

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO FORESTAL



Diversidad y estructura de especies leñosas y herbáceas tras dos años de restauración en
un manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit

Por:

ALINE MICHELLE BARRERA ROBLES

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO FORESTAL

Saltillo, Coahuila, México.

Septiembre, 2025.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO FORESTAL

Diversidad y Estructura de Especies Leñosas y Herbáceas Tras Dos Años de
Restauración en un Manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit

Por:

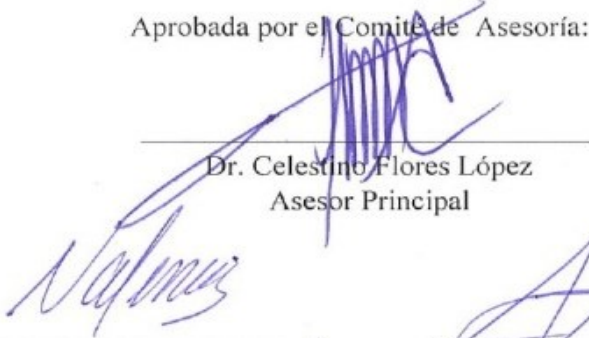
ALINE MICHELLE BARRERA ROBLES

TESIS

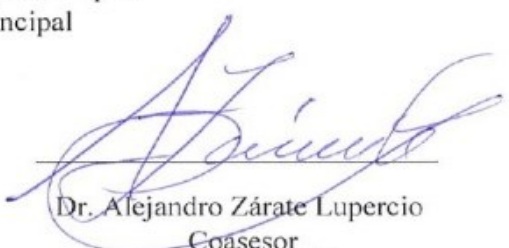
Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

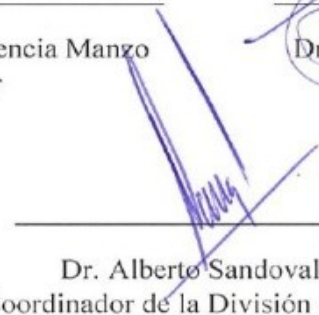
INGENIERO FORESTAL

Aprobada por el Comité de Asesoría:


Dr. Celestino Flores López
Asesor Principal


M.C. Salvador Valencia Manzo
Coasesor


Dr. Alejandro Zárate Lupercio
Coasesor


Dr. Alberto Sandoval Rangel
Coordinador de la División de Agronomía



Saltillo, Coahuila, México.
Septiembre, 2025.

Derechos de autor y declaración de no plagio

Todo material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor de los Estados Unidos Mexicanos, y pertenece al autor principal quien es el responsable directo y jura bajo protesta de decir verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos:

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente o autor original (corta y pega); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (auto plagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citarlo; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, gráficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente. Así mismo tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Por lo anterior nos responsabilizamos de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaramos que este trabajo no ha sido previamente presentado en ninguna otra institución educativa, organización, medio público o privado.

Autor principal



Aline Michelle Barrera Robles

Esta investigación fue posible gracias al apoyo de la Consultoría Forestal y Servicios Ambientales de Nayarit, S.C., mediante su participación en el proyecto respaldado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) a través del programa *Compensación ambiental por cambios de uso de suelo en terrenos forestales 2021*, identificado con el folio S202118000125. Dentro de este proyecto, los C. Jesús Alfonso Solís Venegas y Homero Quintero Castañeda fungieron como responsables técnicos. Asimismo, se contó con la colaboración de los representantes ejidales de Arenitas: Lorenzo Viera Herrera (presidente), Servando Viera Sillas (secretario) y Sebastián García de Dios (tesorero), quienes desempeñaron un papel fundamental en la coordinación local y el acompañamiento en campo.

Adicionalmente, el desarrollo de esta tesis fue financiado por el proyecto de investigación de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, con clave 38-111-425103001-2175, titulado *Diversidad y estructura de bosques tropicales en el occidente y sureste de México*, bajo la dirección del Dr. Celestino Flores López, profesor investigador de dicha institución.

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi guía en cada paso, mi refugio en los momentos de dificultad y la fuente inagotable de esperanza que me impulsó a no rendirme jamás.

A mis padres, Norberta Robles Casas y Crescencio Barrera García, por enseñarme con su ejemplo el valor del trabajo, la humildad y la perseverancia. Esta meta es también suya, fruto del amor y del sacrificio con el que me han acompañado siempre.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a Dios, por brindarme la vida, la fortaleza y la sabiduría necesarias para recorrer este camino, por guiarme en cada decisión y sostenerme en los momentos de mayor incertidumbre.

A mis padres, Norberta Robles Casas y Crescencio Barrera García, por ser mi mayor ejemplo de amor, esfuerzo y constancia. Su apoyo incondicional, sus palabras de aliento y su presencia constante fueron el motor que me sostuvo a lo largo de estos años.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, institución que me abrió las puertas y me acogió durante cinco años, permitiéndome crecer académica y personalmente. A cada uno de mis profesores, gracias por compartir sus conocimientos, su tiempo y su dedicación durante mi formación profesional.

En especial, al Dr. Celestino Flores López, quien me acompañó como asesor a lo largo de este proceso y fue guía fundamental en el desarrollo de esta tesis. Su compromiso y apoyo constante, incluso en los momentos más retadores, fueron clave para culminar este trabajo.

Agradezco también a Fernando García Ríos, quien nos acompañó en el trabajo de campo bajo el sol intenso y se esforzó al máximo durante todo el proceso. Mi sincero reconocimiento también a sus padres, el señor Sebastián García De Dios y la señora Candelaria Ríos Viera, por recibarnos con generosidad en el Ejido, brindándonos techo, comida y un ambiente de hospitalidad que nunca olvidaré.

De manera muy especial, a Mirabel Cruz Bautista, quien no sólo fue mi compañera de tesis, sino también de carrera y ahora amiga entrañable. Gracias por tu apoyo académico, tus consejos sinceros y por estar presente en los momentos difíciles, compartiendo tanto el esfuerzo como las alegrías.

Finalmente, a Javier Alejandro Briones Rostro, por su apoyo incondicional en la última etapa de este trabajo, por su motivación constante y por impulsarme a seguir adelante cuando más lo necesitaba.

A todos ustedes, gracias por formar parte de este logro

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos e hipótesis	3
2. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 Importancia ecológica y funcional de los manglares	4
2.2 Factores que influyen en la diversidad de especies de flora en manglares	4
2.3 Sucesión ecológica en manglares	5
2.4 Estrategias de restauración de manglares y su impacto en la biodiversidad	6
2.5 Métodos de evaluación de la diversidad florística y estructural.....	8
2.6 Aplicación de índices de diversidad en estudios de restauración.....	9
2.7 Estudios previos sobre restauración de manglares en México y otras regiones	9
2.8 Consideraciones legales y políticas en la restauración de manglares en México.....	10
3. MATERIALES Y MÉTODOS	12
3.1 Descripción del área de estudio.....	12
3.1.1 área de estudio.....	12
3.1.2 Características físico-ambientales del área de estudio	13
3.2 Diseño de muestreo, establecimiento de sitios permanentes y medición de la vegetación ...	14
3.3 Estimación de la diversidad de especies.....	18
3.3.1 Riqueza de especies.....	19
3.3.2 Modelo de ajuste Clench	19
3.3.3 Representatividad	19
3.3.4 índice de Margalef.....	19
3.3.5. Índice de Shannon-Wiener	20
3.3.6 Índice de Simpson	20
3.3.7 Dominancia (D) 1- índice de Simpson.	21
3.3.9 Comparación de índices de diversidad	21
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
4.1 Riqueza de especies	22

4.2	Curvas de acumulación de especies para área de restauración y manglar natural en primer año, ajustadas con modelo de Clench	24
4.3	Curvas de acumulación de especies para área de restauración y manglar natural en segundo año, ajustadas con modelo de Clench	25
4.4	Representatividad.....	27
4.5	Comparación de la diversidad de especies entre área de restauración y manglar natural.....	28
4.5.1	Índice de Margalef (DMg)	28
4.5.2	Shannon-Wiener (H')	29
4.5.3	Simpson (1-D).....	32
4.5.4	Dominancia (D)	33
4.6	Evaluación comparativa de primer año con segundo año.....	34
5	CONCLUSIONES	37
6	RECOMENDACIONES	38
7	LITERATURA CITADA	39

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Ubicación de sitios de muestreo dentro de área de compensación ambiental en Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.....	12
Figura 2. Unidad de muestreo 500 m ² con subunidades de muestreo (SUM).....	16
Figura 3. Subunidad (SUM) con cuadro central para evaluación de vegetación menor.	17
Figura 4. Curva de acumulación de especies para área de manglar en primer año (ajustada con modelo de Clench).	24
Figura 5. Curva de acumulación de especies para área de restauración en primer año (ajustada con modelo de Clench).	25
Figura 6. Curva de acumulación de especies para área de restauración en segundo año (ajustada con modelo de Clench).....	26
Figura 7. Curva de acumulación de especies para área de manglar en segundo año (ajustada con modelo de Clench).	26

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Listado comparativo de especies presentes en áreas de manglar natural y en restauración en primer y segundo año en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	23
Cuadro 2. Resultados obtenidos del ajuste con modelo de Clench de la curva de acumulación de cuatro especies para el primer año en dos áreas, del manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	27
Cuadro 3. Valores de índices de diversidad obtenidos por área a restaurar y manglar natural separadas por año, del manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.....	30
Cuadro 4. Comparación estadística de los índices de diversidad (Shannon y Simpson) entre los años 2024 y 2025 por área del manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	35

ÍNDICE DE ANEXOS

	Página
Anexo 1. Formato de campo Biocomuni con adaptación para manglares (vegetación mayor).....	45
Anexo 2. Formato de campo Biocomuni con adaptación para manglares (vegetación arbustiva).	46
Anexo 3. Formato de campo Biocomuni con adaptación para manglares (vegetación menor).....	47

RESUMEN

El presente estudio evalúa la diversidad y estructura de especies leñosas y herbáceas en un manglar ubicado en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit, después de dos años de haber sido intervenido mediante acciones de restauración ecológica. La investigación surge ante la necesidad de entender los efectos de la restauración sobre un ecosistema altamente productivo y vulnerable, como lo son los manglares, los cuales enfrentan múltiples presiones ambientales y antrópicas.

Para ello, se establecieron 12 sitios de muestreo distribuidos entre un área de manglar natural y un área en proceso de restauración, utilizando la metodología Biocomuni con una adaptación a manglar. Se aplicaron métodos estandarizados para el levantamiento de datos florísticos y estructurales, utilizando índices como Margalef, Shannon-Wiener, Simpson y Dominance de Simpson para evaluar la diversidad y similitud entre las áreas estudiadas. Los resultados mostraron que, si bien el manglar natural presentó mayor riqueza en el primer año, el área restaurada evidenció un incremento progresivo en la diversidad de especies, reflejando una recuperación en curso.

Las curvas de acumulación y los modelos de representatividad confirmaron un muestreo adecuado, y los análisis estadísticos revelaron diferencias significativas en la equitatividad y dominancia de especies entre años y entre áreas. Lo anterior permitió rechazar la hipótesis nula (H_0) al evidenciarse diferencias significativas en la diversidad entre el manglar natural y el área restaurada, considerando un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$, se asignaron como diferencias significativas cuando $p < 0.05$. En 2024, el área restaurada mostró mayor equitatividad con un índice de Shannon-Wiener (H') de 0.79 y un índice de Simpson ($1-D$) de 0.45, frente a 0.69 y 0.36, respectivamente, en el manglar natural. Para 2025, ambos sitios presentaron valores similares ($H' \approx 0.62$ y $1-D \approx 0.35$). En cuanto a la dominancia (D), fue mayor en el manglar natural en 2024 ($D = 0.64$), pero en 2025 ambos sitios mostraron valores casi iguales. La riqueza de especies también reflejó este cambio, pasando de un valor mayor en el manglar natural en 2024 ($DMg = 0.37$) a ser mayor en el área restaurada en 2025 ($DMg = 0.39$).

Estos resultados confirman una trayectoria positiva de recuperación estructural y florística en el ecosistema restaurado, aunque aún no alcanza la complejidad del manglar conservado, por lo que se destaca la necesidad de mantener el monitoreo a largo plazo.

Palabras claves: restauración ecológica, manglares, diversidad de especies, estructura vegetal, monitoreo ecológico, índices de diversidad, recuperación ambiental.

ABSTRACT

This study evaluates the diversity and structure of woody and herbaceous species in a mangrove located in the Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit, two years after being intervened through ecological restoration actions. The research arises from the need to understand the effects of restoration on a highly productive and vulnerable ecosystem, such as mangroves, which face multiple environmental and anthropogenic pressures.

To this end, 12 sampling sites were established, distributed between a natural mangrove area and a restoration area, using the BIOCOMUNI methodology with an adaptation for mangroves. Standardized methods were applied for collecting floristic and structural data, using indices such as Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, and Simpson's Dominance to evaluate the diversity and similarity between the studied areas. The results showed that, although the natural mangrove presented greater richness in the first year, the restored area showed a progressive increase in species diversity, reflecting an ongoing recovery process.

