican los beneficios económicos generados por estas intervenciones. Entre estos se encuentran los siguientes indicadores:

- Costo de restauración
- Beneficios económicos
- Indicadores de rentabilidad
- Otros indicadores

2.4.1.1 Costos de restauración

En este indicador se toma en cuenta los costos directos e indirectos, los primeros son los gastos asociados a la implementación de las actividades de restauración, como la adquisición de materiales, insumos, jornales, renta de maquinaria, etc. Los segundos se refiere a gastos generales asociados con proyecto, como costos administrativos y de gestión (Chazdon & Guaricata, 2016).

2.4.1.2 Beneficios económicos

En este indicador se toma en cuenta los ingresos generados por la venta de los productos (valor de uso directo) o servicios derivados de la restauración (valor de uso indirecto). Además, toma en cuenta el valor que se asigna a la posibilidad

futura de utilizar un recurso, como por ejemplo el valor de conservar un bosque (valor de opción), el valor que las personas asignan a la simple existencia (valor de existencia) o el valor que se asigna a la preservación de un recurso para las futuras generaciones (valor de legado) (Gómez & Aguirre, 2015). La estimación del valor de todos los beneficios económicos es el Valor Total (VET), el VET es un término nuevo para nombrar al método utilizado para identificar una estimación del valor de todos los beneficios económicos que la sociedad deriva de un proyecto o actividad, es la suma de los valores de uso (directo, indirecto y opcional) y de no uso (valores de legado y de existencia). (Cubbage et al; 2011).

2.4.1.3 Indicadores de rentabilidad

Los indicadores de rentabilidad más conocidos son la tasa de interna de retorno (TIR) que mide la rentabilidad de una inversión en términos de la tasa de descuento que hace que el valor presente neto (VPN) de un proyecto sea igual a cero. Valor presente neto (VPN): mide la diferencia entre el valor presente de los flujos de caja de un proyecto y la inversión inicial y la relación beneficio-costos (B/C) el cual compara los beneficios económicos totales de un proyecto con los costos totales (Aguilera-Díaz, 2017, Gittinger, 1982). Cuando esta relación es mayor a 1.0 indica que los ingresos descontados superan los costos descontados, lo que hace que el proyecto sea aceptable (Cubagge et al., 2011).

2.4.1.4 Otros indicadores

En el campo de la agroforestería se pueden aplicar metodologías de diagnóstico agrario en donde se evalúan indicadores como productividad del trabajo, Producto bruto, Ingreso agrícola, Umbral de reposición, Valor agregado bruto, Valor agregado neto, Valor residual (Dufumier, 1996)

Costanza et al. (1997) propusieron que se puede estimar el valor de los servicios naturales a partir de los cambios en los servicios de los ecosistemas, determinando su estado actual en términos de disponibilidad. Por su parte, la metodología de Dufumier (1996) están orientados hacia la búsqueda de sistemas

agrícolas más sostenibles, que respeten el medio ambiente y mejoren la calidad de vida de las comunidades rurales.

La selección de indicadores en la evaluación de proyectos depende fundamentalmente del tipo de análisis que se realice. El análisis financiero se centra en la rentabilidad privada, considerando costos, precios y beneficios en términos de precios de mercado observables, con el objetivo de determinar la viabilidad económica desde la perspectiva de un inversor o agente económico particular. En contraste, el análisis económico —actualmente denominado análisis costo-beneficio (ACB) o *Benefit-Cost Analysis (BCA)*— adopta una perspectiva social más amplia. Este enfoque utiliza precios de mercado cuando están disponibles, pero recurre a métodos de valoración económica (como precios sombra, costos de oportunidad o valoraciones contingentes) para estimar el valor de bienes y servicios que no tienen un mercado definido, tales como la biodiversidad, la captura de carbono, la calidad del agua o el valor paisajístico. El ACB no solo evalúa la rentabilidad financiera, sino también los impactos sociales, ambientales y distributivos de un proyecto, permitiendo comparar costos y beneficios en términos de bienestar colectivo. En el ámbito agroforestal, por ejemplo, técnicas como el método del costo de viaje, la valoración hedónica o la transferencia de beneficios se emplean para cuantificar externalidades positivas (como la conservación de ecosistemas) que el mercado no valora directamente. Asimismo, este análisis resulta clave para el diseño de políticas públicas, como los pagos por servicios ambientales (PSA), ya que identifica qué beneficios son más valorados por la sociedad y justifica la asignación de recursos escasos hacia iniciativas con mayor impacto socioeconómico (Cubbage et al., 2011).

Aunque el análisis económico prioriza el interés social, puede incorporar indicadores financieros como complemento, dado que ambos enfoques —económico y financiero— son esenciales para la evaluación, selección y monitoreo de proyectos. No obstante, mientras el análisis financiero se limita a flujos monetarios privados, el económico asume que un proyecto debe contribuir al desarrollo agregado de la economía, compensando los costos sociales

incurridos con beneficios que superen el valor alternativo de los recursos utilizados (Cubbage et al., 2011)

Por lo tanto, la metodología de análisis costo-beneficio (ACB) constituye una herramienta metodológica fundamental para evaluar la viabilidad económica de un proyecto, mediante la comparación sistemática de los costos asociados y los beneficios esperados. Este enfoque no solo permite determinar la rentabilidad financiera de una iniciativa, sino que también incorpora el costo de oportunidad como variable crítica en el proceso de toma de decisiones. Según Aguilera-Díaz (2017), este último concepto representa el valor de la mejor alternativa rechazada al optar por un curso de acción específico, lo que enfatiza la necesidad de considerar escenarios comparativos al priorizar intervenciones.

2.4.2 Sustentabilidad productiva

La sustentabilidad, entendida como la capacidad de mantener el equilibrio ecológico, mejorar la calidad de vida y garantizar la eficiencia económica (Toledo, 2015), se manifiesta de manera ejemplar en las prácticas agroforestales, al integrarse árboles en los sistemas agrícolas, permite mantener el equilibrio ecológico, mejora la calidad de vida y garantiza la eficiencia económica. La diversificación de cultivos y la aplicación de tecnologías apropiadas logran sistemas productivos altamente rentables sin comprometer la salud de los ecosistemas (Gil, 2021).

2.5. Literatura citada

- Acevedo-Alfonso, Y. (2016). *Los servicios ecosistémicos culturales de la bahía de Matanzas. Su valoración económica*. (Tesis de Profesional, Universidad de Matanzas). Repositorio GEOTECH. <https://repositorio.geotech.cu/xmlui/browse?type=author&value=Acevedo+Alfonso%2C+Yadira&locale-attribute=en>
- Aguilera-Díaz, A. (2017). El costo-beneficio como herramienta de decisión en la inversión en actividades científicas. *Cofín habana*, 11(2), 322-343.
- Aguirre-Calderón, O. A., & Jiménez-Pérez, J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(6), 73-84. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v2i6.575>
- Alanís-Rodríguez, E., Valdecantos - Dema, A., Canizales-Velázquez, P. A., Collantes Chávez-Costa, A., Rubio-Camacho, E., & Mora-Olivo, A. (2018). Análisis estructural de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo del noreste de México. *Acta botánica mexicana*, (125), e1329. <https://doi.org/10.21829/abm125.2018.1329>
- Astier-Calderón, M., Maass-Moreno, M., & Etchevers-Barra, J. (2002). Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia*, 36(5), 605–620
- Ávila, G., Jiménez-Otárola, F., Ibrahim, M. A., & Beer, J. (2001). Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 8(30), 32–35.
- Baishya, R., & Barik, S. K. (2011). Estimation of tree biomass, carbon pool and net primary production of an old-growth *Pinus kesiya* Royle ex. Gordon forest in northeastern India. *Annals of forest science*, 68(4), 727-736. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0089-8>
- Bautista-Cruz, A., Barra, J. E., Del Castillo, R. F., & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*, 13(2).
- Beer, J., Harvey, C. A., Ibrahim, M. A., Harmand, J. M., Somarriba, E., & Jiménez-Otárola, F. (2003). Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas*, 10(37–38), 80–87.
- Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B., & Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity?. *Trends in ecology & evolution*, 23(5), 261-267. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>
- Bonilla-Villalobos, V. (2018). Estrategias de restauración de ecosistemas en un sitio degradado del bosque húmedo premontano transición seca. *Repertorio Científico*, 21(2), 237-258. <https://doi.org/10.22458/rc.v21i2.2408>

- Briceño-Yen, H. (2020). Indicadores de sustentabilidad en los sistemas agroforestales. *Revista Investigación Agraria: RelnA*, 2(1), 72–81.
- Caballero, A. (2023). *Desarrollo sostenible: definición, objetivos y ejemplos*. Climate Consultan. <https://climate.selectra.com/es/que-es/desarrollo-sostenible>
- Casanova-Lugo, F., Petit-Aldana, J., & Solorio-Sánchez, J. (2011). Los sistemas agroforestales como alternativa a la captura de carbono en el Trópico Mexicano. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 133-143.
- Castillo-Reyes, G. S., Cali-Ligua, V. L., Veliz -Cedeño, K. J., Mejía-Vera, S. E., & Cabrera Verdesoto, C. A. (2024). Diversidad ambiental de especies arbóreas en los redondeles de Manta, Manabí, Ecuador. *Agrosilvicultura y Medioambiente*, 2(2), 27–37. <https://doi.org/10.47230/agrosilvicultura.medioambiente.v2.n2.2024.27-37>
- Castle, S E., Miller, D. C., Ordoñez, P. J., Baylis, K., & Hughes, K. (2021). The impacts of agroforestry interventions on agricultural productivity, ecosystem services, and human well-being in low and middle-income countries: A systematic review. *Campbell Systematic Reviews*, 17(2), 1–52. <https://doi.org/10.1002/cl2.1167>
- CATIE. 2001. Agroforestería en el CATIE: suplemento bibliográfico. *Serie Bibliotecología y Documentación Bibliografía*, 28. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 171 p
- CEPAL. (s/f). *Objetivos de Desarrollo del Milenio. Comisión Económica para América Latina y el Caribe*. <https://www.cepal.org/es/temas/objetivos-de-desarrollo-del-milenio-odm/objetivos-desarrollo-milenio>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. BC, & Vieilledent, G. (2015). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. *Biotropica*, 48, 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Coatecatl, E., Rivero, A., & Moreno C. A. (2021). *Caracterización de Sistemas Agroforestales en Noxtepec, Toluca, México*.
- Comisión Nacional Forestal CONAFOR (2021). *Servicios Ambientales y Cambio Climático*. 2290 Servicios Ambientales y Cambio Climático.pdf <https://www.gob.mx/conafor>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023). *Manual de Restauración Forestal* (1a ed.) [Edición digital]. México. <https://www.gob.mx/conafor>
- Consultora Ambiental Forestal, Agrícola y Pecuaria CONAFAP S. C. (2013). Corrección Hidrológico Forestal Cerro La Mesa (Proyecto técnico)

Francisco Franco Espinoza. Financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) Folio S201315001152

- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Cuevas-Reyes, V., Reyes Jiménez, J. E., Borja-Bravo, M., Loaiza-Meza, A., Sánchez-Toledano, B. I., Moreno-Gallegos, T., & Rosales-Nieto, C. (2020). evaluación financiera y económica de un sistema silvopastoril intensivo bajo riego. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 11(62). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.759>
- Cubbage, F. W., Davis, R. R., & Frey, G. E. (2011). *Guía para la evaluación económica y financiera de proyectos forestales comunitarios en México*. PROFOR.
- Dagar, J. C., & Tewari, V. P. (2018). Evolution of Agroforestry as a Modern Science. *En Agroforestry- Anecdotal to Modern Science*, (pp. 13–80). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7650-3_2
- Daily, G. R. (1998). Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. *Environmental Values*, 7(3). <https://doi.org/10.12987/9780300188479-039>
- De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klimes, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., . . . Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
- Delgado, D., & Finegan, B. (1999). Biodiversidad vegetal en bosques manejados. Comunicación técnica. *Revista Forestal Centroamericana*, 8(25), 14-20.
- Díaz, O. E. (1993). *Biodiversidad de México; Un ensayo conceptual de sus potencialidades y problemática*. (Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México). 188 p.
- Díaz-Franco, R., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., Buendía-Rodríguez, E., Flores-Ayala, E., & Etchevers-Barra, J. (2007). Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. Et Cham. *Madera y Bosques*, 13(1), 25–34. <https://doi.org/10.21829/myb.2007.1311233>
- Doran, J., & Parkin, T. (1994). Defining and assessing soil quality. Defining Soil Quality for a Sustainable. *Environment*, 35, 1–21. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>

- Dufumier, M. (1996). *Les projets de développement agricole: manuel d'expertise*. KARTHALA Editions.
- Fedegan. (2006). *Plan Estratégico de la Ganadería Colombiana 2019: Por una ganadería moderna y solidaria*. Federación Colombiana de Ganaderos. https://repository.agrosavia.co/bitstream/handle/20.500.12324/13049/45358_61958.pdf?sequ
- Flores-Hernández, C. J. (2020). *Ecuaciones alométricas para predecir biomasa aérea en agave lechuguilla torr. en México*. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro). Repositorio UAAAN. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/47014>
- Fürst, E., Moreno, M., García D., & Zamora, E. (2004). *Desarrollo y conservación en interacción: ¿cómo y en cuánto se benefician la economía y la comunidad de las áreas silvestres protegidas en Costa Rica?* INBio & CINPE. <https://repositorio.una.ac.cr/bitstream/handle/11056/23023/InfFinalPNRB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Garrett, H. E. (2009). *North American agroforestry: An integrated science and practice*. American Society of Agronomy, Inc. 10.2134/2009.northamericanagroforestry.2ed
- Gassner, A., & Dobie, P. (2022). Introduction. En Gassner, A. & Dobie, P. (Eds.) *Agroforestry: A primer. Design and management principles for people and the environment* (pp. 14-23). Center for International Forestry Research (CIFOR) & Nairobi: World Agroforestry (ICRAF). <https://doi.org/10.5716/cifor-icraf/BK.25114>
- Gil, J. (2021). *Sustentabilidad y alternativas para el minifundio mexicano*. En *Desarrollo rural en contextos locales de México*. Universidad de la Ciénega del estado de Michoacán de Ocampo. En prensa.
- Gómez-Flores, J. L. (2022). *Recuperación de suelos degradados y sistemas agroforestales en el Distrito de Rumizapa*. (Tesis de Maestría, Universidad César Vallejo). <https://hdl.handle.net/20.500.12692/99799>
- Gómez, R., & Aguirre, J. (2015). *Valoración económica de servicios ecosistémicos: Estudios de caso en Colombia, Ecuador y Perú*. Pueblo de los Estados Unidos de América a través de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID). Universidad del Pacífico. Lima, Perú.
- González-Quñones, R. R., & Trejo-Calzada, R. (2016). *Estimación de la captura de carbono en poblaciones de Lechuguilla (Agave lechuguilla Torr., 1859) mediante modelos alométricos*. (Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Chapingo). Repositorio Chapingo. <https://repositorio.chapingo.edu.mx/items/19a4e7ee-da2f-4fa1-8758-c7a3d26b3f87/full>

- González-Valdivia N.A. 2003. *Dos sistemas silvopastoriles como refugios de vida silvestre en el municipio de Estelí*. (Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua León, León. Nicaragua). 236 p
- Greig-Smith, P. (1983). *Quantitative plant ecology*. University of California Press.
- Guiracocha, G., Harvey, C., Somarriba, E., Krauss, U., & Carrillo, E. (2001). Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 8(30), 7–11.
- Hernández-Ramos, J., De los Santos-Posadas, H. M., Valdez-Lazalde, J. R., Tamarit-Urías, J. C., Ángeles-Pérez, G., Hernández-Ramos, A., Peduzzi, A., & Carrero, O. (2017). Biomasa aérea y factores de expansión en plantaciones forestales comerciales de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake. *Agrociencia*, 51(8), 921–938.
- Ibrahim, M., & Andrade, H. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en las Américas*, 39.40.
- IPCC (2000). *Land Use, Land–Use Change, and Forestry: A Special Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- IPCC. (2007). *Climate change 2007 the physical science basis: Mitigation of climate change report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- José-Jacinto, R., & García-Moya, E. (1995). Fijación de CO₂ en *Agave angustifolia* Haw. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 57, 5–10. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1471>
- Kant, P. (2010). *Could Agave be the species of choice for climate change mitigation*. Institute of Green Economy, 1-5.
- Kattumuri, R. (2018). Sustaining natural resources in a changing environment: evidence, policy and impact. *Contemporary Social Science*, 23(1), 1–16. <https://doi.org/10.1080/21582041.2017.1418903>
- Kempton, R. A. (1979). Structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, 35(1), 307–321. <https://doi.org/10.2307/2529952>
- Kmoch, L., Bou-Lahriss, A. & Plieninger, T. (2024). Drought threatens agroforestry landscapes and dryland livelihoods in a North African hotspot of environmental change. *Landscape and Urban Planning*, 245, Article 105022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2024.105022>
- Kumar, R., Veeraragavan, M., Baral, K., Saikanth, D. R. K., Singh, V., Upadhyay, L., & Raj, S. (2023). Agroforestry and Its Potential for Sustainable Land Management and Climate Action: A Review. *International Journal of Environment and Climate Change*, 13(12), 620–629. <https://doi.org/10.9734/ijecc/2023/v13i123722>
- Louman, B., Quirós, D., & Nilson, M. (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd.
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Connect. Acad. Arts Sci.*, 44. 211-35. <http://hdl.handle.net/10261/166281>
- Margalef, R. (2001). Eco-Evo, el espacio donde se encuentran la ecología y la Evolución, o la dinámica. *Revista Die Biología*, 19(99), 7.
- Masera, O. R., & S. López-Ridaura. (2000). *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundi-prensa.
- Masera, O., Astier, M., & y López S. (1999). *Sustentabilidad y Manejo de Recursos Naturales: el marco de evaluación MESMIS*. Mundiprensa, GIRA, UNAM.
- Miranda-Rangel, A. (1999). *Biodiversidad: Factores que la afectan en la biosfera e índices de Diversidad*. Universidad Autónoma Chapingo.
- Miranda, M.L.; Mora, A & González, G. (2016). Sistemas agroforestales con especies de importancia maderable y no maderable en el trópico seco de México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 20(2): 53-72.
- Montagnini, F. & Nair, P. K. R. (2004). Carbon Sequestration: An Underexploited Environmental Benefit of Agroforestry Systems. *Agroforestry Systems*, 281-295. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79>
- Montagnini, F. (2006). *Environmental services of agroforestry systems*. Food Products Press.
- Montagnini, F; Francesconi, W; Rossi, E. (2011). *Agroforestry as a tool for landscape restoration*. New York, USA, Nova Science Publishers. 201 p.
- Montagnini, F., Somarriba, E., Fassola, H., & Eibl, B. (2015). *Sistemas agroforestales: funciones productivas, socioeconómicas y ambientales*. CATIE. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/7124>
- Moreno Calles, A. I., Soto Pinto, M. L., Cariño Olvera, M. M., Palma García, J. M., Moctezuma Pérez, S., Rosales Adame, J. J., Montañez Escalante, P. I., & Sosa Fernández, V. de J. (2019). *Experiencias de agroforestería en México*. Red Temática de Sistemas Agroforestales de México.
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOR.
- Muñoz-Rodríguez, M., Delgado-Vargas, I. A., Guerrero, J. C., & Andrade, A. V. (2020). Physical properties of soil in the early stage of an agroforestry system in the High Andean zone. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 37(1), 70-79. <https://doi.org/10.22267/rcia.203701.128>

- Mutuku, N., Nyangito, M., Kironchi, G., & Vivian, O. (2023). Agroforestry practices impacts on soils properties in the drylands of Eastern Kenya. *Trees, Forests and People*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100437>
- Naciones Unidas. (2015) *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. Naciones Unidas. <https://sdgs.un.org/2030agenda>
- Nair, P. K. R. 1997. *Agroforestería*. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. pp. 21-180.
- Návar, J. (2009). Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest ecology and Management*, 257(2), 427-434. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.028>
- Návar, J. (2010). Measurement and assessment methods of forest aboveground biomass: A literature review and the challenges ahead. En G. Momba & F. Bux (Eds.). *Biomass* (pp. 27-64). Sciyo.
- Navarro-Garza, H., Santiago S. A., Musálem S. M. Á., Vibrans L. H., & Pérez O. M. A. (2012). La diversidad de especies útiles y sistemas agroforestales. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 18(1), 71-86. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.11.124>
- Navarro-Martínez, J., Godínez-Jaimes, F., López-López, M. A., Rosas-Acevedo, J. L., Juárez-López, A. L., & Reyes-Umaña, M. (2020). Ajuste de ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en *Pinus oocarpa* y *Quercus resinosa* en Guerrero, México. *Madera y Bosques*, 26(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2611964>
- Nieto-Aquino, R., Vargas-Montero, J., Nieto-Aquino, J. C., Rodríguez-Ortega, A., Jiménez-Pérez, V. M., Hernández-Callejas, J., & Ortiz-Balderas, M. (2016). *El cultivo de maguey pulquero (Agave salmiana) en el valle del mezquital*. Universidad Politécnica de Francisco I. Madero.
- Ortega Elorza, L. E. & Morán Escamilla, J. D. (2023). Modernización forzada en zonas áridas: Disrupción del paisaje en el Altiplano de San Luis Potosí, México. En J. D. Morán Escamilla, A. Cano Aguilar y L. E. Ortega Elorza (Coords.). *Desiertos del norte mexicano: Formas de investigación sobre los desafíos para el sostenimiento de la vida en las zonas áridas y semiáridas* (pp. 23-48). El Colegio de San Luis, A.C.
- Parrales-Cevallos, J. J. (2022). *Efecto de los sistemas agroforestales sobre la fertilidad de los suelos del Sitio Ramo Grande, Parroquia la América, Cantón Jipijapa*. (Tesis Profesional, Universidad Estatal del sur de Manabí). Repositorio UNESUM. <https://repositorio.unesum.edu.ec/bitstream/53000/4041/1/Parrales%20Cevallos%20Johana%20Jazm%c3%adn.pdf>
- Partey, S. T., Sarfo, D. A., Frith, O., Kwaku, M., & Thevathasan, N. (2017). Potentials of Bamboo-Based Agroforestry for Sustainable Development in

- Sub-Saharan Africa. *A Review. Agricultural Research*, 6, 22–32. <https://doi.org/10.1007/s40003-017-0244-z>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). (2025). *World Environment Day*. <https://www.worldenvironmentday.global/did-you-know/key-messages>
- Ramírez-Soto, A., García-Valencia, A., Trujillo-Santos, O., Sheseña-Hernández, I., Gutiérrez-Sosa, G., Gómez-Sánchez, I., Contreras-Huerta, I., Angón-Rodríguez, S., & García-Coll, I. (2022). *Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) para enfrentar el cambio climático en zonas de montaña. La restauración ecológica como estrategia complementaria a la agroforestería*. CityAdap, Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Rapidel, B., Meylan, L., Virginio-Filho, E., & Avelino, J. (2015). Efectos ecológicos y productivos del asocio de árboles de sombra con café en sistemas agroforestales. En F. Montagnini, E. Somarriba, E. Murgueitio, H. Fassola, & B. Eibl (Eds.), *Sistemas agroforestales: funciones productivas, socioeconómicas y ambientales* (pp. 5–20). CATIE-CIPAV.
- Rodrigues, R. C., Araújo, R. A., Costa, C. S., Lima, A. J. T., Oliveira, M. E., Cutrim, J. A., Santos, F. N. S., Araújo, J. S., Santos, V. M., & Araújo, A. S. F. (2015). Soil microbial biomass in an agroforestry System of Northeast Brazil. *Tropical Grasslands*, 3(1), 41–48. [https://doi.org/10.17138/tgft\(3\)41-48](https://doi.org/10.17138/tgft(3)41-48)
- Salvador-Morales, P., Cámara-Cabrales, Luisa del Carmen, Martínez-Sánchez, José Luis, Sánchez-Hernández, Rufo, & Valdés-Velarde, Eduardo. (2019). Diversidad, estructura y carbono de la vegetación arbórea en sistemas agroforestales de cacao. *Madera y Bosques*, 25(1), e2511638. Epub 26 de julio de 2019. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511638>
- Sarandón, S. J. (2002). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. *Agroecología: El camino para una agricultura sustentable*, 20, 393 – 414.
- Schelegel, B., Gayoso, J., & Guerra, J. (2001). *Manual de procedimientos para inventarios de carbono de carbono en ecosistemas. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial*. Universidad Austral de Chile.
- Schmidt, A., Poulain, M., Klein, D., Krause, K., Peña-Rojas, K., Schmidt, H., & Schulte, A. (2009). Allometric above-belowground biomass equations for *Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Natural regeneration in the Chilean Patagonia. *Annals of Forest Sciences*, 66 (513). <https://doi.org/10.1051/forest/2009030>
- SEMARNAT & INECC. (2018). *Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio climático*. SEMARNAT, INECC.

