

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO FORESTAL



Sobrevivencia y Crecimiento de Plantaciones de Mangles en el Área de Restauración,
Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit

Por:

MIRABEL CRUZ BAUTISTA

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

Sobrevivencia y Crecimiento de Plantaciones de Mangles en el Área de
Restauración, Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit

Por:

MIRABEL CRUZ BAUTISTA

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.

DECLARACIÓN DE NO PLAGIO

La autora quien es la responsable directa, 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, graficas, 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 las autoridades correspondientes. Por lo anterior me responsabilizo de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaro que este trabajo es original.

Pasante



Mirabel Cruz Bautista

Matrícula: 41204033

Carrera: Ingeniero Forestal

El proyecto en evaluación es financiado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), mediante el Programa de Compensación Ambiental por Cambio de Uso de Suelo en Terrenos Forestales 2021, identificado con el número de folio S202118000125.

Por parte del Ejido beneficiario, los representantes designados como responsables del proyecto son los ciudadanos Lorenzo Viera Herrera, Servando Viera Sillas y Sebastián García de Dios, quienes desempeñan los cargos de Presidente, Secretario y Tesorero, respectivamente.

En lo que respecta a la ejecución técnica, el proyecto cuenta con la asesoría y supervisión de los ingenieros Jesús Alfonso Solís Venegas y Homero Quintero Castañeda, integrantes de la Consultoría Forestal y Servicios Ambientales de Nayarit, S.C., entidad responsable del acompañamiento técnico del proyecto.

El presente estudio de tesis fue financiado por el Proyecto de Investigación de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro con clave 38-111-425103001-2175: Diversidad y estructura de bosques tropicales en el occidente y sureste de México. Proyecto a cargo del Profesor Investigador Dr. Celestino Flores López.

DEDICATORIA

A mis padres, el señor Sofronio Cruz y la señora María Bautista Martínez, por su amor incondicional, su constancia y el respaldo que me han brindado a lo largo de toda mi formación. Sin su esfuerzo y confianza, este logro no habría sido posible.

A mi hermano, Azarías Cruz Bautista, por su constante apoyo, por ser una inspiración en los momentos difíciles y por su afecto sincero que me ha impulsado a seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por haberme permitido transitar esta etapa de mi vida, por acompañarme en cada paso del camino y por brindarme la fortaleza necesaria para seguir adelante.

A mis padres, María Bautista Martínez y Sofronio Cruz, por su amor incondicional, su entrega incansable y el respaldo constante en todos los aspectos. Gracias por ser la base firme sobre la cual he construido mi formación.

A mi hermano, Azarías Cruz Bautista, por su ejemplo, motivación y afecto. A mi cuñada, Perla Rubí Sánchez Ángel, por su apoyo, compañía y amistad, y a mi sobrino, Edwin Abdel Cruz Sánchez, por ser una luz que alegra mis días.

A mis amigos, Natahel López Chávez y Zaira Martínez López, por su amistad genuina, por estar presentes en los momentos clave y por su constante aliento.

A mi amiga y compañera de carrera, Aline Michelle Barrera Robles, por su amistad fiel, su alegría contagiosa y su apoyo incondicional a lo largo de este camino universitario. Gracias por escucharme, animarme y compartir tantas experiencias.

Al Sr. Fernando García Ríos y su familia, por brindarnos alojamiento, por su cálido recibimiento y por compartir generosamente sus conocimientos del entorno, así como su ayuda fundamental en la ubicación y muestreo de los sitios de estudio.

Al Ing. Homero Quintero y a su equipo de trabajo, por brindarnos la oportunidad de colaborar en la evaluación del proyecto y por su apoyo a lo largo del proceso.

Al Dr. Celestino Flores López, por su valiosa dirección en este trabajo, por sus clases llenas de entusiasmo y compromiso, y por ser una guía académica constante.

Al Dr. Alejandro Zárate Lupercio, por su colaboración en la revisión de este documento, y por ser un ejemplo de profesionalismo, ética y dedicación.

Al M.C. Salvador Valencia, por su disposición desde el primer encuentro para compartir su experiencia y conocimientos con gran generosidad.

A todas aquellas personas que, de una u otra forma, contribuyeron al desarrollo de este trabajo y cuyo nombre no he mencionado, mi más sincero agradecimiento.