Species accumulation curves and representativeness models confirmed adequate sampling, and statistical analyses revealed significant differences in evenness and species dominance between years and between areas.

This allowed the rejection of the null hypothesis (H_0) and the acceptance of the alternative hypothesis (H_a), as significant differences in diversity were evidenced between the natural mangrove and the restored area. In 2024, the restored area showed greater evenness with a Shannon-Wiener index (H') of 0.79 and a Simpson index ($1-D$) of 0.45, compared to 0.69 and 0.36, respectively, in the natural mangrove. In 2025, both sites presented similar values ($H' \approx 0.62$ and $1-D \approx 0.35$). Regarding dominance (D), it was higher in the natural mangrove in 2024 ($D = 0.64$), but in 2025 both sites showed nearly identical values. Species richness also reflected this change, shifting from a higher value in the natural mangrove in 2024 ($DMg = 0.37$) to a higher value in the restored area in 2025 ($DMg = 0.39$).

These results confirm a positive trajectory of structural and floristic recovery in the restored ecosystem, although it has not yet reached the complexity of the conserved mangrove, highlighting the need for long-term monitoring.

Keywords: ecological restoration, mangroves, species diversity, vegetation structure, ecological monitoring, diversity indices, environmental recovery.

1. INTRODUCCIÓN

En el mundo, México sobresale por su extraordinaria diversidad de especies vegetales y animales, así como por la amplia gama de entornos naturales que alberga (Jardel, 2015). Su condición de país megadiverso conlleva una gran responsabilidad en la preservación de una porción considerable de la biodiversidad global (Jardel, 2015). En especial los manglares son uno de los ecosistemas más productivos a nivel mundial. Además, albergan una amplia variedad de organismos acuáticos y terrestres con una diversidad genética significativa (Metras, 2011).

Los hábitats de los manglares abarcan diversos entornos, como cuerpos de agua, áreas forestales, suelos cubiertos de hojarasca, marismas, arrecifes de coral y pastizales marinos adyacentes (Metras, 2011). Estas condiciones variables hacen que los manglares sean extremadamente ricos en biodiversidad. A pesar de que han sido objeto de estudio durante mucho tiempo, todavía queda mucho por comprender sobre su ecología y biología (Metras, 2011).

En México, los manglares se localizan en lagunas costeras y sistemas deltáicos en las costas del Golfo de México y del Océano Pacífico (López y Ezcurra, 2002), en este último, las mayores áreas de manglares se encuentran en las regiones de la llanura costera de Nayarit, específicamente en las Marismas Nacionales, que abarcan extensos kilómetros de ancho (Rzedowski, 2005). Destacando cuatro especies de plantas que son especialmente de estos ecosistemas: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erecta* (Rzedowski, 2005). En México, una de las acciones más significativas para la protección del mangle ha sido la inclusión de estas cuatro especies en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, la cual las clasifica como amenazadas (Velázquez *et al.*, 2021).

Aunque los manglares en México están principalmente compuestos por unas pocas especies dominantes, debido a la influencia restrictiva de la salinidad, exhiben una notable diversidad en su composición, estructura y función (CONABIO, 2009). A nivel local, las características de los manglares cambian según el relieve, el tipo de suelo, el nivel de inundación, los gradientes ambientales y las perturbaciones naturales y humanas (CONABIO, 2009).

En este contexto, los manglares son una fuente esencial de alimento, proporcionando peces y mariscos. Además, ofrecen recursos forestales como leña, madera, postes y carbón, así como recursos no maderables tales como tanino y miel. Adicionalmente, desempeñan un papel crucial en la productividad primaria y secundaria de las aguas costeras (INECC, 2005).

En la actualidad, estos ecosistemas están experimentando una rápida disminución debido a varias razones, como la deforestación indiscriminada, la contaminación del agua, el aumento de enfermedades y el cambio climático (Ortiz *et al.*, 2018). La tasa de pérdida anual promedio se sitúa en el 2.5% a nivel nacional (INECC, 2005). Esta situación resalta la necesidad urgente de llevar a cabo investigaciones dirigidas a conservar estos ecosistemas (Ortiz *et al.*, 2018).

Debido a esto, desde el año 2012, los proyectos de restauración se han centrado en un enfoque integral del ecosistema de manglar. La clave para el éxito en la restauración de estos ecosistemas ha sido el restablecimiento de los flujos hidrológicos. Se han llevado a cabo diversas acciones para lograr este objetivo, tales como la protección mediante cercados, la apertura y desazolve de canales, y la construcción de lagunas y núcleos (Silva, 2021). Además, se ha dado énfasis a la reforestación, involucrando la producción de plantas, la recolección, el desarrollo y la dispersión de propágulos, así como la plantación y siembra directa. El mantenimiento también ha sido fundamental, incluyendo la reposición de plantas, el deshierbe y el control de plantas trepadoras (Silva, 2021).

Dado que no se conoce la composición de especies del manglar en el Ejido de Arenitas Nayarit, se realizó el presente estudio con el propósito de caracterizar la composición de especies, y de esta forma tomar decisiones compatibles con las características biológicas de este ecosistema en su área restaurada, de igual manera, evaluando el efecto que ha tenido la restauración de 60 hectáreas de manglar degradado llevada a cabo en la zona como resultado de fenómenos naturales ocurridos y acciones antropogénicas, en las especies ya presentes de manera natural.

Por lo tanto, en el año 2024, se realizó una evaluación en el Ejido Arenitas, seleccionando los sitios de acuerdo con una metodología de observación en campo. El propósito de esta evaluación es llevar a cabo un acompañamiento durante los 5 años que dura el proyecto auspiciado por CONAFOR a través del programa Compensación ambiental por cambios de uso de suelo en terrenos forestales 2021, con número de folio S202118000125, con el fin de monitorear los cambios en la diversidad de esa población. Sin embargo, en este estudio, únicamente se llevaron a cabo dos evaluaciones de las cinco planteadas.

1.1 Objetivos e hipótesis

Objetivos:

Objetivo general: Evaluar los efectos de la restauración ecológica sobre la diversidad, riqueza y abundancia de especies locales en el Ejido Arenitas, comparando un área de manglar conservado con un área en proceso de restauración

Objetivos específicos:

Cuantificar y comparar la diversidad de especies entre el área de manglar natural y el área restaurada.

Evaluar la evolución de la diversidad de especies en el área restaurada después de un año de intervención.

Analizar el impacto de las actividades de restauración sobre la riqueza y abundancia de especies en las dos diferentes etapas de sucesión ecológica.

Hipótesis:

Ho: La diversidad de especies obtenida con los índices de Shannon y Simpson en especies locales en el área de manglar y el área a restaurar en el Ejido Arenitas es igual. Ha: La diversidad de especies obtenida con los índices de Shannon y Simpson en especies locales en el área de manglar y el área a restaurar en el Ejido Arenitas es diferente.

Ho: No hay variación significativa después de dos años entre la diversidad de especies del área de manglar y el área restaurada. Ha: Si hay variación significativa después de dos años entre la diversidad de especies del área de manglar y el área restaurada

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Importancia ecológica y funcional de los manglares

Los manglares ofrecen una amplia gama de beneficios, funciones y recursos valiosos tanto para las comunidades humanas como para la biodiversidad silvestre. Estos ecosistemas desempeñan un papel esencial en la estabilidad ambiental, ya que contribuyen al mantenimiento de procesos ecológicos clave. Además, actúan como barreras naturales frente a la erosión costera y mejoran la calidad del agua al funcionar como filtros biológicos, capaces de eliminar excesos de nutrientes y sustancias contaminantes (Laborda, 2002).

Asimismo, los manglares desempeñan un papel fundamental en la mitigación del cambio climático, ya que actúan como sumideros naturales de dióxido de carbono y capturan gases de efecto invernadero. Del mismo modo, representan una fuente importante de recursos para las comunidades locales, que obtienen de ellos leña y carbón como medios de subsistencia (CONABIO, 2009).

En diversas regiones del mundo, la obtención de productos derivados de la madera representa uno de los principales aprovechamientos del ecosistema de manglar. Según las características físicas y mecánicas de cada especie, su madera puede emplearse en la fabricación de pilotes, durmientes, tablonés, estructuras rústicas, postes para servicios públicos y techos (Gómez, 2005).

Además, estos ecosistemas se distinguen por su alta capacidad de producción pesquera y por brindar un entorno esencial para el desarrollo de otras pesquerías, ya que funcionan como áreas clave de alimentación, resguardo y crecimiento para especies juveniles de crustáceos y peces. Representando también reservorios genéticos de gran valor y refugios naturales para numerosas especies de flora y fauna, incluyendo aquellas que están amenazadas, son endémicas o migratorias (Laborda, 2002).

2.2 Factores que influyen en la diversidad de especies de flora en manglares

Los manglares son considerados de los ecosistemas con una alta diversidad biológica, pero pese a esto enfrentan diversos impactos que conllevan a la pérdida de especies (Hogarth, 2015). En México, la pérdida de manglares y por consiguiente de especies, se

atribuye a la construcción de desarrollos inmobiliarios, apertura de caminos, represamiento de agua, contaminación, extracción de recurso hídrico para sustento de ciudades, industrias y agricultura (Moreno e Infante, 2016). Esto en cuanto a pérdida por causas antropogénicas.

Pero en gran medida estos ecosistemas también son afectados por factores naturales, entre los cuales destacan la competencia intraespecífica, enfermedades, así como senescencia. Afectando principalmente a propágulos, plantas y árboles en diferentes etapas de madurez, aunque es más evidente la mortalidad en etapas tempranas del crecimiento (Romero *et al.*, 2019).

Por otra parte, la estructura y diversidad de los manglares puede modificarse de forma considerable como consecuencia de la mortalidad causada por ciclones. En ciertos contextos, como en áreas dominadas por árboles de menor altura, esta condición estructural puede ofrecer cierta resistencia al impacto de los vientos intensos, a diferencia de áreas con individuos de mayores alturas (Krauss y Osland, 2019).

2.3 Sucesión ecológica en manglares

En las áreas de manglar, el proceso de sucesión ecológica suele iniciarse con la aparición de especies pioneras que preparan las condiciones del ecosistema para el establecimiento de otras especies. Sin embargo, en muchos proyectos de restauración no se considera este aspecto, y se usan especies que no cumplen con este papel inicial, lo que llega a alterar la dinámica natural de las especies y modificar la colonización (Wetlands International LAC y Fundación Humedales, 2017).

Cuando existe un disturbio y éste finalmente es detenido, es fundamental que el hidroperíodo y la topografía sean propicios para facilitar el establecimiento de comunidades vegetales propias de humedales. Aunque en las etapas iniciales pueden dominar especies pioneras, con condiciones adecuadas, son reemplazadas progresivamente por hidrófitas características del ecosistema (Moreno y Warner, 2009).

En este sentido existen diversas acciones que desencadenan el proceso de sucesión secundaria, la cual favorecen el restablecimiento de la vegetación, una de las actividades que son fundamentales en este proceso es el desazolve de canales, aumentando también la capacidad de desagüe y favoreciendo la circulación del agua (Teutli *et al.*, 2021).

Por otra parte, en algunas condiciones ambientales, los mangles, se desarrollan de manera dominante, dando lugar a bosques monoespecíficos, ocurriendo esta condición en parches o franjas, cuya extensión es dependiente de diversos factores como lo son el tipo de suelo, diferencias en micro topografía, nivel de inundación y la influencia del agua salada o dulce (Pinto, 1999).

En estos ecosistemas, los cambios en la composición y estructura de la vegetación no siguen una secuencia, las trayectorias sucesionales tienden a ser irregulares y más que alcanzar un clímax fijo, el manglar representa un sistema en continua transformación, donde los estados de aparente estabilidad son parte de un proceso dinámico y en constante ajuste a las variaciones del entorno (Pinto, 1999).

2.4 Estrategias de restauración de manglares y su impacto en la biodiversidad

La restauración ecológica actúa como un elemento clave que acelera los procesos naturales de recuperación del ecosistema de manglar, considerando su rehabilitación en diferentes escalas de tiempo, a corto, mediano y largo plazo (Teutli *et al.*, 2021). La restauración de humedales es un proceso dinámico, que requiere la participación de todos los interesados de la comunidad, así como a los que indirectamente resulten afectados por la implementación del proyecto, su involucramiento debe estar presente desde las etapas iniciales de las estrategias planteadas hasta su ejecución y seguimiento a largo plazo (Moreno y Warner, 2009).

En este sentido, los esfuerzos por recuperar las áreas de manglar que han sido impactadas han involucrado la aplicación de diversas estrategias y técnicas, entre las cuales la reforestación ha sido una de las prácticas más comúnmente utilizadas (Herrera *et al.*, 2020). Reforestar es una opción cuando la disposición de semillas y propágulos es escasa,

así como la reintroducción de especies que se han escaseado dentro del área, o cuando existen de por medio fines educativos o culturales, así como áreas con erosión (Wetlands International LAC y Fundación Humedales, 2017).