- SEMARNAT, & UACH. (2004). *Evaluación de la pérdida de suelos por erosión hídrica y eólica en la república mexicana, escala [Mapa].1:1 000 000*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Autónoma Chapingo.
- Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2023). *Base de datos del Sistema Nacional de Información Ambiental y Recursos Naturales. Información complementaria. IC 3-1 A Condición de los suelos dedicados a las actividades de agricultura, ganadería y plantaciones forestales* [Base de datos]. Obtenido de https://apps1.Semarnat.gob.mx:8443/dgeia/indicadores20_cd/conjuntob/indicador/03_suelos/3_1.html
- Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR). (2021). *Sistemas Agroforestales. Ministerio de desarrollo agrario y riego de Perú*. <https://repositorio.serfor.gob.pe/bitstream/SERFOR/938/3/SERFOR%202022%20Diagnostico%20inves%20SAF.pdf>
- Society for Ecological Restoration International Science y Policy Working Group (SER) (2004), *The ser international Primer ON Ecological Restoration*, www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Solano, D., Vega, C., Eras, V. H., & Cueva, K. (2014). Generación de modelos alométricos para determinar biomasa aérea a nivel de especies, mediante el método destructivo de baja intensidad para el estrato de bosque seco pluviestacional del Ecuador. *Cedamaz*, 4(1).
- Somarriba, E., Harvey, C., Samper, M., Anthony, F., González, J., Staver, C., & Rice, R. (2004). Biodiversity conservation in neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. *En Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*, (pp. 198–226). Island Press.
- Soriano-Robles, R. (2018). Cambio climático y ganadería: El papel de la agroforestería. *Agro Productividad*, 11(2), 1-5.
- Soriano-Luna, M. A., Ángeles-Pérez, G., Martínez-Trinidad, T., Plascencia-Escalante, F., & Razo-Zárate, R. (2015). Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 49(4), 423-438
- Spurr, S. H., & Barnes, B. V. (1982). *Ecología forestal*. A. G. T. Editor S. A.
- Tejeda-Cruz, C., Mehltritt, K., & Sosa Fernández, V. J. (2008). Indicadores ecológicos multi-taxonómicos. En R. H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, & K. Mehltritt (Eds.), *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación* (pp. 271-278). Instituto de Ecología A.C., Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).
- Ter-Mikaelian, M. T., & Korzukhin, M. D. (1997). Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management*, 97(1), 1-24. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00019-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00019-4)

- Tobar-López, D., & Ibrahim, M. (2008). *Valor de los sistemas silvopastoriles para conservar la biodiversidad en fincas y paisajes ganaderos en América Central*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Toledo, V. M. (2015). ¿De qué hablamos cuando hablamos de sustentabilidad? Una propuesta ecológica política. *Interdisciplina*, 3(7), 35-55. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2015.7.52383>
- Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., & Georgiou, S. (2003) Valuing Nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46(3), 439-510. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(03\)00189-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00189-7)
- Vashum, K. T., & Jayakumar, S. (2012). Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in 578 natural forests a review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 2(4), 1-7. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000116>
- World Commission on Environment and Development (WCED). (1987). *Our Common Future: The Brundtland Report*. United Nations.
- Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21(1), 48–58. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x>
- Zarta-Ávila, P. (2018). La sustentabilidad o sostenibilidad. Un concepto poderoso para la humanidad. *Tabula Rasa: revista de humanidades*, 28, 409–423. <https://doi.org/10.25058/20112742.n28.18>
- Zhang, J., Niu, J., Bao, T., Buyantuyev, A. Zhang, Q., Dong, J., & Zhang, X. (2014). Human induce dryland degradation in Ordos Plateau, China, revealed by multi-level Statistical modeling of normalized difference vegetation index and rainfall time series. *J. Arid Land*, 6, 219-229. <https://doi.org/10.1007/s40333-013-0203-x>

3. INDICADORES ECOLÓGICOS DE RECUPERACIÓN EN SISTEMAS AGROFORESTALES EN OTUMBA, ESTADO DE MÉXICO

ECOLOGICAL RECOVERY INDICATORS IN AGROFORESTRY SYSTEMS IN OTUMBA, STATE OF MEXICO

Flores Ortega Sandra Lizeth¹, María Edna Álvarez Sánchez¹, Patricia Hernández De La Rosa², Patricia, Ma. Del Carmen Gutiérrez Castorena³ Julio Cesar Buendía Espinoza¹

¹Universidad Autónoma Chapingo. Maestría en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Carretera Federal México-Texcoco, Km 38.5, C. P. 56230, Texcoco, Estado de México. Email: conafap@yahoo.com.mx; Edna_alvarez30@yahoo.com.mx; jcbuendiae@hotmail.com

²Colegio de Postgraduados-Postgrado en Ciencias Forestales. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56264, Estado de México. Email: pthr@colpos.mx; ³Colegio de Postgraduados. Programa de Edafología. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco C. P. 56264. Estado de México. Email: Carmen.gutierrez.castorena@gmail.com

3.1 Resumen

Los sistemas agroforestales (SAF) emergen como estrategias fundamentales para la restauración de agrosistemas degradados, pero existen vacíos en su monitoreo mediante indicadores cuantitativos. Este estudio analizó la composición florística, estructura (Índice de Valor de Importancia, IVI), diversidad vegetal (Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, Pielou) y calidad suelos (índice modelado mediante Análisis de Componentes Principales) en cuatro sistemas agroforestales (SAF) antes (2013) y once años después de su establecimiento (2024), asimismo, se cuantificó el carbono almacenado en la biomasa aérea (árbol y maguey, mediante ecuaciones alométricas). Los SAF evaluados fueron: SAF1 (Pino-Maguey-Maíz-Borrego-Gallina), SAF2 (Pino-Encino-Maguey-Cebada-Avena-Vacas-Caballos-Burros), SAF3 (Pino-Encino-Maguey-Vacas-Caballos-Burros) y SAF4 (Pino-Maguey-Vacas-Caballos-Burros). Los resultados obtenidos evidenciaron un incremento en la riqueza florística: SAF1, SAF2 y SAF3 pasaron de 10, 4 y 5 especies a 68, 97 y 113, respectivamente, mientras que SAF4, inicialmente sin cobertura, registró 51 especies. El IVI reveló un cambio en el patrón de dominancia. En el año 2013 dominaban los pastos de *Deschamsia elogata* y *Muhlenbergia phleoides*, para 2024 el valor de IVI más alto la obtuvieron las especies de *Agave atrovirens* en SAF1 y SAF2, *Opuntia streptacantha* en SAF3 y *Pinus cembroides* en SAF4. La diversidad en el estrato herbáceo incrementó significativamente ($p < 0.05$) de 2013 a 2024, pasando de una diversidad baja a media en todos los SAF evaluados. Los SAF2 y SAF3 fueron los más ricos diversos y equitativos en herbáceas, mientras que el SAF3 destacó en arbustivas y plantas CAM. El carbono almacenado varió entre 5.10 y 7.18 Mg C/ha, y la calidad del suelo mejoró de muy baja/baja (ICS < 0.39) a moderada/alta (ICS > 0.40) después de 11 años. estos hallazgos demuestran que los SAF constituyen una herramienta eficaz para la restauración ecológica de

agrosistemas degradados, al incrementar la diversidad vegetal, mejorar la calidad del suelo y almacenar carbono.

Palabras clave: restauración, sistema agroforestal, calidad de suelo, diversidad vegetal, carbono almacenado

3.2 Abstract

Agroforestry systems (AFS) emerge as key strategies for restoring degraded agroecosystems; however, gaps remain in their monitoring through quantitative indicators. This study analyzed floristic composition, structure (Importance Value Index, IVI), plant diversity (Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, Pielou), and soil quality (an index modeled using Principal Component Analysis) in four agroforestry systems (AFS) before (2013) and eleven years after their establishment (2024). Additionally, carbon stored in aboveground biomass (trees and agave, using allometric equations) was quantified. The evaluated systems were: AFS1 (Pine-Agave-Corn-Sheep-Chicken), AFS2 (Pine-Oak-Agave-Barley-Oats-Cattle-Horses-Donkeys), AFS3 (Pine-Oak-Agave-Cattle-Horses-Donkeys), and AFS4 (Pine-Agave-Cattle-Horses-Donkeys). The results showed an increase in floristic richness: AFS1, AFS2, and AFS3 rose from 10, 4, and 5 species to 68, 97, and 113, respectively, while AFS4, initially without cover, recorded 51 species. The IVI revealed a shift in dominance patterns; in 2013, the dominant grasses were *Deschampsia elongata* and *Muhlenbergia phleoides*, whereas in 2024, the highest IVI values were recorded for *Agave atrovirens* in AFS1 and AFS2, *Opuntia streptacantha* in AFS3, and *Pinus cembroides* in AFS4. Herbaceous layer diversity increased significantly ($p < 0.05$) from 2013 to 2024, moving from low to medium diversity across all evaluated AFS. AFS2 and AFS3 exhibited the greatest herbaceous richness, diversity, and evenness, while AFS3 also stood out for its richness in shrubs and CAM plants. Carbon storage ranged from 5.10 to 7.18 Mg C/ha, and soil quality improved from very low/low (SCI < 0.39) to moderate/high (SCI > 0.40) after 11 years. These findings demonstrate that AFS are effective tools for the ecological restoration of degraded agroecosystems by enhancing plant diversity, improving soil quality, and storing carbon.

Keywords: restoration, agroforestry system, soil quality, plant diversity, stored carbon

3.3 Introducción

La degradación de los ecosistemas constituye uno de los principales desafíos ambientales contemporáneos. A nivel global, se estima que más de dos mil millones de hectáreas de tierras degradadas han sufrido algún grado de degradación ambiental (PNUMA, 2025), en México, más del 50% de los suelos

presentan degradación atribuible a prácticas agrícolas intensivas y deforestación (SEMARNAT, 2023). Los ecosistemas semiáridos de México son particularmente vulnerables a la desertificación y pérdida de servicios ecosistémicos (Ortega & Moran, 2023). En regiones como Otumba, Estado de México, este fenómeno ha reducido la productividad de la tierra y la biodiversidad, lo cual tiene un impacto negativo en los medios de subsistencia de la población local. Frente a este escenario, los sistemas agroforestales (SAF) surgen como estrategias clave para restaurar ecosistemas (CONAFOR, 2023).

Los sistemas agroforestales, no solo se presentan como una alternativa prometedora para abordar el dilema entre la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad. Además, se han propuesto como herramientas de restauración con el potencial para revertir la pérdida de biodiversidad y mejorar los servicios ecosistémicos (Montagnini & del Fierro, 2022). La integración de árboles y cultivos puede contribuir significativamente a la recuperación de ecosistemas degradados y a la restauración de la diversidad vegetal, pues las interacciones entre los componentes inciden en la dinámica de los suelos, (Parrales, 2022; Ramírez-Soto, 2022). Este enriquecimiento se atribuye a la descomposición de la materia orgánica proveniente de la poda de árboles, la cual se incorpora al suelo de manera periódica, mejorando así su fertilidad (Rodríguez et al., 2015). En el ámbito de la investigación ambiental, los servicios agroforestales han demostrado su capacidad para proporcionar una diversidad de servicios ecosistémicos. Según lo reportado por el Servicio Nacional de Áreas Naturales y Forestales (SERFOR, 2021). Estos servicios incluyen la conservación y aumento de la riqueza de especies de flora y fauna (Tobar-López & Ibrahim, 2008; González-Valdivia, 2003), y el secuestro de carbono en suelos y biomasa (Ávila et al., 2001; Guiracocha et al., 2001; Somarriba et al., 2004; Beer et al., 2003). alcanzando almacenamientos de entre 12 y 228 toneladas de carbono (Ibrahim & Andrade, 2003; Beer et al., 2003). Además, se ha comprobado que los árboles favorecen la infiltración de agua, reducen la escorrentía superficial, mejoran el microclima y disminuyen la velocidad del viento (Kumar et al., 2021).

A pesar del potencial de los sistemas agroforestales (SAF) como estrategia de restauración ecológica, persiste un vacío de conocimiento respecto a metodologías cuantitativas para monitorear su eficiencia. El propósito de este estudio fue evaluar la eficiencia de cuatro intervenciones agroforestales tras una década de implementación, mediante un análisis comparativo (pre y post-implementación) de indicadores ecológicos clave, para analizar la contribución de la composición florística, la estructura vegetal (Índice de Valor de Importancia, IVI), la diversidad vegetal (índices de Margalef, Shannon-Wiener, Simpson y Pielou), la calidad de los suelos y el almacenamiento de carbono aéreo (biomasa arbórea y de maguey), en la recuperación de agrosistemas degradados. Para ello, se han tenido en cuenta diferentes variables, con el fin de generar criterios científicos que sirvan para la toma de decisiones en restauración ecológica

3.4 Materiales y métodos

3.4.1 Área de estudio

El estudio se realizó en Otumba, Estado de México, caracterizado por presentar un clima templado subhúmedo [Cb(w1)(w)ig y Cb(w1)(w)igm según García (1998)] con temperaturas medias anuales de 12-18°C y oscilación térmica anual <5°C (tipo ig) o 5-7°C (tipo igm). La precipitación anual (300-700 mm) se concentra entre junio-octubre, con lluvias esporádicas en noviembre (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2023. Estación meteorológica 15065 Otumba, 2023). La humedad relativa (5-10%), junto con estas condiciones climáticas, influye directamente en la dinámica ecológica y productiva de los sistemas agroforestales locales.

3.4.2 Sitio experimental

La investigación se realizó en un predio agroforestal de 31.5 hectáreas ubicado en la colonia Santa Bárbara, en la ranchería Santa Gertrudis, municipio de Otumba, Estado de México (Figura 1), el cual ha sido previamente afectado por un severo proceso de degradación (SEMARNAT-CP, 2002). Con apoyo de la

CONAFOR, entre 2013 y 2016 se implementaron las siguientes intervenciones: (1) medidas de protección mediante cercado perimetral y apertura de brechas cortafuego; (2) obras de conservación de suelos que incluyeron zanjas bordo, roturación y barreras de piedra a curva de nivel; (3) establecimiento de sistemas agroforestales con especies nativas (*Pinus cembroides*, *P. montezumae*, *P. greggii* y *Quercus rugosa*) en asociación con *Agave atrovirens*, utilizando densidades de 833 -1100 árboles/ha (esta última en zonas donde no había cobertura vegetal). El manejo agronómico incluyó aplicación de raizal, ácidos húmicos y urea, complementado con riegos de auxilio (15 L por planta cada 15 días durante 2015-2016), reposición del 30% de la densidad inicial (2015) (CONAFAP, 2013, CONAFAP, 2014). labores de podas (2017, 2023).

Para esta investigación se seleccionaron cuatro intervenciones agroforestales ubicadas en la parte baja del predio, a una altitud de 2600–2800 msnm, con una superficie total de 10.67 hectáreas. Estas áreas fueron utilizadas como unidades de análisis para evaluar la eficiencia ecológica de los sistemas implementados, por representar condiciones típicas de manejo y contexto agroecológico del sitio.

3.4.2.2 Descripción de los sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales evaluados presentan diferentes configuraciones tecnológicas, adaptadas a las condiciones edáficas del sitio. A continuación, se describen sus características principales:

SAF1 (1.82 ha): Sistema agrosilvopastoril establecido sobre toba intermedia. Se implementaron obras de conservación del suelo con zanjas bordo cada 20 m (500 m/ha) y roturación cada 6 m (1,000 m/ha). El componente arbóreo incluye *Pinus cembroides* y *P. greggii*, con una densidad actual de 814 árboles/ha. Entre los callejones de 6 metros de ancho se cultiva maíz, seguido por el pastoreo de ovinos y gallinas. Entre zanjas bordo se plantaron *Agave atrovirens*.

SAF2 (2.68 ha): Sistema agrosilvopastoril sobre toba intermedia. Presenta la misma configuración de zanjas y roturación que SAF1. El componente arbóreo

incluye *P. cembroides*, *P. greggii* y *Quercus rugosa*, con una densidad actual de 350 árboles/ha. Se cultivan avena y cebada, y se realiza pastoreo de ganado bovino, caballos y burros. La propagación de la especie *Agave atrovirens* se ha llevado a cabo mediante la utilización de hijuelos, los cuales han sido estratégicamente situados entre las hileras de árboles

SAF3 (4.22 ha): Sistema silvopastoril establecido sobre basalto, lo que implicó la integración de prácticas silvícolas y pastoriles en un entorno determinado. En el contexto de la obra, se implementó la construcción de barreras de piedra a curva de nivel con una disposición espaciada de 12.5 m (800 m/ha). El área en cuestión incluye las especies *P. cembroides*, *P. greggii*, *P. montezumae* y *Q. rugosa*, con una densidad actual de 382 árboles/ha. Se realiza pastoreo de ganado bovino y equino. La especie de *Agave atrovirens* fue establecida en alineación con las barreras de piedra a curva de nivel.

SAF4 (1.95 ha): Sistema silvopastoril sobre zona de degradación muy severa con material parental de toba intermedia. Se efectuó roturación intensa (2,400 m/ha) y construcción de barreras de piedra (800 m/ha). Se plantaron *P. cembroides*, *P. greggii* y *Q. rugosa*, con una densidad actual de 925 árboles/ha. La especie de *Agave atrovirens* fue plantada de forma dispersa. Se practica pastoreo de ganado bovino y equino.

3.4.2 Muestreo de campo

Para la recolección de datos, se implementaron dos técnicas de muestreo (Figura 1): *muestreo sistemático* y *muestreo dirigido* (Särndal et al., 1992; Husch, 2003; Brown, 2004). El muestreo sistemático se utilizó para evaluar la diversidad de especies vegetales y las propiedades del suelo en las áreas con intervención agroforestal. En cambio, el muestreo dirigido se aplicó en puntos específicos de cada área estudiada excluyendo aquellos puntos donde la intervención agroforestal hubiera tenido un efecto (Lorh, 2022). Este enfoque metodológico posibilitó la comparación entre las condiciones iniciales y posteriores a la intervención agroforestal.

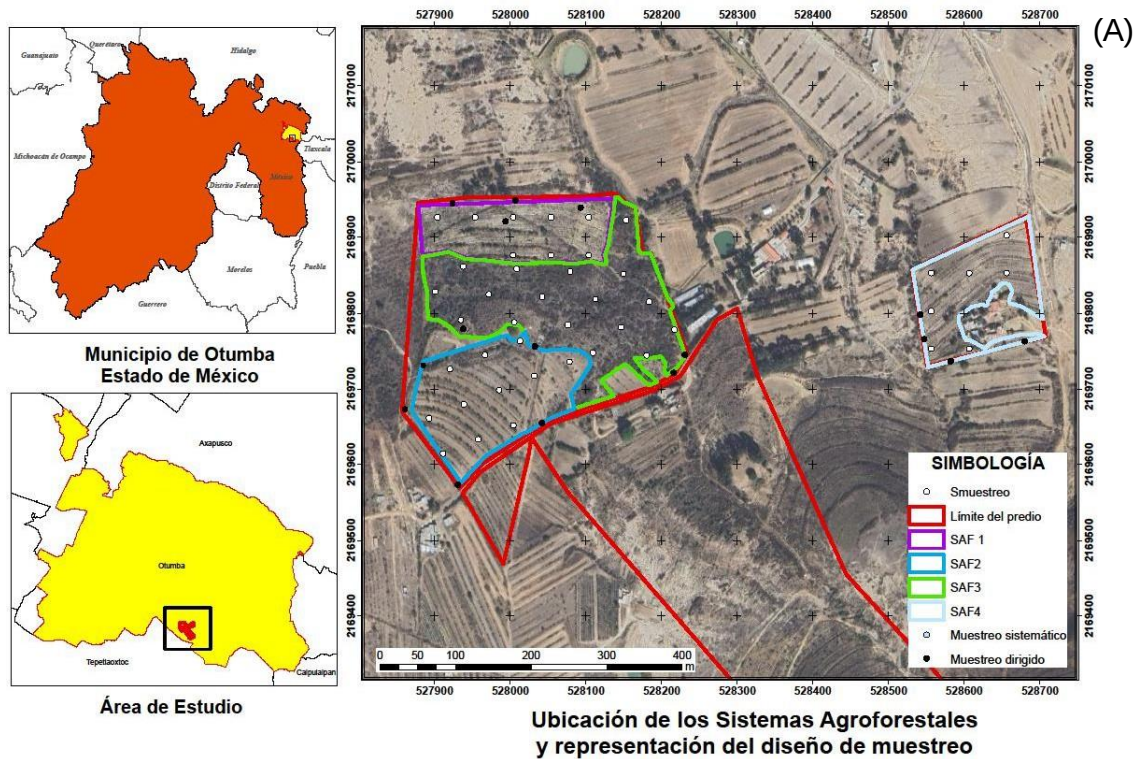


Figura 1.- (A) Ubicación de los sistemas agroforestales SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 y los sitios de muestreo sistemático (aplicado a la flora y al suelo para el levantamiento de variables después de la intervención y dirigido (aplicado al suelo sin intervención). (B) fotografías de los SAF, de izquierda a derecha SAF1, SAF2, SAF3. SAF4

Para hacer una distribución sistemática de los sitios, se empleó una retícula que ubicaba el número de distancias equidistantes de 50 m x 50 m, en cada cuadro se ubicaron centroides, cada centroide se seleccionó como el centro del sitio de muestreo (CONAFOR, 2011). La distancia de 50 m entre sitios fue obtenida aplicando la siguiente ecuación 1

$$D = \sqrt{\frac{\bar{A}}{P}} \quad (1)$$

Dónde: A: Área a muestrear y P: Número de sitios a evaluar

De acuerdo con esta distribución se ubicaron en campo 7 sitios para el SAF1, 11 sitios para SAF2, 17 sitios para SAF3 Y 8 sitios para el SAF4. En cada uno de estos sitios se muestreó la flora y el suelo.

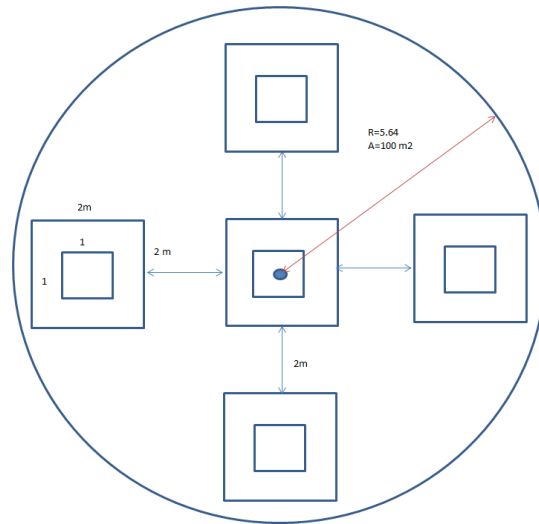


Figura 2.- Esquema que permite visualizar la distribución de los sitios evaluados del estrato arbustivo y herbáceo

Muestreo de la flora: Se realizó mediante un diseño estratificado que empleó unidades de muestreo diferenciadas por estrato vegetal: parcelas circulares de 100 m² para el estrato arbóreo y magueyes, cuadrantes de 4 m² (2×2 m) para arbustos y cuadrantes de 1 m² (1×1 m) para herbáceas (Mostacedo & Fredericksen, 2000). El muestreo empleó parcelas circulares de 100 m² con cinco cuadrantes arbustivos (4 m²) en disposición central y cardinal (Figura 2), conteniendo cada uno un subcuadrante herbáceo (1 m²). Se evaluaron 35, 55, 85 y 40 de estas parcelas compuestas en SAF1-4 respectivamente, registrando para cada individuo

- Nomenclatura (nombre común, científico o clave de campo)
- Parámetros morfométricos: altura (árboles, magueyes y nopales), diámetro a 0.20 m (individuos <5 cm) o 1.30 m (DAP, individuos >5 cm), y diámetro de copa (eje mayor y menor)

- Georreferenciación del centro de cada unidad de muestreo

Los especímenes arbóreos y de fotosíntesis por el efecto del calor (CAM, por sus siglas en inglés) fueron marcados con un pigmento de color rojo, mientras que cada unidad de muestreo fue delimitada con estacas en sus vértices. La recolección de especímenes botánicos se llevó a cabo siguiendo los protocolos establecidos por Lot y Chiang (1986), con el propósito de realizar una identificación taxonómica posterior.

Muestreo en suelos: En cada sitio ubicado sistemáticamente y de manera dirigida se colectó suelo a una profundidad de 20 cm. De cada muestra se obtuvo 50 gramos y se obtuvo el peso en fresco. El resto del suelo fue llevado a laboratorio para su análisis. *En una fase posterior del proceso, se procedió a la medición de la profundidad del suelo. Para ello, se hizo uso de una barrena, la cual fue insertada verticalmente hasta alcanzar el material parental* (Ditzler et al., 2017).

3.4.3 Indicadores ecológicos evaluados

a) composición florística: La determinación botánica se realizó mediante claves taxonómicas (Rzedowsky & Rzedowsky, 2005), cotejadas con bases de datos institucionales (Herbario Nacional de México (Datos abiertos), CONABIO (Malezas)) y el software PlanNet. Todos los ejemplares determinados a nivel de especie se resguardan por el investigador.

b) índice de valor de importancia (IVI): El IVI se calculó mediante la suma de tres parámetros normalizados; 1. Abundancia relativa (AR_i): proporción de individuos de la especie i , 2. Frecuencia relativa (FR_i): presencia en los sitios de muestreo y 3. Dominancia relativa (DR_i): cobertura de copas. El valor de IVI (Ecuación 2) representa la importancia ecológica relativa de cada especie en la comunidad, expresado como porcentajes (0- 100%) (Curtis & McIntosh, 1951; Mueller-Dombois & Ellenberg; 1974; Mostacedo & Fredericksen, 2000).

$$IVI = \frac{AR_i + FR_i + DR_i}{3} \quad (2)$$

C) índices de diversidad vegetal: se calcularon los siguientes índices ecológicos riqueza específica de Margalef (D_{Mg}) (Margalef, 1958), diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1949), dominancia de Simpson (D) (Simpson, 1949) y equidad de Pielou (J') (Pielou, 1966), de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln(N)} \quad (3) \quad H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i) \quad (4) \quad D = \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad (5) \quad J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (6)$$

Dónde: s : Número total de especies, p_i Proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos, y N : Número total de individuos en la muestra.

Estos índices de diversidad vegetal fueron calculados para dos momentos; antes de la implementación de los sistemas agroforestales (2013) y 11 años después de la implementación (2024). Los datos del año 2013 se obtuvieron de fuentes secundarias, en particular del informe técnico presentado a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en 2014.

d) Almacenamiento de carbono: La biomasa aérea se estimó mediante ecuaciones alométricas específicas por especie (Cuadro 1), seleccionadas de literatura científica para condiciones similares al área de estudio.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas empleadas para la estimación de biomasa aérea en especies arbóreas

Especie	Fórmula	Autor
<i>Pinus cembroides</i>	$Biomasa = e^{0.9173} * dia^{1.073}$	Guerrero-Silva, 2013
<i>Pinus greggii</i>	$Biomasa = -3.193 + 0.0256 * dia^2 * alt$	Aguilar-Cerda, 2009
<i>Pinus montezumae</i>	$Bionasa = 0.058 * (dia^2 * alt)^{0.919}$	Ayala-López, 1998
<i>Quercus rugosa</i>	$Biomasa = 0.283 * (dia^2 * alt)^{0.807}$	Ayala-López 1998
<i>Buddleja cordata</i>	$Biomasa = 21.297 - 6.953 * dia + 0.74 * día^2$	IPCC, 2014
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg	$Biomasa = 0.1245 * dia^{2.4163}$	Hung et al., 2012
<i>Juglans regia</i>	$Biomasa = 10^{-1.417} * dia^{2.4163}$	Segura et al., 2006
<i>Senna multiglandulosa</i>	$Biomasa = 0.2368 * dia^{2.2219}$	Sampaio, 2005

<i>Cupressus lusitánica</i>	$Biomasa = 0.526 * dia^{1.7712}$	Vigil, 2010
<i>Schinus molle</i>	$Biomasa = 0.2368 * dia^{2.2219}$	Sampaio, 2005
<i>Juniperus deppeana</i>	$Biomasa = e^{-1.6469} * dia^{2.1255}$	Rodríguez-Laguna et al., 2007
<i>Prunus salicifolia</i>	$Biomasa = e^{-2.76} * dia^{2.37}$	Acosta-Mireles, 2003
<i>Agave atrovirens</i>	$Biomasa = -1.4402 + 3.6680(alt) + 5.3431(C)$	Flores-Ortega, 2024

dia = diámetro, *alt* = altura, *C* = cobertura

Para *Agave atrovirens*, al no existir ecuaciones preexistentes, se desarrolló un modelo predictivo de biomasa mediante regresión lineal múltiple. Se midieron variables morfométricas tales como la altura y los diámetros de copa y se determinó el peso fresco y seco en muestras representativas. Los datos se analizaron bajo los supuestos paramétricos de normalidad (Shapiro-Wilk), linealidad e independencia (Sokal y Rohlf, 1973), utilizando el software SPSS Statistic v. 27. El modelo final relacionó cobertura, altura y peso seco con biomasa (cuadro 2).

Cuadro 2. Modelo de regresión lineal para la estimación de biomasa aérea en *Agave atrovirens*.

	Estimador	Error standar	Valor-T	Pr > t
Intercepto	-1.4402	0.5005	-2.877	0.0451*
Altura	3.6680	0.8845	4.147	0.0143*
Cobertura	5.4331	0.2934	18.515	0.0000501***

Error residual estándar: 0.6808 con 4 grados de libertad, R-Cuadrada múltiple: 0.9971 y R cuadrada ajustada: 0.9957, Estadístico F: 690.8 con 2 y 4 grados de libertad, *valor-p*: <0.0001

Una vez obtenida la biomasa por especie, se asumió que el contenido de carbono representa el 50 % de la biomasa seca, de acuerdo con las directrices del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2014)

e) Calidad de suelos: En laboratorio se analizaron las siguientes propiedades del suelo: pH (relación suelo-agua 1:2), contenido de materia orgánica mediante el método de Walkley y Black (Jackson, 1976), conductividad eléctrica y estructura del suelo. Esta última se caracterizó clasificando los agregados en tres categorías morfológicas (granular, subangular y angular) y se cuantificó su proporción relativa. La humedad del suelo se determinó a partir de la diferencia

entre el peso húmedo y seco de las muestras, siguiendo la metodología establecida en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002).

Para representar cuantitativamente la calidad del suelo, se desarrolló un Índice de Calidad de Suelo (ICS) tanto para las áreas intervenidas como no intervenidas. Se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando SPSS Statistics V.27, considerando el criterio de Kaiser (*eigenvalor* > 1) para seleccionar los componentes relevantes. Para cada componente se eligió el indicador con mayor peso, y estos fueron normalizados mediante funciones de puntuación lineal (PL), con base en los siguientes criterios:

Más es mejor” (porcentaje de agregados y humedad):

$$PL = \frac{X}{X_{\text{máx}}} \quad (7)$$

Menos es mejor” (valores de pH fuera del rango óptimo 5.5–7.2):

$$PL = \frac{X_{\text{mín}}}{X} \quad (8)$$

Dónde: X es el valor medido del indicador, $X_{\text{máx}}$ es el valor máximo del indicador y $X_{\text{mín}}$ es el valor mínimo del indicador.