Al personal del Departamento Forestal, por su disposición, apoyo técnico y acompañamiento durante mi formación profesional.

Y finalmente, a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por haber sido mi segunda casa, por ofrecerme una formación académica sólida, oportunidades de crecimiento y amistades que hoy son parte de mi familia.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
Resumen.....	VIII
Abstact	IX
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivos e hipótesis	7
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	9
2.1. Importancia ecológica de los manglares	9
2.2. Factores que influyen en la restauración de manglares.....	10
2.2.1. Ambientes ambientales	10
2.2.2. Temperatura y clima	11
2.2.3. Interacciones ecológicas	11
2.2.4. Hidrología y flujo de agua	13
2.2.5. Suelo y nutrientes.....	14
2.2.6. Factores climáticos y estacionales	15
2.2.7. Crecimiento y sobrevivencia en restauración de manglares.....	17
2.2.8. Indicadores de crecimiento de las especies	19
2.2.9. Estrategias de adaptación de cada especie	20
2.3. Definición de los análisis estadísticos a utilizar.....	21
3. MATERIALES Y MÉTODOS	24
3.1. Descripción del área de estudio	24
3.1.1. Localización geográfica	24
3.1.2. Caracterización ecológica, climática, edáfica y del sitio de estudio	24
3.1.3. Problemática ambiental y antecedentes de restauración	25
3.2. Selección de sitios de muestreo	26

3.2.1.	Selección levantamiento y delimitación de los sitios de muestreo.....	26
3.2.2.	Levantamiento y delimitación de sitios de muestreo	28
3.2.3.	Variable de sobrevivencia	30
3.2.4.	Variables de Crecimiento.....	32
3.3.	Análisis estadístico.....	34
3.3.1.	Sobrevivencia	34
3.3.2.	Crecimiento	34
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
4.1.	Tasa de sobrevivencia de las especies de mangle en ambientes con y sin flujo de agua.....	37
4.2.	Evaluación del crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en los sitios de muestreo.....	43
4.2.1.	Incremento corriente anual en diámetro	43
4.2.2.	Incremento corriente anual en altura	46
4.2.3.	Índice de esbeltez en ambientes con y sin flujo hídrico para la 1era evaluación 2024	47
4.2.4.	Índice de esbeltez en ambientes con y sin hídrico para la 2da evaluación 2025.	48
4.2.5.	Incremento corriente anual en volumen	48
4.3.	Comparación del crecimiento de <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> en el área de reforestación.....	50
4.3.1.	Incremento corriente anual en diámetro	50
4.3.2.	Incremento corriente anual en altura	51
4.3.3.	Índice de esbeltez periodo 2024.....	52
4.3.4.	Índice de esbeltez periodo 2025.....	54
4.3.5.	Incremento corriente anual en volumen	54

4.4.	Discusión	57
5.	Conclusión	60
6.	Recomendaciones	61
7.	Bibliografía	63
8.	Anexos	89

Índice de Cuadros

Página

Cuadro 1. Porcentaje de sobrevivencia por especie en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	37
Cuadro 2. Sobrevivencia por especie de mangle por sitio en ambientes con y sin flujo, en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	38
Cuadro 3. Crecimiento en función del ICA en diámetro altura y volumen e índice de esbeltez bajo ambientes de con y sin flujo de agua.	45
Cuadro 4. Crecimiento de cada especie en función del ICA en diámetro altura y volumen e índice de esbeltez.	56

Índice de figuras

	Página
Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo dentro del área de reforestación en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.....	27
Figura 2. Porcentaje de especies por sitio de muestreo en el área de reforestación, en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	31
Figura 3. Especies por sitio en áreas sin flujo de agua.	39
Figura 4. Especies por sitio en áreas con flujo de agua.	40
Figura 5. Supervivencia de las especies de mangle en ambientes sin flujo de agua en los periodos de evaluación del 2024 y 2025 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	42
Figura 6. Supervivencia de las especies de mangle en ambientes con flujo de agua en los periodos de evaluación del 2024 y 2025 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	43
Figura 7. crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en Incremento corriente anual en diámetro en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	44
Figura 8. Crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en Incremento corriente anual en altura en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	46
Figura 9. Índice de esbeltez de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en el periodo de evaluación 2024 el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	47
Figura 10. Índice de esbeltez de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en el periodo de evaluación 2025 el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	48
Figura 11. Crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en Incremento corriente anual en volumen en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	49

Figura 12. Incremento corriente anual en diámetro basal (cm) de <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	51
Figura 13. Incremento corriente anual en altura de <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	52
Figura 14. Índice de esbeltez de <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> del periodo de evaluación de 2024 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	53
Figura 15. Índice de esbeltez de <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> del periodo de evaluación de 2025 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	54
Figura 16. Incremento corriente anual en volumen de <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.	55

Índice de Anexos.