Por lo que la rehabilitación de canales de marea ha demostrado ser clave en la restauración ya que mejora el flujo de agua entre zonas de manglar no degradado con el manglar en proceso de restauración, facilitando de esta manera el establecimiento de diversas especies presentes en este tipo de ecosistema. Por lo tanto, es de importancia considerar las áreas de manglar natural dentro de los proyectos de restauración, al ser fuentes de dispersión de los propágulos (Echeverría *et al.*, 2019). Así mismo, la rehabilitación de canales ha mostrado tener resultados favorables en la mejora las propiedades fisicoquímicas del suelo, debido a la entrada constante de agua a las zonas de restauración (Echeverría *et al.*, 2019).

Para que las acciones de restauración en general sean exitosas, es fundamental implementar un plan de seguimiento y monitoreo, acompañado de una selección cuidadosa de atributos ecológicos, que al irse midiendo permitan ver si se está acercando a la condición deseada. La restauración, en términos generales, debe orientarse hacia la creación de un sistema funcional que opere con la menor intervención posible a largo plazo. Esto implica favorecer el desarrollo de interacciones entre plantas, fauna, microorganismos, el sustrato y los flujos hídricos, de forma que el ecosistema evolucione hacia un estado de autosuficiencia (Moreno y Warner, 2009).

Aunque se pueden necesitar varios años para que una planta se considere establecida completamente, y comience una retención de nutrientes, así como la reaparición de fauna, después de implementar las acciones de restauración se debe esperar un periodo de tiempo donde la sucesión juega su papel (Moreno y Warner, 2009). Por lo que una restauración bien lograda permite el desarrollo de un bosque de manglar denso, con buena diversidad de especies, funcional desde un punto de vista ecológico y autosostenible, generando beneficios tanto para los ecosistemas, como para las comunidades humanas (Wetlands International LAC y Fundación Humedales, 2017).

2.5 Métodos de evaluación de la diversidad florística y estructural

La mayoría de los métodos utilizados para evaluar la diversidad de especies se enfocan en la diversidad de especies dentro de las comunidades, es decir, en la diversidad alfa. Estos métodos son agrupados en dos categorías, aquellos que se basan en la riqueza específica y en aquellos que toman en cuenta la estructura de la comunidad (Moreno, 2001).

En este contexto, la curva de acumulación de especies es una representación gráfica que muestra cómo el número total de especies registradas se incrementa con el esfuerzo de muestreo. Inicialmente, esta curva tiende a crecer con rapidez, ya que las primeras especies en ser detectadas suelen ser más abundantes y comunes; sin embargo, a medida que el tamaño de la muestra aumenta, la aparición de nuevas especies disminuye, en consecuencia, la pendiente de la curva se reduce progresivamente. Teóricamente, cuando la pendiente llega a estabilizarse o se aproxima a cero, indica que prácticamente todas las especies presentes se han registrado (Jiménez y Hortal, 2003).

De manera complementaria, la riqueza específica es la manera más sencilla y directa de medir la biodiversidad en una comunidad, ya que se basa únicamente en contar cuántas especies diferentes existen, sin considerar su abundancia o importancia relativa. Para medirla de forma precisa, se realiza un inventario completo que registre todas las especies presentes en un área determinada, conocido como censo de la comunidad. En la mayoría de los casos, se utiliza un muestreo representativo de la comunidad para estimar la riqueza específica. En términos simples, la riqueza específica corresponde al número total de especies que se encuentran en una comunidad (Moreno, 2001).

Así mismo, el índice de Margalef transforma el número de especies registradas en cada muestra en una proporción que refleja cómo se incrementa la riqueza específica conforme aumenta el tamaño de la muestra. Parte del supuesto de que existe una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos recolectados. En caso de que esta relación no se mantenga, el valor del índice puede verse afectado por el tamaño de la muestra de manera impredecible (Quiñonez, 2009).

Por su parte, el índice de Shannon-Wiener es una medida utilizada para evaluar la diversidad de una comunidad, considerando tanto la riqueza como la equitatividad de las especies. Este índice refleja el grado de incertidumbre asociado a la predicción de la especie a la que pertenecerá un individuo seleccionado al azar dentro de una muestra. Se asume que los individuos son elegidos aleatoriamente y que todas las especies presentes están representadas en la muestra. Los valores que genera varían desde cero, cuando sólo existe una especie, hasta el logaritmo natural del número total de especies ($\ln S$), en el caso de que todas estén representadas con igual número de individuos (Quiñonez, 2009).

Finalmente, por otro lado, la diversidad beta permite identificar que tan distintas son las comunidades entre sí. Al integrar esta información con la diversidad gamma, se obtiene una visión más amplia de la distribución de la biodiversidad en un área determinada (Moreno, 2001).

2.6 Aplicación de índices de diversidad en estudios de restauración

Los índices de diversidad son básicos para describir la estructura de las comunidades de especies de flora y han sido empleados ampliamente desde varias décadas. Algunos como lo son Shannon, Fisher, Margalef o el índice de equitatividad de Pielou, son de usos común, con su aplicación permite interpretar aspectos específicos de los datos, usualmente referidos a especies y su abundancia relativa, aportando información de suma importancia sobre la composición y distribución (Laguna Lumbreras y Ferrer-Gallego, 2015).

El uso de índices de diversidad no sólo mejora la comprensión de los procesos ecológicos, sino que también fortalece la toma de decisiones en programas de restauración, manejo sostenible y conservación, al permitir priorizar sitios clave y evaluar la efectividad de las intervenciones ambientales (Moreno, 2001).

2.7 Estudios previos sobre restauración de manglares en México y otras regiones

La creciente preocupación por revertir la degradación de los humedales ha impulsado la implementación de múltiples iniciativas de restauración a nivel global (Moreno-Casasola

y Warner, 2009). Dado el nivel de deterioro y alteración que enfrentan numerosos ecosistemas en el territorio nacional, se ha vuelto necesario impulsar iniciativas de restauración, orientadas a recuperar los daños y funcionamientos ecológicos. Particularmente en el caso de los manglares, su recuperación es crucial, no sólo para restablecer su dinámica ecológica interna, sino también para conservar la integridad de ecosistemas vinculados, como los pastos marinos y los arrecifes coralinos. Además, la restauración de estos ambientes contribuye directamente a la continuidad de los servicios ecosistémicos de los cuales dependen las poblaciones locales (Herrera *et al.*, 2020).

En México, diversos estudios han analizado aspectos clave de la biogeografía, ecología y dinámica de los manglares, lo que constituye una base importante para su restauración. La distribución y composición de las comunidades varía entre las costas del Pacífico y del Golfo de México, influida por factores climáticos como la temperatura y la precipitación, así como por condiciones locales como la geomorfología, salinidad, régimen de inundación y tipo de sustrato. Además, se ha observado que las interacciones bióticas y los límites fisiológicos y ecológicos de las especies no siempre se alinean con su distribución espacial, lo que complica los esquemas de restauración. Estos estudios concluyen que los retos para la restauración de manglares son complejos y requieren mayor investigación sobre aspectos biológicos, hidrológicos y de manejo sostenible (López Portillo y Ezcurra, 2002).

2.8 Consideraciones legales y políticas en la restauración de manglares en México

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) establece las bases para la conservación y restauración de los ecosistemas, incluyendo los manglares, y promueve la participación social en la gestión ambiental. Complementariamente, la Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003 proporciona especificaciones técnicas para la preservación, conservación y restauración de los humedales costeros con presencia de manglar.

La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), a través de la Gerencia de Reforestación y Restauración de Cuencas Hidrográficas (GRRCH), coordina el Programa de

Compensación Ambiental por Cambio de Uso de Suelo. Este programa se pone en marcha mediante convocatorias públicas que pueden tener distintos enfoques, según el tipo de territorio al que se dirigen. Existen convocatorias de alcance nacional, específicas para comunidades indígenas, para proyectos estratégicos o destinadas a ecosistemas particulares, como los manglares. La periodicidad y características de estas convocatorias dependen de los recursos disponibles que cada entidad federativa aporte al Fondo Forestal Mexicano (CONAFOR, 2023).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

3.1.1 área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el Ejido Arenitas, localizado en el municipio de Tecuala, al noroeste del estado de Nayarit, México, con coordenadas latitud 22°29'25.447'' N y longitud 105°39'09.550'' W, a una altitud de sólo 1 msnm. Este ejido forma parte de una región predominantemente rural caracterizada por actividades agrícolas y ganaderas, además de estar influenciada por condiciones ecológicas propias de la costa del Pacífico mexicano (INEGI, *et al.*, 2020). La ubicación de los sitios de muestreo dentro del área de compensación ambiental se muestra en la figura 1.

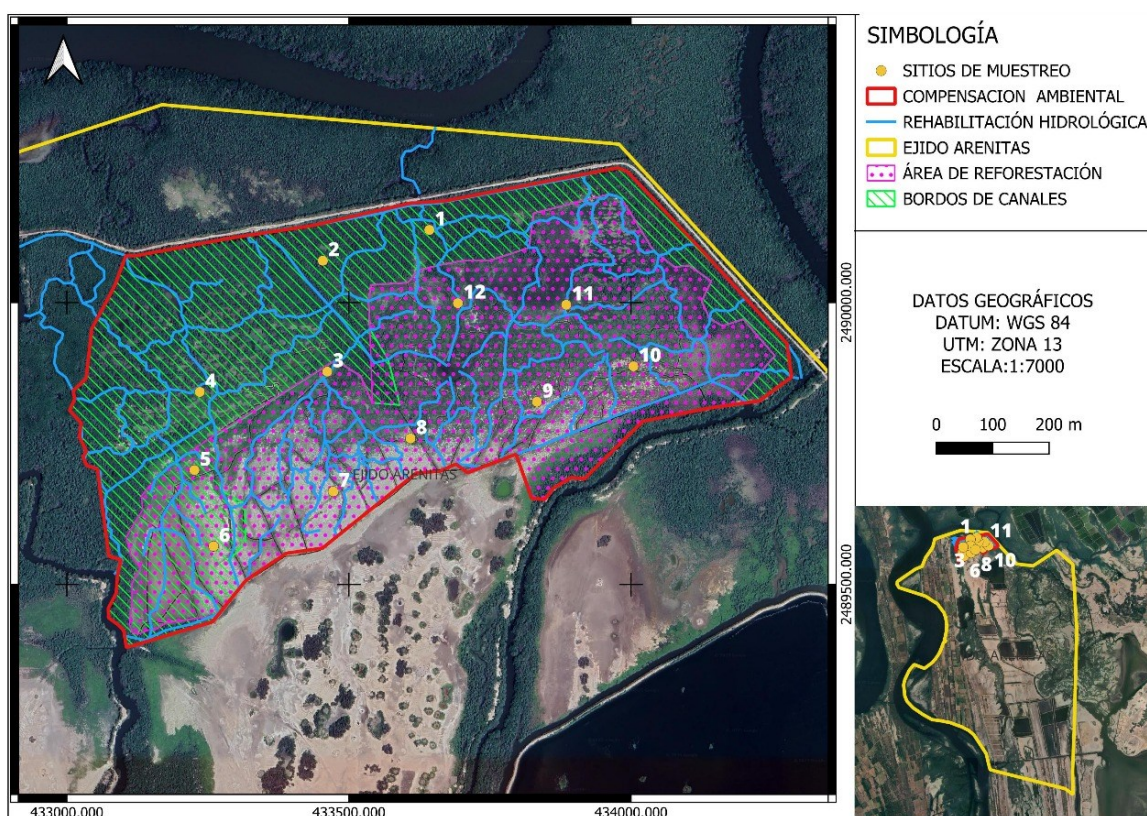


Figura 1. Ubicación de sitios de muestreo dentro de área de compensación ambiental en Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Según datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020), la región mantiene una densidad poblacional baja y enfrenta retos relacionados con el acceso a servicios básicos, educación y desarrollo sostenible.

3.1.2 Características físico-ambientales del área de estudio

El clima se clasifica como tipo Awo, según la clasificación de Köppen correspondiente a un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano. Así como precipitación del mes más seco entre 0 y 60 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual (García y CONABIO, 2001).

Mientras que, para el suelo, están presentados dos tipos de suelo. El código SCglsch+SCmosch/2 indica una mezcla de solonchak gléyico y molisol sódico, esto representa un paisaje edáfico complejo, con suelos alternando entre áreas con alta salinidad y saturación hídrica (solonchak gléyico), y áreas con materia orgánica acumulada y sodicidad (molisol sódico), pero en condiciones algo mejor drenadas. Es típico en transiciones entre manglares y vegetación halófila o pastizales salinos, donde la topografía y la hidrología superficial generan variaciones en la humedad y la salinidad (INEGI, 2007).

Por otro lado, SCglsch+SCsch/1 representa una combinación edáfica en la que el solonchak gléyico (SCglsch) es el suelo dominante. Estos suelen ser suelos salinos (solonchak) con evidencias de hidromorfismo (condiciones de anegamiento o saturación prolongada). Se desarrollan en zonas bajas, con mal drenaje y elevada salinidad superficial o subsuperficial. Suelos con alto contenido de materia orgánica, desarrollados en ambientes húmedos o anegados (como manglares o ciénagas). Suelen ser muy oscuros, esponjosos y pobres en oxígeno, con procesos de descomposición lenta. (INEGI, 2007).