El Índice de Calidad de Suelo (ICS) para cada SAF y periodo de tiempo se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$ICS = \sum_{i=1}^n W_i PL_i \quad (9)$$

Dónde: W_i es el peso atribuido al i -ésimo componente principal, PL_i es la puntuación lineal del i -ésimo indicador normalizado y n es el número de indicadores que conforman el mínimo de datos (CMD).

La clasificación del ICS se interpretó conforme a la escala propuesta por Cantú et al. (2007), presentada en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Clases de calidad de suelos, propuesta por Cantú et al. (2007)

Índice de calidad de suelos	Escala	Clase
-----------------------------	--------	-------

Muy alta calidad	0.80-100	1
Alta calidad	0.60-0.79	2
Moderada calidad	0.40-0.59	3
Baja calidad	0.20-0.39	4
Muy baja calidad	0.00-0.19	5

Análisis estadístico: Los datos fueron procesados en SPSS Statistics V27. Todos los indicadores (excepto composición e IVI), fueron evaluados para normalidad (prueba de Shapiro-Wilk, $p > 0.05$) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene, $p > 0.05$). Al no cumplirse los supuestos, se emplearon pruebas no paramétricas: U de Mann-Whitney ($\alpha = 0.05$) Para comparar los indicadores entre dos periodos de tiempo y la prueba de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$) para evaluar diferencias entre sistemas agroforestales. En casos significativos, se aplicó un *post hoc* por pares con significancias asintóticas bilaterales.

3.5 Resultados y discusión

3.5.1 Composición florística

Las cuatro intervenciones agroforestales evaluadas mostraron un incremento significativo en su composición florística. El SAF 1, que inicialmente albergaba 10 especies, 10 géneros y 7 familias, actualmente presenta una composición florística de 64 especies, 54 géneros y 25 familias. De manera similar, el SAF 2 experimentó un notable aumento, pasando de 4 especies, 4 géneros y 2 familias a 97 especies, 82 géneros y 32 familias. El SAF 3, compuesto inicialmente por 5 especies, 5 géneros y 4 familias, incrementó su riqueza a 113 especies, 87 géneros y 38 familias. En cuanto al SAF 4 el cual fue excluido del muestreo inicial por ser un tepetate sin vegetación, se registró una composición florística final de 51 especies, 50 géneros y 25 familias. En todas las intervenciones, las familias Asteraceae, Fabaceae y Poaceae destacaron por su representatividad (Figura 3).

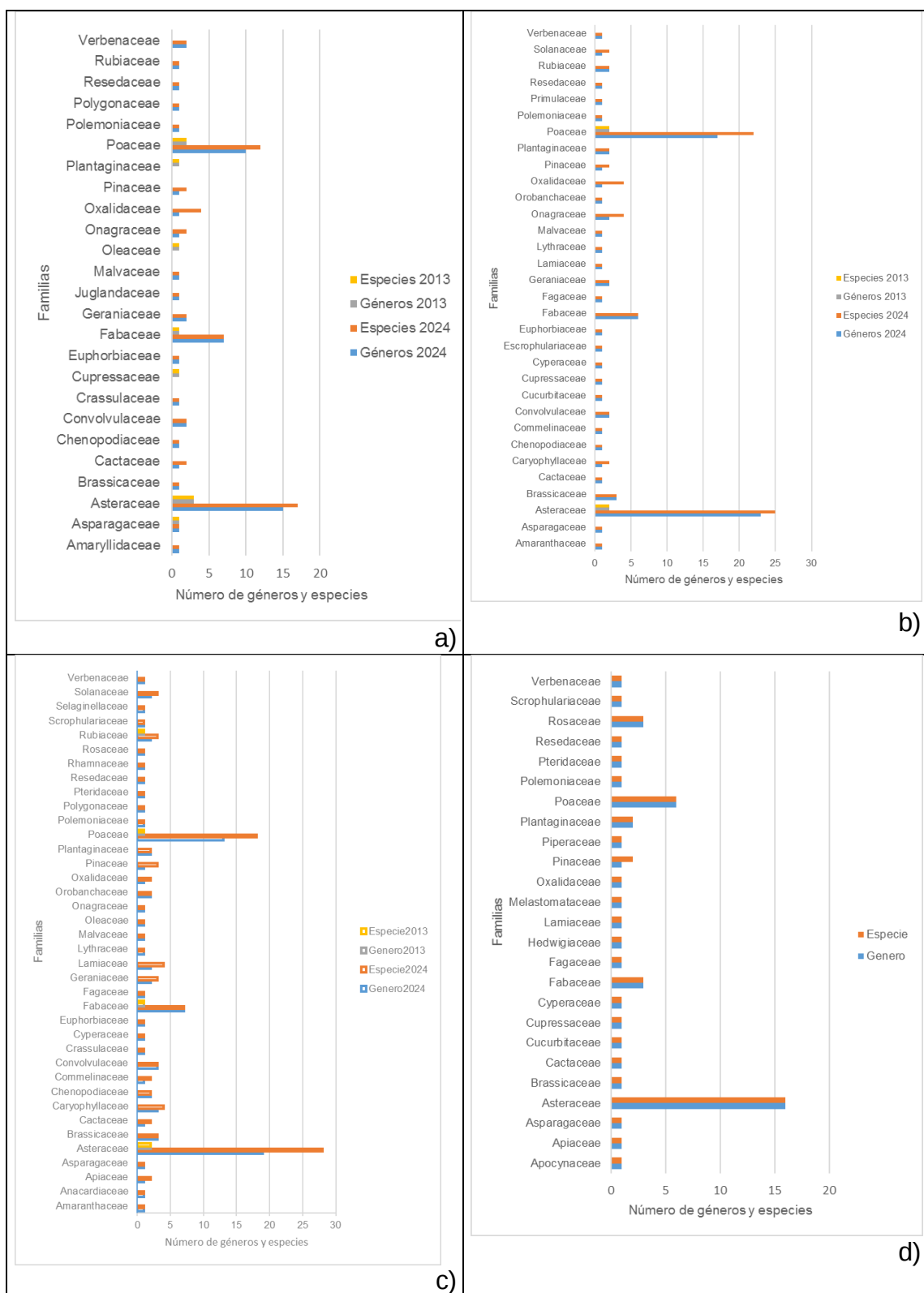


Figura 3.- composición florística año 2013 y 2024 de los sistemas evaluados a) SAF1, b) SAF2, c) SAF3, d)SAF4

Los Resultados coinciden con estudios realizados en vegetaciones de matorral xerófilo en San Juan Teotihuacan (Soria, 2001), Cerro gordo, San Martín de las Pirámides (De Jesús, 2019); flora adyacente a la zona de estudio y El Pedregal de San Ángel, Ciudad de México (Castillo-Argüero, 2004), quienes reportan estas familias como las más representativas.

Estos resultados sugieren que los sistemas agroforestales evaluados se encuentran en una etapa intermedia de sucesión ecológica. Esta interpretación concuerda con lo propuesto por Guízar-Nolasco y Granados-Sánchez (1996), quienes señalan que en las primeras etapas sucesionales, la colonización por especies pioneras particularmente gramíneas y leguminosas- ocurre rápidamente. Esto explica la predominancia de estas familias en nuestros hallazgos, coincidiendo con lo reportado por Delgado-Rodríguez et al. (2021) y Rodríguez-Arias (2023), quienes identificaron a Fabaceae como la familia con mayor riqueza específica en sistemas similares.

El análisis de los hábitats de las especies registradas reveló que el 27.4% son exclusivas del matorral xerófilo (Rzedowski & Rzedowski, 2005), y el 33.5% son características del matorral xerófilo de zonas adyacentes (Soria, 2001; De Jesús, 2019). Estos patrones, sumados a las condiciones ambientales del área (INEGI, 2017), sugieren que la sucesión avanza hacia una comunidad xerófila madura, formación vegetal típica de regiones áridas y semiáridas, adaptada a estrés hídrico, temperaturas extremas y suelos degradados (Velázquez-Rincón, 2025).

Miranda et al. (2004) señalan que la sucesión ecológica en ambientes áridos presenta una dinámica particularmente lenta. Sin embargo, las intervenciones agroforestales implementadas han demostrado capacidad para acelerar este proceso sucesional. Los sistemas evaluados, tras 11 años de establecimiento, mostraron una composición florística caracterizada por: 10.5% de cobertura arbórea, 15.9% de arbustos, 0.5% de hierbas acuáticas, 28.9% de hierbas anuales, 43% de hierbas perennes, 0.5% de musgos y 1.4% de plantas rosetófilas. Esta estructura vegetal, cuantitativamente documentada, evidencia que los sistemas han alcanzado una fase sucesional intermedia

En cuanto a la recuperación de especies, esta es producto de interacciones ecológicas entre los componentes del agrosistema, destacándose la facilitación planta-planta (componente leñoso-especies recuperadas) y planta-suelo. En el caso de la interacción positiva planta-planta, este fenómeno se explica mediante el efecto nodriza, donde los árboles favorecen la incorporación de una mayor diversidad de especies al sistema (Verdú et al., 2008). Conforme los árboles se desarrollan, proporcionan sombra (Callaway, 2007), lo que reduce la intensidad de la radiación solar y la tasa de evaporación, mitigando así el estrés climático y facilitando el establecimiento y crecimiento de plantas colonizadoras tolerantes a condiciones de baja luminosidad (Puigdefábregas et al., 1999).

Respecto a la interacción planta-suelo, se ha observado que el suelo bajo la cobertura arbórea presenta mayor humedad, debido a que el dosel intercepta la radiación solar, evitando su incidencia directa sobre el sustrato. Asimismo, la hojarasca contribuye a la retención de humedad (Rapidel et al., 2015), mientras que los exudados radiculares y la descomposición de materia orgánica enriquecen el suelo (Callaway, 2007). Estas condiciones generan un microhábitat propicio para el establecimiento de especies que, en ambientes más estresantes, no podrían prosperar (Callaway, 2007; Navarro-Cano et al., 2019).

Evidencia empírica respalda estos hallazgos. Por ejemplo, Navarro-Cano et al. (2019) documentaron, en un estudio sobre colonización natural en 38 hectáreas de depósitos mineros, la presencia de 162 especies, de las cuales 104 crecieron debajo de las 13 especies nodrizas y 58 en los claros. De manera similar, Sierra-Parra et al. (2021) demostraron que, en procesos de restauración activa mediante islas de cultivo y plantaciones de *Gmelina arborea*, la sombra arbórea favoreció la regeneración de especies tolerantes a la sombra.

El cultivo asociado al componente leñoso también facilitó el ingreso de nuevas plantas. En este caso, el maguey tiene un desempeño probado al ser utilizado en estrategias de restauración (Vázquez-Alvarado, 2011; Velázquez, 2021), catalogada como una especie pionera, resistente al estrés climático (García-Mendoza, 2002), que pueden mejorar la fertilidad y humedad del suelo (Altieri &

Trujillo, 1987; Prat et al., 2012), además de favorecer la asociación vegetal canalizando humedad y suelo a especies nativas que se van incorporando al sistema (Escutia, 2024). La tolerancia al estrés climático y edáfico de esta especie facilita el establecimiento de otras especies herbáceas y arbustivas que requieren de suelo y humedad para desarrollarse.

La distribución espacial del componente arbóreo también fue importante pues en los callejones entre árboles, se desarrollan especies sensibles a la luz que monopolizan rápidamente los recursos (Choe et al., 2021). Numerosos estudios han demostrado que la mejora de luz en el sotobosque causada por una mayor apertura del dosel es un factor importante en la composición de especies del sotobosque (Su et al., 2022).

3.5.2 Índice de valor de importancia

El análisis del índice de valor de importancia (IVI), demostró como las intervenciones agroforestales implementadas consistentes en obras de conservación de suelos y el establecimiento de especies leñosas en combinación con el cultivo del maguey transformaron los patrones de dominancia ecológica en los sistemas degradados (Cuadro 4). En el año 2013, previo a la intervención, las especies con mayor IVI en el SAF1 fueron *Deschampsia elongata*, *Muhlenbergia phleoides*, *Cupressus lusitanica* var. *Lusitánica*, *Bidens pilosa*, y *Vachellia farnesiana* las cuales representaron en conjunto el 70.51% del IVI total. Las 5 especies restantes, de menor dominancia contribuyeron con el 29.49% restante. Once años después de la intervención, las especies con los valores más altos en IVI fueron *Agave atrovirens*, *Cosmos bipinnatus*, *Pinus cembroides*, *Dyssodia papposa* y *Schkuhria pinnata* las cuales en conjunto suman el 50.51% de importancia relativa en la comunidad. Las 59 especies restantes suman el 49.49% de importancia. De las 64 especies registradas, solo 3 persistieron del sistema original, mientras que 55 se establecieron como respuesta a la intervención.

Cuadro 4. Índice de valor de importancia de los Sistemas agroforestales (SAF) evaluados en el año 2013, antes de la intervención agroforestal y Año 2024, once años después de la intervención agroforestal.

Año 2013 (Antes)		Año 2024 (Después)	
Especie	SAF1		IVI
	IVI	Especie	
<i>Deschampsia elongata</i> (Hook.) Munro	24.42	<i>Agave atrovirens</i> Karw. ex Salm-Dyck	25.02
<i>Muhlenbergia phleoides</i> (Kunth) P.M. Peterson	15.14	<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	9.39
<i>Cupressus lusitanica</i> var. <i>lusitanica</i>	15.12	<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	7.56
<i>Bidens pilosa</i> L.	8.14	<i>Dyssodia papposa</i> (Vent.) Hitchc.	4.71
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight y Arn	7.69	<i>Schkuhria pinnata</i> (Lam.) Kuntze ex Thell.	3.82
Otras 5 especies	29.49	Otras 59 especies	49.49
Total	100.0		100.0
SAF2			
<i>Muhlenbergia phleoides</i> (Kunth) P.M. Peterson	34.40	<i>Agave atrovirens</i> Karw. ex Salm-Dyck	13.65
<i>Gymnosperma glutinosum</i> less	30.38	<i>Dyssodia papposa</i> (Vent.) Hitchc.	9.06
<i>Hordeum vulgare</i> L.	20.39	<i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl.	6.91
<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch. Bip.	14.83	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	4.06
		<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	4.00
		Otras 92 especies	62.31
Total	100.0		100.0
SAF3			
<i>Muhlenbergia phleoides</i> (Kunth) P.M. Peterson	33.65	<i>Opuntia streptacantha</i> Lem.	10.08
<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch. Bip.	30.71	<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacq.) H. S. Irwin & Barneby.	6.37
<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ortega	13.09	<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch. Bip.	6.15
<i>Gymnosperma glutinosum</i> less	12.00	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	5.15
<i>Bouvardia longiflora</i> (Cav.) Kunth	10.55	<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ortega	5.02
		Otras 108 especies	67.22
Total	100.0		100.0
SAF4			
		<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	16.63
		<i>Cenchrus clandestinus</i> (Hochst. ex Chiov.) Morrone	14.43
		<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less.	6.88
		<i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl.	4.21
		<i>Agave atrovirens</i> Karw. ex Salm-Dyck	4.21
		Otras 45 especies	53.63
Total	0.00		100.0

Ver listado completo en anexo 1.

En cuanto al origen 78% son nativas de México, de estas el 20% son endémicas de la mesa central y 22% son exóticas, además el 17.19% de la flora recuperada, se encuentra en estatus de preocupación menor (LC) y 1.56% vulnerable (CONABIO, 2025).

En el SAF 2, antes de la intervención, cuatro especies dominaban la comunidad vegetal; *Muhlenbergia phleoides*, *Gymnosperma glutinosum*, *Hordeum vulgare* y *Zaluzania augusta*. Once años después, se observa un cambio radical en la jerarquía de dominancia, con *Agave atrovirens*, *Dyssodia papposa*, *Pinus greggii*, *Oxalis latifolia* y *Pinus cembroides* como las especies que suman el 37.69% de valor de importancia ecológica y otras 92 especies menos dominantes suman 62.31% de importancia ecológica. De estas 97 especies actuales, 6 especies fueron cultivadas, 3 persistieron del sistema original y 88 nuevas especies surgieron por efecto de la intervención agroforestal. La composición actual incluye 89% nativas, de estas el 10% endémicas de la mesa central y 11% exóticas; del total de especies 16.5% se encuentra en status de preocupación menor y 1% vulnerable (CONABIO, 2025).

Previo a la intervención en el SAF 3, *Muhlenbergia phleoides* dominaba la vegetación, seguida por *Zaluzania augusta*, *Mimosa aculeaticarpa*, *Gymnosperma glutinosum* y *Bouvardia longiflora*. La intervención agroforestal modificó notablemente los patrones de dominancia con *Opuntia streptacantha* y *Senna multiglandulosa*, *Zaluzania augusta*, *Buddleja cordata*, y *Mimosa aculeaticarpa* que en conjunto suman 32.78 de importancia ecológica y otras 108 especies menos dominantes (67.22% de IVI). Del total de 113 especies, 5 especies persisten del sistema original, 102 surgieron como respuesta positiva a las nuevas condiciones del sitio. La composición actual presenta 90% nativas de estas el 23% son endémicas y 10% exóticas, de la flora total el 13.27% se encuentra en status de preocupación menor (LC) y 0.88% vulnerable (CONABIO, 2025).

En contraste con los demás SAF, el SAF 4 se encontraba completamente desprovisto de vegetación antes de la intervención, lo que indica un mayor grado

de degradación. Tras la restauración, las especies con mayor IVI fueron *Pinus cembroides*, *Cenchrus clandestinus*, *Gymnosperma glutinosum*, *Pinus greggii*, *Agave atrovirens*, que suman 43.37% de importancia ecológica acompañadas por 45 especies menos dominantes (53.63% de IVI). Lo que demuestra una notable recuperación de la riqueza florística. La composición actual presenta 90% nativas de estas el 19% endémicas y 10% exóticas. De este total el 28.53% se encuentra en status de Preocupación menor (LC) y 1.96 vulnerable (VU) (CONABIO, 2025).

El porcentaje de recuperación de flora nativa de la flora adyacente, endémica y de especies en status de conservación, son resultados que confirman el éxito del sistema agroforestal en la promoción de la biodiversidad (SER, 2004) Estos resultados demuestran que estos sistemas agroforestales poseen la capacidad para mantener en promedio el 85% de especies nativas, resultados similares con lo reportado por Vallejo et al. (2016), quienes documentaron que los SAF del Valle de Tehuacán-Cuicatlan son capaces de mantener alrededor del 70% de la vegetación nativa circundante. Moreno-Calles et al. (2012) reportan que los Sistemas agroforestales tradicionales como la milpa chichipera en San Luis Atolotitlan, Puebla, en donde una de las plantas dominantes es el género *Agave* cuenta con una composición florística de 122 especies de las cuales el 90% son nativas.

Estos resultados demuestran que antes de la intervención agroforestal, los sistemas estudiados exhibían una predominancia de especies indicadoras de suelo compactado y erosionado como son *Deschampsia elongata* (Briones, 2011) y *Muhlenbergia phleoides* (Márquez-Godoy et al., 2022), después de la intervención agroforestal *Deschampsia elongata* ya no aparece y *Muhlenbergia phleoides* disminuye su valor de importancia ecológica y son las especies de *Agave atrovirens*, *Pinus cembroides* y *Pinus greggii* las que dominan sobre las demás plantas presentes en los SAF1, SAF2, SAF4 por efecto del manejo agroforestal. Para el caso del SAF3, arriban a la comunidad otras especies arbustivas, arbóreas y cactáceas que están dominando el sistema como *Opuntia*

streptacantha, estos resultados demuestran como la comunidad biótica se fue sustituyendo por otra más compleja, conduciéndose a una comunidad madura (Flores-Estrada, 2022).

Si bien, la predominancia de *Agave atrovirens* y del género *Pinus* en los SAF1, SAF2 y SAF3, es el resultado de la intervención humana que favorece su establecimiento, los resultados sugieren que los sistemas agroforestales evaluados, tienen un incremento en su estructuración y biomasa de especies dominantes (Flores-estrada, 2022), en el 2013 habían plantas pioneras como los pastos ya señalados, 11 años después de haberse intervenido se pueden encontrar plantas intermedias tardías como *Mimosa acuelaticarpa* (Monroy y Ramírez, 2018) y *Vachellia farnesiana* en etapas maduras (Hernández, 2006). La presencia de estas especies, son indicadoras de que los SAF1, SAF2 y SAF3 se encuentran en una fase intermedia tardía y el SAF en una fase intermedia madura, por la dominancia de especies propias de un Matorral Xerófilo Crasicaule (INEGI, 2017).

3.5.3 Índices de diversidad

El análisis comparativo de la diversidad vegetal en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo (pre y post-implementación de los sistemas agroforestales) reveló diferencias significativas (U de Mann-Whitney, $p < 0.05$) en los índices de Margalef DMg (riqueza), Shannon-Wiener H' (diversidad), Simpson D (dominancia) y Pielou J' (equidad). En los **SAF2** y **SAF3**, estas diferencias fueron significativas para el estrato herbáceo (Figura 4), mientras que en el **SAF1** se observaron únicamente en los índices DMg, H' y J' . Estos resultados indican un incremento significativo en la riqueza, diversidad y equidad de especies en este estrato tras la intervención agroforestal, con una transición de una diversidad muy baja ($H' < 1.5$) a *media* ($1.5 \leq H' < 3.5$) (Magurrán, 1988). Este incremento de diversidad les permite a estos sistemas agroforestales mecanismos naturales para una mayor estabilidad en las poblaciones de las diferentes especies y una mayor resiliencia ante perturbaciones (Leyva, et al., 2010).

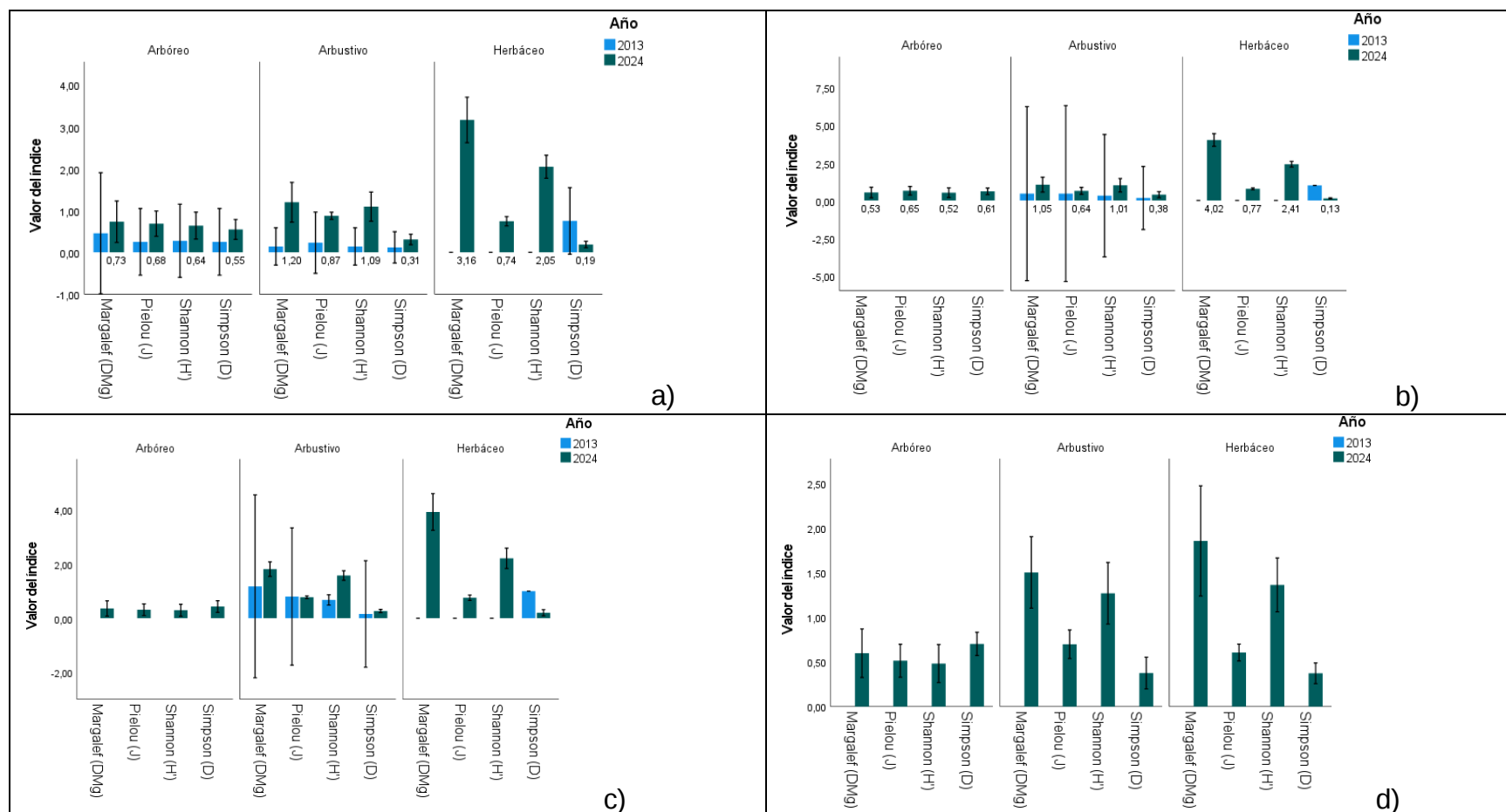


Figura 4. Comparación de índices de diversidad (Margalef [DMg], Shannon [H'], Pielou [J'] y Simpson [D]) evaluados en sistemas agroforestales (SAF) durante dos periodos (2013 y 2024). a) SAF 1: arbóreo: Sin diferencias significativas ($p > 0.05$). Arbustivo: Diferencias significativas en DMg ($p = 0.012$), H' ($p = 0.006$) y J' ($p = 0.042$). Herbáceo: Diferencia en DMg, H' y J' ($p = 0.006$ para todos). b) SAF 2: Arbustivo: Sin diferencias ($p > 0.05$). Herbáceo: Diferencias significativas en todos los índices ($p = 0.026$ para todos). c) SAF 3: Arbustivo: Diferencias solo en H' ($p = 0.012$). Herbáceo: Diferencias en todos los índices ($p = 0.012$). d) SAF 4: No analizable, por ausencia de datos en 2013 (área sin vegetación previa a la implementación del SAF).

Para el caso del estrato arbustivo el incremento en diversidad del 2013 al 2024 solo se dieron para los SAF1 y SAF2, transitando de una diversidad baja a una ($H < 1.5$) diversidad media ($1.5 \leq H < 3.5$) (Magurrán, 1988). Aunque solamente en el SAF1 los resultados de los índices de DMg, y J' indicaron que este estrato cambio también sus valores de riqueza, equidad.

Este notable incremento en la diversidad vegetal en los SAF evaluados es el resultado de una compleja interacción entre sus componentes.

El establecimiento de árboles y el cultivo de maguey asociado actuaron como elementos facilitadores clave (Verdú et al., 2008; Vázquez-Alvarado, 2011; Velázquez, 2021), modificando el microclima (Callaway, 2007; Puigdefábregas et al., 1999), mejorando las condiciones del suelo (Altieri & Trujillo, 1987, Rapidel et al., 2015) y creando una heterogeneidad espacial que permitió la incorporación y el desarrollo de una rica variedad de especies (Navarro-Cano et al., 2019; Sierra-Parra et al., 2021; Escutia, 2024), además del espaciamiento entre los componentes, lo que permitió un mayor ingreso de luz, incrementando la diversidad de especies sensibles a la luz (Choe et al., 2021; Su et., 2022).

Es importante considerar el efecto de las micorrizas de las coníferas y de las asociaciones simbióticas de las fabáceas, estas relaciones simbióticas facilitan la disponibilidad de nutrientes, estimulando el incremento de plantas herbáceas y arbustivas. Asimismo, facilitan la colonización, pues al formar redes subterráneas permiten el intercambio de nutrientes, promoviendo el establecimiento de nuevas y diversas plantas (Delgado Silva et al., 2022). Resultados similares encontramos en Díaz- Rueda (2025), quien cuantifico un índice de Shannon de 2.81 y un índice de Pielou de 0.79 en el sistema agroforestal evaluado. Respecto a la diversidad entre los cuatro SAF evaluados (Figura 5), se hallaron diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$) en los hábitos de crecimiento arbustivo, herbáceo y CAM. El SAF3 presentó los valores más altos en los índices de Margalef y Shannon-Wiener para el estrato arbustivo, lo que indica que fue el sistema con mayor riqueza y diversidad en este estrato en comparación con los SAF1, SAF2 y SAF4.