	Página
Anexo 1. Formato de registro de datos de campo para cada uno de los sitios.....	89
Anexo 2. Variables de medición en una plántula.....	92
Anexo 3. Etiquetas de identificación colocadas a cada una de las 20 plantas de manglar evaluadas en la reforestación de Servicios Ambientales Ejido Arenitas paraje la calzada, Tecuala, Nayarit para estimar su crecimiento.....	93

Resumen

Evaluar la sobrevivencia y el crecimiento de plantaciones, tras desastres no sólo mide el éxito inmediato, sino que guía la adaptación de estrategias, fomenta la resiliencia del ecosistema y asegura la recuperación plena de los servicios que los manglares proporcionan a comunidades costeras y biodiversidad (Friess *et al.*, 2019, Sunkur *et al.*, 2023). En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la sobrevivencia y el crecimiento de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, 18 meses después de su establecimiento (2024–2025) en el ejido Arenitas, municipio de Tecuala, Nayarit.

Se delimitaron ocho sitios de muestreo, distribuidos en áreas con y sin flujo de agua, con el fin de analizar el desarrollo de las plántulas bajo diferentes ambientes hidrológicas. La sobrevivencia fue analizada mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon, mientras que el crecimiento se evaluó mediante el cálculo del incremento corriente anual (ICA) en altura, diámetro y volumen. El análisis estadístico se realizó utilizando el software SAS OnDemand for Academics.

Los resultados indicaron que la condición hidrológica no tuvo un efecto significativo sobre la sobrevivencia de las especies evaluadas. En cuanto al crecimiento, *Laguncularia racemosa* presentó el mayor rendimiento volumétrico, con una mediana cercana a los 60 cm³ y una amplia variabilidad, incluyendo individuos con incrementos superiores a 140 cm³. El análisis de varianza con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$, reveló diferencias significativas entre especies ($p = 0.0474$), identificando a *Laguncularia racemosa* como la especie con mejor desempeño en volumen bajo las ambientes evaluadas.

Palabras clave: Restauración de manglares · Sobrevivencia · Crecimiento · incremento corriente anual (ICA) · Condición hidrológica · *Avicennia germinans* · *Laguncularia racemosa* · *Rhizophora mangle*

Abstract

Evaluating survival and growth from plantations, after disturbances not only measures immediate success but also guides the adaptation of management strategies, promotes ecosystem resilience, and ensures the full recovery of the services that mangroves provide to coastal communities and biodiversity (Friess *et al.*, 2019; Sunkur *et al.*, 2023).

In this context, the objective of this study was to assess the survival and growth of *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, and *Rhizophora mangle*, one year after their establishment (2024–2025) in the Ejido Arenitas, municipality of Tecuala, Nayarit.

Eight sampling sites were established, distributed in areas with and without water flow, in order to analyze seedling development under different hydrological conditions. Survival was analyzed using the non-parametric Wilcoxon test, while growth was evaluated through the calculation of the current annual increment (CAI) in height, diameter, and volume. Statistical analyses were performed using SAS OnDemand for Academics.

The results indicated that hydrological conditions had no significant effect on the survival of the evaluated species. Regarding growth, *Laguncularia racemosa* showed the highest volumetric performance, with a median close to 60 cm³ and considerable variability, including individuals with increments exceeding 140 cm³. Analysis of variance revealed significant differences between species ($p = 0.0474$), identifying *Laguncularia racemosa* as the species with the best volumetric performance under the evaluated conditions.