De acuerdo con las cartas de uso de suelo y vegetación, en el área de estudio se identifican coberturas de manglar y pastizal halófilo. Estas clases de vegetación reflejan condiciones ecológicas costeras, caracterizadas por suelos salinos e inundación periódica, propias de ambientes como estuarios y llanuras intermareales (INEGI, 2021).

El sitio de estudio se encuentra dentro de la Cuenca Presidio-San Pedro, una unidad hidrológica prioritaria que abarca territorios de los estados de Durango, Sinaloa y Nayarit. Esta cuenca se caracteriza por la presencia de importantes cuerpos de agua como el Río

San Pedro Mezquital, uno de los pocos grandes ríos mexicanos que aún fluye de manera natural hasta el Océano Pacífico. La dinámica hidrológica de la región ha favorecido el desarrollo de ambientes altamente productivos como manglares, esteros, marismas y pastizales halófilos, los cuales ofrecen hábitat a una gran diversidad de especies, tanto residentes como migratorias (CONAGUA, 2007).

3.2 Diseño de muestreo, establecimiento de sitios permanentes y medición de la vegetación

Antes de establecer los sitios de muestreo, se llevó a cabo un recorrido de campo con el objetivo de familiarizarse con el área de estudio. Estos recorridos fueron realizados con el apoyo de un habitante del Ejido Arenitas, ubicado en Tecuala, Nayarit.

En este estudio se establecieron un total de 12 sitios de muestreo para la evaluación de la diversidad vegetal: cuatro en manglar natural y ocho en el área en proceso de restauración. Esta distribución se realizó con la finalidad de capturar una mayor variabilidad en las distintas etapas de recuperación presentes. Cabe señalar que, aunque la metodología Biocomuni no define un tamaño de muestra estricto, sugiere operativamente establecer seis sitios de monitoreo por comunidad o ejido, considerando criterios de representatividad, accesibilidad y cobertura del territorio comunal (FMCN *et al.*, 2018). En este sentido, el número de sitios empleados en el presente estudio duplica lo sugerido en dicha metodología, con el objetivo de lograr una caracterización más detallada y comparativa entre el manglar natural y el área restaurada.

Para la selección de los sitios, se empleó un diseño de muestreo selectivo con la finalidad de evitar la asignación de áreas de difícil acceso y garantizar la inclusión de zonas de relevancia dentro del estudio. Para el establecimiento de los sitios de muestreo se siguió la metodología empleada en la guía “Monitoreo Comunitario de la Biodiversidad (Biocomuni)”, modificando únicamente la superficie de los sitios de muestreo, adaptándolo al ecosistema de manglar. Reduciendo de una superficie sugerida de 1000 m² a un área de 500 m² en forma circular. La elección de este tamaño de parcela se basó en consideraciones metodológicas que sugieren que el uso de unidades de muestreo

intermedias de 500 m², en lugar de parcelas más grandes como las de 1000 m², permite una mejor distribución espacial del muestreo sin alterar la intensidad total (Machado *et al.*, 2005).

En el levantamiento se tuvo el acompañamiento de una persona de la comunidad con conocimiento del área, así como encargados de la manipulación de los instrumentos de medición y un encargado del plasmado de la información en los formatos de campo. Como primer paso, y una vez seleccionadas las áreas, el centro fue señalado con una estaca pintada de color amarillo para su identificación, posteriormente se registraron las coordenadas correspondientes al punto central de cada sitio utilizando un GPS marca Garmin, el cual proporcionó la ubicación georreferenciada, así como la altitud (msnm). Posteriormente, se colocó la estaca central para la delimitación del sitio. La pendiente del terreno se midió mediante el uso de una pistola Haga y una brújula.

Para establecer los límites de la unidad de muestreo, se clavó en el suelo una estaca o varilla pintada de color amarillo al alcanzar la distancia requerida de 12.62 metros desde el centro de la unidad. Este procedimiento se repitió en las cuatro direcciones cardinales: norte (N), sur (S), este (E) y oeste (W). Al terminar la delimitación y con el acompañamiento de la persona con experiencia en identificación de especies vegetales, se procedió con el registro del arbolado presente en el área de los 500 m², utilizando el formato uno (Anexo 1), de la guía antes mencionada, con las modificaciones pertinentes.

Se asignaron cuatro cuadrantes iguales, iniciando en el norte (azimut 0°) y avanzando en el sentido de las manecillas del reloj. Quedando de la siguiente manera, el cuadrante uno con azimut 0° a 90°, cuadrante dos de 90° a 180, cuadrante tres de 180° a 270° y cuadrante cuatro de 270° a 360°.

Una vez establecidos, se llevó a cabo un barrido sistemático de cada cuadrante, iniciando con el individuo más cercano al centro de la unidad de muestreo, siendo numerado cada uno consecutivamente, esto si cumplían con el requerimiento de contar con un diámetro normal (DN) mayor a 7.5 cm, los cuales fueron marcados con pintura amarilla, utilizando

el número correspondiente. De cada individuo registrado, se identificó la especie y se midieron las siguientes variables: diámetro normal, altura total, diámetro de copa, diámetro basal y condición estructural (daños visibles). En aquellos casos en los que un individuo presentaba múltiples tallos o ramas a la altura de 1.30 m, se procedió a medir cada uno por separado. Si alguno de estos tallos superaba el diámetro normal de 7.5 cm, se le asignó su propio registro en el formulario correspondiente.

Dentro de la unidad de muestreo, se establecieron cuatro subunidades de muestreo (SUM), cada una con una superficie circular de 12.56 m² y un radio de 2 m. Para este, fue utilizado el formato de campo dos (Anexo 2) de la guía antes mencionada con las modificaciones y adaptaciones necesarias para el ecosistema de manglar. La primera subunidad se orientó hacia el noreste a 45 grados (NE 45°), Se utilizó una cinta métrica para marcar una distancia de 6.30 m en la dirección indicada. Una vez delimitada la SUM1, se procedió a establecer las restantes subunidades de muestreo siguiendo el mismo procedimiento: SUM2 se ubicó hacia el sureste a 45 grados (SE 45°), SUM3 hacia el suroeste a 45 grados (SO 45° o SW 45°) y SUM4 hacia el noroeste a 45 grados (NO 45° o NW 45°) (Figura 2).

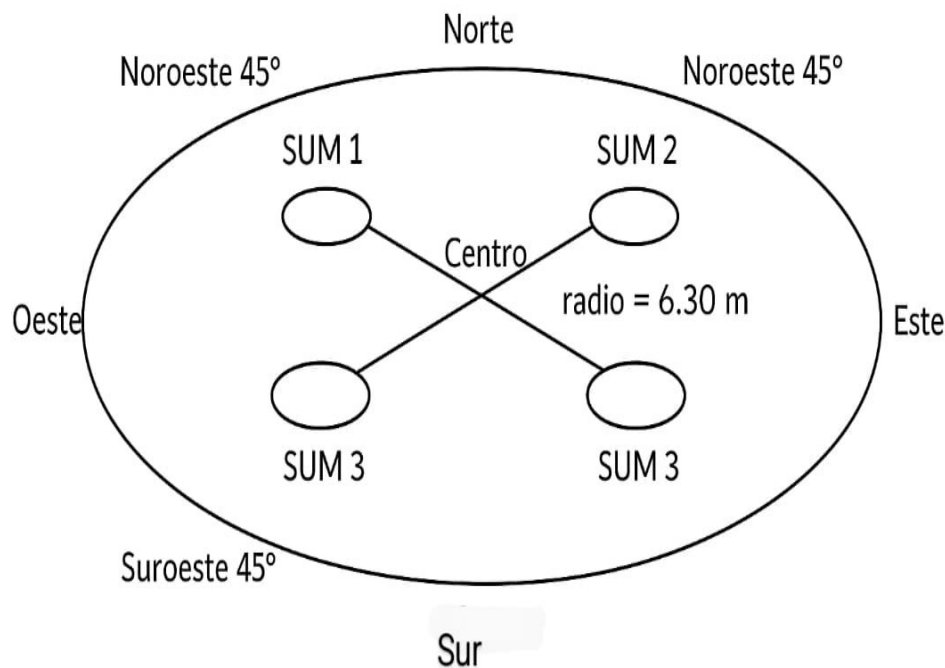


Figura 2. Diseño de las unidades de muestreo 500 m² con subunidades de muestreo (SUM) para el estudio en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

En estas subunidades, se incluyó también la debida identificación de los arbustos y árboles jóvenes (repoblado), con un diámetro normal inferior a 7.5 cm. Para cada especie registrada en esta categoría, se contabilizó el número de individuos dentro de tres intervalos de altura: de 0.25 a 1.50 m, de 1.51 a 2.75 m y mayores a 2.75. Asimismo, se estimó el vigor de cada ejemplar y se observaron posibles daños estructurales causados por agentes bióticos (plagas o enfermedades) o abióticos (incendios, viento, etc.), esto último únicamente, con la finalidad de contar con más información del estado actual y condición de las especies presentes.

En las cuatro subunidades de muestreo también se instalaron subunidades de 1 m² en el centro de cada sitio (Figura 3), donde se evaluaron los neumatóforos. Se registró el número total de neumatóforos por subunidad, así como la altura y el diámetro de diez individuos seleccionados aleatoriamente. Finalmente, se cuantificó el número de individuos en regeneración de manglar y se estimó la cobertura de cada especie presente en la subunidad.

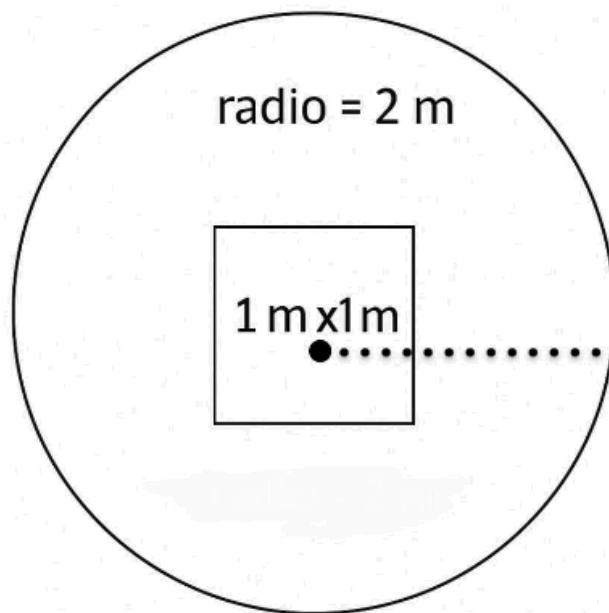


Figura 3. Diseño de la subunidad de muestreo (SUM) con cuadro central para evaluación de vegetación menor en el estudio del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Cabe señalar que dichas variables de medición no fueron consideradas en el presente estudio, ya que se reservaron únicamente para investigaciones posteriores; en este caso, para el análisis de diversidad únicamente fue necesario contar con el registro de las especies y sus abundancias.

3.3 Estimación de la diversidad de especies

Para el análisis de la diversidad florística se organizaron los datos obtenidos en campo con base en dos criterios principales: el tipo de cobertura vegetal y el año de muestreo. Las áreas comparadas fueron el manglar natural y el área de restauración ecológica, evaluadas en dos periodos: 2024 y 2025. Esta estructura permitió realizar comparaciones tanto espaciales (entre tipos de cobertura) como temporales (entre años). En total se analizaron los 12 sitios de muestreo, distribuidos de la siguiente forma: 4 sitios en el manglar natural y 8 sitios en el área de restauración.

Los datos obtenidos en campo fueron registrados inicialmente en hojas de trabajo impresas y posteriormente digitalizados en una hoja de cálculo utilizando el programa Microsoft Excel. Esta herramienta permitió organizar de manera estructurada la información recolectada, facilitando la creación de una base de datos sistematizada. Esta base de datos constituyó el insumo principal para el procesamiento estadístico y el cálculo de los índices, los cuales se llevaron a cabo en etapas posteriores del análisis.

Los datos se organizaron en matrices por área y año, las cuales fueron procesadas en el programa PAST (Paleontological Statistics Software Package), en su versión 3.24 de 2020, mediante el cual se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H'), Simpson ($1-D$), dominancia (D) y riqueza específica (S). Esta estructura de organización facilitó la obtención e interpretación de los resultados comparativos, atendiendo a los objetivos del estudio. La elección de PAST se debió a su versatilidad y accesibilidad para el manejo de datos, así como a su capacidad para generar resultados numéricos de forma rápida y precisa (Hammer *et al.*, 2001).

3.3.1 Riqueza de especies

La riqueza de especies (S) se obtuvo como un valor directo, correspondiente al número total de especies registradas en cada una de las áreas y años evaluados, sin aplicar transformaciones ni estimadores adicionales. Adicionalmente, se elaboró una curva de acumulación de especies para evaluar la suficiencia del esfuerzo de muestreo y estimar la riqueza esperada en función del número de sitios.

3.3.2 Modelo de ajuste Clench

Esta curva fue generada utilizando el programa Sigmaplot, versión 11, mediante el modelo de Clench, el cual permite ajustar los datos empíricos a una función asintótica que representa la tasa de acumulación de nuevas especies conforme se incrementa el esfuerzo de muestreo.

$$S(X) = \frac{ax}{1+bx}$$

Donde: S(x) = número acumulado de especies con un esfuerzo de muestreo x, a y b = parámetros ajustados al modelo. x = número de unidades de muestreo (Moreno, 2001).