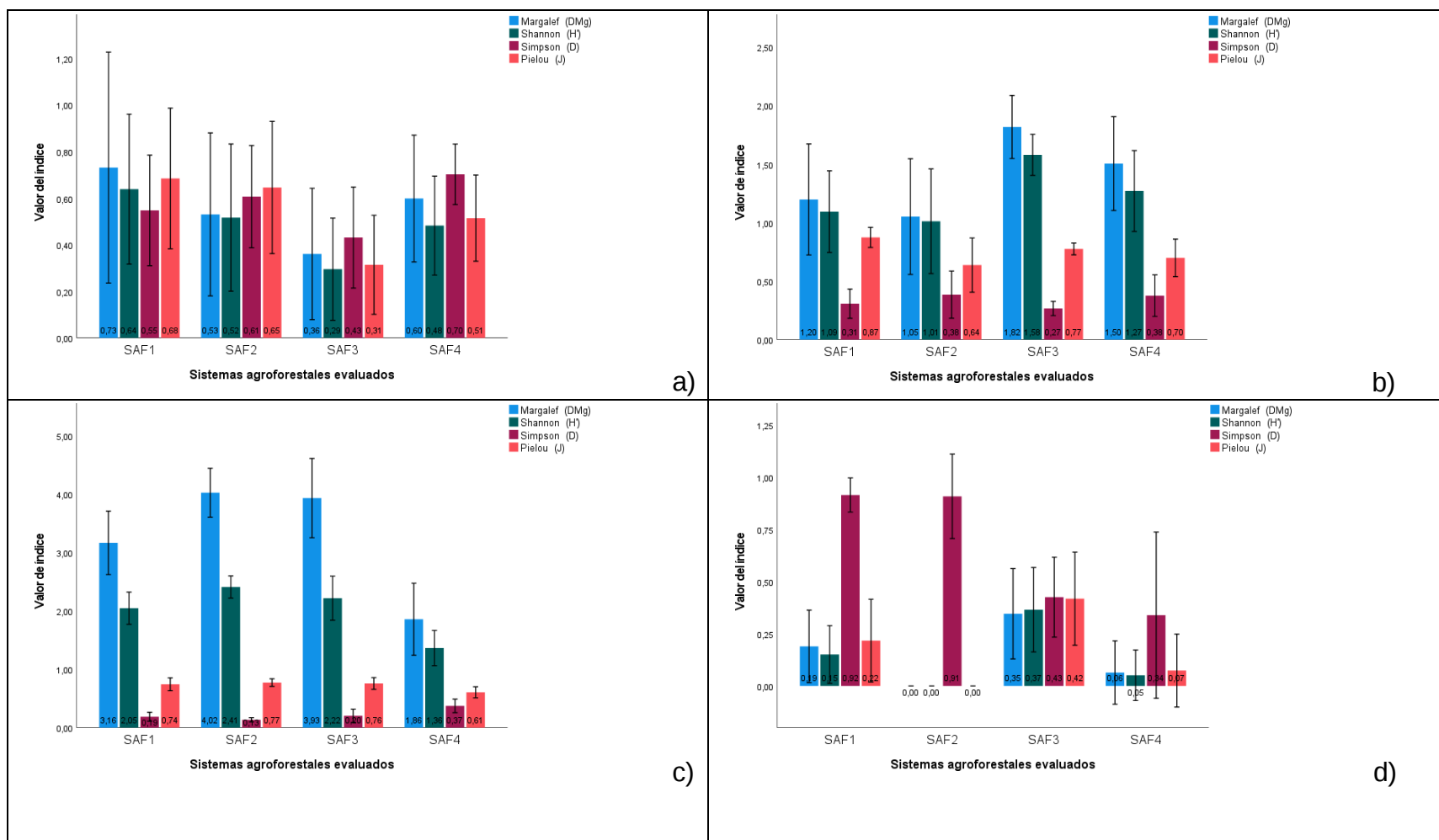


Figura 5. Comparación de índices de diversidad (Margalef [DMg], Shannon [H'], Pielou [J'] y Simpson [D]) entre estratos vegetales en sistemas agroforestales (SAF): a) Estrato arbóreo: Sin diferencias significativas entre SAF ($p > 0.05$). b) Estrato arbustivo: Diferencias significativas en H' ($p = 0.013$) y DMg ($p = 0.014$). c) Estrato herbáceo: Diferencias significativas en todos los índices (DMg: $p < 0.001$, H': $p = 0.001$; D: $p = 0.003$; J': $p = 0.011$). d) Plantas CAM: Diferencias significativas en todos los índices (DMg: $p = 0.012$; H': $p = 0.009$; D: $p = 0.001$, J': $p = 0.001$).

No se observaron diferencias significativas en los índices de Simpson (dominancia) y Pielou (equidad). Aunque los 4 sistemas fueron eficaces en la recuperación de la diversidad vegetal, hubo variación en su eficiencia, siendo los SAF2 y SAF3 los que sobresalen en este indicador. La variación espacial de la diversidad de especies depende de muchos factores bióticos y abióticos (Navarrete-Segueda et al., 2017), por lo que es importante continuar monitoreando estos agrosistemas para encontrar la respuesta.

3.5.4 Almacenamiento de carbono

En la Figura 6 se reporta el carbono total almacenado por intervención y la contribución a este indicador por el estrato conformado por el maguey y el de árboles. La intervención agroforestal con la mayor cantidad de carbono total almacenado fue el SAF 1 con 7.18 Mg C/ha (± 1.20), seguido del SAF4 5.72 Mg C/ha (± 0.77), SAF2 con 5.37 Mg C/ha (± 1.81) y SAF3 con 5.10 Mg C/ha (± 1.10).

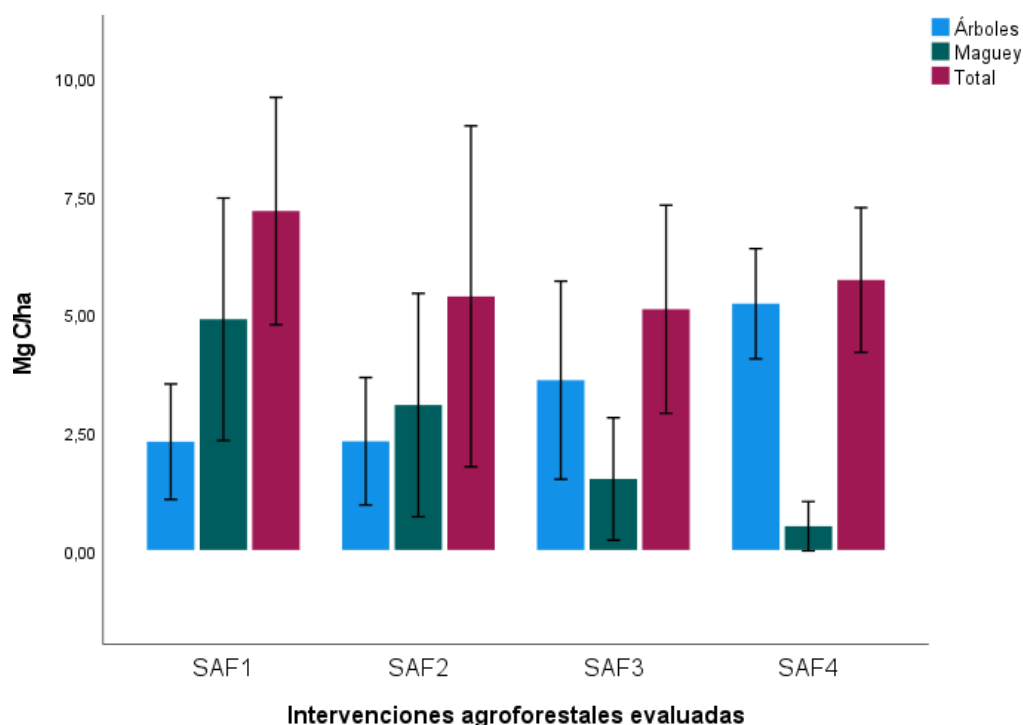


Figura 6.- Almacenamiento de carbono en el reservorio aéreo vivo del componente leñoso (árboles) y el cultivo de *Agave atrovirens* de los sistemas agroforestales evaluados.

La restauración con maguey aunado al manejo que le proporciona el productor en intensificar la densidad de población para su aprovechamiento, han contribuido sustancialmente a este indicador de recuperación del agrosistema a diferencia de los SAF 4 y SAF3 con menor densidad de maguey. Por otra parte, el componente arbóreo que durante estos diez años no ha sufrido modificaciones es el que más carbono ha almacenado en el SAF4 con 5.22 Mg C/ha (± 0.58), significativamente mayor que el SAF 2 con 2.30 Mg C/ha (± 0.67) y SAF1 2.29 Mg C/ha (± 0.61); el SAF3 almacenó 3.60 Mg C/ha (± 1.05).

Flores et al. (2012) evaluaron el almacenamiento de carbono de una plantación forestal comercial de *Pinus cembroides* de 12 años de edad en los Molinos, Mpio de Perote, Veracruz y determinaron que, como monocultivo, esta plantación almacenaba 7.22 Mg C/ha, similar a lo encontrado en esta investigación (SAF1) lo que ratifica las ventajas de las intervenciones agroforestales además de proporcionar una amplia gama de productos.

3.5.5 Índice de calidad de suelos

En el año 2013, antes de la intervención agroforestal, el SAF4 se caracterizaba por tener una estructura masiva (cero agregaciones), con afloramiento de los materiales parentales. En las otras intervenciones presentaban un bajo porcentaje de agregados y suelos someros (entre 11.75-15.5 cm de profundidad), siendo los SAF2 y SAF3, los que presentaban el mayor porcentaje de agregación, lo que significa que estos ya contaban con suelo antes de intervenirlos. La presencia de agregados angulares y una baja retención de humedad son condiciones edáficas que indica degradación del suelo; asimismo al no contar con cobertura arbórea los suelos pierden más humedad (Cuadro 5). El suelo con mejor desarrollo estructural en el sistema que tenía como material parental basalto.

Cuadro 5. Estadística descriptiva de las propiedades de suelo recopilados por intervención agroforestal utilizados para estimar el ICS 2013.

Propiedad	SAF1		SAF2		SAF3		SAF4	
	Media	E.E	Media	E.E	Media	E.E	Media	E.E

Profundidad (cm)	11.75	1.97	13.75	2.39	15.5	2.06	15	0
Humedad (%)	9.35	1.05	11.53	2.52	7.89	1.95	11.26	2.14
pH	8.1	0.08	7.85	0.12	7.58	0.19	8.45	0.06
CE μ s	62.87	19.05	90.47	25.78	245.85	159.36	179.35	59.97
M.O (%)	0.40	0.04	1.59	0.13	0.67	0.02	0.53	0.07
Estructura Angular (%)	11.33	11.33	11.46	10.43	5.90	3.71	0	0
Estructura Subangular (%)	1.57	1.57	3.87	3.87	28.64	16.76	0	0
Estructura Granular (%)	1.03	1.03	5.33	2.18	7.97	3.15	0	0
Porcentaje de agregados (%)	13.93	13.93	20.66	15.93	42.51	17.53	0	0

Once años después de la implementación de los sistemas agroforestales (2024), se observa una mayor agregación y formación de agregados de origen biológico como los agregados granulares sobre todo en el SAF1 (de 1.03 a 15.22, y los subangulares de 1.57 a 22 % y en el SAF 3, los bloques subangulares se incrementaron de 28.64 a 52.40%). El incremento de materia orgánica y el aumento de la actividad de raíces son los responsables de la formación de agregados, lo que a su vez favorecen el incremento en la retención de humedad, y la disminución del pH del suelo (Cuadro 6), tal como ha sido reportado por numerosos autores como Brady y Weil (1999).

Cuadro 6. Estadística descriptiva de las propiedades de suelo recopilados por intervención agroforestal utilizados para estimar el ICS 2024.

Propiedad	SAF1		SAF2		SAF3		SAF4	
	Media	E.E	Media	E.E	Media	E.E	Media	E.E
Profundidad (cm)	25.71	4.8	35.18	5.37	25.03	3.36	22.38	2.52
Humedad (%)	26.36	1.53	25.51	1.83	11.89	1.13	20.20	2.93
pH	7.29	0.21	7.38	0.11	6.46	0.19	7.75	0.16
CE μ s	67.20	19.82	98.13	12.23	55.67	6.54	132.97	19.49
M.O (%)	1.67	0.27	1.73	0.29	2.42	0.19	2.38	0.12
Estructura Angular (%)	14.35	8.2	0.90	0.74	0.45	0.31	0.82	0.82
Estructura Subangular (%)	22.04	6.92	59.54	6.84	52.40	6.93	18.11	6.12
Estructura Granular (%)	15.22	3.7	13.82	1.88	10.66	1.12	13.46	2.9

Porcentaje de agregados (%)	51.61	12.44	74.26	5.81	63.51	6.74	31.57	8.59
-----------------------------	-------	-------	--------------	------	-------	------	-------	------

Con las practicas agroforestales, todos los sistemas incrementaron la profundidad no obstante fue en los suelos bajo toba este incremento fue hasta de 22 cm (SAF2) y en materiales parentales roturados como el SAF 4 el suelo tiene actualmente 22.38 cm.

Ante estas características de las propiedades físicas y químicas del suelo, el análisis de componentes principales (ACP) reveló que el porcentaje de agregados y el pH son los indicadores más relevantes para el Índice de Calidad de Suelos (ICS) 2024. Para el ICS 2013, se seleccionaron el porcentaje de agregados y la humedad.

El cuadro 7 muestra los resultados del análisis factorial, donde se observa que los índices de adecuación muestral (KMO) y las pruebas de significancia son satisfactorios

Cuadro 7. Resultados del análisis de los componentes principales (PCA), en la modelación del índice de calidad de suelos 2013-2024

Propiedad	2013		2024	
	CP1	CP2	CP1	CP2
Profundidad	0.616	0.388	0.172	0.778
Humedad	0.407	0.747	0.768	0.110
pH	-0.657	0.615	0.884	0.085
CE	-0.458	-0.562	0.860	0.010
Porcentaje de agregados	0.892	-0.207	-0.176	0.792
Estructura granular	0.861	-0.245	0.131	0.481
Var explicada por CP	39.629	30.836	36.497	24.732
Var total	70.465		61.230	
KMO	0.702		0.634	
Gl	15		15	
Sig	0.022		<0.001	

CP=componente principal; los valores en negrita debajo de cada componente son los de ponderación alta y los que fueron utilizados para el ICS.

El análisis comparativo del ICS en los dos periodos de evaluación, revelo un incremento significativo de la calidad ($p < 0.05$) en todos los sistemas agroforestales evaluados (Figura 7). Antes de la intervención agroforestal los

índices de calidad de suelo resultaron de un valor de 0.12-0.33, clasificada como calidad muy baja-baja, 11 años después de haberse intervenido mediante obras de suelos y establecimiento de árboles nativos y el cultivo de maguey, la calidad del suelo se incrementó con valores de 0.54-0.73 clasificados de calidad media-alta (Cantú et al., 2007).

Este aumento significativo en la calidad del suelo puede atribuirse a las mejoras observadas en diversas propiedades físicas y químicas del suelo, hubo un incremento del 1.25% de materia orgánica 10.98% de humedad, 13.07 cm de profundidad del suelo, 35.96% de agregados y el pH bajó 0.78 y la CE 56.14 μ ; Estos resultados indican que las actividades de obras de (zanja bordo, roturación, barreras de piedra a curva de nivel) y la incorporación de árboles ha tenido un impacto positivo en las propiedades físicas y químicas del suelo. Resultados congruentes con Villagaray (2014), Alegre (2017), Quilcate (2019), Muñoz-Rodríguez et al. (2020), Rodríguez et al. (2015), Ramirez-Soto et al. (2022), Parrales (2022), Mutuku Syano et al. (2023) quienes reportan una mejora en las propiedades del suelo por efecto de las practicas agroforestales implementadas.

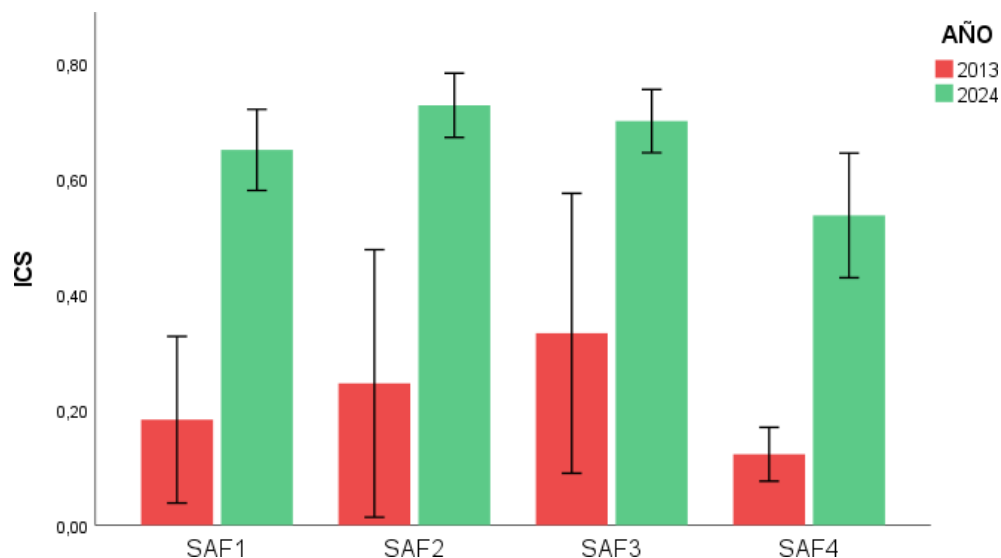


Figura 7.-Comparación de indicadores de calidad del suelo entre intervenciones agroforestales en dos periodos. Diferencias significativas (prueba U de Mann-Whitney, $p < 0.05$)

El incremento significativo ($p < 0.05$) en el índice de calidad del suelo observado en este estudio, puede atribuirse a las complejas interacciones ecológicas

inherentes a los sistemas agroforestales, particularmente a la interacción ecológica planta-suelo. La incorporación de árboles en los sistemas agrícolas (Gassner & Dobie, 2022), genera un aporte constante de materia orgánica al suelo, proveniente de la hojarasca y las raíces de los árboles (Muñoz-Rodríguez, et al., 2020), este proceso de descomposición y posterior incorporación de material orgánico ocurre de manera periódica (Ramírez-Soto et al., 2022), mientras que el sistema radical arbóreo promueve simultáneamente el bombeo de nutrientes (Gassner & Dobie, 2022), y su posterior movilización en el perfil edáfico (Ramírez-Soto et al., 2022).

La acumulación de materia orgánica conduce a una mejora sustancial en la estructura del suelo (Alfonso & Monedero, 2004; Martens, 2000), y actividad biológica lo que incrementa su capacidad de retención hídrica y de nutrientes (Valdés et al., 2015). Estos mecanismos sinérgicos explican el potencial de los sistemas agroforestales para restaurar suelos degradados (Benites, 2015), constituyendo así una estrategia ecológicamente viable y sostenible. El aumento de materia orgánica modifica sustancialmente el pH (Baligar et al., 2007), la estructura y la humedad del suelo. Como demostró Cruz-Macias et al. (2020), existe una relación inversa entre materia orgánica y pH, concordante con nuestros resultados. Este cambio en pH afecta procesos edáficos clave como la dinámica iónica, actividad microbiana y disponibilidad nutrimental (Sainz Rosas et al., 2018). Simultáneamente, la materia orgánica reduce la densidad aparente y mejora la porosidad y retención hídrica (Salamanca & Sadeghian, 2005).

La materia orgánica promueve la formación de agregados del suelo al actuar como agente cementante entre las partículas minerales, proporcionando estabilidad estructural para resistir el impacto de la precipitación y las prácticas de labranza (Velazquez-Rodriguez et al., 2008). Este proceso se ve reforzado por la descomposición de raíces y hojarasca, que no solo incrementan el contenido de materia orgánica, sino que también proveen sustrato para los microorganismos edáficos. Estos organismos, a su vez, producen sustancias

poliméricas que funcionan como agentes aglutinantes, facilitando la formación de agregados estables (García, 2024).

El aumento en la agregación observado en este estudio puede atribuirse principalmente a tres mecanismos: (1) la acción física de las raíces pivotantes de los árboles, que al penetrar el suelo modifican su estructura y promueven la formación de agregados; (2) la exudación de compuestos orgánicos por las raíces, que actúan como cementantes naturales (Acevedo-Sandoval, 2001); y (3) la actividad de micorrizas asociadas a las coníferas presentes en los sistemas agroforestales evaluados, cuyas redes de hifas enlazan partículas del suelo con las raíces, mejorando significativamente la agregación (Aguilar et al., 2020; Delgado Silva et al., 2022).

Estos resultados demuestran la eficacia de los sistemas agroforestales en la formación y mejoramiento de suelos. Mientras que el desarrollo de 1 cm de suelo en condiciones naturales requiere entre 100 y 400 años (Cruz-Flores & López-López, 2015), estos sistemas logran avances significativos en apenas once años, evidenciando su capacidad para acelerar los procesos edáficos.

La mejora en la calidad del suelo documentada tiene implicaciones directas en la recuperación de la diversidad vegetal y el incremento en el almacenamiento de carbono observados en esta investigación. Al comparar los índices de calidad de suelo (ICS) entre sistemas, los análisis revelaron diferencias significativas (SAF2: $p=0.005$; SAF3: $p=0.009$) respecto al SAF4, que presentó los valores más bajos. Esta variación podría explicarse parcialmente por las condiciones edáficas iniciales más favorables en los SAF2 y SAF3, que fueron posteriormente potenciadas por las intervenciones agroforestales. No obstante, se requieren estudios adicionales para confirmar esta hipótesis y elucidar los mecanismos subyacentes. Finalmente, se recomienda investigar los factores implicados en el mayor éxito de SAF2/SAF3, así como mejorar los índices de calidad con análisis nutrimentales. Este estudio valida los SAF como práctica clave para el manejo sostenible de tierras degradadas

3.5.4 Conclusiones

Los resultados de esta investigación confirman que las intervenciones agroforestales evaluadas son estrategias efectivas para la recuperación de agrosistemas degradados, aceptándose así la hipótesis planteada. Los cuatro sistemas agroforestales demostraron mejoras significativas en los indicadores ecológicos analizados:

- **Composición florística y diversidad vegetal:** Se observó un incremento en la riqueza de especies, un cambio en la dominancia de pastos a especies arbustivo-arbóreas, y la presencia de indicadoras sucesionales de etapas intermedias-avanzadas (*Mimosa acuelaticarpa*, *Vachellia farnesiana*). Además, se registró una restauración de flora nativa (>70%), endémica (>10%) y con estatus de conservación (>15%), junto con un aumento significativo en la diversidad herbácea ($p < 0.05$).
- **Almacenamiento de carbono:** Se cuantificó un incremento en la biomasa aérea (5.10–7.18 Mg C/ha), evidenciando la capacidad de los sistemas para secuestrar carbono.
- **Calidad del suelo:** El Índice de Calidad de Suelo (ICS) mejoró de "muy baja/baja" (<0.39) a "moderada/alta" (>0.40), reflejando una recuperación edáfica significativa.

Los SAF2 y SAF3 (tobas intermedia y basalto) destacaron como las intervenciones más eficientes en todos los indicadores evaluados.

Por lo tanto, se concluye que los sistemas agroforestales favorecen la recuperación de agrosistemas degradados al incrementar la diversidad florística, mejorar el almacenamiento de carbono y elevar la calidad del suelo. Estos resultados los posicionan como herramientas eficaces para la restauración ecológica de tierras degradadas.

3.5.5 Literatura citada

- Acosta, M. (2003). *Diseño y aplicación de un método para medir los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícolas de ladera de México*. (Tesis de Doctorado, Colegio de Postgraduados). COLPOS DIGITAL. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/xmlui/>
- Acevedo-Sandoval, O. A., Velázquez-Rodríguez, A., & Flores, R. F. (2001). Agregación por especies vegetales y abonos orgánicos en tepetates fracturados en condiciones de invernadero. *Terra Latinoamericana*, 19(4), 363-373.
- Alfonso, C. & Monedero, M. (2004). *Uso, manejo y conservación de suelos. Asociación Cubana de técnicos agrícolas y forestales*. La Habana, Cuba, 71 pp.
- Aguilar-Cerda, J. (2009). *Captura de carbono en una plantación de Pinus greggii Engelm., en Arteaga Coahuila*. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro). Repositorio UAAAN. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/937>
- Aguilar-Paredes, A., Valdés, G., & Nuti, M. (2020). Ecosystem Functions of Microbial Consortia in Sustainable Agriculture. *Agronomy*, 10(12), 1902.
- Alegre, J., Lao, C., Silva, C. & Schrevens, E. (2017). Recuperación de tierras degradadas en la Amazonia peruana por cultivos de cobertura y sistemas agroforestales sostenibles. *Peruvian Journal of Agronomy*, 1(1), 1-7.
- Altieri M.A. & Trujillo J. 1987. The agroecology of corn production in Tlaxcala, México. *Human Ecology*, 15:189-220.
- Ávila, G., Jiménez-Otárola, F., Ibrahim, M. A., & Beer, J. (2001). Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 8(30), 32–35.
- Ayala-López, R. S. (1998). *Ecuaciones para estimar biomasa de pinos y encinos en la meseta central de Chiapas*. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Chapingo). Sistema de información Bibliotecario de ECOSUR. <https://biblioteca.ecosur.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=000022284>
- Baligar, V. & Fageria, N. (2007). Agronomy and physiology of tropical cover crops. *Journal of Plant Nutrition*, 30, 1287-1339.
- Beer, J., Harvey, C. A., Ibrahim, M. A., Harmand, J. M., Somarriba, E., & Jiménez-Otárola, F. (2003). Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas*, 10(37–38), 80–87.
- Benites, J. R. (2015). Suelos vivos y materia orgánica. Seguridad alimentaria y mitigación del cambio climático. *Leisa. Revista de Agroecología*, 31(1), 10-12.