Keywords: Mangrove restoration · Survival · Growth · annual current increase (ACI) · Hydrological condition · *Avicennia germinans* · *Laguncularia racemosa* · *Rhizophora mangle*

1. INTRODUCCIÓN

Las marismas son humedales costeros que se inundan periódicamente con agua salada o salobre, caracterizados por la presencia de vegetación emergente de tallo suave adaptada a ambientes de suelo saturado. Estos ecosistemas se desarrollan en zonas intermareales protegidas, como desembocaduras de ríos, bahías y lagunas costeras, donde la acumulación de sedimentos finos y la influencia de las mareas crean un ambiente propicio para su formación (Allen, 2000).

Asociadas a las marismas se encuentran las planicies de marea, caracterizadas por sus playas de sedimentos finos que experimentan inundaciones periódicas debido a las mareas (Isacch et al., 2011).

Estas condiciones únicas no solo permiten la formación de un hábitat distintivo, sino que también favorecen la transición entre el sistema terrestre y el marino, lo que convierte a las marismas en ambientes de borde. Además, en muchos casos, presentan gradientes marcados de salinidad en su interior, especialmente en áreas con aportes de agua dulce. Estas características favorecen su función como refugio y reservorio de una gran diversidad faunística, sustentada por una elevada heterogeneidad ambiental y una alta productividad del sistema (Isacch et al., 2011).

Debido a estas condiciones, las marismas brindan servicios ecosistémicos, entre las más relevantes se incluyen el control de la erosión, la retención de sedimentos y la regulación de disturbios, el ciclo de nutrientes y el mantenimiento de la calidad del agua superficial, así como el soporte y provisión de hábitats para la vida silvestre. Asimismo, estos ecosistemas contribuyen a la provisión de alimento y forraje, además de ofrecer oportunidades para el esparcimiento y servicios culturales (Adam et al., 2008).

Por otro lado, Mitsch y Gosselink (2015) describen que las marismas son esenciales en la mitigación de los efectos del cambio climático, ya que contribuyen a la captura y almacenamiento de carbono en sus suelos, lo que ayuda a reducir la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera. No obstante, las marismas enfrentan amenazas como la urbanización, la contaminación, las modificaciones en los flujos hídricos y el cambio climático. Su degradación podría tener consecuencias graves para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que ofrecen.

En este sentido, estos humedales representan uno de los ecosistemas más importantes en México. Entre ellos, los manglares destacan su riqueza natural y los servicios ambientales que sostienen (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). Los bosques de manglar son los únicos halófitos leñosos que viven en agua salada a lo largo de las zonas tropicales y subtropical del planeta (Alongi D. M., 2014). Se encuentra entre los ecosistemas más productivos en la Tierra y soporta a más de 80 especies de flora y 1300 especies de fauna (Datta *et al.*, 2010; Gaxiola, 2011; Salem y Mercer, 2012).

Según Tomlinson (2016) en el continente americano, los manglares se distribuyen desde Baja California Sur y Florida, en el norte, hasta Perú y Brasil, en el sur. Estos ecosistemas están presentes en una amplia variedad de hábitats, y la composición específica varía según las condiciones ecológicas de cada región.

Los manglares cubren alrededor del 12 % de la línea de costa del mundo, con una superficie de 14.79 millones de hectáreas en 113 países con la mayor extensión en la región de Asia (37.5 %) y la menor en Oceanía (8.8 %) (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2020; Andradi-Brown *et al.*, 2021). Por su cobertura, México ocupa el cuarto lugar a nivel mundial, con una extensión de 905 086 ha (CONABIO, 2021), representando el 6 % de la extensión del mundo.

De acuerdo con López Portillo y Exequiel (2002) las especies más características en el país son *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo, Rhizophoraceae), *Avicennia germinans* L. (mangle negro, madre de sal), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (mangle blanco, Combretaceae) y *Conocarpus erectus* L. (mangle botoncillo, Combretaceae).

Tras la publicación del primer inventario nacional de manglares (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 2007) y la recategorización de las especies de mangle; tomando en consideración las especies mencionadas anteriormente, según la NOM-059-SEMARNAT-2010, todas estas pasaron de estar consideradas bajo protección especial a ser clasificadas como especies amenazadas (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2010), a causa de esto, se intensificaron los esfuerzos de manejo, conservación y restauración de estos ecosistemas (Sanjurjo y Campos, 2011; Blanco, 2012; Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2013).