3.3.3 Representatividad

La **representatividad del muestreo** se calculó con el fin de evaluar en qué medida las especies observadas en campo reflejan la riqueza total estimada para la comunidad. Este indicador permite conocer la suficiencia del esfuerzo de muestreo, expresándose en porcentaje. Para ello se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Representatividad (\%)} = \left(\frac{\text{Especies observadas}}{\text{Riqueza estimada}} \right) \times 100$$

Donde: Riqueza estimada = (a/b) (parámetros del modelo de Clench Sigmaplot).

3.3.4 índice de Margalef

La riqueza específica se evaluó mediante el índice de Margalef (DMg), el cual relaciona el número de especies presentes con el total de individuos muestreados. Este índice se calcula con la siguiente fórmula:

$$DMg = \frac{s - 1}{\ln N}$$

Donde: S = número de especies. N = número total de individuos (Moreno, 2001).

3.3.5. Índice de Shannon-Wiener

La diversidad específica se analizó mediante el índice de Shannon-Wiener (H'), el cual considera tanto la riqueza de especies como la equitatividad en la abundancia de los individuos. Este índice se calcula con la fórmula:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

El intervalo de confianza se estima como:

$$[H' - t_{\alpha/2, n-1}(EE), H' + t_{\alpha/2, n-1}(EE)]$$

Donde $t_{\alpha/2, n-1}$ corresponde al valor de la distribución t de Student para un nivel de confianza del 95 % y $n-1$ grados de libertad.

El error estándar (EE) de H' se calcula de manera análoga al intervalo de confianza para una media, empleando la desviación estándar de las muestras y corrigiendo por tamaño de muestra reducido:

$$EE = \frac{s}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{\frac{n}{n-1}}$$

De esta forma, se obtiene un intervalo de confianza más adecuado para estimaciones de diversidad en muestras pequeñas (Magurran, 1988).

3.3.6 Índice de Simpson

La dominancia y equitatividad de las especies se evaluaron mediante el índice de Simpson (D), el cual estima la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de la muestra pertenezcan a la misma especie. Su cálculo se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Donde: S (número total de especies), n_i (número de individuos de la especie) y N (número total de individuos) (Hammer, 2025).

3.3.7 Dominancia (D) 1- índice de Simpson.

$$D = \sum_i \frac{ni(ni - 1)}{n(n - 1)}$$

Donde varia de 0 (todos los taxones están igualmente presentes) a 1 (un taxón domina la comunidad por completo) (Magurran, 1988).

3.3.9 Comparación de índices de diversidad

Para evaluar diferencias en la diversidad entre el manglar natural y el área en restauración, se calcularon dos índices de heterogeneidad: Shannon-Wiener (H') y Dominancia de Simpson (D). La comparación entre las áreas de estudio se realizó mediante la prueba t de Hutcheson (implementada en el módulo *Diversity t test* del programa PAST v. 3.24; Hammer, 2025).

Esta prueba permite contrastar directamente los valores de H' y de D obtenidos en cada área (considerando sus respectivos tamaños de muestra y varianzas), y determinar si las diferencias son estadísticamente significativas, con base en el valor de p ($p < 0.05$). La evaluación se efectuó de manera independiente para cada año de estudio (2024 y 2025).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Riqueza de especies

En el área de estudio dentro del Ejido Arenitas en el municipio de Tecuala en el estado de Nayarit, se evaluaron dos áreas de las cuales, cada población fue evaluada en dos años y de acuerdo con los resultados obtenidos para el primer año el área de manglar natural fue el área que obtuvo mayor número de especies, con cinco especies encontradas (Cuadro 1), seguido del área de restauración con cuatro especies encontradas.

En el segundo año de evaluación, correspondiente al año 2025, se continuó con el análisis de las dos áreas en estudio (Cuadro 1). En este periodo, el área de manglar natural mostró una ligera variación en su composición florística respecto al año anterior, registrando la presencia de cuatro especies, manteniéndose *Avicennia germinans*, *Batis maritima*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, y notándose la ausencia de *Sesuvium portulacastrum*. Por su parte, el área de restauración presentó una leve mejora en términos de riqueza, alcanzando seis especies, dos más que el año previo, gracias al establecimiento de *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, además de la permanencia de *Avicennia germinans*, *Batis maritima* y *Salicornia bigelovii*. Indicando un posible avance en el establecimiento y sobrevivencia de especies leñosas en el área restaurada.

En la riqueza total de especies entre el manglar natural y el área restaurada (Cuadro 1), se observó la presencia de especies herbáceas típicamente asociadas a suelos salinos y ambientes perturbados dentro del sitio en restauración. En particular, se registró la aparición de *Salicornia bigelovii*, especie ausente en el manglar natural. Este hallazgo cobra relevancia al considerar que, según la literatura, plantas como *Batis maritima*, *Sesuvium portulacastrum* y diversas especies de *Salicornia* son comúnmente encontradas en zonas donde el manglar ha sido talado, deteriorado o perturbado, así como en áreas con alta salinidad (Moreno *et al.*, 2016).

Además, se observó que *Batis maritima* y *Sesuvium portulacastrum*, si bien estuvieron presentes en el primer año, tanto en el manglar natural como en el área restaurada, su

distribución dentro del manglar natural se concentró principalmente en zonas de transición cercanas al área de restauración, mientras que, para el segundo, la especie *Sesuvium portulacastrum* ya no se registró en el área de manglar natural, lo que podría estar relacionado con cambios en las condiciones micro ambientales (Cuadro 1).

Nombre común	Nombre científico	Tipo	Manglar natural 2024	Área de restauración 2024	Manglar natural 2025	Área de restauración 2025
Mangle negro	<i>Avicennia germinans</i>	Arborea	+	+	+	+
Vidrillo	<i>Batis maritima</i>	Herbácea	+	+	+	+
Mangle blanco	<i>Laguncularia racemosa</i>	Arborea	+	-	+	+
Mangle Rojo	<i>Rhizophora mangle</i>	Arborea	+	-	+	+
Salicornia	<i>Salicornia bigelovii</i>	Herbácea	-	+	-	+
Verdolaguillo	<i>Sesuvium portulacastrum</i>	Herbácea	+	+	-	+

Cuadro 1. Listado comparativo de especies presentes en áreas de manglar natural y en restauración en primer y segundo año en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

+Área con presencia de la especie. -Área sin presencia de la especie.

Esta ubicación indica que estas especies herbáceas se encuentran en condiciones ambientales intermedias, posiblemente influenciadas por cambios en la salinidad o por la mayor exposición del suelo. Estas especies se caracterizan por presentar hojas carnosas, una adaptación fisiológica clave que les permite tolerar condiciones extremas de salinidad y estrés ambiental. La coincidencia entre lo documentado en la bibliografía y lo observado en campo refuerza la idea de que el área de restauración aún mantiene condiciones propias de un ecosistema en transición, donde dominan especies pioneras resistentes a la salinidad (Moreno *et al.*, 2016).

4.2 Curvas de acumulación de especies para área de restauración y manglar natural en primer año, ajustadas con modelo de Clench

La curva de acumulación de especies representativa del área de manglar natural en el Ejido de Arenitas para el primer año (Figura 4), muestra un aumento en el número de especies al incrementar el número de sitios de muestreos y tiende a estabilizarse. En cuanto al área de restauración, para el primer año (Figura 5), la curva de acumulación de especies muestra una estabilización a partir del sitio número cuatro, donde se muestra que no se registraron nuevas especies, manteniéndose constante. Haciendo evidente que con el número de sitios registrado fue posible la representación de las especies leñosas y herbáceas presentes.

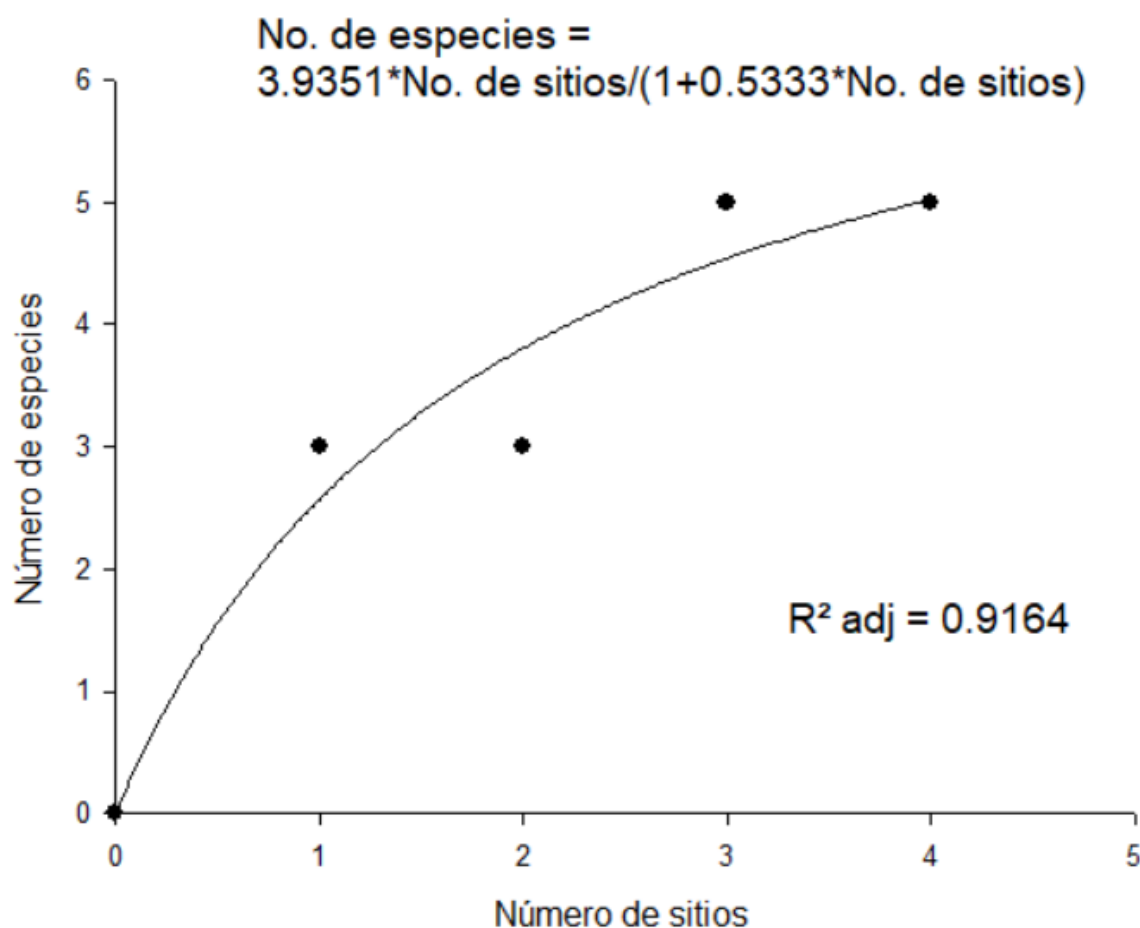


Figura 4. Curva de acumulación de especies para área de manglar en primer año (ajustada con modelo de Clench), en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

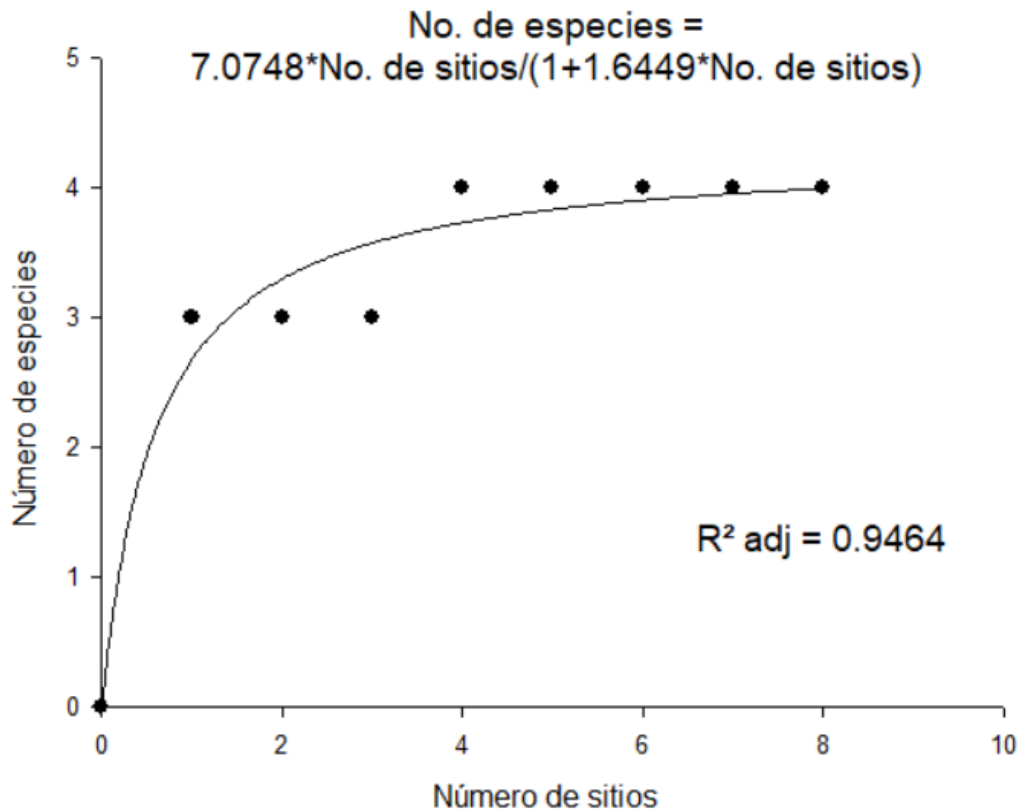


Figura 5. Curva de acumulación de especies para área de restauración en primer año (ajustada con modelo de Clench), en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

4.3 Curvas de acumulación de especies para área de restauración y manglar natural en segundo año, ajustadas con modelo de Clench

La curva representativa para el área de restauración del segundo año, se estabilizó a partir del sitio 5, donde el número de especies dejó de incrementarse notablemente, lo que indica que el muestreo fue suficiente para capturar la mayoría de las especies presentes (Figura 6).