- Brady, N., & Weil, R. (1999). *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Editorial Prentice Hall. New Jersey, USA. P, 934.
- Briones G. J. A. (2011). *Deterioro Ambiental en la Vegetación Ribereña del río Magdalena, D.F., México* (Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México). Facultad de Ciencias. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/3515759>
- Brown, S. (2004). Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical Transactions of the Royal Society A. Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360(1797), 1669-1683. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1026>
- Callaway, R.M. 2007. *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*. Springer, Países Bajos.
- Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., & Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del suelo*, 25(2), 173-178.
- Castillo-Argüero, S., Montes-Cartas, G., Romero-Romero, M. A., Martínez-Orea, Y., Guadarrama-Chávez, P., Sánchez-Gallén, I., & Núñez-Castillo, O. (2004). Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (DF, México). *Botanical Sciences*, (74), 51-75.
- Choe, C.-H., Kim, J.-H., Xu, C.-Y., Choe, J.-S., Man, H.-S., & Jo, S.-M. (2021). Effect of soil nutrient spatial heterogeneity by cutting disturbance on understory plant diversity in broadleaved-Korean pine forest in changbai mountain, china. *Eur. J. For. Res*, 140, 603–613. doi: 10.1007/s10342-021-01360-5
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2011). *Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2011*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://www.conafor.gob.mx/apoyos/docs/externos/2022/DocumentosMetodologicos/2011/Manual_remuestreo_2011.pdf
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023). *Manual de Restauración Forestal* (1a ed.) [Edición digital]. México. <https://www.gob.mx/conafor>
- Consultora Ambiental Forestal, Agrícola y Pecuaria CONAFAP S. C. (2013). corrección hidrológico Forestal Cerro la Mesa (Proyecto técnico). Francisco Franco Espinoza. Financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Folio S201315001152
- Consultora Ambiental Forestal, Agrícola y Pecuaria CONAFAP S. C. (2014). corrección hidrológico Forestal Cerro la Mesa (Informe de avances). Francisco Franco Espinoza. Financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Folio S201315001152

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2025). *Enciclovida*. <https://enciclovida.mx>
- Comisión Nacional para El Conocimiento y Uso De La Biodiversidad (CONABIO). (2024). *Malezas de México*. <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2023). *Estadística Mensual: Estación 15065 (Otumba, Estado de México) (Base de datos Climatológica Nacional)*. Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional. https://mn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Normales_Climatologicas/Mensuales/mex/mes15065.txt
- Cruz-Flores, G. y A. B. López-López. (2015). *Redescubriendo el suelo: importancia ecológica y agrícola*. FES-Zaragoza, UNAM y CONACYT. Ciudad de México, México.
- Cruz-Macías, W. O.; Rodríguez-Larramendi, L. A.; Salas-Marina, M. A.; Hernández-García, V.; Campos-Saldaña, R. A.; Chávez H. M. H. Gordillo-Curiel, A. (2020). Efecto de la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico en la acidez de suelos cultivados con maíz en dos regiones de Chiapas, México. *Terra Latinoamericana*, 38(3):475-480.
- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476-496. <https://doi.org/10.2307/1931725>
- De Jesús Vicente, A. (2019). *Ordenación y clasificación de la Vegetación del parque estatal Cerro Gordo, Estado de México*. (Tesis de Maestría, Universidad autónoma Chapingo, Texcoco, Edo Mex). <https://repositorio.chapingo.edu.mx/home>
- Delgado-Rodríguez, D., Sierra-Parra, A.M., Villalobos-Soto, R., Herrera-Martínez, C. G., Gutiérrez, M., & Quijano-Prieto, N. (2021). *Estrategias de restauración activa en áreas de potrero del corredor biológico Rincón-Cacao, Costa Rica: Estado de la biodiversidad vegetal 20 años después de su implementación*. Serie técnica. Informe técnico no. 429. CATIE. <https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/11470/BCO22028419e.pdf?sequence=5&isAllowed=y>
- Delgado Silva, H. D. & Gutiérrez Montoya, L. V. (2022). Hongos micorrizas arbusculares: la simbiosis de los múltiples beneficios. *Revista Ciencia Y Tecnología El Higo*, 12(2), 2–14. <https://doi.org/10.5377/elhigo.v12i2.15196>
- Díaz-Rueda, D. M., Herrera-Pacheco, M. A., Plata-Castro, A. D., Ardila-Hurtado, S. F., & Reu, B. (2025). Composición y diversidad florísticas de tres coberturas en la Serranía de Los Yariquíes (Santander, Colombia). *Colombia forestal*, 28(1), e22659-e22659.

- Ditzler, C., Scheffe, K., & Monger, H. C. (2017). *Soil survey manual*. USDA Handbook 18. Government Printing Office. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/soil-survey-manual>
- Escutia, J. M., Sánchez, T. G. O., Carrera, A. C. V., & Guerrero, J. A. H. (2024). Caracterización ambiental de Agaves nativos para la restauración ecológica en una microcuenca de La Sierra Gorda de Guanajuato. *Digital Ciencia@ UAQRO*, 17(1), 55-63.
- Flores-Estrada, Y. M. y Monroy-Ata. 2022. Sucesión ecológica en un matorral xerófilo: una hipótesis explicativa. *TIP Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 25:1-6. Doi:<https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.479>
- Flores-Ramírez, N. F., Mendizábal-Hernández, L., Alba-Landa, J. (2012). Potencial, captura y almacenamiento de carbono de CO₂ en el Valle de Perote, Estudio de caso: *Pinus cembroides* subsp *orizabensis* D. K. Bailey. *Foresta Veracruzana* 14(1), 17-22.
- García Muñoz, D. (2024). *Interrelación entre la diversidad taxonómica microbiana y la estabilidad de agregados en bosques maduros y reforestados en clima mediterráneo continental*. <https://hdl.handle.net/10115/38797>
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Offset Larios S. A. <http://chapingo.mx/maizedb/ClimAgrop/ClimasClasif.pdf>.
- García-Mendoza, A. (2002). Distribution of the genus Agave (Agavaceae) and its endemic species in Mexico. *Cactus and Succulent Journal*, (74) 177-187.
- Gassner, A., & Dobie, P. (2022). Introduction. En Gassner, A. & Dobie, P. (Eds.) *Agroforestry: A primer. Design and management principles for people and the environment* (pp. 14-23). Center for International Forestry Research (CIFOR) & Nairobi: World Agroforestry (ICRAF). <https://doi.org/10.5716/cifor-icraf/BK.25114>
- Guerrero-Silva, L. P. (2013). Cuantificación de Biomasa, Carbono y Producción de Oxígeno en *Pinus cembroides* Zucc. en Mazapíl, Zacatecas, México. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro). Repositorio UAAAN. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/1065>
- Guízar-Nolasco, E. y Granados-Sánchez, D. (1996). Ecología de la vegetación secundaria del suroeste de Puebla. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales*, 2(1): 53-59
- González-Valdivia N.A. 2003. *Dos sistemas silvopastoriles como refugios de vida silvestre en el municipio de Estelí*. (Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua León, León. Nicaragua). 236 p
- Guiracocha, G., Harvey, C., Somarriba, E., Krauss, U., & Carrillo, E. (2001). Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y

- banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 8(30), 7–11.
- Hernández, H. M. (2006.) *La vida en los desiertos mexicanos*. Fondo de Cultura Económica. Colección La Ciencia para Todos No. 213. Ciudad de México, México, 188 pp.
- Hung, D.N., Son, N.V., Hung, N.P. (2012) *Tree allometric equation development for estimation of forest above-ground biomass in Viet Nam - Evergreen broadleaf forests in Quang Binh Province* in (Eds). Inoguchi, A., Henry, M. Birigazzi, L. Sola, G. Tree allometric equation development for estimation of forest above-ground biomass in Viet Nam, UN-REDD Programme, Hanoi, Vietnam.
- Husch, B., Beers, T. W., & Kershaw, J. A. (2003). *Forest mensuration*, (4th ed.). John Wiley & Sons.
- Ibrahim, M., & Andrade, H. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en las Américas*, 39.40.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017). *Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo vegetación: escala 1:250,000, serie VI*. Aguascalientes, México.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Sum-mary for Policymakers*. In C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J.Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, ... L. L. White (Eds.), Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the FifthAssessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (pp. 1-32). Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *Tool for Estimation of Changes in Soil Carbon Stocks associated with Management Changes in Croplands and Grazing Lands based on IPCC Default Data*. En IPCC Good Practice Guidance for LULUCF (p. 4.113-4.116). IPCC.
- Jackson, M. L. (1976). *Análisis químico de suelos*. (3.^a ed.). Ediciones Omega.
- Kumar, H., Kumar, M., Pareek, N., & Singh, U. K. (2021). *Agroforestry intervention: a multi-dimensional approach for sustainability*. https://www.researchgate.net/publication/355164448_Agroforestry_intervention_a_multi-dimensional_approach_for_sustainability
- Leyva-López, J. C., Velázquez-Martínez, A., & Ángeles-Pérez, G. (2010). Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pinos. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 16(2), 227-239.
- Lohr, S. L. (2022). *Sampling: Design and análisis* (3rd ed.). CRC Press.
- Lot, A. y Chiang, F. (1986). *Manual de Herbario. Administración y Manejo de Colecciones, Técnicas de Recolección y Preparación de Ejemplares Botánicos*. Consejo Nacional de la Flora de México A.C.

- Magurran, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Springer Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36-71.
- Martens, D. A. (2000). Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbón sequestration. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(3), 361-369. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00162-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00162-5).
- Miranda, J. D., Padilla, F. M., & Pugnaire, F. I. (2004). Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas*, 13(1).
- Monroy Ata, A. & Ramírez Saldívar, K. Y (2018). Relación entre sucesión ecológica vegetal y hongos micorrizógenos arbusculares en un matorral xerófilo en el Centro de México. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 21(2), 13-29.
- Montagnini, F., & del Fierro, S. (2022). Functions of agroforestry systems as biodiversity islands in productive landscapes. In *Biodiversity Islands: Strategies for conservation in human-dominated environments*. Springer, Cham, 89-116.
- Moreno-Calles A.I., Casas A., García-Frapolli E. y Torres-García I. 2012. Traditional agroforestry systems of multi-crop “milpa” and “chichipera” cactus forest in the arid Tehuacan Valley, Mexico: Their management and role in people’s subsistence. *Agroforestry Systems*, 84:207-226
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal* (Vol. 87). Santa Cruz, Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Mueller-Dombois, D. y Ellemberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Nueva York. 547 p.
- Muñoz-Rodríguez, M., Delgado-Vargas, I. A., Guerrero, J. C., & Andrade, A. V. (2020). Physical properties of soil in the early stage of an agroforestry system in the High Andean zone. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 37(1), 70-79. <https://doi.org/10.22267/rcia.203701.128>
- Mutuku, N., Nyangito, M., Kironchi, G., & Vivian, O. (2023). Agroforestry practices impacts on soils properties in the drylands of Eastern Kenia. *Trees, Forests and People*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100437>
- Navarro-Cano, J.A., Goberna, M., Verdú, M. 2019. Using plant functional distances to select species for restoration of mining sites. *Journal of Applied Ecology*, doi: 10.1111/1365-2664.13453
- Navarrete-Segueda, A., Martínez-Ramos, M., Ibarra-Manríquez, G., Cortés-Flores, J., Vázquez-Selem, L., & Siebe, C. (2017). Availability and species diversity of forest products in a Neotropical rainforest landscape. *Forest Ecology and Management*, 406, 242-250.
- Ortega Elorza, L. E. y Morán Escamilla, J. D. (2023). *Modernización forzada en zonas áridas: Disrupción del paisaje en el Altiplano de San Luis Potosí*,

- México. En J. D. Morán Escamilla, A. Cano Aguilar y L. E. Ortega Elorza (Coords.), *Desiertos del norte mexicano: Formas de investigación sobre los desafíos para el sostenimiento de la vida en las zonas áridas y semiáridas* (pp. 23-48). El Colegio de San Luis, A.C.
- Parrales-Cevallos, J. J. (2022). *Efecto de los sistemas agroforestales sobre la fertilidad de los suelos del Sitio Ramo Grande, Parroquia la América, Cantón Jipijapa*. (Tesis Profesional, Universidad Estatal del sur de Manabí). Repositorio UNESUM. <https://repositorio.unesum.edu.ec/bitstream/53000/4041/1/Parrales%20Cevallos%20Johana%20Jazm%c3%adn.pdf>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). (2025). *World Environment Day*. <https://www.worldenvironmentday.global/did-you-know/key-messages>
- Prat, C. y A. Martínez-Palacios (2012). *Land reclamation by agave forestry with native species*, en Schwilch, G.; Hessel, R. y S. Verzandvoort (eds.), *Desire for greener land. Options for sustainable sand management in drylands* (161-164). Bern, Switzerland and Wageningen, The Netherlands, University of Bern-CDE, Alterra-Wageningen UR, ISRIC-World Soil Information and CTA-Technical Centre for Agricultural and Rural Cooperation.
- Puigdefábregas, J., Pugnaire, F. I. 1999. Plant survival in arid environments. En: Pugnaire, F.I., Valladares, F. (eds), *Handbook of functional plant ecology*, 381-405. Marcel Dekker. Nueva York, Estados Unidos.
- Quilcate Perez, P. A. (2019). *Influencia de tres modelos de sistemas agroforestales con cobertura en la recuperación de suelos degradados en Yurimaguas, Loreto*. (Tesis de licenciatura). Universidad Científica del Sur. Recuperado de <https://repositorio.cientifica.edu.pe/handle/20.500.12805/770>
- Ramírez-Soto, A., García-Valencia, A., Trujillo-Santos, O., Sheseña-Hernández, I., Gutiérrez-Sosa, G., Gómez-Sánchez, I., Contreras-Huerta, I., Angón-Rodríguez, S., & García-Coll, I. (2022). *Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) para enfrentar el cambio climático en zonas de montaña. La restauración ecológica como estrategia complementaria a la agroforestería*. CityAdap, Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Rapidel, B., C. Allinne, C. Cerdán, L. Meylan, E.d.M. Virginio-Filho, y J. Avelino. (2015). *Efectos ecológicos y productivos del asocio de árboles de sombra con café en sistemas agroforestales*. En: F. Montagnini et al., editores, *Sistemas agroforestales: funciones productivas, socioeconómicas y*

ambientales. Serie técnica. Informe técnico No. 42. CATIE, Turrialba, CRI. p. 5-20

- Rodríguez Arias, C. (2023). Cambios en la estructura vertical y composición florística en la Reserva Natural Madre Verde, Costa Rica, tras 15 años de restauración ecológica. *Ciencias Ambientales*, 57(2), Heredia. <http://dx.doi.org/10.15359/rca.57-2.9>
- Rodrigues, R. C., Araújo, R. A., Costa, C. S., Lima, A. J. T., Oliveira, M. E., Cutrim, J. A., Santos, F. N. S., Araújo, J. S., Santos, V. M., & Araújo, A. S. F. (2015). Soil microbial biomass in an agroforestry System of Northeast Brazil. *Tropical Grasslands*, 3(1), 41–48. [https://doi.org/10.17138/tgft\(3\)41-48](https://doi.org/10.17138/tgft(3)41-48)
- Rodríguez-Laguna, R., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., y Jurado-Ibarra. (2007). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa área en especies de encino y pino en Iturbide, N.L. *Ciencia Forestal en México* 32(1), 39-56.
- Rzedowski, G. D., & Rzedowski, J. (2005). *Flora fanerogámica del Valle de México. 1a reimp. Instituto de Ecología AC y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. Pátzcuaro, Michoacán.
- Sainz Rozas, H.; Echeverría, H. E. y Angelini, H. (2018). Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. *Informaciones Agronómicas* 2. 6-12
- Salamanca, A. & Sadeghian, S. (2005). La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona cafetera colombiana. *Cenicafé*, 56(4), 381-397.
- Sampaio, E. V. S. B; Silva, G. C. (2005). Biomasa equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Botânica Brasilica* 19(4), 935-943. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400028>
- Särndal, C.-E., Swensson, B., & Wretman, J. (1992). *Model assisted survey sampling*. Springer.
- Segura, M., Kanninen, M., y Suárez, D. (2006). Allometric models for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforest Syst*, 68, 143-150. <https://doi.org/10.1007/s10457-006-9005-x>
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. https://pure.mpg.de/rest/items/item_2383164_3/component/file_2383163/content
- Sierra-Parra, A.M; Delgado-Rodríguez, D; Villalobos-Soto, R; Herrera-Martínez, C. G; Gutiérrez, M y Quijano-Prieto, N. (2021). *Estrategias de restauración activa en áreas de potrero del Corredor Biológico Rincón-Cacao, Costa Rica: estado de la biodiversidad vegetal 20 años después de su implementación* (en línea). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 39 p. (Serie técnica. Informe técnico / CATIE, no. 429).

- SEMARNAT, & CP. (2002). *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana. Escala 1:250 000 Memoria Nacional 2001-2002*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados.
https://www.researchgate.net/publication/307967321_SEMARNAT-CP_2003_Memoria_Nacional_2001-2002_Evaluacion_de_la_Degradacion_del_Suelo_causada_por_el_Hombre_en_la_Republica_Mexicana_escala_1250000_Memoria_Nacional
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2002). *NOM-021 SEMARNAT-2000: Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación.
<https://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- SEMARNAT (del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2023). *Base de datos del Sistema Nacional de Información Ambiental y Recursos Naturales. Información complementaria. IC 3-1 A Condición de los suelos dedicados a las actividades de agricultura, ganadería y plantaciones forestales* [Base de datos]. Obtenido de https://apps1.Semarnat.gob.mx:8443/dgeia/indicadores20_cd/conjuntob/indicador/03_suelos/3_1.html
- Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR). (2021). *Sistemas Agroforestales. Ministerio de desarrollo agrario y riego de Perú*.
<https://repositorio.serfor.gob.pe/bitstream/SERFOR/938/3/SERFOR%202022%20Diagnostico%20inves%20SAF.pdf>
- Simpson, E. H. (1949). *Measurement of diversity*. *Nature*, 163, 688.
<https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Society for Ecological Restoration International Science y Policy Working Group (SER) (2004), *The ser international Primer on Ecological Restoration*, www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Somarriba, E., Harvey, C., Samper, M., Anthony, F., González, J., Staver, C., & Rice, R. (2004). Biodiversity conservation in neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* (pp. 198–226). Island Press.
- Soria, P. T. (2001). Flora fanerogámica de la zona arqueológica de Teotihuacán, Estado de México. *Polibotánica*, (12), 57-83.
- Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. (1973) *Introduction to biostatistics*. W. H. Freeman & Co., Ltd., San Francisco.
- Su, X., Zheng, G., and Chen, H. Y. H. (2022). Understory diversity are driven by resource availability rather than resource heterogeneity in subtropical forests. *For. Ecol. Manage.* 503:119781. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119781

- Tobar-López, D., & Ibrahim, M. (2008). *Valor de los sistemas silvopastoriles para conservar la biodiversidad en fincas y paisajes ganaderos en América Central*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Valdés, N., Pimentel, A., Pimentel, R. & Valido, M. (2015). Producción de materia orgánica. Prácticas campesinas innovadoras en Cuba. *Leisa. Revista de Agroecología*. (31.1),16-18.
- Vallejo M, Moreno-Calles AI, Casas A. 2016. TEK and biodiversity management in agroforestry systems of different sociocological contexts of the Tehuacán Valley. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 12: 31. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13002-016-0102-2>
- Vázquez-Alvarado, R.E. et al. (2011). Reforestación a base de nopal y maguey para la conservación de suelo y agua. *Revista Salud Pública y Nutrición*, (5).
- Velázquez, A. (2021). *Establecimiento de sistemas agrosilvopastoriles con maguey, nopal y mezquite y fortalecimiento de capacidades de gestión y manejo de pobladores en la microcuenca Zamarripa*. (Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro). Recuperado de: <http://ri-ng.uaq.mx/handle/123456789/2408>
- Velázquez-Rincón, R., Alanís-Rodríguez, E., Rodríguez, L. G. C., Calderón, O. A. A., Pérez, J. J., & Olivo, A. M. (2025). Evaluación de los esfuerzos de restauración ecológica en el matorral espinoso tamaulipeco: Evaluation of ecological restoration efforts in the tamaulipan thornscrub. *e-CUCBA*, (24), 52-64. Doi: <https://doi.org/10.32870/e-cucba.vi24.376>
- Velázquez-Rodríguez, A. S., Flores-Román, D., Etchevers-Barra, J. D., & García-Calderón, N. E. (2008). Materia orgánica en tepetate bajo cultivo de higuera y pasto, acondicionado con estiércol y fertilizante. *Agrociencia*, 42(1), 11-19.
- Verdú, M., Valiente-Banuet, A. 2008. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species extinctions. *American Naturalist* 172:751-760.
- Vigil, N. N. (2010). Estimación de biomasa y contenido de carbono en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental "Las Cruces", Texcoco, México. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Chapingo). <https://repositorio.chapingo.edu.mx/home>
- Villagaray, S. (2014). Recuperación de terrenos degradados por el cultivo de coca (*Erythroxylon coca*) en VRAEM, Perú, con aplicación de Tecnología Agroforestal. *Revista Acta Nova*, 6(3), 210-224

Anexo 1. Composición florística actual, ordenado por sistema Agroforestal evaluado y su índice de valor de importancia (IVI).

Especie	SAF1	SAF2	SAF3	SAF4
<i>Agave atrovirens</i> Karw. Ex Salm-Dyck	25.02	13.65	3.71	4.21
<i>Ageratina calaminthaefolia</i> (Kunth) RMKing & H.Rob.			1.37	3.96
<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.			0.25	
<i>Ageratina pazcuarensis</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.			0.67	
<i>Ageratina petiolaris</i> (Moc. & Sessé ex DC.) R. M. King & H. Rob.	0.30		0.48	
<i>Ageratina scorodonoides</i> (A.Gray) R.M.King & H.Rob.		0.52	0.68	0.27
<i>Aldama linearis</i> (Cav.) E.E.Schill. & Panero.	0.53			2.31
<i>Allium glandulosum</i> Link & Otto	0.66			
<i>Amaranthus hybridus</i> L.		0.78	0.30	
<i>Arenaria lanuginosa</i> (Michx.) Rohrb.		0.23	0.38	
<i>Arenaria lycopodioides</i> Willd. ex D.F.K.Schltld.		0.84	1.59	
<i>Aristida divaricata</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.		0.38	1.13	
<i>Artemisia ludoviciana</i> Nutt.		0.11		
<i>Artemisia ludoviciana subsp. mexicana</i> (Willd. ex Spreng.) D.D.Keck				0.27
<i>Asclepias linaria</i> Cav.				0.48
<i>Astragalus strigosus</i> Kunth	1.40	0.68	0.16	
<i>Avena sativa</i> L.	1.42	1.31		
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	1.01			
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pavón) Pers.	1.12	0.17	0.08	
<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H.Rob. & Brettell		0.52		
<i>Bidens alba</i> (L.) DC.		0.41		
<i>Bidens pilosa</i> L.	1.89	2.07		
<i>Bouquetia erecta</i> DC. ex Dunal			0.09	
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.			0.44	
<i>Bouteloua dactyloides</i> (Nutt.) Columbus		0.83	0.57	
<i>Bouteloua hirsuta</i> Lag.	1.24	3.77	1.53	
<i>Bouvardia longiflora</i> (Cav.) Kunth			0.41	
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schltld.	0.25	0.93	2.66	
<i>Brachypodium mexicanum</i> (Roem. & Schult.)	2.79	1.73	2.27	
<i>Brassica rapa</i> L.			0.09	
<i>Braunia secunda</i> (Hook.) Bruch & Schimp.				1.04
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A.Gray	0.29	0.26	0.43	0.92
<i>Buddleja cordata</i> Kunth		1.32	5.15	2.41
<i>Cardionema ramosissimum</i> (Weinm.) A. Nelson & J.F. Macbr.			0.29	
<i>Castilleja tenuiflora</i> Benth.			0.09	
<i>Cenchrus clandestinus</i> (Hochst. ex Chiov.) Morrone	1.47	0.35	1.92	14.43
<i>Cenchrus longisetus</i> M. C. Johnst.	0.24	0.25		
<i>Chenopodium album</i> L.	0.22	0.53	0.11	

<i>Chloris rufescens</i> Lag.		0.11		
<i>Commelina dianthifolia</i> Redouté			0.27	
<i>Commelina texcocana</i> Matuda			0.17	
<i>Convolvulus hermanniae</i> subsp. <i>hermanniae</i>			0.24	
<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	9.39	1.47		
<i>Cuphea aequipetala</i> Cav.		0.11	0.56	
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	1.22	0.25	0.65	4.13
<i>Cyperus seslerioides</i> Kunth		0.38	0.67	
<i>Dalea lutea</i> (Cav.) Willd.		0.78	1.28	1.90
<i>Desmodium uncinatum</i> (Jacq.) DC	0.21			
<i>Dichondra argentea</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	0.46	1.90	0.56	0.25
<i>Drymaria villosa</i> Cham. & Schltdl.			0.19	
<i>Dugesia mexicana</i> A.Gray	0.23	0.11	0.28	
<i>Dysphania graveolens</i> (Willd.) Mosyakin & Clemants			0.56	
<i>Dyssodia papposa</i> (Vent.) Hitchc.	4.71	9.06	0.08	
<i>Dyssodia pinnata</i> (Cav.) B. L. Rob		0.11	0.51	2.75
<i>Echeveria mucronata</i> Schltdl.	0.23		0.17	
<i>Eleocharis dombeyana</i> Kunth.				0.61
<i>Endotropis serrata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Hauenschild			0.13	
<i>Eragrostis intermedia</i> Hitchc.	1.64			
<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.)		1.24	0.74	1.14
<i>Eragrostis palmeri</i> S. Watson		0.25		
<i>Erigeron bonariensis</i> L.		0.11	0.09	
<i>Erigeron pubescens</i> Kunth			0.84	
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	0.60	0.92	0.11	
<i>Eruca vesicaria</i> (L.) Cav.	0.79	0.62		0.33
<i>Eryngium carlinae</i> F.Delaroche			0.10	
<i>Eryngium serratum</i> Cav.			1.15	0.54
<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	0.22	0.90	0.54	
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	0.29	0.72		0.50
<i>Florestina pedata</i> Cass.			0.18	0.71
<i>Fuertesimalva limensis</i> (L.) Fryxell			0.23	
<i>Galium uncinatum</i> DC.		0.11	0.64	
<i>Geranium bellum</i> Rose			0.16	
<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	0.27	0.46	0.70	
<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less.	0.33	0.65	1.17	6.88
<i>Hemionitis bonariensis</i> (Willd.) Christenh.			0.35	0.26
<i>Hesperocyparis lusitanica</i> (Mill.) Bartel		3.33		
<i>Hilaria cenchroides</i> Kunth		2.24	2.61	
<i>Ipomoea stans</i> Cav.	1.67	1.87	1.41	
<i>Isocoma veneta</i> (Kunth) Greene		1.20	1.15	1.42
<i>Jarava ichu</i> Ruiz & Pav.		0.23	1.63	1.98
<i>Juglans regia</i> L.	0.42			
<i>Juniperus deppeana</i> Steud.				0.30

<i>Lamourouxia dasyantha</i> (Cham. & Schltdl.) W. R. Ernst		0.25	0.32	
<i>Lepidium virginicum</i> L.		0.21	0.16	
<i>Loeselia coerulea</i> (Cav.) G.Don	0.81	0.15	0.58	3.34
<i>Lopezia racemosa</i> Cav.		0.25		
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.		0.22		
<i>Macroptilium gibbosifolium</i> (Ortega) A. Delgado			0.37	
<i>Malacomeles denticulata</i> (Kunth) GN Jones				1.12
<i>Malva parviflora</i> L.	0.44	0.41		
<i>Marrubium vulgare</i> L.			0.19	
<i>Mecordonia procumbens</i> (Mill.) Small		0.12	0.37	
<i>Medicago polymorpha</i> L.	2.36	1.19	0.21	
<i>Menodora helianthemoides</i> Bonpl.			0.35	
<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ortega	0.80	0.74	5.02	2.66
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.				0.95
<i>Muhlenbergia cenchroides</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) PM Peterson		0.43	0.44	
<i>Muhlenbergia implicata</i> (Kunth) Trin.		0.43	0.58	0.67
<i>Muhlenbergia microsperma</i> (DC.) Kunth	0.22			
<i>Muhlenbergia phleoides</i> (Kunth) P.M. Peterson		0.11	0.28	3.28
<i>Muhlenbergia rígida</i> (Kunth) Kunth			0.39	
<i>Muhlenbergia tenuifolia</i> (Kunth) Kunth	0.35	1.43	0.92	
<i>Nassella mucronata</i> (Kunth) R.W. Pohl			0.92	0.50
<i>Oenothera biennis</i> L.		0.11	0.23	
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aitón		0.13		
<i>Oenothera suffrutescens</i> (Moc. & Sessé ex Ser.) W.L.Wagner & Hoch	1.11	0.39		
<i>Oenothera tetráptera</i> Cav.	0.54			
<i>Opuntia hyptiacantha</i> F.A.C.Weber	0.57			
<i>Opuntia robusta</i> H.L.Wendl. ex Pfeiff.	0.80			
<i>Opuntia spinulifera</i> Salm-Dyck			0.27	
<i>Opuntia streptacantha</i> Lem.		0.11	10.08	0.28
<i>Oxalis corniculata</i> L.	1.33	0.72	0.42	
<i>Oxalis decaphylla</i> Kunth	0.43	0.37		
<i>Oxalis divergens</i> Benth. & Lindl	3.57	2.39		
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	3.38	4.06	1.02	0.25
<i>Parthenium bipinnatifidum</i> (Ortega) Rollins		0.59	0.08	
<i>Penstemon hartwegii</i> Benth.				0.25
<i>Peperomia bracteata</i> A.W.Hill				0.27
<i>Pilosella mexicana</i> FWSchultz & Sch.Bip.		0.26	0.73	
<i>Pinaropappus roseus</i> (Less.) Less.		0.20	0.14	
<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	7.56	4.00	3.17	16.63
<i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl.	2.61	6.91	0.28	4.21
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.			1.40	
<i>Piptochaetium brevicalyx</i> (E. Fourn.) Ricker ex Hitchc.		0.11		
<i>Plantago nivea</i> Kunth.		0.23	0.37	