Los principales factores que llevaron a este ajuste en su categoría de especies amenazadas fue el cambio en las coberturas y el uso de suelo en las zonas costeras, según diversas fuentes, a nivel global, las actividades humanas son las principales responsables de esta transformación, destacándose la producción acuícola como una de las causas más significativas (Martínez -Córdova *et al.*, 2010; Rodríguez Crespo *et al.*, 2016). Los esteros y manglares figuran entre los ecosistemas más afectados, lo que conlleva una disminución en los servicios ecológicos y económicos que estos proporcionan.

Entre las actividades que impulsan este cambio se encuentran la sobreexplotación de la madera, la industria petrolera y gasífera, la expansión de granjas camaronícolas, la creación de bancos de sal, el desarrollo de infraestructura industrial y turística, la construcción de represas y el crecimiento urbano (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2007).

En consecuencia, la superficie cubierta por todos los ecosistemas costeros se ha reducido en México en las últimas décadas. La tasa de cambio en la cobertura de manglar durante el 2015- 2020 fue de 3.1 %, siendo la región del Pacífico norte la que presentó mayor pérdida de extensión, con 6 347 ha degradadas tan solo en cinco años. En otras regiones como la península de Yucatán se registró “aumento” de la extensión, dado por el registro de 83 791 ha de manglar que se encontraba en la clasificación de otros humedales (Velázquez-Salazar *et al.*, 2021).

Como se ha mencionado hasta este punto, las marismas y los manglares son dos tipos de ecosistemas costeros que comparten algunas funciones ecológicas, pero presentan diferencias importantes en cuanto a su vegetación, ubicación y características ambientales. Las marismas se definen como ambientes marítimo-terrestres dominados por vegetación herbácea y pequeños arbustos sometidos a inundaciones periódicas como consecuencia de fluctuaciones mareales (Knox, 2000; Adam P. P., 1990; Ranwell, 1972). En contraste, los manglares constituyen ecosistemas más complejos compuestos principalmente por vegetación arbórea, fauna y flora interconectadas, y el medio físico que les da soporte (Hoff *et al.*, 2002).

En cuanto a su ubicación, las marismas se desarrollan en zonas intermareales protegidas, como desembocaduras de ríos, bahías y lagunas costeras, donde la acumulación de sedimentos finos y la influencia de las mareas crean un ambiente propicio para su formación (Allen, 2000). Por su parte, los manglares se encuentran en regiones tropicales y subtropicales, adaptándose a ambientes salinos y suelos anegados en áreas cercanas a los litorales, lagunas costeras, desembocaduras de ríos, esteros y humedales (Olguín et al., 2007).

En cuanto a su extensión, el uso y transformación de las marismas mareales por actividades humanas ha ocurrido durante siglos, lo que dificulta calcular su superficie original (Lovelock et al., 2018). A diferencia de los manglares, estos ecosistemas no han sido inventariados de manera sistemática a nivel global, complicando así la estimación de su superficie actual y de su capacidad para absorber y almacenar carbono.

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, las marismas y los manglares comparten la vulnerabilidad ante diversas actividades humanas y fenómenos naturales. En particular, los huracanes han tenido un impacto significativo en estos humedales de Nayarit, México. Un ejemplo de ello ocurrió el 8 de octubre de 1994, cuando la tormenta tropical Rosa, formada según Servicio Meteorológico Nacional [SMN] (1998), causó graves afectaciones en las áreas de manglar de la costa norte del estado.

Según el estudio de Tovilla Hernández y Orihuela Belmonte (2016), titulado *Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México*, los daños más severos se observaron en *Laguncularia racemosa*, seguidos por *Avicennia germinans* y, en menor medida, *Rhizophora mangle*. La pérdida de madera osciló entre 35.0 m³/ha en las zonas menos afectadas y hasta 103.7 m³/ha en los bosques más maduros.

Otro fenómeno que afectó a los manglares de Nayarit fue el huracán Willa el 23 de octubre del 2018, de acuerdo con la información publicada por Machorro (2024), Nayarit fue la segunda entidad más perjudicada por este evento; si bien los manglares sufrieron impactos moderados, actividades humanas como la expansión de la acuacultura y el cambio de uso de suelo también han contribuido a su deterioro, provocando una pérdida de 575.7 hectáreas entre 2015 y 2020.