En cuanto al área de manglar natural en el segundo año, en este caso, la curva muestra una estabilización más temprana, alrededor del sitio 3, donde el número de especies también dejó de aumentar manteniéndose en 4 especies estimadas (Figura 7), disminuyendo una especie en comparación de la curva de 2024, en esta área. De las dos curvas de acumulación de especies mostradas tanto en este apartado, como en el anterior, todas ajustadas con el modelo de Clench (Figuras 4, 5, 6 y 7), muestran un buen ajuste con coeficientes de determinación ($R^2 \text{ adj}$) con valores superiores a 0.91, lo que indica una adecuada representatividad del modelo.

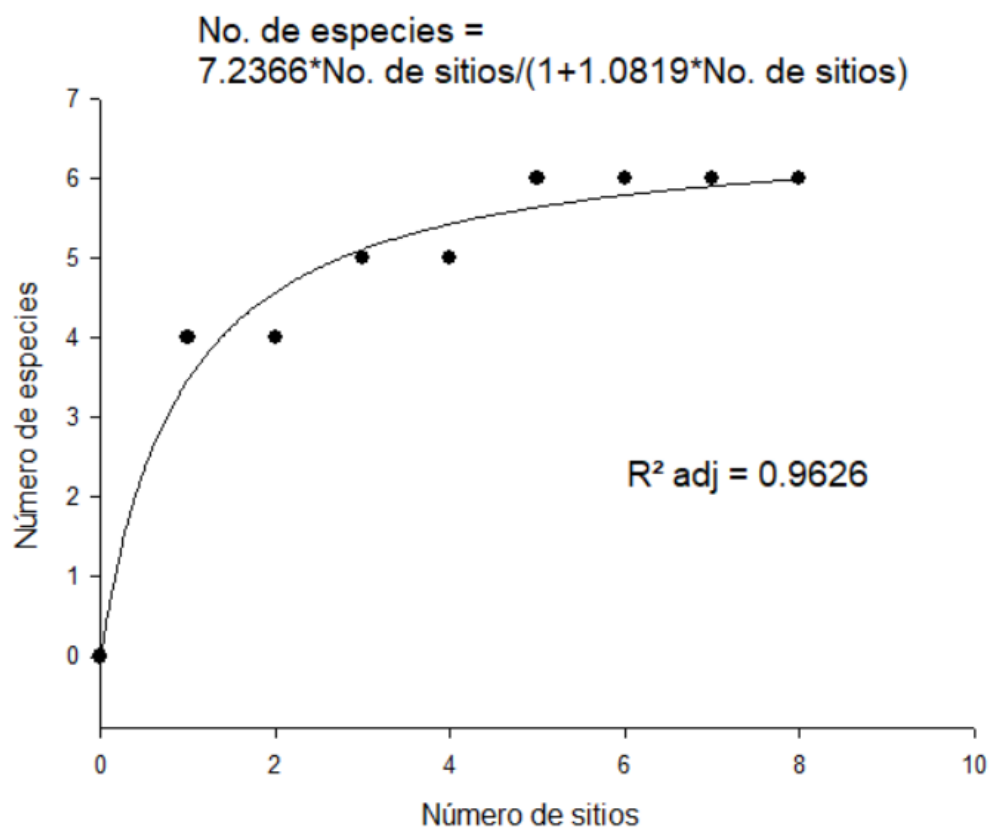


Figura 6. Curva de acumulación de especies para área de restauración en segundo año (ajustada con modelo de Clench), en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

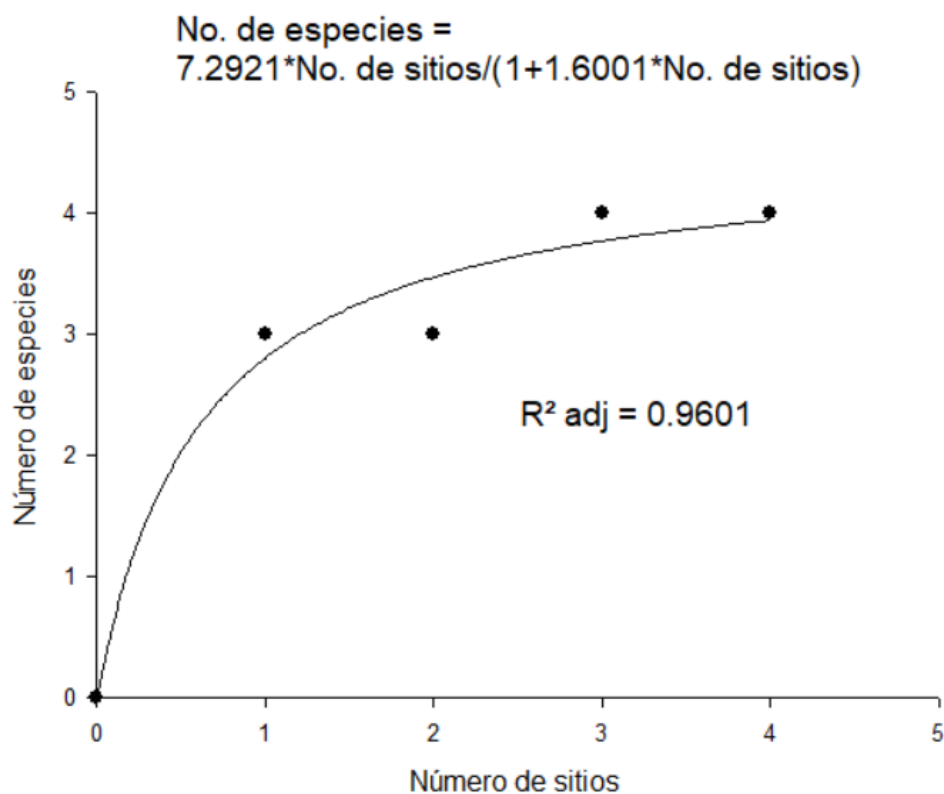


Figura 7. Curva de acumulación de especies para área de manglar en segundo año (ajustada con modelo de Clench), en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

4.4 Representatividad

El parámetro asintótico (a/b), que representa el número estimado máximo de especies esperadas, es mayor en el manglar natural (7) que en el área de restauración (4) esto para el primer año (Cuadro 2), mientras que para el segundo año (2025) el manglar natural bajaron dos especies esperada (5) en referencia al año anterior, mientras que el área de restauración pasó de un máximo esperado de (4) especies a (7).

Cuadro 2. Resultados obtenidos del ajuste con modelo de Clench de la curva de acumulación de cuatro especies para el primer año en dos áreas, del manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Resultados Sigmaplot	Manglar natural 2024	Área de restauración 2024	Manglar natural 2025	Área de restauración 2025
Especies obs.	5	4	4	6
a	3.9351	7.0748	7.2921	7.2366
b	0.5333	1.6449	1.6001	1.0819
Riqueza estimada (a/b)	7.3787	4.3010	4.5572	6.6887
Representatividad (%)	71	100	80	85

De acuerdo con los resultados obtenidos mediante el modelo de Clench, el área de restauración para el primer año presentó una representatividad del 100 %, lo que indica que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para registrar la totalidad de las especies esperadas en esos sitios (Cuadro 3). Por otro lado, en el manglar natural se alcanzó una representatividad del 71%, en cuanto al segundo año, en el manglar natural se aumentó la representatividad alcanzando un valor de 80%, mientras que el área de restauración disminuyó 15% quedando en 85% de representatividad en cuanto al máximo estimado de especies.

Dichos valores a excepción de “manglar natural 2024”, quedan dentro de los rangos propuestos en algunos estudios, ya que diversos autores han propuesto umbrales cuantitativos para evaluar la representatividad de los inventarios biológicos mediante curvas de acumulación. En particular, Skalak *et al.* (2012) consideran que alcanzar entre

el 80 % y el 90 % de la riqueza estimada constituye un nivel conservador y suficientemente robusto de completitud del muestreo. Este rango permite realizar comparaciones válidas de la riqueza de especies tanto dentro de una misma localidad como entre diferentes sitios, especialmente en estudios de diversidad biológica con limitaciones logísticas. Según los autores, este enfoque proporciona un balance razonable entre el esfuerzo de muestreo y la precisión en la estimación de la riqueza total, sin necesidad de alcanzar el 100 % de las especies potencialmente presentes (Skalak *et al.*, 2012).

4.5 Comparación de la diversidad de especies entre área de restauración y manglar natural

En el Cuadro 3 se muestran las dos áreas evaluadas (manglar natural y área de restauración), así como los índices de diversidad empleados para cada uno, en los dos años evaluados, dentro del área de compensación ambiental. Los valores obtenidos de los índices de diversidad muestran diferencias entre el manglar natural y el área en restauración.

4.5.1 Índice de Margalef (DMg)

De acuerdo con la literatura (Lakićević y Srđević, 2018), valores altos del índice de Margalef reflejan una mayor riqueza específica, mientras que valores bajos indican una menor riqueza. Pese a que el índice de Margalef no es comúnmente utilizado en estudios de manglares, se optó por emplearlo como medida de la riqueza debido a su sensibilidad para detectar diferencias en la composición de especies, incluso en comunidades con gran dominancia de ciertos taxones (Inyang *et al.*, 2022).

El índice de Margalef (DMg) para el primer año fue mayor en el manglar natural (0.37) que en el área restaurada (0.25), lo cual indica una mayor riqueza de especies en el ecosistema conservado. En 2025, se invierte la tendencia: el área de la restauración muestra un mayor valor (0.39) que el manglar natural (0.28), lo que indica una recuperación progresiva en la riqueza de especies tras el segundo año de restauración y favorece la complejidad estructural y la funcionalidad ecológica del sitio (Cuadro 3).

Aunque en el presente estudio los valores del índice de Margalef (DMg) fueron relativamente bajos (entre 0.25 y 0.39), estos pueden contextualizarse al compararlos con otros ecosistemas de manglar en regiones tropicales. Por ejemplo, en el manglar de Pantai Panjang, Indonesia, se han propuesto rangos interpretativos donde valores inferiores a 3.5 se consideran indicativos de baja riqueza específica, entre 3.5 y 5.0 como riqueza moderada y superiores a 5.0 como alta riqueza (Anwar *et al.*, 2023).

De igual forma, en manglares de Pondicherry, India, los valores del índice de Margalef registrados variaron entre 1.67 y 2.70 según la temporada, siendo interpretados como riqueza media a alta (Kumar y Khan, 2013). En comparación, los valores obtenidos en Arenitas son considerablemente menores, lo cual puede atribuirse al proceso temprano de recuperación en el área restaurada, donde aún no se ha alcanzado una complejidad estructural ni florística comparable con los ecosistemas de referencia.

4.5.2 Shannon-Wiener (H')

De acuerdo con los resultados obtenidos en el índice de Shannon-Wiener (H') para 2024 se obtuvo un valor de 0.69 en el área de manglar natural, mientras que en el área de restauración se obtuvo un valor de 0.79 (Cuadro 3), siendo este el valor el más alto obtenido. Este resultado puede parecer contrario a lo esperado, ya que se esperaría una mayor diversidad en el manglar maduro. Sin embargo, el valor más alto en el área restaurada podría explicarse por una distribución más equitativa de los individuos entre las especies presentes (Krebs, 2014). Tal es el caso en el manglar natural, donde *Batis maritima* domina ampliamente la comunidad con 29,577 individuos, lo que genera un fuerte sesgo en la equitatividad del sistema. En contraste con el área de restauración que, aunque presenta dominancia por la especie *Salicornia bigelovii*, la abundancia relativa de otras especies como *Avicennia germinans* y *Sesuvium portulacastrum* mejora el balance en la distribución de individuos. Mientras que, en 2025, ambos sitios presentan valores más bajos que en 2024, (0.6209 en restauración vs 0.6096 en natural), lo que podría indicar una ligera disminución en la equitatividad.