<i>Polygonum aviculare</i> L.	0.22		0.25	
<i>Prunus salicifolia</i> Kunth			0.13	0.25
<i>Pseudoerica eminens</i> (Cav.) Romasch.	0.86			
<i>Pseudognaphalium oxyphyllum</i> (DC.) Kirp.			0.38	0.59
<i>Quercus rugosa</i> Née		0.26	0.39	0.58
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.		0.81		
<i>Reseda luteola</i> L.	0.46	0.49	0.08	0.27
<i>Salvia hirsuta</i> Jacq.		0.60	0.18	0.83
<i>Salvia melissodora</i> Lag.			0.08	
<i>Salvia polystachya</i> Cav.			0.08	
<i>Sanvitalia procumbens</i> Lam.		0.22	0.08	
<i>Schkuhria pinnata</i> (Lam.) Kuntze ex Thell.	3.82	1.38		
<i>Selaginella pallescens</i> (C.Presl) Spring			0.47	
<i>Senecio inaequidens</i> DC.	0.74			
<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacq.) H. S. Irwin & Barneby.	0.69		6.37	1.11
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	0.43	0.35	0.65	
<i>Shinus molle</i> L.			0.34	
<i>Sicyos angulatus</i> L.				2.53
<i>Sicyos microphyllus</i> Kunth		0.31		
<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cav.) Pers	0.55	1.87	0.32	
<i>Sisymbrium irio</i> L.			0.17	
<i>Solanum nigrum</i> L.		0.24	0.33	
<i>Solanum pubigeru</i> Dunal			0.29	
<i>Solanum rostratum</i> Dunal		0.11		
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	0.24	0.24		0.74
<i>Stevia monardifolia</i> Kunth			0.53	
<i>Stevia salicifolia</i> Cav.		0.41	1.60	
<i>Stevia serrata</i> Cav.		0.30	1.10	2.63
<i>Stevia tomentosa</i> Kunth			0.51	
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.			0.19	
<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex F.H.Wigg	0.24			
<i>Tradescantia crassifolia</i> Cav.		0.40		
<i>Tridax rosea</i> Sch. Bip.		0.52	0.21	
<i>Trifolium amabile</i> Kunth		0.11		
<i>Trifolium repens</i> L.	0.38			
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.			1.19	
<i>Verbena bipinnatifida</i> Schauer	0.22			
<i>Verbena officinalis</i> L.	0.21	0.78	1.23	0.98
<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch. Bip.	0.71	2.59	6.15	0.50
<i>Zaluzania megacephala</i> Sch. Bip.	0.23	0.27		0.29
<i>Zea mays</i> L.	0.56	0.37		
<i>Zuloagaea bulbosa</i> (Kunth) Bess		0.11	0.47	0.25
Total	100.00	100.00	100.00	100.00

4. VALORACIÓN ECONÓMICA DE SISTEMAS AGROFORESTALES EN UNIDADES DE PRODUCCIÓN FAMILIAR PARA LA RESTAURACIÓN PRODUCTIVA DE AGROECOSISTEMAS

ECONOMIC VALUATION OF AGROFORESTRY SYSTEMS IN FAMILY PRODUCTION UNITS FOR THE PRODUCTIVE RESTORATION OF AGROECOSYSTEMS

Flores Ortega Sandra Lizeth¹, María Edna Álvarez Sánchez¹, Patricia Hernández De La Rosa², Ma. Del Carmen Gutiérrez Castorena³ Julio Cesar Buendía Espinoza¹

¹Universidad Autónoma Chapingo. Maestría en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Carretera Federal México-Texcoco, Km 38.5, C. P. 56230, Texcoco, Estado de México. Email: conafap@yahoo.com.mx; Edna_alvarez30@yahoo.com.mx; jcbuendiae@hotmail.com

²Colegio de Postgraduados-Postgrado en Ciencias Forestales. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56264, Estado de México. Email: pthr@colpos.mx; ³Colegio de Postgraduados. Programa de Edafología. Carretera México- Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco C. P. 56264. Estado de México. Email: Carmen.gutierrez.castorena@gmail.com

4.1 Resumen

Los sistemas agroforestales (SAF) se reconocen como alternativas viables para restaurar ecosistemas degradados, aunque persiste un vacío de información sobre el costo-beneficio de su implementación, lo que limita su adopción. Este estudio evaluó el desempeño económico de cuatro SAF implementados por una unidad de producción familiar (UPF): SAF1 (Pino-Maguey-Maíz-Borrego-Gallina), SAF2 (Pino-Encino-Cebada-Avena-Vacas-Caballos-Burros), SAF3 (Pino-Encino-Maguey-Vacas-Caballos-Burros) y SAF4 (Pino-Maguey-Vacas-Caballos-Burros). A través de un análisis costo-beneficio (ACB) con enfoque social, se estimaron los beneficios directos (productos agropecuarios) e indirectos (almacenamiento de carbono, diversidad vegetal, calidad del suelo), utilizando precios de mercado, incentivos económicos y costos evitados. Los costos de restauración provinieron de fuentes secundarias, mientras que los de mantenimiento y operación se obtuvieron mediante entrevistas, construyendo flujos de caja para el periodo 2013-2024. Los resultados mostraron indicadores positivos en los cuatro SAF ($ACB > 1$, $VAN > 0$), con tasas internas de retorno de 6%, 7%, 10% y 11%, y periodos de recuperación entre 7.17 y 9.32 años. Estos valores superan el costo de oportunidad estimado (3.75%), evidenciando la recuperación del costo de restauración de la UPF. SAF3 y SAF4 resultaron los más eficientes, lo que sugiere que los sistemas silvopastoriles ofrecen mejores rendimientos. En conclusión, los SAF no solo aportan a la restauración ecológica, sino que representan una estrategia económicamente viable para el desarrollo rural sostenible.

Palabras clave: Costo-beneficio, restauración ecológica, sistemas agroforestales, bienestar rural, servicios ecosistémicos.

4.2 Abstract

Agroforestry systems (AFS) are recognized as viable alternatives for restoring degraded ecosystems; however, there remains a lack of information regarding the cost-benefit of their implementation, which limits their adoption. This study evaluated the economic performance of four AFS implemented by a family production unit (FPU): AFS1 (Pine-Agave-Corn-Sheep-Chicken), AFS2 (Pine-Oak-Agave-Barley-Oats-Cattle-Horses-Donkeys), AFS3 (Pine-Oak-Agave-Cattle-Horses-Donkeys), and AFS4 (Pine-Agave-Cattle-Horses-Donkeys). Through a cost-benefit analysis (CBA) with a social focus, both direct benefits (agricultural and livestock products) and indirect benefits (carbon storage, plant diversity, soil quality) were estimated using market prices, economic incentives, and avoided costs. Restoration costs were obtained from secondary sources, while maintenance and operation costs were gathered through interviews, allowing for the construction of cash flows for the 2013–2024 period. Results showed positive indicators for all four AFS ($CBA > 1$, $NPV > 0$), with internal rates of return of 6%, 7%, 10%, and 11%, and payback periods ranging from 7.17 to 9.32 years. These values exceed the estimated opportunity cost (3.75%), demonstrating the recovery of restoration costs for the FPU. AFS3 and AFS4 were the most efficient, suggesting that silvopastoral systems offer better returns. In conclusion, AFS not only contribute to ecological restoration but also represent an economically viable strategy for sustainable rural development.

Key words: Cost-benefit, ecological restoration, agroforestry systems, rural well-being, ecosystem services.

4.3 Introducción

La degradación de la tierra representa una amenaza creciente para la seguridad ambiental, alimentaria y social a nivel global. Más del 70 % de los países del mundo la reconocen como un asunto de seguridad nacional (EJF, 2014), y se estima que aproximadamente el 20 % de las tierras del planeta presentan algún grado de deterioro (CLD, 2022). En México, las actividades agropecuarias y los cambios de uso de suelo son las principales causas de degradación (SEMARNAT-CP, 2002), afectando a más de la mitad de las tierras agrícolas (FAO, 2019), situación que podría agravarse si no se adoptan formas sostenibles de manejo del territorio (Marroquín et al., 2024).

Ante este escenario, la restauración ecológica se ha posicionado como un mecanismo clave para revertir los procesos de degradación, restaurar la funcionalidad y sostenibilidad de los ecosistemas, y mejorar el bienestar de las comunidades locales (FAO, 2024). En este contexto, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el Decenio sobre la Restauración de los Ecosistemas 2021–2030, liderado por la FAO y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA, con el objetivo de contribuir al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible mediante la recuperación de ecosistemas a escala global (PNUMA, 2021)

Entre las estrategias emergentes de restauración, la agroforestería destaca por su capacidad de integrar árboles, cultivos y ganado en sistemas que promueven sinergias ecológicas y productivas (Gassner & Dobie, 2022; Bhagwat et al., 2008; Montagnini et al., 2015). Diversos estudios documentan sus beneficios ambientales, como la reducción de la erosión, el aumento de la biodiversidad (Montagnini et al., 2015, Tobar-López & Ibrahim, 2008; González-Valdivia, 2003), la captura de carbono y la mejora del suelo y del microclima (Ávila et al., 2001; Guiracocha et al., 2001; Somarriba et al., 2004; Beer et al., 2003). Su capacidad de captura de carbono aumenta con la complejidad estructural del sistema, alcanzando hasta 228 toneladas por hectárea (Ibrahim & Andrade, 2003; Beer et al., 2003; Soriano-Robles, 2018). Además, los componentes arbóreos favorecen la infiltración de agua, reducen la escorrentía superficial y mitigan la velocidad del viento, fortaleciendo la resiliencia ecosistémica (Kumar et al., 2021). Estos servicios, junto con la diversidad de bienes generados, hacen de la agroforestería una estrategia clave para la sostenibilidad ambiental y económica en los territorios donde se implementa (Cuevas-Reyes et al., 2020).

Sin embargo, a pesar de su potencial, existe un vacío de conocimiento respecto a los costos y beneficios económicos asociados a su implementación, lo que limita su adopción como herramienta de restauración. La falta de información económica confiable impide identificar las prácticas más eficientes y sostenibles

(Kimball et al., 2015; Robbins & Daniels, 2012), ya que gran parte de los proyectos carecen de análisis costo-beneficio debidamente documentados.

En este sentido, la evaluación económica mediante análisis costo-beneficio (ACB), basada en el enfoque de Valor Económico Total (VET), permite estimar no solo los beneficios comerciales de un proyecto, sino también aquellos que no cuentan con un precio de mercado, como el almacenamiento de carbono, la diversidad vegetal y la calidad del suelo (Gittinger, 1982; Cubbage, 2011; Boardman et al., 2005). Esta herramienta es esencial para tomar decisiones informadas y diseñar políticas públicas eficaces que promuevan la restauración sostenible.

Bajo esta perspectiva, el presente estudio tuvo como objetivo valorar el costo-beneficio de cuatro sistemas agroforestales implementados en Santa Bárbara, Otumba, Estado de México, con la finalidad de determinar su viabilidad económica y su contribución a la recuperación del costo de restauración. Los resultados buscan aportar evidencia técnica que fortalezca la toma de decisiones tanto de productores, profesionistas de la restauración, como de responsables del diseño e implementación de políticas de restauración productiva.

4.4 Materiales y Métodos

4.4.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en el municipio de Otumba, Estado de México. Su clima es templado con dos subtipos predominantes: Cb(w1)(w)ig, correspondiente a un clima templado subhúmedo con verano fresco y oscilación térmica anual menor a 5 °C; y Cb(w1)(w)igm, cuya principal diferencia radica en una oscilación térmica anual entre 5 °C y 7 °C (García, 1998). La temperatura media anual oscila entre 12 °C y 18 °C, mientras que la precipitación anual varía entre 300 y 700 mm, con una distribución pluviométrica que se concentra principalmente entre los meses de junio y octubre, aunque se presentan lluvias esporádicas en noviembre (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2023).

Estación meteorológica 15065 Otumba, 2023). La humedad relativa en la zona se sitúa entre el 5 % y el 10 %, lo cual, junto con las condiciones térmicas y pluviométricas, influye directamente en la dinámica productiva y ecológica de los sistemas agroforestales establecidos en la región.

4.4.2 Sitio experimental

La investigación se realizó en un predio agroforestal de 31.5 hectáreas ubicado en la colonia Santa Bárbara, ranchería Santa Gertrudis, municipio de Otumba, Estado de México, previamente afectado por un severo proceso de degradación (SEMARNAT-CP, 2002). Con apoyo de la CONAFOR, entre 2013 y 2016 se implementaron acciones de restauración que incluyeron el cercado perimetral, apertura de brechas cortafuego, obras de conservación de suelos (zanjas bordo, roturación y barreras de piedra a curva de nivel), y el establecimiento de plantaciones forestales tratadas con raizal, ácidos húmicos y urea. Durante 2015 y 2016 se aplicaron riegos de auxilio (15 L por planta cada 15 días), y en 2015 se repuso el 30 % de la densidad inicial junto con labores de limpieza y recajeteo (CONAFAP, 2013, CONAFAP, 2014). En 2017 y 2023 se realizaron podas culturales financiadas por el productor.

Para esta investigación se seleccionaron cuatro intervenciones agroforestales ubicadas en la parte baja del predio, a una altitud de 2600–2800 msnm, con una superficie total de 10.67 hectárea (Ver Figura 8). Estas áreas fueron utilizadas como unidades de análisis para evaluar la rentabilidad económica de los sistemas implementados, por representar condiciones típicas de manejo y contexto agroecológico del sitio.

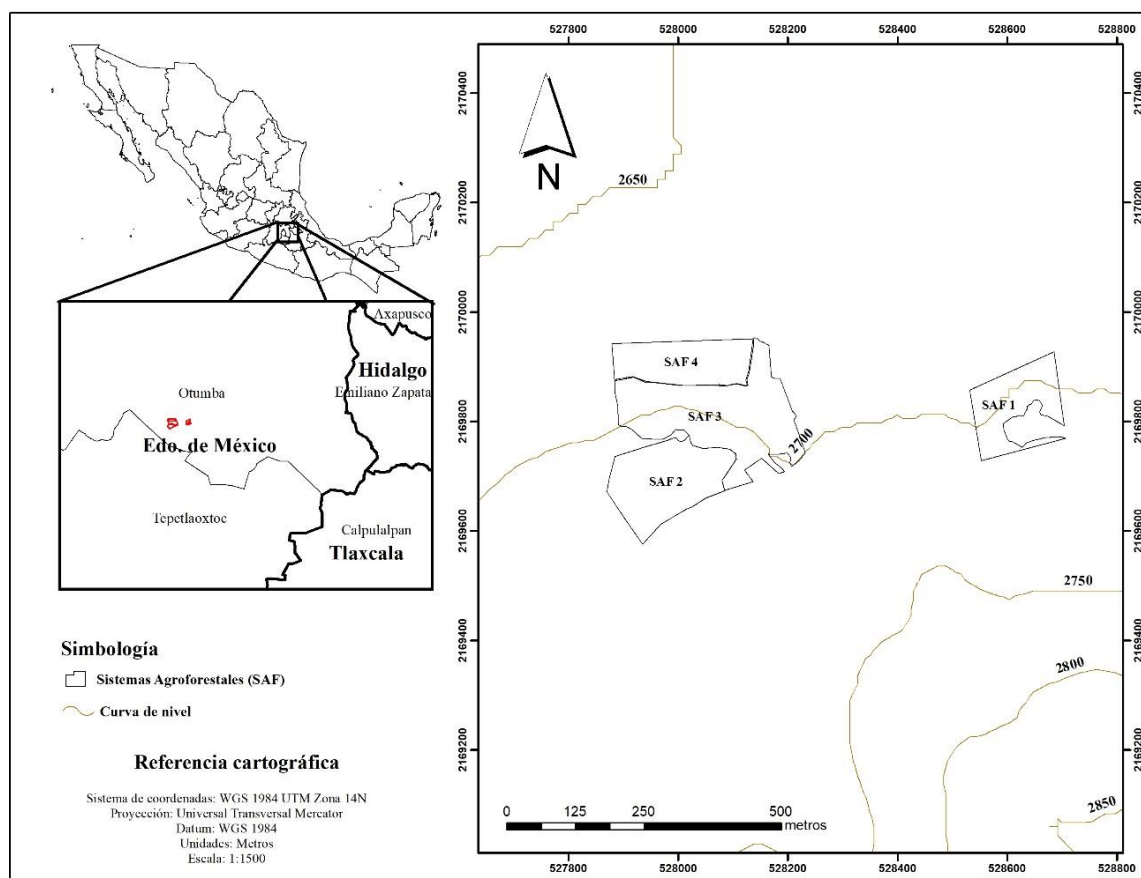


Figura 8. Ubicación de los sistemas agroforestales evaluados

4.3.2 Descripción de los sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales evaluados presentan diferentes configuraciones tecnológicas, adaptadas a las condiciones edáficas del sitio. A continuación, se describen sus características principales:

SAF1 (1.82 ha): Sistema agrosilvopastoril establecido sobre toba intermedia. Se implementaron obras de conservación del suelo con zanjas bordo cada 20 m (500 m/ha) y roturación cada 6 m (1,000 m/ha). El componente arbóreo incluye *Pinus cembroides* y *P. greggii*, con una densidad actual de 814 árboles/ha. Entre los callejones de 6 metros se cultiva maíz, seguido por el pastoreo de ovinos y gallinas. En los bordos de las zanjas se plantaron *Agave atrovirens*.

SAF2 (2.68 ha): Sistema agrosilvopastoril, sobre toba intermedia. Presenta la misma configuración de zanjas y roturación que SAF1. El componente arbóreo

incluye *P. cembroides*, *P. greggii* y *Quercus rugosa*, con una densidad actual de 350 árboles/ha. Se cultivan avena y cebada, y se realiza pastoreo de ganado bovino, caballos y burros. Los magueyes fueron propagados por hijuelos entre las hileras de árboles.

SAF3 (4.22 ha): Sistema silvopastoril establecido sobre basalto. Se construyeron barreras de piedra a curva de nivel cada 12.5 m (800 m/ha). Incluye *P. cembroides*, *P. greggii*, *P. montezumae* y *Q. rugosa*, con una densidad actual de 382 árboles/ha. Se realiza pastoreo de ganado bovino y equino. *Agave atrovirens* fue plantado en las barreras y enriquecido con hijuelos.

SAF4 (1.95 ha): Sistema silvopastoril en zona de degradación muy severa con afloramientos de toba intermedia. Se efectuó roturación intensa (2,400 m/ha) y construcción de barreras de piedra (800 m/ha). Se plantaron *P. cembroides*, *P. greggii* y *P. montezumae*, con una densidad actual de 925 árboles/ha. La especie de *Agave atrovirens* fue establecida de forma dispersa. Se practica pastoreo de ganado bovino y equino.

4.4.3 Evaluación económica

La evaluación económica de los sistemas agroforestales (SAF) se llevó a cabo mediante un análisis costo-beneficio (ACB), bajo un enfoque social y con un horizonte temporal de once años (2013–2024), correspondiente a la edad actual de sus componentes. Esta metodología permitió estimar la viabilidad económica de los sistemas desde una perspectiva integral, considerando tanto los beneficios productivos como los ambientales derivados de la implementación de prácticas agroforestales sostenibles (Cubbage et al., 2011).

a) Costos considerados. Los **costos de restauración** incluyeron todas las actividades relacionadas con la preparación del terreno, las obras de conservación de suelos, el establecimiento del componente forestal (plantación), y las labores de mantenimiento, como la reposición de planta, fertilización, riegos de auxilio y podas. Asimismo, se integraron los **costos de operación y**

mantenimiento vinculados con el manejo de los componentes agrícolas y pecuarios, incluyendo cultivos de temporal, producción forrajera y sistemas de pastoreo (Chazdon & Guaricata, 2016).

b) Beneficios incluidos. Los beneficios económicos directos considerados en el análisis correspondieron a los productos comercializables obtenidos a lo largo del periodo de evaluación, tales como forrajes, granos, huevos criollos y ganado en pie (ovino, bovino y equino). Adicionalmente, se incorporaron los beneficios indirectos derivados de los servicios ecosistémicos proporcionados por los SAF, los cuales fueron monetizados mediante metodologías específicas: almacenamiento de carbono en biomasa aérea (árboles y magueyes), incremento de la diversidad vegetal y mejora en la calidad del suelo (Cubbage et al., 2011).

Este enfoque integral permitió evaluar no solo la viabilidad económica de los sistemas, sino también su contribución a la restauración productiva y ambiental del territorio. Cabe señalar que, debido a la edad actual de los componentes arbóreos (10 años), no se incluyeron ingresos por productos maderables, ya que estos aún no han sido cosechados, lo cual representa un potencial beneficio futuro no contabilizado en este análisis.

4.4.4 Costos de restauración

La estimación de los costos de restauración correspondientes a las áreas intervenidas se realizó a partir de información secundaria, incluyendo el proyecto técnico (CONAFAP, 2013), informes mensuales de avance (CONAFAP, 2014) y el finiquito de obra (CONAFAP, 2016), todos ellos correspondientes al periodo 2013–2016. Esta información permitió identificar y cuantificar los costos asociados a cada etapa del proceso de restauración implementado en los sistemas agroforestales (SAF) (Aguilera-Díaz, 2017).

a) Costos de implementación: El análisis contempló los costos iniciales de implementación, entre los que se incluyeron: actividades de protección forestal:

cercado perimetral del predio y apertura de brechas, cortafuego, obras de conservación de suelos: zanjas bordo, barreras de piedra a curva de nivel y labores de roturación, y establecimiento del componente forestal: adquisición de planta y labores de plantación en campo (CONAFAP, 2013).

b) Costos de mantenimiento: También se consideraron los costos de mantenimiento realizados durante los primeros años, los cuales incluyeron: Fertilización de la plantación, Recajeteo para conservación de humedad, Reposición de plantas para mantener la densidad deseada y Riegos de auxilio durante los periodos críticos de sequía (CONAFAP, 2016).

Adicionalmente, los costos de mantenimiento posteriores a 2016, relacionados principalmente con labores culturales como la poda, fueron obtenidos a través de entrevistas semiestructuradas al propietario del predio, quien asumió dichos gastos sin apoyo institucional adicional.

c) Capitalización de los costos: La suma de los costos de implementación y mantenimiento constituyó el monto total de restauración. Este valor fue capitalizado utilizando una tasa de interés del 3.75 %, correspondiente al rendimiento promedio de los Certificados de la Tesorería (CETES) del año 2013, con el propósito de expresar los costos en términos de valor futuro. La capitalización se realizó con base en la metodología financiera propuesta por Cubbage et al. (2011), utilizando la siguiente ecuación:

$$Vn = Vo * (1 + i)^n \quad (1)$$

Donde Vn : valor futuro, Vo : valor presente, i : tasa de interés, y n : tiempo en años.

4.4.5 Costo de implementación y operación de los componentes agrícolas y pecuarios.

La estimación de los costos asociados a la implementación y operación de los componentes agrícolas y pecuarios se basó en entrevistas semiestructuradas realizadas al productor responsable de la unidad de producción familiar. A través de este instrumento, se obtuvo información detallada sobre las prácticas

agronómicas, los sistemas de manejo pecuario y los flujos de caja correspondientes al periodo comprendido entre 2013 y 2024.

a) Componentes evaluados: Se consideraron dos grandes rubros productivos: Componente agrícola: incluyó los cultivos de maíz, cebada, avena y maguey y Componente pecuario: abarcó los sistemas de crianza de ovinos, bovinos, equinos y aves de traspatio.

b) Tipología y estandarización de los costos: Para cada componente, se identificaron y cuantificaron los siguientes tipos de costos: 1. Costos directos: insumos, mano de obra, riego, fertilización, alimentación animal, entre otros, y 2. Costos indirectos: uso de infraestructura, depreciación de herramientas, costos de oportunidad (Aguilera-Díaz, 2017)

Los datos fueron desagregados por año y estandarizados por unidad de superficie (hectárea), lo que permitió integrar estos costos al análisis económico general de cada sistema agroforestal (SAF). Esta estandarización facilitó la comparación entre sistemas y la evaluación de su eficiencia en términos de inversión y rentabilidad a lo largo del tiempo (Molin et al., 2018).

4.4.6 Beneficios de los sistemas agroforestales

4.4.6.2 Ingresos por los productos agrícolas y pecuarios

Los beneficios económicos directos generados por los sistemas agroforestales (SAF) fueron estimados a partir de los ingresos obtenidos por la venta de productos agrícolas y pecuarios durante el periodo 2013–2024. Esta valoración incluyó los componentes productivos integrados en cada SAF, diferenciando los productos según su origen agrícola o pecuario.

a) Componente agrícola: Dentro del componente agrícola se consideraron los ingresos derivados de la venta de: 1. Pulque y pencas de maguey, como productos tradicionales de aprovechamiento del agave, 2. Pacas de forraje

provenientes de cultivos de avena y cebada, y 3. Grano de maíz, cultivado para autoconsumo y venta local.

b) Componente pecuario: En cuanto al componente pecuario, se incluyeron los siguientes rubros: 1. Venta en pie de borregos, ganado bovino y equino (potros y asnos), 2. Producción y comercialización de huevos criollos, y 3. Servicios de acarreo animal, utilizados como medio de transporte en actividades productivas.

Los precios de venta fueron proporcionados por el productor, con base en los valores promedio del mercado local para cada año evaluado, lo que permitió reflejar las condiciones reales del entorno económico.

c) Estandarización de los ingresos por superficie: Para facilitar el análisis económico comparativo entre sistemas, los beneficios pecuarios fueron expresados por hectárea (Molin et al., 2018). En el caso del ganado bovino y equino, los costos e ingresos se distribuyeron sobre la superficie total ocupada por los SAF2, SAF3 y SAF4, los cuales compartían zonas de pastoreo. Por su parte, los beneficios derivados de la producción de borregos y huevos se asignaron exclusivamente al SAF1, único sistema que integró estos componentes.

Este enfoque permitió una estandarización de los ingresos por unidad de superficie, lo cual es fundamental para la evaluación económica detallada de cada SAF, siguiendo la metodología propuesta por Cubbage et al. (2011).

4.4.6.3 Valoración económica del almacenamiento de carbono

a) Estimación del carbono almacenado: El almacenamiento de carbono se estimó a partir de la biomasa aérea viva presente en los componentes arbóreos y de maguey de cada uno de los sistemas agroforestales (SAF) evaluados. Para ello, se aplicó un muestreo sistemático con parcelas circulares de 100 m², dentro de las cuales se registraron variables dendrométricas como el diámetro y la altura total de los árboles. En el caso del maguey (*Agave atrovirens*), se midió adicionalmente su cobertura proyectada por individuo.

La biomasa aérea fue estimada mediante ecuaciones alométricas específicas por especie, seleccionadas de la literatura científica y validadas para condiciones similares a las del sitio de estudio. Se asumió que el contenido de carbono representa el 50 % de la biomasa seca, de acuerdo con las directrices del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2014).

b) Valoración económica del carbono: La valoración económica del carbono almacenado se realizó mediante el método de valoración directa, utilizando un precio de referencia de 50 dólares estadounidenses por tonelada de carbono, establecido por el Banco Mundial (2023). Este valor fue aplicado al total de toneladas de carbono almacenadas por sistema, permitiendo integrar el servicio ecosistémico de mitigación climática dentro del análisis costo-beneficio de cada SAF.

c) Ecuaciones alométricas utilizadas: En el Cuadro 8 se presentan las ecuaciones empleadas para estimar la biomasa aérea por especie, diferenciando aquellas utilizadas para especies arbóreas y para el maguey:

Cuadro 8. Ecuaciones alométricas empleadas para la estimación de biomasa por especie.