En respuesta a los desastres naturales provocados, se contempló que dentro de las estrategias de manejo de los manglares, la restauración ecológica es un componente clave para la sostenibilidad a largo plazo, especialmente cuando están altamente degradados o amenazados (Aronson y Alexander, 2013). Específicamente la restauración hidrológica, mediante el desazolve de los canales de marea, que permite el flujo de agua hacia zonas degradadas y el acarreo de propágulos desde fuentes de germoplasma (Hastuti *et al.*, 2013; Vogt *et al.*, 2014).

Si bien, las medidas de restauración del manglar más eficaces han sido aquellas que se centran tanto en la composición vegetal como en el funcionamiento hidrológico (Flores-Verdugo *et al.*, 2007; Flores-Verdugo *et al.*, 2014; Echeverría-Ávila *et al.*, 2019), las medidas de conservación se deben enfocar también en la conservación de sistema hídrico, tomando en cuenta los impactos antrópicos y los cambios derivados de la variabilidad climática tales como: precipitación, ciclones tropicales e incremento del nivel de mar. La restauración hidrológica modifica el hidroperíodo y ha demostrado ser el método más eficiente para mejorar la calidad del suelo en zonas de manglar en México (Pérez Ceballos *et al.*, 2017; Zaldívar Jiménez *et al.*, 2017), brindando condiciones biogeoquímicas favorables para facilitar los procesos de reclutamiento de propágulos provenientes de la vegetación adyacente con escaso o nulo disturbio (Duke, 2001; Sousa *et al.*, 2003).

Por ello, la reforestación del ecosistema manglar es el factor clave en la mitigación del riesgo climático en la zona costera (Rodríguez *et al.*, 2011), restablecimiento de la red trófica alimentaria y con ello: aumento de pesquerías de litoral, plataforma y profundidades; mejoramiento de la salud de los arrecifes coralinos, enriquecimiento de la biodiversidad del entorno costero. Estabilización costera que la preserva de la erosión y permite cierta adaptación a las elevaciones del nivel del mar, por ser los manglares, formadores de suelo, corrobora lo planteado por López Pérez y Rodríguez Crespo (2018).

Entre los múltiples beneficios de la restauración se obtiene la Rehabilitación de la zonación del manglar y disminución en la proliferación de salitrales potenciales. Barrera protectora contra huracanes y tormentas a la población e infraestructura de la zona

costera. Recuperación de los procesos físico-químicos y biológicos del ecosistema. Protección de los terrenos agrícolas aledaños y cuenca en general. Otros: incremento de la producción apícola, etc. La buena marcha del ecosistema costero, genera entre otros aspectos: Cuenca arriba: Agricultura favorable y desarrollo socioeconómico en general. Cuenca abajo: Garantiza la red trófica alimentaria y desarrollo del litoral, la salud de ecosistemas dependientes como los arrecifes de coral y el aumento de pesquerías tanto en plataforma como en profundidades (Lozano Espinoza et al., 2019).

De acuerdo con el SMN (2018), el día 23 de octubre del 2018 se formó el huracán Willa, que afectó gravemente las áreas de manglar en la costa norte del estado. Como parte de una medida de compensación ambiental debido a los daños causados por los desastres naturales, el Ejido Arenitas solicitó ante la CONAFOR un programa de restauración del ecosistema de manglar dentro del programa de compensación ambiental por cambios de uso de suelo correspondiente al ejercicio 2018, el cual fue aprobado. La ejecución de este proyecto abarcó 80 hectáreas de manglar degradado, lo que permitió la recuperación del bosque de mangles, el fortalecimiento de la cultura de manejo de estos ecosistemas y la adquisición de experiencia en su restauración, lo que resultó de gran utilidad para la implementación del proyecto en el 2021.

Con la oportunidad de participar en un nuevo proyecto en la convocatoria del programa compensación ambiental por cambios de uso de suelo 2021 de la CONAFOR, se solicitó y aprobó el proyecto titulado "Restauración de 60 hectáreas de manglar degradado en el ejido Arenitas, municipio de Tecuala, Nayarit". El objetivo principal del proyecto fue restaurar el área impactada por el huracán Willa a través de la reforestación y la restauración hidrológica, con el propósito de restablecer un ecosistema similar al original, promoviendo la recuperación ambiental y la resiliencia del entorno. Además, se cuenta con un respaldo de cinco años para su mantenimiento. En este contexto, la presente tesis busca evaluar los efectos de la reforestación durante los primeros años de implementación.