Cuadro 3. Valores de índices de diversidad obtenidos por área a restaurar y manglar natural separadas por año, del manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Sitio	Diversidad alfa			
	Margalef DMg	Shannon-Wiener (H').	Simpson (1-D).	Dominance D
Manglar natural 2024	0.3797	0.6980 b	0.3601	0.6399 a
Área restauración 2024	0.2562	0.7957 a*	0.4495	0.5505 b
Manglar natural 2025	0.2862	0.6096 b	0.3623	0.6377 a
Área restauración 2025	0.3980	0.6209 a	0.3548	0.6452 b

DMg=índice de Margalef. H'= Índice de Shannon-Wiener (log2). 1-D= Complemento del índice de diversidad Simpson. D=Dominancia de Simpson. * El valor de *p* calculada mediante la prueba de *t* de Hutchenson (Zar, 2010), letras iguales significan valores similares al 95% de confiabilidad ($p < 0.05$).

En cuanto a los resultados obtenidos para el índice antes mencionado. se puede afirmar que el manglar natural presenta una dominancia más marcada de ciertas especies, lo que reduce su valor de H'. El área restaurada, aunque con menor riqueza, muestra una mejor distribución de los individuos entre las especies presentes, elevando su índice de diversidad en el año 2024. Estos valores indican que el ecosistema en restauración, pese a estar en una fase temprana de recuperación, podría estar desarrollando una estructura más equilibrada en términos de diversidad relativa, lo cual es un indicador positivo del proceso de restauración.

El índice de Shannon-Wiener (H') es una medida que combina la riqueza de especies y la equitatividad en la abundancia de individuos. Está basado en el concepto de incertidumbre asociada a predecir la identidad de un organismo elegido al azar dentro de una comunidad. En ecosistemas con baja diversidad, es más probable predecir correctamente la especie

del organismo seleccionado, lo que implica mayor certeza (baja incertidumbre) y valores bajos de H' . El valor de este índice varía entre 0 y un máximo ($H'_{\max}$), que depende exclusivamente de la riqueza de especies y se calcula como el logaritmo natural del número total de especies. A medida que el valor de H' se aproxima a $H'_{\max}$, se considera que la comunidad es más diversa y equitativa (Brouwer *et al.*, 2025).

Los valores del índice de Shannon-Wiener (H') obtenidos en este estudio para el año 2024 son ligeramente superiores a los reportados por Moncada (2007) en el manglar El Chupadero, ubicado en Tecomán, Colima. En aquel estudio, el sitio con mayor diversidad alcanzó un valor de $H' = 0.62$, mientras que otros sitios presentaron valores de 0.46 y 0.39. Aquellos con presencia de una sola especie arrojaron un valor de cero, al no presentar diversidad. A pesar de que los resultados del presente trabajo superan esos valores y en 2025 lo alcanzan, continúan siendo relativamente bajos cuando se comparan con otros ecosistemas de vegetación más diversa.

Por ejemplo, un estudio reciente realizado en el manglar de Puerto Pizarro, Tumbes, Perú, que reportó valores más elevados: las zonas B y C alcanzaron un promedio de $H' = 1.02$, mientras que la zona A, caracterizada por una menor diversidad, presentó un valor de $H' = 0.30$ (Zapata *et al.*, 2024). Estos resultados indican que, aunque los valores en este trabajo son superiores al de la zona A de Tumbes, siguen siendo inferiores al promedio general reportado en dicho estudio, lo cual puede atribuirse a factores como la dominancia de pocas especies en los sitios estudiados o diferencias en las condiciones ambientales y de restauración (Zapata *et al.*, 2024). En cuanto a las áreas evaluadas con el índice antes mencionado, en este estudio, indica que, para la más reciente evaluación (2025), se arrojaron valores indicadores de una mayor diversidad en manglar natural.

En cuanto análisis de diversidad a través del índice de Shannon mostró diferencias estadísticamente significativas entre el manglar natural y el área en proceso de restauración para el primer año (valor $p = 1.0346 \times 10^{-76}$), lo que indica que la diversidad no fue homogénea entre las áreas evaluadas. En el segundo año (2025), no se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p = 0.0061244$), aunque la composición y

distribución de abundancias de especies reflejan que la diversidad se mantiene distinta entre las áreas. Esto evidencia que incluso con especies compartidas, la diversidad puede variar según la proporción de individuos por especie en cada comunidad.

4.5.3 Simpson (1-D)

En cuanto al índice de Simpson (1-D), éste toma valores entre 0 y 1, en donde valores cercanos a cero indican una comunidad altamente diversa, mientras que valores próximos a uno reflejan baja diversidad o dominancia de una sola especie (Brouwer *et al.*, 2025).

Los resultados obtenidos para 2024 reflejan una mayor diversidad en el área restaurada con un valor de (0.44), en comparación con el área de manglar natural con (0.36) (Cuadro 3). Esta diferencia indica como antes fue mencionado, que tras el proceso de restauración se ha logrado una comunidad de especies de flora más homogénea en comparación con el área de manglar y en términos de dominancia entre especies. Una menor dominancia de pocas especies y una mayor presencia equilibrada de distintas especies contribuyen al incremento de este índice (Moreno, 2001).

Sin embargo, durante el segundo año de monitoreo (2025), la diversidad en el área restaurada disminuyó ligeramente a 0.35, mientras que el valor en el manglar natural permaneció prácticamente sin cambios (0.36). Esta variación podría indicar una transición en la composición de especies, posiblemente relacionada con procesos de competencia o establecimiento de las especies conforme avanza la sucesión ecológica.

Al comparar estos valores con los reportados en otros estudios en México, se observa que, aunque los resultados del presente trabajo se encuentran por debajo, están dentro de un rango comparable. Por ejemplo, en un estudio realizado en manglares de Baja California, se obtuvieron valores de Simpson (1-D) superiores a 0.88 en la mayoría de los cuadrantes evaluados (González, 2010), lo que refleja comunidades con una alta equitatividad entre especies. De manera similar, estudios en manglares fuera del país, como el caso de Ampara, en Sri Lanka, han registrado índices variables de 0.78 y 0.22, evidenciando diferencias en la estructura comunitaria y en los niveles de dominancia entre sitio

(Prasanna *et al.*, 2019). En este caso la disminución podría indicar una transición en la composición de especies, posiblemente relacionada con procesos de competencia o establecimiento diferencial conforme avanza la sucesión ecológica.

4.5.4 Dominancia (D)

El índice de Dominancia (D), calculado en el software PAST, oscila entre 0 y 1, donde valores cercanos a 1 indican una alta dominancia de una o pocas especies en la comunidad, y valores próximos a 0 reflejan una comunidad más equitativa en la abundancia relativa de las especies. A diferencia del índice de Simpson (1-D), que representa directamente la diversidad, el índice D mide el grado en que ciertas especies dominan la comunidad. En este sentido, D y 1-D son complementarios, ya que una alta dominancia (valor alto de D) implica baja diversidad (valor bajo de 1-D), y viceversa (Hammer , 2025).

Los valores de dominancia obtenidos (Cuadro 3) muestran una diferencia entre el manglar natural ($D = 0.63$) y el área en restauración ($D = 0.55$) para el primer año, mientras que para el segundo año se reportaron valores (0.63) en manglar natural y (0.64) en área de restauración. Manteniéndose en manglar natural y aumentando en área de restauración.

Lo que indica que, en ambos sitios, unas pocas especies tienden a concentrar una mayor proporción de individuos, aunque esta concentración fue ligeramente más marcada en el manglar conservado, mientras que para el segundo año le supero el área de restauración. Esta diferencia, aunque no extrema, puede sugerir un mayor grado de equitatividad en la zona restaurada en primer año, posiblemente como reflejo de una comunidad aún en formación, donde las especies pioneras comparten el espacio sin que alguna domine de forma clara.

Al comparar con lo reportado por Zapata (2024), se observa un patrón similar en su estudio, los valores de dominancia más bajos ($D = 0.3368$ y 0.3994 en zonas B y C, respectivamente) se asociaron con una mayor equitatividad en la distribución de individuos entre especies, mientras que la zona A presentó un valor de dominancia más

alto ($D = 0.85$), reflejando menor diversidad efectiva. Aunque los valores entre ambos estudios no son directamente comparables debido a las particularidades ecológicas de cada sitio, la respuesta observada en este trabajo respalda la interpretación de que una menor dominancia puede estar vinculada a una mayor equidad entre especies.

El análisis de dominancia (índice D) mostró diferencias estadísticamente significativas entre el manglar natural y el área restaurada tanto en 2024 ($p = 8.95 \times 10^{-170}$) como en 2025 ($p = 0.006278$), lo que indica que la estructura de dominancia de las especies difiere entre ambos sitios en ambos años. La consistencia de estas diferencias entre años sugiere que, aunque puede haber cierta dinámica en la composición de especies, la restauración todavía no ha alcanzado un grado de madurez comparable al del manglar natural. Por lo tanto, el efecto de dominancia observado en el área restaurada puede interpretarse como un indicador de una comunidad en proceso de estabilización, en la que aún no se ha diversificado suficientemente la estructura de la vegetación.

Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula (H_0) que plantea que la diversidad es igual entre ambas áreas, y por lo pronto se considera la hipótesis alternativa (H_a), confirmando que la diversidad de especies locales difiere significativamente entre el manglar natural y el área en restauración tanto en el primer, como segundo año.

4.6 Evaluación comparativa de primer año con segundo año

El análisis comparativo de los índices de diversidad entre 2024 y 2025 mostró diferencias importantes tanto en el manglar natural como en el área restaurada (Cuadro 4). En el manglar natural, el índice de Shannon-Wiener (H') presentó una diferencia estadísticamente significativa entre ambos años ($p = 1.60 \times 10^{-47}$), lo que hace evidente un cambio en la equitatividad o composición relativa de las especies.

Sin embargo, el índice de Simpson ($1-D$) no mostró diferencias significativas ($p = 0.56277$), indicando que la dominancia de las especies principales se mantuvo relativamente estable. Esto podría interpretarse como un cambio sutil en especies menos abundantes, sin alterar las relaciones de dominancia en el sistema natural más maduro.

En contraste, en el área restaurada, tanto el índice de Shannon como el de Simpson revelaron diferencias altamente significativas entre los años ($p = 0$ en ambos casos; (Cuadro 4). Estos resultados reflejan un cambio profundo en la estructura de la comunidad vegetal, afectando tanto la equitatividad como la dominancia de especies.

Este patrón indica una mayor dinámica en la composición del ensamble, propia de sistemas en recuperación, donde las especies pioneras pueden ser reemplazadas o complementadas por otras conforme avanza el proceso de sucesión ecológica, ya que el establecimiento inicial de especies facilita cambios en las condiciones del micrositio que favorecen el ingreso de nuevas especies, como ha sido documentado en sitios degradados reforestados con monocultivos (Lugo, 1997).

Cuadro 4. Comparación estadística de los índices de diversidad (Shannon y Simpson) entre los años 2024 y 2025 por área del manglar del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Sitio	Índice	Año 2024	Año 2025	Varianza 2024	Varianza 2025	t	df	P (same)	Conclusión
Manglar natural	Shannon (H')	0.698	0.60956	2.25E-05	1.48E-05	14.492	70976	1.60E-47	Diferencia significativa
	Simpson (1-D)	0.6399	0.63765	8.40E-06	6.68E-06	0.57874	72750	0.56277	No hay diferencia significativa
Área restaurada	Shannon (H')	0.79565	0.62088	5.18E-06	2.30E-06	63.931	234000	0	Diferencia significativa
	Simpson (1-D)	0.55051	0.64516	1.88E-06	8.78E-07	56.962	239000	0	Diferencia significativa

En conjunto, los resultados evidencian que, mientras el manglar natural presenta una diversidad más estable en términos de dominancia, el área restaurada continúa en una fase de ajuste estructural. Las diferencias significativas detectadas, especialmente en Shannon, confirman la hipótesis alternativa (H_a), que plantea una variación significativa en la diversidad entre años y sitios. Con base en los resultados obtenidos, se rechaza la hipótesis nula (H_0) y se acepta la hipótesis alternativa (H_a), al encontrarse diferencias significativas en los índices de diversidad de Shannon y Simpson entre el área restaurada y el manglar

natural, así como entre los dos periodos de evaluación. Esto indica que la diversidad de especies no se mantuvo igual en ambos sitios ni se mantuvo constante en el tiempo.

Al contrastar con otros estudios, se observa que los valores registrados en el presente trabajo son relativamente bajos. Por ejemplo, Prasanna *et al.* (2019) reportaron en manglares de Sri Lanka valores del índice de Shannon-Wiener (H') entre 1.1 y 1.7, considerados como diversidad moderada a alta. En comparación, los valores de H' en el área restaurada en este estudio oscilaron entre 0.79 (2024) y 0.62 (2025), y en el manglar natural entre 0.69 (2024) y 0.61 (2025), lo cual indica una menor diversidad que la reportada en sistemas más consolidados.

De forma complementaria, Mulya *et al.* (2021) realizaron un análisis comparativo de índices de diversidad en manglares de Indonesia, concluyendo que el índice de Shannon es sensible para detectar cambios en la estructura de la comunidad en función del grado de intervención, siendo especialmente útil para evaluar procesos de restauración. Sus resultados también mostraron que, en zonas restauradas, los cambios en la equitatividad son comunes y responden al reemplazo progresivo de especies pioneras por otras con mayor valor ecológico, lo cual concuerda con lo observado en la presente investigación.