Especie	Fórmula	Autor
<i>Pinus cembroides</i>	$Biomasa = e^{0.9173} * dia^{1.073}$	Guerrero-Silva, 2013
<i>Pinus greggii</i>	$Biomasa = -3.193 + 0.0256 * dia^2 * alt$	Aguilar-Cerda, 2009
<i>Pinus montezumae</i>	$Biomasa = 0.058 * (dia^2 * alt)^{0.919}$	Ayala-López, 1998
<i>Quercus rugosa</i>	$Biomasa = 0.283 * (dia^2 * alt)^{0.807}$	Ayala-López 1998
<i>Buddleja cordata</i>	$Biomasa = 21.297 - 6.953 * dia + 0.74 * dia^2$	IPCC, 2014
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	$Biomasa = 0.1245 * dia^{2.4163}$	Hung et al., 2012
<i>Juglans regia</i>	$Biomasa = 10^{-1.417} * dia^{2.4163}$	Segura et al., 2006
<i>Senna multiglandulosa</i>	$Biomasa = 0.2368 * dia^{2.2219}$	Sampaio, 2005
<i>Cupressus lusitánica</i>	$Biomasa = 0.526 * dia^{1.7712}$	Vigil, 2010
<i>Schinus molle</i>	$Biomasa = 0.2368 * dia^{2.2219}$	Sampaio, 2005
<i>Juniperus deppeana</i>	$Biomasa = e^{-1.6469} * dia^{2.1255}$	Rodríguez-Laguna et al., 2007
<i>Prunus salicifolia</i>	$Biomasa = e^{-2.76} * dia^{2.37}$	Acosta-Mireles, 2003
<i>Agave atrovirens</i>	$Biomasa = -1.4402 + 3.6680(alt) + 5.3431(C)$	Flores-Ortega, 2025

dia = diámetro, *alt* = altura, *C* = cobertura

4.4.6.4 Valoración económica de la diversidad vegetal

a) Análisis de la diversidad vegetal. Con el objetivo de evaluar los efectos ecológicos de los sistemas agroforestales (SAF), se realizó un análisis comparativo de la diversidad vegetal en dos momentos: antes de la implementación (2013) y posterior a su consolidación (2024). Para ello, se calcularon los siguientes índices ecológicos: riqueza específica de Margalef (D_{Mg}) (Margalef, 2001), diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949), dominancia de Simpson (D) (Magurran, 2001) y equidad de Pielou (J').

Los datos del año 2013 se obtuvieron de fuentes secundarias, en particular del informe técnico presentado a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en 2014. En contraste, los datos de 2024 fueron generados a partir de un muestreo sistemático realizado en campo, en cada uno de los SAFs. Se empleó un diseño de muestreo estratificado por tipo de vegetación. Para el estrato arbóreo se utilizaron parcelas circulares de 100 m²; para el estrato arbustivo, cuadros de 2 × 2 m; y para el estrato herbáceo, cuadros de 1 × 1 m. Las subparcelas de arbustos y herbáceas fueron anidadas dentro de las parcelas arbóreas. Adicionalmente, se colocaron unidades de muestreo adicionales siguiendo la rosa de los vientos (norte, sur, este y oeste) desde el centro de cada parcela principal.

La intensidad de muestreo por sistema fue la siguiente: para árboles se muestrearon 7 sitios en SAF1, 11 en SAF2, 17 en SAF3 y 8 en SAF4; para arbustos y herbáceas, se levantaron datos en 35, 55, 85 y 40 sitios, respectivamente. Los datos fueron procesados en hojas de cálculo, y los índices ecológicos se calcularon mediante las ecuaciones 2 a 5.

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln(N)} \quad (2)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \ln(p_i) \quad (3)$$

$$D = \sum_{i=1}^s P_i^2 \quad (4)$$

$$J' = \frac{H'}{\ln(s)} \quad (5)$$

Dónde: s : Número total de especies, p_i Proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos, y N : Número total de individuos en la muestra.

b) Valoración económica de la diversidad vegetal. Para estimar el valor económico del servicio ecosistémico asociado a la diversidad vegetal, se aplicó el método de valoración directa basado en incentivos económicos. Se utilizó como referencia el monto del incentivo otorgado por la Protectora de Bosques del Estado de México (PROBOSQUE) para la conservación de la cobertura vegetal (Gobierno del Estado de México, 2024). Este enfoque refleja la disposición institucional a pagar por la preservación de la biodiversidad y permite asignar un valor monetario al servicio ecológico prestado por los sistemas agroforestales en términos de diversidad vegetal.

4.4.6.5 Valoración económica de la calidad de suelo

a) Evaluación de la calidad del suelo. La evaluación de la calidad del suelo se realizó con el propósito de comparar las condiciones edáficas entre áreas intervenidas con sistemas agroforestales (SAF) y áreas no intervenidas. El muestreo de suelo se llevó a cabo durante los meses de febrero y marzo de 2024, a una profundidad de 20 cm, aplicando dos enfoques: muestreo sistemático en zonas con SAF y muestreo dirigido en zonas sin intervención. En campo, se registraron variables físicas como profundidad y humedad del suelo.

En laboratorio se analizaron las siguientes propiedades: pH (relación suelo-agua 1:2), contenido de materia orgánica mediante el método de Walkley y Black (Jackson, 1976), conductividad eléctrica y estructura del suelo. Esta última se caracterizó clasificando los agregados en tres categorías morfológicas (granular, subangular y angular) y cuantificando su proporción relativa. La humedad del

suelo se determinó a partir de la diferencia entre el peso húmedo y seco de las muestras, siguiendo la metodología establecida en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002).

b) Modelación del Índice de Calidad de Suelo (ICS). Para representar cuantitativamente la calidad del suelo, se construyó un Índice de Calidad de Suelo (ICS) tanto para las áreas intervenidas como no intervenidas. Se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando SPSS Statistics V.27, considerando el criterio de Kaiser (*eigenvalor* > 1) para seleccionar los componentes relevantes. De cada componente se eligió el indicador con mayor peso, y estos fueron normalizados mediante funciones de puntuación lineal (PL), con base en los siguientes criterios:

Más es mejor” (porcentaje de agregados y humedad):

$$PL = \frac{X}{X_{\text{máx}}} \quad (6)$$

Menos es mejor” (valores de pH fuera del rango óptimo 5.5–7.2):

$$PL = \frac{X_{\text{mín}}}{X} \quad (7)$$

Dónde: X es el valor medido del indicador, $X_{\text{máx}}$ es el valor máximo del indicador y $X_{\text{mín}}$ es el valor mínimo del indicador.

El Índice de Calidad de Suelo (ICS) para cada SAF y periodo de tiempo se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$ICS = \sum_{i=1}^n W_i PL_i \quad (8)$$

Dónde: W_i es el peso atribuido al i -ésimo componente principal, PL_i es la puntuación lineal del i -ésimo indicador normalizado y n es el número de indicadores que conforman el mínimo de datos (CMD).

La clasificación del ICS se interpretó conforme a la escala propuesta por Cantú et al. (2007), presentada en el Cuadro 9.

Cuadro 9. Clases de calidad de suelos por Cantú et al. (2007)

Índice de calidad de suelos	Escala
Muy alta calidad	0.80-100
Alta calidad	0.60-0.79
Moderada calidad	0.40-0.59
Baja calidad	0.20-0.39
Muy baja calidad	0.00-0.19

c) Valoración económica del servicio ecosistémico asociado. La valoración económica del mejoramiento en la calidad del suelo se realizó mediante el método de costos evitados (Azqueta, 1994). El análisis se centró en el incremento de materia orgánica (MO) generado por los SAF, calculado como la diferencia entre el contenido de MO en áreas intervenidas y no intervenidas. Este incremento se transformó a toneladas por hectárea utilizando datos de densidad aparente, estimada con base en la textura del suelo mediante la aplicación SPAW (Saxton, 2006).

Finalmente, el valor económico de este servicio se estimó a partir del precio de mercado de la MO, representando el costo que el productor hubiera tenido que asumir para adquirir un volumen equivalente y alcanzar el nivel de calidad actual. Este enfoque permite incorporar al análisis económico el beneficio indirecto generado por los SAF en términos de mejora edáfica.

4.4.7 Evaluación económica

a) Diseño de los flujos de caja. La evaluación económica de los sistemas agroforestales se realizó mediante la construcción de flujos de caja para el periodo 2013–2024. Estos flujos incluyeron todos los egresos relacionados con la implementación, operación y mantenimiento de los sistemas, así como los ingresos derivados de la comercialización de productos agrícolas y pecuarios. Además, se integraron los beneficios económicos potenciales derivados de los servicios ecosistémicos, incluyendo el almacenamiento de carbono, la diversidad vegetal y la calidad del suelo (Boardman et al, 2005; Cubbage et al., 2011).

b) Capitalización de costos y beneficios. Para expresar los valores en términos homogéneos y realizar comparaciones intertemporales, tanto los egresos como

los ingresos fueron capitalizados utilizando una tasa de interés del 3.75 %, correspondiente al promedio de la tasa de interés bancaria en México en el año 2013. Este procedimiento permitió convertir todos los flujos a valor futuro, conforme a criterios financieros estándar aplicables a evaluaciones de inversión en contextos rurales (Cubbage et al., 2011).

c) Cálculo de indicadores económicos. Una vez capitalizados los flujos, se calcularon los principales indicadores económicos mediante fórmulas tradicionales del análisis financiero: análisis costo-beneficio (ACB), valor actual neto (VAN), tasa interna de retorno (TIR) y periodo de recuperación (PR). La metodología fue adaptada conforme a Morales-Castro et al. (2009), utilizando las siguientes ecuaciones:

$$BC = \frac{\sum_{n=0}^N Bn * (1 + i)^n}{\sum_{n=0}^N Cn * (1 + i)^n} \quad (9)$$

$$VAN = \sum_{n=0}^N Bn * (1 + i)^n - \sum_{n=0}^N Cn * (1 + i)^n \quad (10)$$

$$TIR = -I_0 + Fc * (1 + i)^n \quad (11)$$

$$PR = \frac{I_0 * (1 + i)^n}{FC * (1 + i)^n} \quad (12)$$

Donde I_0 : Inversión inicial, Fc : flujo de efectivo, i : interés, Bn : Beneficios, Cn : Costos, y n : número de años

4.5 Resultados y discusión

4.5.1 Costos de restauración

Los costos de restauración asociados a la implementación de los sistemas agroforestales (SAF) fueron estimados considerando los precios unitarios de las actividades ejecutadas durante el periodo 2013–2016, con excepción de las podas, cuyo costo fue registrado entre 2017 y 2023 (Cuadro 10). Los montos

totales por hectárea restaurada fueron de \$48,481.07 para el SAF1, \$50,931.07 para el SAF2, \$52,602.07 para el SAF3 y \$60,900.50 para el SAF4. Las diferencias observadas entre sistemas reflejan la variabilidad en la intensidad de intervención requerida en cada sitio, así como las características edáficas y el grado de degradación inicial.

Cuadro 10. Costos unitarios de las actividades de restauración (precios 2013-2016, podas 2017-2023).

Actividad	Unidad de Medida	Precio Unitario (\$)
Cercado*	Metro	30.14
Brecha cortafuego	Metro	6.93
Zanja bordo	Metro	18.4
Roturación	Metro	1.4
Barreras de piedra	Metro	16.87
Compra de planta en vivero	Planta	6.00
Plantación	Planta	1.54
Fertilización*	Planta	1.55
Compra de planta para reposición	Planta	6.00
Reposición de planta	Planta	2.00
Fertilización*	Planta	1.55
Limpia y recajeteo	Planta	1.5
Riego 2014	Planta	3.76
Riego 2015	Planta	3.76
Poda	Planta	3.5
Asesoría	Ha	6144

*Incluye material, insumos y mano de obra. Fuente: Proyecto técnico. CONAFAP, 2013

En la **Figura 9** se presentan los costos por hectárea, ya capitalizados al año 2024, permitiendo una comparación estandarizada del esfuerzo financiero invertido en cada SAF.

En esta figura se puede observar que el SAF4 fue el sistema con mayor costo por hectárea, lo cual se atribuye a su alto grado de degradación inicial, ya que requería roturación intensiva del material parental (tepetate) para romper su compactación y permitir el establecimiento de raíces. Asimismo, para evitar pérdida de suelo por escorrentía, se implementaron barreras de piedra cada 12.5 m, lo que incrementó significativamente los costos de obra civil frente a otros sistemas.

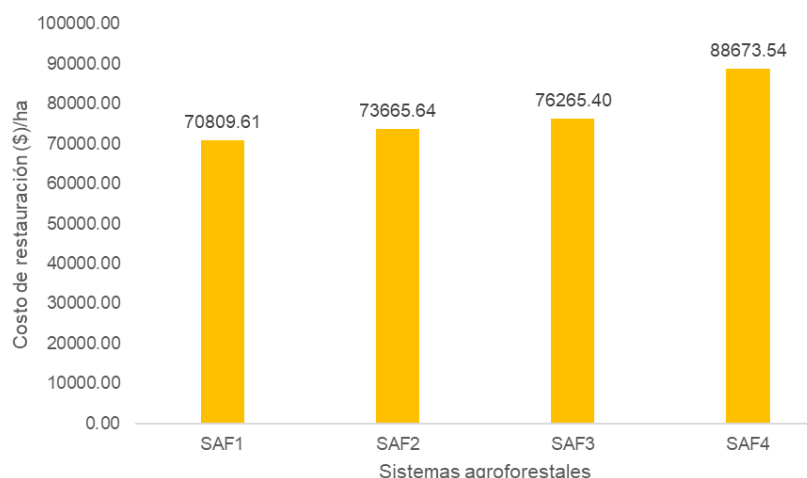


Figura 9. Inversión total por hectárea en actividades de restauración, capitalizada al año 2024.

Cuando se comparan estos resultados con proyectos similares, se observa una diferencia notable. Por ejemplo, García-Carreón (2017) reportó una inversión de \$32,042.11/ha en un proyecto de restauración en el Ejido Pánuco, Zacatecas, mediante zanjas bordo y reforestación con *Pinus cembroides* y *Dalea fruticosa*, con el objetivo de convertir áreas degradadas en un sistema silvopastoril. Las causas de estas diferencias incluyen: 1. Menor densidad de plantación: 626 plantas/ha frente a 833–1,100 plantas/ha en este estudio, 2. Menor número de obras de suelo: solo una en comparación con dos en este estudio, y 3. Menores precios unitarios reportados para insumos y servicios técnicos.

Estas diferencias reflejan que la restauración en condiciones de mayor degradación, como en sitios con tepetates expuestos, implica un costo más elevado tanto en mano de obra como en materiales y diseño técnico, y debe considerarse en la planificación y financiamiento de proyectos de restauración productiva en zonas áridas o semiáridas.

4.5.2 Costo de implementación y operación de los componentes agrícolas y pecuarios

a) Establecimiento y manejo de los componentes agropecuarios. Los componentes agrícolas y pecuarios fueron incorporados progresivamente en las áreas reforestadas, dando origen a sistemas de producción agroforestal familiar.

La finca es gestionada directamente por los miembros de la familia propietaria, quienes residen en el predio y aportan mano de obra permanente para el manejo diario. De manera complementaria, se contrata personal temporal para actividades específicas de manejo agronómico y pecuario.

b) Descripción técnica de los componentes: 1. Cultivo de maguey (*Agave atrovirens*): Este cultivo fue establecido en 2014 para los SAF1 al SAF3, y en 2016 para el SAF4. Se inició con densidades bajas (50–100 plantas/ha), incrementadas posteriormente mediante el aprovechamiento de hijuelos, alcanzando 3,300 plantas/ha en SAF1, 1,400 en SAF2, 406 en SAF3 y 363 en SAF4. El manejo incluye extracción, oreo y reubicación de hijuelos, poda de pencas a partir del metro de altura, y extracción de aguamiel (tlachiqueo) a partir de 1.5 m. La fermentación del aguamiel se realiza en tinacales para producir pulque. Además, se aplica control biológico del picudo (*Scyphophorus acupunctatus*) con trampas de feromonas. 2. Cultivo de maíz (*Zea mays*): Establecido en SAF1 desde 2014, este cultivo se maneja de manera mecanizada e incluye las etapas de barbecho, rastra, siembra y cosecha. Los costos incluyen la maquinaria y la mano de obra asociada. 3. Cultivo de avena (*Avena sativa*) y cebada (*Hordeum vulgare*) en SAF2. Desde 2013, se producen ambos cultivos forrajeros bajo manejo mecanizado. Tras la cosecha, el forraje se compacta en pacas de 35 kg mediante el servicio de molino contratado. Este forraje se utiliza para alimentar el ganado durante el estiaje.

4. Producción de ovinos: Implementada en 2014, esta actividad incluye un rebaño de 35 borregos bajo sistema semiestabulado. De enero a junio y en diciembre, el pastoreo se realiza en SAF1; en la temporada agrícola (julio a noviembre), los animales son confinados y alimentados con avena y cebada cosechadas (en el SAF2). 5. Producción de ganado bovino y equino: En 2013 se incorporaron una yegua y una burra como animales de trabajo. Posteriormente, con fines reproductivos, se incorporaron más équidos, alcanzando un total de tres caballos y tres burros. En 2020 se añadió una vaca, la cual fue cruzada para reproducción. Estos animales pastorean en SAF2, SAF3 y SAF4. 6. Producción de huevo:

Desde 2020, se mantiene un sistema de producción avícola en SAF1, con 35 gallinas ponedoras. Las aves son alimentadas con maíz producido en el mismo sistema, complementado con alimento procesado, generando una sinergia productiva y un flujo económico interno.

c) Costos asociados a la operación agropecuaria: En el Cuadro 11 se presentan los costos fijos y variables derivados de la implementación y operación de cada componente agrícola y pecuario en los sistemas evaluados. Estos incluyen inversiones en adquisición de insumos, infraestructura (como corrales), servicios mecanizados, mano de obra, control sanitario y actividades de comercialización.

En el componente de maguey (*Agave atrovirens*), el rubro de plantación y manejo comprendió los gastos asociados a la adquisición de plantas, la plantación inicial, así como la mano de obra destinada a la extracción y reubicación de hijuelos, una práctica fundamental para el enriquecimiento del sistema. Adicionalmente, se incluyeron los costos por la compra de hormonas utilizadas para estimular el enraizamiento, así como la mano de obra dedicada al control biológico de plagas, particularmente del picudo del maguey (*Scyphophorus acupunctatus*). En el caso de la poda del maguey y la comercialización de pencas, se consideraron los costos de mano de obra para la poda, los gastos de transporte del producto hasta el consumidor final y los jornales dedicados a las actividades de comercialización. Estas prácticas, orientadas a la venta directa de pencas para la barbacoa, forman parte de una estrategia de aprovechamiento tradicional del maguey que complementa el ingreso rural.

Cuadro 11. Costos de operación de los componentes agrícolas y pecuarios por sistema agroforestal (MXN)

Rubro	SAF1	SAF2	SAF3	SAF4
Plantación y manejo del maguey	13,645.00	14,995.00	8,445.00	1,895.00
Poda de maguey y comercialización de pencas	23,600.00	20,000.00	7,132.00	400.00

Tlachiqueo y elaboración de pulque	35,378.18	32,157.82	10,389.36	
Cultivo de Maíz	32,600.00			
Producción de Borregos	162,862.91			
Producción de Huevo	64,107.14			
Producción de forraje de Cebada		38,050.00		
Producción de forraje de Avena		41,350.00		
Producción de Ganado		13,878.64	13,878.64	13,878.64
Producción de caballos		28,461.99	28,461.99	28,461.99
Producción de burros		28,591.99	28,591.99	28,591.99
TOTAL	332,193.24	217,485.44	96,898.98	73,227.62

Respecto al proceso de tlachiqueo y elaboración de pulque, se incluyeron los costos derivados de la infraestructura básica del tinacal, la mano de obra empleada en la extracción diaria del aguamiel, su fermentación artesanal y la posterior comercialización del pulque. Este proceso, de naturaleza intensiva en trabajo, representa uno de los principales aprovechamientos del maguey dentro del sistema agroforestal. En los sistemas de cultivo agrícola (maíz, avena, cebada), se consideraron los pagos por servicios de maquinaria agrícola, abarcando las actividades de preparación del terreno (barbecho y rastra), siembra y cosecha mecanizada. Estos costos fueron distribuidos por superficie cultivada y ajustados a los ciclos productivos anuales.

Por último, en los componentes pecuarios, los costos evaluados incluyeron las inversiones iniciales en infraestructura, como la construcción de corrales, así como la adquisición de cabezas de ganado (ovinos, bovinos, equinos y aves de postura). Además, se incorporaron los gastos corrientes en alimentación, especialmente durante los periodos de estiaje, y el control sanitario preventivo y curativo de los animales (Aguilera Diaz, 2017).

d) Análisis e implicaciones. En el Cuadro 11 se puede observar que los resultados muestran que el SAF1 presenta el mayor costo de operación, derivado de su alta integración de componentes productivos: cultivo de maíz, producción de huevo y engorda de ovinos, además de un manejo intensivo del maguey. En

contraste, el SAF4 es el menos costoso, debido a su menor densidad de maguey, ausencia de producción agrícola y menor diversidad pecuaria.

Este análisis evidencia la influencia directa de la diversidad funcional del sistema sobre sus costos operativos. La integración agropecuaria, aunque intensiva en recursos, genera una mayor diversificación de ingresos, mientras que sistemas menos complejos requieren menos inversión, pero también ofrecen menos retorno económico directo.

4.5.3 Beneficio de los sistemas agroforestales

4.5.3.1 Ingresos por los productos agrícolas y pecuarios

Los sistemas agroforestales (SAF) evaluados generaron ingresos a partir de la producción y comercialización de una amplia variedad de productos agrícolas y pecuarios (Cuadro 12). En el componente agrícola, los principales productos fueron las pencas de maguey, vendidas a \$110.00 por docena; el pulque, comercializado a \$8.00 por litro al mayoreo y \$35.00 al menudeo; el maíz, cuyos precios oscilaron de \$3,703.73/tonelada en 2014 a \$7,846.07 en 2024; y las pacas de forraje (avena y cebada), que aumentaron su valor de \$60.00 en 2014 a \$110.00 en 2024.

En el componente pecuario, los ingresos provinieron de la venta de borregos en pie (de \$2,800.00 en 2014 a \$5,500.00 en 2024), huevos criollos (\$50.00/kg), y la venta unitaria de ganado bovino (\$12,000.00), equino (\$8,000.00) y asnal (\$5,000.00). Adicionalmente, se contabilizó el valor de los servicios de acarreo prestados por caballos y burros, estimados en \$180.00 por servicio.

Cuadro 12. Ingresos por hectárea generados por productos agrícolas y pecuarios (2013–2024)

Producto	SAF1	SAF2	SAF3	SAF4
Pencas	14,410.00	10,450.00	23,838.1	1,760.00
pulque	81,414.00	74,005.20	5060.00	
Maíz	105,642.09			
Borregos	196,043.96			
Huevo	75,206.04			

Pacas de Cebada	36,600.00			
Pacas de Avena	33,600.00			
Ganado	2711.86	2711.86	2711.86	
Acarreos caballos y potros	84,689.27	84,689.27	84,689.27	
Acarreos burros y asnos	86,045.20	86,045.20	86,045.20	
Total	472,716.09	328,101.53	202,344.43	175,206.33

Los ingresos de la unidad de producción familiar, UPF, provienen principalmente de la venta de pulque, pencas y venta en pie de borregos para la barbacoa. Aunque algunos productos, como el maíz y el huevo, se destinan al autoconsumo, y el forraje se emplea en los sistemas de crianza, se incluyeron los valores de mercado para estos bienes con el fin de estimar su valor económico real, siguiendo el enfoque de valorización integral propuesto por Gittinger (1982). Esto permitió construir un panorama más completo del desempeño económico de cada SAF.

4.5.3.2 Valoración económica del almacenamiento del carbono

El almacenamiento de carbono en los SAF evaluados, considerando la biomasa aérea viva de árboles y magueyes, varió entre 5.10 y 7.18 Mg C ha⁻¹, con el SAF1 registrando el mayor valor (7.18 Mg C ha⁻¹), debido principalmente a su mayor densidad de maguey. Utilizando una tasa de conversión de \$50 USD por Mg C ha⁻¹ (Banco Mundial, 2023) y un tipo de cambio de \$18.64 MXN/USD (Banxico, 2025), se estimó que el valor económico del carbono almacenado por hectárea osciló entre \$4,752.66 y \$6,691.01 MXN (Cuadro 13), lo que representa un ingreso potencial si se accede a mecanismos de pago por servicios ambientales o mercados de carbono.

Estos valores son comparables con los reportados por Cuevas-Reyes et al. (2020), quienes calcularon un ingreso potencial de \$7,025.76 por Mg C ha⁻¹ en un sistema silvopastoril intensivo de becerros de engorda con árboles de *Leucaena leucocephala* y *Cynodon dactylon* en el sur de Sinaloa, México.

Cuadro 13. Almacenamiento de carbono y su valor económico por sistema agroforestal

SAF	Carbono almacenado Mg C ha ¹	Valoración económica* (\$)
SAF1	7.18	6691.01
SAF2	5.37	5004.28
SAF3	5.10	4752.66
SAF4	5.72	5330.44

Fuente: Elaboración propia. Se consideró un precio de 50 US\$ Mg C ha⁻¹ (Banco mundial, 2023); tipo de cambio utilizado a \$18.64 por US\$ (Banco de México, 2025).

4.5.3.3 Valoración económica de la diversidad vegetal

El análisis comparativo de la diversidad vegetal entre 2013 y 2024 muestra un incremento en la riqueza, diversidad y equidad de especies en los estratos arbustivo y herbáceo en los cuatro SAF evaluados. Este aumento se atribuye a una mayor composición florística, resultado de la implementación de los sistemas agroforestales, en contraste con la diversidad previa, cuando estos terrenos contaban con poca cobertura vegetal. El índice de Shannon-Wiener aumentó en todos los sistemas, alcanzando valores entre 1.01 y 1.58 en el estrato arbustivo y entre 1.36 y 2.41 en el herbáceo, lo que indica una transición de baja a media diversidad (Shannon & Weaver, 1949; Magurran, 2004). Los SAF1, SAF2 y SAF3 reflejaron mejoras significativas en el estrato herbáceo, mientras que, en el arbustivo, el cambio más relevante se observó en el SAF3 (Cuadro 14). Estos resultados confirman que los sistemas agroforestales no solo permiten la producción agrícola y pecuaria, sino que también contribuyen a la restauración ecológica mediante la conservación y mejora de la diversidad vegetal (Villanueva et al., 2024).

El índice de Pielou también mejoró en todos los estratos, reflejando una distribución más equitativa de las especies, resultado de la integración de árboles, cultivos y magueyes en los SAF. En el estrato arbóreo no se observaron cambios significativos, aunque se incrementó la abundancia de individuos. Este equilibrio en la composición vegetal indica que los SAF no solo favorecen un incremento en la diversidad, sino que también contribuyen a una estructura más equitativa de las comunidades florísticas, reforzando su potencial como estrategias de manejo sustentable (Villanueva et al., 2024; Magurrán, 1988).

Cuadro 14. Indicadores de diversidad vegetal por estrato y periodo (2013–2024).

Estrato	Indicador	SAF1		SAF2		SAF3		SAF4	
		2013	2024	2013	2024	2013	2024	2013	2024
Arbóreo	Riqueza de Margalef (D_{Mg})	0.46	0.73		0.53		0.36		0.60
	índice de Shannon (H')	0.27	0.64		0.52		0.29		0.48
	Índice de Simpson (D)	0**	0.55		0.61		0.43		0.70
	Índice de Pielou (J')	0	0.68		0.65		0.31		0.51
Arbustivo	Riqueza de Margalef (D_{Mg})	0.14	1.20	0.46	1.05	1.18	1.82		1.50
	índice de Shannon (H')	0.16	1.09	0.32	1.01	0.68	1.58		1.27
	Índice de Simpson (D)	0.12	0.31	0.17	0.38	0.16	0.27		0.38
	Índice de Pielou (J')	0.23	0.87	0.46	0.64	0.80	0.77		0.70
Herbáceo	Riqueza de Margalef (D_{Mg})	0	3.16	0	4.02	0	3.93		1.86
	índice de Shannon (H')	0	2.05	0	2.41	0	2.22		1.36
	Índice de Simpson (D)	0.75	0.19	1	0.13	1	0.20		0.37
	Índice de Pielou (J')	0	0.74	0	0.77	0	0.76		0.61
Cam*	Riqueza de Margalef (D_{Mg})		0.19		0		0.35		0.06
	índice de Shannon (H')		0.15		0		0.37		0.05
	Índice de Simpson (D)		0.92		0.91		0.43		0.34
	Índice de Pielou (J')		0.22		0		0.42		0.07

* Hace referencias a opuntias y agaves. Celdas sin datos: Sin presencia del estrato evaluado, ** error de cálculo debido a la abundancia alta de una especie.