Para evaluar la restauración se demanda la metodología propuesta por Rodríguez Zúñiga M. T. (2018) *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*, cuyo propósito es verificar el cumplimiento de los objetivos

y metas establecidos en el proyecto. Además, permite la integración de informes anuales para la institución financiera. Los resultados de estas evaluaciones son fundamentales para ajustar posibles desviaciones con respecto a la propuesta inicial y apoyar la toma de decisiones, proporcionando información sobre los efectos observados durante los primeros años de ejecución del proyecto.

1.1. Objetivos e hipótesis

Objetivo general

Evaluar la sobrevivencia y el crecimiento de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* considerando dos tipos de ambientes: con y sin flujo de agua, en un periodo de 18 meses después de su restauración en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Objetivos específicos:

- Describir la tasa de sobrevivencia de las especies de mangle en ambientes con y sin flujo de agua, en periodos de 6 y 18 meses.
- Comparar el crecimiento en altura, diámetro basal, índice de esbeltez y volumen de las especies en dos ambientes: con y sin flujo de agua, en periodos de 6 y 18 meses.
- Determinar el crecimiento en altura, diámetro basal, índice de esbeltez y volumen de las especies de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* dentro del área de reforestación.

Hipótesis

- Ho1: No existen diferencias significativas en la sobrevivencia, ente dos ambientes de plantación con flujo y sin flujo de agua durante un periodo de 18 meses.
- Ha1: Existen diferencias significativas en la supervivencia, ente dos ambientes de plantación con flujo y sin flujo de agua durante un periodo de 18 meses.
- Ho2: El crecimiento en altura, diámetro, índice de esbeltez y volumen de las especies de manglares se ve favorecida en ambientes con flujo de agua en

la plantación destinada a restauración durante el período de 18 meses de evaluación.

- Ha2: El crecimiento en altura, diámetro, índice de esbeltez y volumen de las especies de manglares no se ve favorecida en ambientes con flujo de agua en la plantación destinada a restauración durante el período de 18 meses de evaluación.
- Ho3: El crecimiento de las especies de manglares *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* es favorecida en altura, el diámetro, índice de esbeltez y volumen de una plantación destinada a restauración durante un período de 18 meses.
- Ho3: El crecimiento de las especies de manglares *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* no es favorecida en altura, el diámetro, índice de esbeltez y volumen de una plantación destinada a restauración durante un período de 18 meses.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Importancia ecológica de los manglares

Los manglares constituyen un conjunto de árboles y arbustos leñosos tropicales y subtropicales que toleran altos niveles de salinidad (de 0 a ~50 Unidades Prácticas de Salinidad, PSU), lo que les permite crecer en la interfaz de los sistemas marinos y terrestres (Ball y Pidsley, 1995; Hogarth, 2015). Estos habitan zonas comúnmente inundadas por las mareas con escasa influencia del oleaje, como costas de suelo arenoso, bahías arcillosas o limosas, lagunas costeras, canales de marea (arroyos), deltas fluviales, bancos de arena bajos o marismas. Dando formación a comunidades paralelas a la línea de costa que pueden ir desde estrechas franjas de unos pocos metros de ancho hasta densos bosques que se extienden por cientos de hectáreas tierra adentro (Hogarth P. H., 2015).

Por consiguiente, la distribución de los manglares dependerá en gran medida de la amplitud de las mareas, la pendiente topográfica, la salinidad del agua, así como del tipo de suelo y sus propiedades (Teas, 1983). A pesar de su baja riqueza de especies, con sólo 73 especies/subespecies identificadas en todo el mundo (Spalding et al., 2010) y cubriendo sólo el 0,12% de la superficie terrestre del planeta (Dodd y Ong, 2008), los manglares son uno de los ecosistemas forestales más productivos de la Tierra (Komiya et al., 2008).