5 CONCLUSIONES

El presente estudio permitió evaluar el efecto de dos años de restauración ecológica sobre la diversidad y estructura de especies leñosas y herbáceas en un manglar del Ejido Arenitas, en Tecuala, Nayarit. Los resultados obtenidos indican que, el manglar natural mantiene una mayor riqueza florística en el primer año, el área en proceso de restauración ha mostrado una respuesta positiva, evidenciada por el incremento en la riqueza específica y una mejor equitatividad en la distribución de las especies.

Los análisis mediante índices de diversidad (Margalef, Shannon-Wiener, Simpson y Dominancia) revelaron diferencias significativas entre las áreas evaluadas y entre los dos años de monitoreo, lo que confirma que el proceso de restauración está generando cambios estructurales importantes en la comunidad vegetal. La presencia de especies pioneras en el área restaurada, así como la incorporación progresiva de especies propias de manglar maduro, reflejan un avance en las etapas sucesionales del ecosistema.

Aunque aún no se alcanza una condición estructural semejante a la del manglar natural, los patrones observados apuntan hacia una recuperación gradual, destacando la importancia de las acciones implementadas, como la reforestación y la rehabilitación hidrológica.

6 RECOMENDACIONES

Dar continuidad al monitoreo ecológico en el área de restauración y manglar natural, a fin de evaluar los cambios en la diversidad y estructura vegetal a lo largo del tiempo, especialmente durante los cinco años de seguimiento establecidos en el proyecto original.

Incorporar indicadores ecológicos adicionales como composición de fauna asociada y parámetros fisicoquímicos del suelo y agua, para obtener una visión más integral del estado y avance del ecosistema restaurado.

Priorizar la rehabilitación de la conectividad hidrológica en futuras acciones de restauración, ya que se demostró que el restablecimiento del flujo de agua favorece el establecimiento de especies características del manglar y mejora la calidad del hábitat.

7. LITERATURA CITADA

- Anwar, G., Arianto, W., Simarmata, M., Bertham, Y. H., Yuwana, Y., Romeida, A., Ermayendri, D., Indarwanto, I., y Ruslan, D. (2023). Floristic Composition and Species Richness of Mangrove Ecosystems in Pantai Panjang – Pulau Baai Nature Park, Bengkulu Province, Indonesia. *International Journal of Advancement in Life Sciences Research*, 06(03), 10–18. <https://doi.org/10.31632/ijalsr.2023.v06i03.002>
- Brouwer, N., Connuck, H., Dubniczki, H., Gownaris, N., Howard, A., Olmsted, C., Wetzel, D., Whittinghill, K., Wilson, A., y Zallek, T. (2025). *Ecology for All! LibreTexts Biology*. https://bio.libretexts.org/Courses/Gettysburg_College/01%3A_Ecology_for_All
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2009). *Manglares de México: Extensión y distribución*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/manglares_de_mexico_2.pdf
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2023). *Acciones de restauración*. Noticiencia Forestal. https://www.conafor.gob.mx/apoyos/docs/externos/2023/Noticiencia_No_3_Acciones_Restauracion.pdf
- CONAGUA. (Comisión Nacional del Agua). (2007). *Regiones hidrológicas*, escala 1:250 000. <https://www.gob.mx/conagua>
- Echeverría-Ávila, S., Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Merino-Ibarra, M., y Vovides, A. (2019). Regeneración natural de sitios de manglar degradado en respuesta a la restauración hidrológica. *Madera y Bosque*, 25(1), e2511754. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511754>
- FMCN (Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza), CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), USAID (United States Agency for International Development), y USFS. (United States Forest Service) (2018). *Biocomuni - Monitoreo comunitario de la biodiversidad: Una guía para núcleos agrarios*. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C. https://www.fmcn.org/uploads/publication/file/pdf/BIOCOMUNI_v2.0_General.pdf

- García, E., y CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2001). Climas (clasificación de Köppen modificado) [Archivo de datos geospaciales shapefile, escala 1:1,000,000]. <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/clima1mgw.html>
- Gómez País, G. d. (2005). Importancia económico-ambiental del ecosistema manglar. *Economía y Desarrollo*. 142(1), 111-134. <https://www.redalyc.org/pdf/4255/425541308005.pdf>
- Hammer, Ø., Harper, D., y Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. <http://palaeo-electronica.org>
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernandez, C., Gomez Ruíz, P. A., y Comín, F. (2020). Restauración ecológica de manglares de México. En *Gobernanza y manejo de las costas y mares ante la incertidumbre: Una guía para tomadores de decisiones* (pp. 649–675). Universidad Autónoma de Campeche. <https://doi.org/10.26359/epomex.0120>
- Hogarth, P. (2015). The biology of mangroves. Departamento de Biología, Universidad de York. https://api.pageplace.de/preview/DT0400.9780191025907_A24625140/preview-9780191025907_A24625140.pdf
- INECC, (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.). (2005). Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de Ecosistemas. https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2010/11/233_informe_manglar.pdf
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2007). Conjunto nacional de datos vectorial edafológico, escala 1:250 000. Serie II. <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2020). Censo de Población y Vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2021). Conjunto nacional de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación, Serie VII, escala 1:250 000. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463842781>

- Inyang, A. I., Wang, Y.-S., y Cheng, H. (2022). Application of Microalgae Assemblages' Parameters for Ecological Monitoring in Mangrove Forest. *Frontiers in Marine Science*, 9, 872077. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.872077>
- Jardel, E. P. (2015). Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal. CONAFOR. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6529Criterios%20para%20la%20conservaci%C3%B3n%20de%20biodiversidad%20en%20los%20programas%20de%20manejo%20forestal.pdf>
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151–161. https://jhortal.com/pubs/2003-Jimenez-Valverde&Hortal_Rev_Ib_Aracnol.pdf
- Krauss, K. W., y Osland, M. J. (2019). Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: A review. *Annals of Botany*. <https://academic.oup.com/aob/article/125/2/213/5585844>
- Krebs, C. J. (2014). Species diversity measures. En **Ecological methodology** (pp. 532–593). Benjamin Cummings. <https://es.scribd.com/document/363368222/Ecological-Methodology-Second-Edition-pdf>
- Kumar, P., y Khan, A. (2013). The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, India. *Aquatic Biosystems*, 9(1), 15. <https://doi.org/10.1186/2046-9063-9-15>
- Laborda Navia, J. A. (2002). El mar como fuente de moléculas bioactivas. Universidad de León. https://www.researchgate.net/publication/265736507_El_mar_como_fuente_de_moleculas_bioactivas
- Laguna Lumbreras, E., y Ferrer-gallego, P. (2015). Propuestas de aplicación de los índices de diversidad para usos taxonómicos, fitosociológicos y listas rojas de flora amenazada. *Flora Montiberica*, 60, 18–32. <https://mediambient.gva.es/documents/170053765/172429997/Propuestas+de+a+plicaci%C3%B3n+de+los+%C3%ADndices+de+diversidad+para+usos+taxon%C3%B3micos%2C+fitosociol%C3%B3gicos+y+listas+rojas+de+flora+amenazada..pdf/d8655157-5141-45d5-8925-8d662b05fbe3?t=1603274437310>

- Lakićević, M., y Srđević, B. (2018). Measuring Biodiversity in Forest Communities – A Role of Biodiversity Indices. *Contemporary Agriculture*, 67(1), 65–70. <https://doi.org/10.2478/contagri-2018-0010>
- López Portillo, J., y Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: Una revisión. *Madera y Bosques*, 8(1), 27–51. <https://www.redalyc.org/pdf/617/61709802.pdf>
- Lugo, A. E. (1997). The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management*, 99(1–2), 9–19. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00191-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00191-6)
- Machado Carcasés, G., y León Sánchez, M. (2005). Selección del tamaño de parcela de muestreo para el inventario de los bosques pluvisilvas en Guantánamo. *Ciencia en su PC*, 3, 52–58. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181322702006>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Manoj Prasanna, M. G., Ranawana, K. B., y Jayasuriya, G. (2019). Species composition, abundance and diversity of mangroves in selected sites in Ampara. *Ceylon Journal of Science*, 48(2), 169–175. <http://doi.org/10.4038/cjs.v48i2.7621>
- Metras, J. N. (2011). *Mangroves: Ecology, biology and taxonomy*. Nova Science Publishers.
- Moreno Casasola, P., y Infante Mata, D. M. (2016). Conociendo los manglares, las selvas inundables y los humedales herbáceos. INECOL - OIMT - CONAFOR. https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/3000/Technical/Conociendo%20los%20manglares%20y%20selvas%20inundables.pdf
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad (Vol. 1)*. M&T–Manuales y Tesis SEA. <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Moreno-Casasola, P. B., y Warner, B. (2009). Breviario para describir, observar y manejar humedales (Vol. 1). Costa Sustentable. http://www.inecol.edu.mx/inecol/libros/Breviario_Humedales.pdf
- Mulya, H., Santosa, Y., y Hilwan, I. (2021). Comparison of four species diversity indices in mangrove community. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(9). <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220906>
- Ortiz, A., Robles, K., Urrego, L. E., y Romero, M. (2018). Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. *Actualidades Biológicas*, 40(109), 197–210. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-19352018000200111

- Partida Moncada, J. (2007). Diversidad y estructura del manglar en el estero El Chupadero, Tecomán, Colima (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Repositorio UAAAN. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/910>Pinto-Nolla, F. (1999). Sucesión y fisionomía de los manglares de Colombia. *Ecología Verde*, 23 (Suplemento), 141–161. https://www.accefyn.com/revista/Vol_23/supl/141-161.pdf
- Quiñonez Martínez, M. (2009). Manual de prácticas de ecología de comunidades. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. https://www.academia.edu/8049271/UNIVERSIDAD_AUT%C3%93NOMA_DE_CIUADAD_JU%C3%81REZ_INSTITUTO_DE_CIENCIAS_BIOM%C3%89DICAS_DEPARTAMENTO_DE_CIENCIAS_QU%C3%8DMICO_BIOL%C3%93GICAS_PROGRAMA_DE_BIOLOG%C3%8DA_MANUAL_DE_PR%C3%81CTICAS
- Romero Berny, E. I., Tovilla Hernández, C., y Torrescano Valle, N. (2019). Heterogeneidad estructural del manglar como respuesta a factores ambientales y antrópicos en el Soconusco, Chiapas, México. *Polibotánica*, (47), 39–60. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.4>
- Rzedowski, J. (2005). Vegetación de México. Limusa. https://www.academia.edu/9142430/VEGETACION_DE_MEXICO_Jerzy_Rzedowski
- Silva Flores, R. (2021). Acciones de protección, conservación, aprovechamiento y restauración por la CONAFOR. SEMARNAT.
- Skalak, S. L., Sherwin, R. E., y Brigham, M. (2012). Influencia del período de muestreo, el tamaño y la duración de medidas de la riqueza de especies de murciélagos a partir de encuestas acústicas. *Métodos en Ecología y Evolución*, 3(3), 490–502. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00177.x>
- Tena González, G. A. (2010). Determinación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la zona costera e islas de Bahía Magdalena, B.C.S., México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/402>
- Teutli-Hernández, C., Herrera-Silveira, J., Cisneros-de la Cruz, D. J., Arceo-Carranza, D., Canul-Cabrera, A., Robles-Toral, P., Pérez-Martínez, O. J., Sierra-Oramas, D., Zenteno, K., Us-Balam, H. G., Pech-Poot, E., Chiappa-Carrara, X., y Comín, F.

- A. (2021). Manual para la restauración ecológica de manglares del Sistema Arrecifal Mesoamericano y el Gran Caribe. UNEP-Convención de Cartagena.
- Velázquez Salazar, S., Terroba Arechavala, B., Ríos Rodríguez, R., Vázquez, B., Troche, C., Villeda, E., Alcantara, J. A., y Rodríguez, M. (2021). Manglares de México: Actualización y análisis de los datos 2020. CONABIO. https://www.researchgate.net/profile/Carlos-Troche-2/publication/353829718_Manglares_de_Mexico_actualizacion_y_analisis_de_los_datos_2020/links/611403ec169a1a0103f5120e/Manglares-de-Mexico-actualizacion-y-analisis-de-los-datos-2020.pdf
- Wetlands International LAC, y Fundación Humedales. (2017). Restauración de manglares: ¿Sembrar o no sembrar? Wetlands International LAC. <https://lac.wetlands.org/publicacion/restauracion-manglares-sembrar-no-sembrar/>
- Zapata Cruz, M. A., García-Seminario, R., Sánchez Suárez, H., Hidalgo Mogollón, A., Vieyra-Peña, E. G., y Ordinola-Zapata, A. (2024). Biodiversidad de árboles de mangle en el manglar de Puerto Pizarro, Tumbes, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 21(1). <https://doi.org/10.57188/manglar.2024.008>

Anexo 1. Formato de campo Biocomuni con adaptación para manglares (vegetación mayor).

[illegible]

[illegible]

[illegible]