Interpretación: D_{Mg} Valores altos, indica mayor riqueza (Margalef, 1958), H': <1.5 baja diversidad. Comunidad dominada por una o pocas especies. $1.5 \leq H < 3.5$, Diversidad media. Comunidad con un número moderado de especies y distribución $H' \geq 3.5$ Alta diversidad. Comunidad con muchas especies y distribución equitativa (Shannon y Weaver, 1949; Magurran, 2001); D: 0-1; Donde 0 es baja dominancia, 1 alta dominancia; J': 0-1, donde 0 dominancia de una o pocas especies, 1 indica una distribución equitativa

En el estrato arbóreo se observaron incrementos en los índices de diversidad; en los cuatro sistemas agroforestales (SAF) evaluados lo que indica un avance ecológico relevante. Este resultado sugiere que los SAF podrían ser elegibles para incentivos económicos otorgados por programas de conservación, como el promovido por la Protectora de Bosques (PROBOSQUE), que asigna un estímulo de \$1,500 MXN por hectárea por conservación de la cobertura vegetal (Gobierno del Estado de México, 2024). Esta valorización representa una vía viable para incentivar a los productores a mantener e incrementar la biodiversidad en sus sistemas productivos (Villanueva et al., 2024).

En comparación, Miranda et al. (2008) estimaron un valor por costos evitados de apenas 0.78 USD/ha asociado a la biodiversidad en sistemas silvopastoriles, lo que destaca la subvaloración económica de este servicio ecosistémico. No obstante, considerando la importancia ecológica de la diversidad vegetal, este tipo de valoración resulta limitada. Una estimación más precisa del valor económico de la biodiversidad debería incluir beneficios adicionales, como la mejora en la infiltración de agua, la disminución de la erosión hídrica y el valor de uso directo de las especies vegetales presentes. Diversos estudios coinciden en que una mayor cobertura vegetal contribuye a mejorar la estructura del suelo, incrementa la capacidad de infiltración y reduce significativamente la tasa de erosión (Wischmeier & Smith, 1978; Mankin et al., 2007; O' Farrel, et al., 2009; Ramos et al., 2016; Seitz et al., 2019; Núñez-Peñaloza, 2024). Estos factores reafirman el papel de los SAF como herramientas multifuncionales para la restauración ecológica y el desarrollo sostenible.

4.5.3.4 Valoración económica de la calidad de suelos

Los resultados del análisis comparativo de la calidad del suelo, antes (2013) y después (2024) de la implementación de los sistemas agroforestales (SAF), mostraron un incremento significativo en el Índice de Calidad de Suelo (ICS) en los cuatro sistemas evaluados. En 2013, los valores del ICS reflejaban condiciones de muy baja a baja calidad ($ICS < 0.39$), mientras que para 2024, los índices mejoraron a niveles de moderada a alta calidad ($ICS > 0.40$), como se

muestra en el Cuadro 15. Estos resultados evidencian la contribución positiva de los SAF en la restauración funcional del suelo.

Cuadro 15. Índice de calidad de suelos (ICS) antes (2013) y después (2024) de la implementación de los SAF.

Sistema agroforestal	ICS 2013	ICS 2024
SAF1	0.18	0.65
SAF2	0.25	0.73
SAF3	0.33	0.70
SAF4	0.12	0.54

ICS= Índice de calidad de suelos

La mejora en la calidad del suelo puede explicarse por los cambios observados en propiedades físicas y químicas clave, como el incremento del contenido de materia orgánica (MO). Este incremento fue resultado de múltiples factores, incluyendo el aporte de biomasa por la poda de árboles, la incorporación de residuos de cosecha, el arrastre de hierbas y arbustos por maquinaria y el aporte de estiércol proveniente del ganado.

La materia orgánica desempeñó un papel fundamental en la formación de agregados estructurales del suelo, al actuar como agente cementante de partículas, lo que a su vez favoreció la retención de agua y la estabilidad estructural del suelo (Villanueva et al., 2024). Además, la MO contribuyó a la regulación del pH del suelo, mejorando las condiciones edáficas para el desarrollo vegetal (Silva, 1998). A partir del análisis de componentes principales (ACP), se identificaron tres variables como parte del conjunto mínimo de datos (CMD) para construir el ICS: porcentaje de agregados, pH y humedad del suelo.

En el Cuadro 16 se presenta el incremento de materia orgánica (MO) por hectárea estimado para cada uno de los Sistemas Agroforestales (SAF), así como su correspondiente valor económico, calculado mediante el método de costos evitados. Esta aproximación considera el gasto que implicaría adquirir e incorporar al suelo un volumen equivalente de MO para alcanzar la calidad actual observada, en ausencia de prácticas agroforestales. La valorización obtenida permite asignar un valor monetario tangible a la mejora en la calidad del suelo atribuible a estos sistemas, destacando su doble función: restaurar suelos

degradados y generar beneficios económicos medibles, lo que refuerza su viabilidad como estrategia integral para el manejo sostenible del territorio.

Cuadro 16. Incremento de materia orgánica y su valoración económica por efecto de los SAF.

SAF	Incremento de M.O (%)	Incremento en toneladas	Valoración económica (MXN)
SAF1	1.27	35.31	38836.6
SAF2	0.14	3.72	4096.4
SAF3	1.75	45.85	50435
SAF4	1.85	51.43	56573

4.5.4 Evaluación económica del proyecto

Los costos e ingresos derivados de los componentes agrícolas y pecuarios, junto con los ingresos potenciales asociados a los servicios ecosistémicos almacenamiento de carbono, diversidad vegetal y calidad del suelo, fueron integrados para construir los flujos de caja históricos correspondientes al periodo 2013–2024. Estos flujos fueron diseñados individualmente para cada uno de los sistemas agroforestales (SAF) evaluados, permitiendo estimar con mayor precisión la rentabilidad económica de cada intervención dentro de la unidad de producción familiar (UPF). Esta aproximación integral facilitó la evaluación del desempeño económico de los SAF desde una perspectiva social y productiva, considerando tanto los beneficios tangibles del sistema como los impactos positivos sobre los recursos naturales. Los resultados se presentan en los Cuadros 17 al 20.

Cuadro 17. Flujo de caja histórico del SAF1 (2014–2024).

Año	Ingreso Total	Costo Total	Flujo de Caja	$(1+i)^2$	Ingreso Total Actualizado	Costo Total Actualizado
2014	3703.73	19198.79	-15495.06	1.45	5352.05	27743.1
2015	3400.00	12994.51	-9594.51	1.39	4735.57	18098.92
2016	3733.35	16595.38	-12862.03	1.34	5011.91	22278.82
2017	0.00	17610.44	-17610.44	1.29	0.00	22786.99
2018	61538.46	28010.44	33528.02	1.25	76749.45	34934.02
2019	0	23509.12	-23509.12	1.20	0.00	28260.31

2020	25590.66	28974.71	-3384.05	1.16	29650.63	33571.56
2021	42991.56	28408.12	14583.44	1.12	48011.75	31725.38
2022	30896.41	29867.35	1029.06	1.08	33257.09	32149.40
2023	130073.92	61314.68	68759.24	1.04	134951.69	63613.98
2024	217815.60	65709.68	152105.92	1	217815.60	65709.68
Total	519743.70	332193.24	187550.46		555535.74	380872.17

Cuadro 18. Flujo de caja histórico del SAF2 (2013–2024).

Año	Ingreso Total	Costo Total	Flujo de Caja	(1+i)²	Ingreso Total Actualizado	Costo Total Actualizado
2013	2440.68	5724.294	-3283.62	1.50	3659.15	8582.05
2014	18447.46	11765.02	6682.43	1.45	26657.39	17000.98
2015	18447.46	9065.02	9382.43	1.39	25693.87	12625.89
2016	19012.43	11395.26	7617.17	1.34	25523.63	15297.80
2017	16947.46	11161.51	5785.94	1.29	21929.12	14442.42
2018	16947.46	21561.51	-4614.06	1.25	21136.51	26891.06
2019	17247.46	11187.65	6059.80	1.20	20733.17	13448.68
2020	17247.46	15742.81	1504.64	1.16	19983.77	18240.42
2021	27751.41	15617.81	12133.61	1.12	30991.99	17441.52
2022	27751.41	15617.81	12133.61	1.08	29871.79	16811.10
2023	71179.01	42747.22	28431.79	1.04	73848.23	44350.25
2024	85282.51	45899.50	39383.01	1.00	85282.51	45899.50
Total	338702.20	217485.44	121216.77		385311.12	251031.66

Cuadro 19. Flujo de caja histórico del SAF3 (2014–2024).

Año	Ingreso Total	Costo Total	Flujo de Caja	(1+i)²	Ingreso Total Actualizado	Costo Total Actualizado
2013	2440.68	5724.29	-3283.62	1.50	3659.15	8582.05
2014	14847.46	5615.02	9232.43	1.45	21455.23	8113.96
2015	14847.46	4265.02	10582.43	1.39	20679.74	5940.38
2016	15412.43	6595.26	8817.17	1.34	20690.74	8853.94
2017	14847.46	4361.51	10485.94	1.29	19211.83	5643.57
2018	14847.46	9561.51	5285.94	1.25	18517.43	11924.92
2019	14847.46	4387.65	10459.80	1.20	17848.13	5274.40
2020	14847.46	8942.81	5904.64	1.16	17203.01	10361.59
2021	15751.41	6817.81	8933.61	1.12	17590.73	7613.93
2022	15751.41	6817.81	8933.61	1.08	16954.92	7338.73
2023	30200.46	15829.00	14371.47	1.04	31332.98	16442.58

2024	90390.95	17981.28	72409.68	1.00	90390.95	17981.28
Total	259032.09	96898.98	162133.11		295534.83	114051.33

Cuadro 20. Flujo de caja histórico del SAF4 (2014–2024).

Año	Ingreso Total	Costo Total	Flujo de Caja	(1+i) ²	Ingreso Total <u>Actualizado</u>	Costo Total Actualizado
2013	2440.68	5724.29	-3283.62	1.50	3659.15	8582.05
2014	14847.46	4265.02	10582.43	1.45	21455.23	6163.15
2015	14847.46	4265.02	10582.43	1.39	20679.74	5940.38
2016	15412.43	6595.26	8817.17	1.34	20690.74	8853.94
2017	14847.46	4361.51	10485.94	1.29	19211.83	5643.57
2018	14847.46	4361.51	10485.94	1.25	18517.43	5439.59
2019	14847.46	4387.65	10459.80	1.20	17848.13	5274.40
2020	14847.46	8942.81	5904.64	1.16	17203.01	10361.59
2021	15751.41	6817.81	8933.61	1.12	17590.73	7613.93
2022	15751.41	6817.81	8933.61	1.08	16954.92	7338.73
2023	16631.41	7268.32	9363.10	1.04	17255.09	7540.88
2024	83537.68	9420.59	74117.08	1.00	83537.68	9420.59
Total	238609.77	73227.62	165382.15		274603.67	88172.81

Con base en los flujos de caja más los costos de restauración actualizada (\$70809.61 para SAF1, \$73665.64 para SAF2, \$76265.4 para SAF3 y \$88673.54 para SAF4), se calcularon los principales indicadores económicos: la relación beneficio/costo (ACB), el valor actual neto (VAN), la tasa interna de retorno (TIR) y el periodo de recuperación (PR). Estos indicadores permitieron valorar la eficiencia económica de cada SAF como herramienta para la recuperación del bienestar económico en la UPF. Los resultados se presentan en el Cuadro 21.

Los resultados obtenidos demuestran que, a once años de haberse implementado los sistemas agroforestales, todos los SAF analizados presentan viabilidad económica, con relaciones beneficio/costos mayores a uno y VAN positivos (Aguilera-Díaz, 2017). Estos valores indican que no solo se recuperó la inversión inicial —correspondiente a los costos de restauración—, sino que los sistemas generaron retornos superiores al costo de oportunidad del capital, estimado en 3.75%.

Cuadro 21. Indicadores económicos por sistema agroforestal evaluado

Indicador	SAF1	SAF2	SAF3	SAF4
ACB	1.46	1.19	1.55	1.55
VAN	174,663.57	134,279.46	181,483.50	186,430.86
TIR	6%	7%	11%	10%
Periodo de recuperación (PR)	9.32 años	9.28 años	7.17 años	7.56 años

En términos comparativos, los SAF3 y SAF4, ambos sistemas silvopastoriles con tecnología de pastoreo en plantaciones comerciales destacan por su mayor eficiencia en la recuperación económica, al registrar las TIR más altas (11% y 10%) y los periodos de recuperación más cortos (7.17 y 7.56 años, respectivamente). En contraste, los SAF1 y SAF2, clasificados como agrosilvopastoriles (tecnología de cultivo en callejones), mostraron retornos económicos positivos, pero con menor eficiencia relativa.

Los indicadores económicos obtenidos, al ser comparados con los reportados por Adame-Martínez et al. (2000) en la evaluación del proyecto de rehabilitación de suelos en la cuenca del río Texcoco, evidencian una mayor eficiencia de los sistemas agroforestales (SAF) en términos de relación beneficio/costo. En dicho proyecto, desarrollado con precios de 1996 y enfocado en la construcción de terrazas, presas de control de azolves y actividades de reforestación, se estimó una relación B/C de 1.05 y una tasa interna de retorno (TIR) del 12 % en un horizonte de 12 años. Aunque la TIR registrada fue superior a la de algunos SAF evaluados, la relación B/C de estos últimos fue más elevada (entre 1.19 y 1.55), lo que indica una mayor eficiencia económica relativa por cada unidad monetaria invertida. Estos resultados posicionan a los SAF como una alternativa económicamente viable para la restauración productiva de ecosistemas, al combinar beneficios económicos directos con servicios ecosistémicos fundamentales, ofreciendo una vía sostenible para fortalecer el bienestar de las unidades de producción familiar.

4.5.5 Conclusiones

Los resultados obtenidos en esta investigación evidencian que los sistemas agroforestales (SAF) constituyen una estrategia efectiva y económicamente viable para la restauración de tierras degradadas. Los cuatro SAF evaluados mostraron indicadores económicos sólidos, con relaciones beneficio-costos (ACB) superiores a 1 y valores actuales netos (VAN) positivos, lo que confirma que estas intervenciones no solo recuperan la inversión inicial vinculada a los costos de restauración, sino que también generan retornos económicos superiores al costo de oportunidad estimado del 3.75 %.

Particularmente, los sistemas silvopastoriles (SAF3 y SAF4) destacaron por su mayor eficiencia financiera, al registrar las tasas internas de retorno (TIR) más elevadas, del 11 % y 10 %, respectivamente, así como los periodos de recuperación de inversión más cortos (7.17 y 7.56 años). Estos resultados reflejan su mayor capacidad para restablecer el bienestar económico de las unidades de producción familiar en menor tiempo, en comparación con los sistemas agrosilvopastoriles (SAF1 y SAF2), que, si bien resultaron viables, mostraron menores niveles de rentabilidad.

En conjunto, los hallazgos posicionan a los SAF —y especialmente a los sistemas silvopastoriles— como herramientas clave para la restauración productiva, al integrar beneficios económicos directos con servicios ecosistémicos fundamentales como el almacenamiento de carbono, la conservación de la diversidad vegetal y la mejora en la calidad del suelo. Su implementación representa una alternativa sólida para promover la sostenibilidad de los territorios rurales, contribuyendo simultáneamente al bienestar socioeconómico y a la resiliencia ecológica, elementos centrales para el cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible en contextos rurales.

4.6 Literatura citada

- Adame-Martínez, S., Oropeza-Mota, J. L., Martínez-Méñez, M. R., Santoyo-Cortés, V. H., & Ramírez-Guzman, M. E. (2000). Evaluación económica del proyecto de rehabilitación de suelos en la cuenca del río Texcoco. *Agrociencia*, 34(4), 509-521.
- Acosta-Mireles, M. (2003). *Diseño y aplicación de un método para medir los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícolas de ladera de México* (Tesis de Doctorado, Colegio de Postgraduados). Catálogo en línea. <http://catalogo.colpos.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=40977>
- Aguilar-Cerda, J. (2009). *Captura de carbono en una plantación de Pinus greggii Engelm., en Arteaga Coahuila*. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro). Repositorio UAAAN. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/handle/123456789/937>
- Aguilera-Díaz, A. (2017). El costo-beneficio como herramienta de decisión en la inversión en actividades científicas. *Cofín habana*, 11(2), 322-343.
- Ayala-López, R. S. (1998). *Ecuaciones para estimar biomasa de pinos y encinos en la meseta central de Chiapas*. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Chapingo). Sistema de información Bibliotecario de ECOSUR. <https://biblioteca.ecosur.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=000022284>
- Ávila, G., Jiménez-Otárola, F., Ibrahim, M. A., & Beer, J. (2001). Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 8(30), 32–35.
- Azqueta Oyarzum, D. (1994). *Valoración Económica de la calidad ambiental*. Mc Graw Hill.
- Banco de México. (2025). *Sistema de información económica. Tipo de cambio promedio del periodo (CF86)*. Disponible en: <https://www.banxico.org.mx>
- Banco Mundial. (2023). *¿Qué son los créditos de carbono? Hacia un mercado global de emisiones*. Disponible en: <https://www.bbva.com/es/sostenibilidad/que-son-los-creditos-de-carbono-hacia-un-mercado-global-de-emisiones/>
- Beer, J., Harvey, C. A., Ibrahim, M. A., Harmand, J. M., Somarriba, E., & Jiménez-Otárola, F. (2003). Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas*, 10(37–38), 80–87.
- Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B., & Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity?. *Trends in ecology & evolution*, 23(5), 261-267. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>

- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., & Weimer, D. L. (2005). *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. Pearson – Prentice Hall.
- Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., & Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del suelo*, 25(2), 173-178.
- CLD (2022). *The Global Land Outlook*. UNCCD. https://www.unccd.int/sites/default/files/2022-04/UNCCD_GLO2_low-res_2.pdf
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2023). *Estadística Mensual: Estación 15065 (Otumba, Estado de México) (Base de datos Climatológica Nacional)*. Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional. https://mn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Normales_Climatologicas/Mensuales/mex/mes15065.txt
- Consultora Ambiental Forestal, Agrícola y Pecuaria CONAFAP S. C. (2013). corrección hidrológico Forestal Cerro la Mesa (Proyecto técnico). Francisco Franco Espinoza. Financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Folio S201315001152
- Consultora Ambiental Forestal, Agrícola y Pecuaria CONAFAP S. C. (2014). corrección hidrológico Forestal Cerro la Mesa (Informe de avances). Francisco Franco Espinoza. Financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Folio S201315001152
- Consultora Ambiental Forestal, Agrícola y Pecuaria CONAFAP S. C. (2016). corrección hidrológico Forestal Cerro la Mesa (Informe de Finiquito). Francisco Franco Espinoza. Financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Folio S201315001152
- Cubbage, F. W., Davis, R. R., & Frey, G. E. (2011). *Guía para la evaluación económica y financiera de proyectos forestales comunitarios en México*. PROFOR.
- Cuevas-Reyes, V., Reyes Jiménez, J. E., Borja-Bravo, M., Loaiza-Meza, A., Sánchez-Toledano, B. I., Moreno-Gallegos, T., y Rosales-Nieto, C. (2020). evaluación financiera y económica de un sistema silvopastoril intensivo bajo riego. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 11(62). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.759>
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. *Biotropica*, 48, 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Environmental Justice Foundation. (2014). *The gathering storm: Climate change, security and conflict*. <https://ejfoundation.org/reports/the-gathering-storm-climate-change-security-and-conflict-1>
- FAO. (2024). Restauración de la región mediterránea: estado y desafíos. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd1720es>

- Flores-Ortega, S. L. (2025). Ecuación alométrica para *Agave atrovirens*. [Manuscrito en preparación]. Universidad autónoma Chapingo.
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Offset Larios S. A. <http://chapingo.mx/maizedb/ClimAgrop/ClimasClasif.pdf>.
- García-Carreón, J. S. (2019). *Guía de elaboración de proyectos de restauración forestal para compensación ambiental por cambio de uso del suelo en terrenos forestales* (Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados). Catálogo en línea. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/handle/10521/3588>
- Gassner, A., & Dobie, P. (2022). *Agroforestry: A primer. Design and management principles for people and the environment*. Center for International Forestry Research (CIFOR). World Agroforestry (ICRAF). <https://doi.org/10.5716/cofpr-icraf/BK.25114>
- Gittinger, J. P. (1982). *Economic Analysis of Agricultural Projects*. The Economic Development Institute of the World Bank. The Johns Hopkins University Press.
- Gobierno del Estado de México. (2024). *Reglas de operación del programa pago por servicios ambientales hidrológicos del Estado de México 2024*. Periódico Oficial Gaceta del Gobierno.
- González-Valdivia N.A. 2003. Dos sistemas silvopastoriles como refugios de vida silvestre en el municipio de Estelí. (Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua León, León. Nicaragua). 236 p
- Guerrero-Silva, L. P. (2013). *cuantificación de biomasa, carbono y producción de oxígeno en Pinus cembroides Zucc. en Mazapíl, Zacatecas, México*. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro). Repositorio UAAAN. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/handle/123456789/1065>
- Guiracocha, G., Harvey, C., Somarriba, E., Krauss, U., & Carrillo, E. (2001). Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 8(30), 7–11.
- Hung, D. N., Son, N. V., Hung, N. P. (2012). *Tree allometric equation development for estimation of forest above-ground biomass in Viet Nam Evergreen broadleaf forests in Quang Binh Province*. En A. Inoguchi, M. Henry, L. Birigazzi, & G. Sola (Eds.), *Tree allometric equation development for estimation of forest above-ground biomass in Viet Nam*. UN-REDD Programme.
- Ibrahim, M., & Andrade, H. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en las Américas*, 39.40.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summary for Policymakers*. En C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O.

- Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, & L.L. White (Eds.), *Part A: Global and Sectoral Aspects*. (pp. 1-32). Cambridge University Press.
- Jackson, M. L. (1976). *Análisis químico de suelos*. Ediciones Omega.
- Kimball, S., Lulow, M., Sorenson, Q., Balazs, K., Fang, Y. C., Davis, S. J., ... & Huxman, T. E. (2015). Cost-effective ecological restoration. *Restoration Ecology*, 23(6), 800-810. <https://doi.org/10.1111/rec.1226>
- Kumar, H., Kumar, M., Pareek, N., & Singh, U. K. (2021). *Agroforestry intervention: a multi-dimensional approach for sustainability*. https://www.researchgate.net/publication/355164448_Agroforestry_intervention_a_multi-dimensional_approach_for_sustainability
- Mankin, K. R., Ngandu, D. M., Barden, C. J., Hutchinson, S. L., & Geyer, W. A. (2007). Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(5), 1108-1116. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.0090.x>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Chapman & Hall.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36-71.
- Marroquin-Morales, P., Barrios-Calderón, R. D. J., Sánchez-Toruño, H., Montero-Flores, W., Guzmán-Santiago, J. C., & López-López, B. (2024). La perspectiva de los sistemas agroforestales como una alternativa a la degradación ambiental en México. *e-CUCBA*, 23(11), 1-10. <https://doi.org/10.32870/e-cucba.vi23.365>
- Miranda, T., Machado, R., Machado, H., Brunet, J., & Duquesne, P. (2008). Valoración económica de bienes y servicios ambientales en dos ecosistemas de uso ganadero. *Zootecnia Tropical*, 26(3), 187-189.
- Molin, P. G., Chazdon, R., Frosini de Barros Ferraz, S., & Brancalion, P. H. (2018). A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2767-2778.
- Montagnini, F., Somarriba, E., Fassola, H., & Eibl, B. (2015). *Sistemas agroforestales: funciones productivas, socioeconómicas y ambientales*. CATIE. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/7124>
- Morales-Castro, J. A., & Morales-Castro, A. (2009). *Proyectos de inversión: Evaluación y formulación*. Mc Graw Hill Education.
- Núñez-Peñaloza, J. L. (2024). Calidad del suelo y erosión hídrica en sistemas de producción de la Región Bajo Mixe, Oaxaca (Tesis Doctoral, Universidad Autónoma Chapingo). Repositorio Chapingo. <https://repositorio.chapingo.edu.mx/handle/123456789/3856>

- O'Farrell, P. J., Donaldson, J. S., & Hoffman, M. T. (2009). Local benefits of retaining natural vegetation for soil retention and hydrological services. *South African Journal of Botany*, 75(3), 573-583. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.06.008>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- PNUMA (2021). *Becoming #Generation: Restoratio Ecosystem restoration for people, nature and climate. United Nations Environment Programme*. ISBN: 978-92-807-3864-3. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/36251/ERPNC.pdf>
- Robbins A. S. T., Daniels, J. M. (2012). Restoration and economics: a union waiting to happen? *Restoration Ecology*, 20(1), 10–17. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00838.x>
- Rodríguez-Laguna, R., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., y Jurado-Ibarra, E. (2007). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa área en especies de encino y pino en Iturbide, N.L. *Ciencia Forestal en México*, 32(101), 39-56.
- Sampaio, E. V. S. B; & Silva, G. C. (2005). Biomasa equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Botánica Brasilica* 19(4), 935-943. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400028>
- Saxton, K. E. & Rawls, W. J. (2006). Soil Water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrogolic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569-1578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>
- Segura, M., Kanninen, M., y Suárez, D. (2006). Allometric models for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforest Systems*, 68, 143-150. <https://doi.org/10.1007/s10457-006-9005-x>
- Seitz, S., Goebes, P., Loaiza-Puerta, V., Pujol-Pereira, E. I., Wittwer, R., Six, J., van der Heijden, M. G., & Scholten, T. (2019). Conservation tillage and organic farming reduce soil erosion. *Agronomy for Sustainable Development*, 39, 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0545-z>
- SEMARNAT, & CP. (2002). *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana. Escala 1:250 000 Memoria Nacional 2001-2002*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. https://www.researchgate.net/publication/307967321_SEMARNAT-CP_2003_Memoria_Nacional_2001-2002_Evaluacion_de_la_Degradacion_del_Suelo_causada_por_el_Hombre_en_la_Republica_Mexicana_escala_1250000_Memoria_Nacional

- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2002). *NOM-021 SEMARNAT-2000: Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación. <https://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. https://pure.mpg.de/rest/items/item_2383164_3/component/file_2383163/content
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Silva, A. (1998). *La materia orgánica del suelo*. Facultad de Agronomía.
- Somarriba, E., Harvey, C., Samper, M., Anthony, F., González, J., Staver, C., & Rice, R. (2004). Biodiversity conservation in neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* (pp. 198–226). Island Press.
- Soriano-Robles, R. (2018). Cambio climático y ganadería: El papel de la agroforestería. *Agro Productividad*, 11(2), 1-5.
- Tobar-López, D., & Ibrahim, M. (2008). *Valor de los sistemas silvopastoriles para conservar la biodiversidad en fincas y paisajes ganaderos en América Central*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Ramos, J. C., Bertol, I., Tondello-Barbosa, F., Bertól, C., Mafra, A. L., Miquelluti, D. J., & Junior, J. M. (2016). Water erosion in surface soil conditions: runoff velocity, concentration and D50 index of sediments in runoff. *Scientia Agricola*, 73(3), 286-293. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0110>
- Vigil, N. 2010. Estimación de biomasa y contenido de carbono en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental Las Cruces, Texcoco, México. (Tesis Profesional, Universidad Autónoma Chapingo]. Repositorio Chapingo. <https://repositorio.chapingo.edu.mx/home>
- Villanueva González, C. E., Lojka, B., & Archila Cardona, C. E. (2024). Agroforestería para la conservación de la biodiversidad en América Latina: una revisión sistemática. *Revista Eutopía*, 2(1), 1-25. <https://doi.org/10.36631/>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning* (No. 537). Department of Agriculture, Science and Education Administration.