Además, Los manglares proveen importantes servicios ambientales, como ser el hábitat de una gran diversidad de fauna, son los sitios de reproducción y guarderías de muchas especies de interés comercial como peces y crustáceos, son filtradores del agua mejorando su calidad, son fuente de materias primas (p.ej. madera, carbón, medicinas), y ofrecen un alto atractivo turístico y valor cultural (Alongi D. M., 2002; Mitra, 2020) Otros servicios reconocidos por contribuir en la mitigación del cambio climático son: la protección de la franja costera por medio de la prevención de la erosión, el aporte en los procesos de acreción y sedimentación del suelo y la aminoración del impacto de eventos climáticos extremos (Friess D. A., Ecosystem Services and Disservices of Mangrove Forests: Insights from Historical Colonial Observations, 2016).

Uno de los servicios más valorados que ofrecen los manglares es la captura y almacenamiento de carbono, principalmente en los sedimentos (Donato et al., 2011), esto ayuda a mitigar las crecientes emisiones de gases de efecto invernadero (como el dióxido de carbono CO₂), asociadas con el calentamiento global, que se refiere al incremento acelerado de la temperatura terrestre y de la superficie del mar en las últimas décadas. Este último servicio es de gran valor económico en lo que se conoce ahora como el mercado del carbono azul, donde están incluidos también las marismas y los pastos marinos, y que puede tener un rol importante para las economías de los países que tienen extensas coberturas de manglar (Taillardat et al., 2018).

2.2. Factores que influyen en la restauración de manglares

2.2.1. Ambientes ambientales

De acuerdo con Mira *et al.*, (2019) los aspectos oceanográficos, climáticos y geomorfológicos, las condiciones del suelo, el nivel y la duración de las inundaciones, la salinidad y la carga de sedimentos determinan la estructura y la composición florística de los manglares. Uno de los factores abióticos más importantes que influyen en la estructura, el establecimiento de las plántulas y la función de estos ecosistemas es la salinidad; por ello, pequeños cambios en la salinidad pueden provocar cambios ecológicos bruscos.

Como se conoce la mayoría de las especies de mangle pueden crecer en agua dulce, pero el crecimiento se estimula en ambientes salinas con concentraciones óptimas de agua de mar que oscilan entre el 5% y el 50% dependiendo de la especie (Ball M. C., 2002).

Según McKee *et al.*, (2012) los suelos de alta salinidad limitan la germinación de las semillas y reducen el crecimiento de las plantas. cabe mencionar que las bajas tasas de pérdida de agua de las hojas, como estrategia para sobrevivir en ambientes de crecimiento hipersalinas, limitan las tasas de ganancia de carbono que afectan al crecimiento de la planta de baja estatura y crecimiento atrofiado (manglares de matorral) (Sobrado y Ewe Sharon , 2006). Por lo tanto, el grado de tolerancia a la salinidad determina la dominancia de las especies dentro del bosque de manglar.

Los bosques de manglares dominados por *R. mangle* pueden soportar la fuerza de las olas y salinidades cercanas a las del agua de mar (alrededor del 35%), los dominados por *A. germinans* pueden tolerar y desarrollarse en ambientes de salinidad del 60-65% y sustratos más arenosos. Aunque *L. racemosa* tolera salinidades similares a las de *R. mangle*, requiere un dosel más abierto, que permita una mayor disponibilidad de luz para la regeneración, y por lo tanto suele estar asociada a zonas perturbadas (Mira et al., 2019).

2.2.2. Temperatura y clima

Los factores climáticos influyen enormemente en la distribución global y la diversidad de los manglares (Woodroffe y Grindrod, 1991; Saenger, 2002; Duke N. C., 2017). En todo el mundo, los bosques de manglar son, en general, más abundantes, diversos y productivos en climas tropicales húmedos.

Las temperaturas de congelación y enfriamiento pueden provocar la mortalidad de los manglares, la pérdida de biomasa aérea, la reducción de la productividad y/o la disminución de la reproducción (Duke N. C., 1990; Stuart *et al.*, 2007; Ross *et al.*, 2009; Quisthoudt *et al.*, 2012; Lovelock *et al.*, 2016). Por lo tanto, los regímenes de temperatura mínima del aire limitan la distribución hacia los polos de los manglares en múltiples continentes. Además de las limitaciones de temperatura, los bosques de manglar también son sensibles a las condiciones hipersalinas que son más frecuentes en áreas con baja precipitación y mínimos aportes de agua dulce (Reef y Lovelock, 2015; Lovelock *et al.*, 2016). Las condiciones edáficas hipersalinas pueden desarrollarse a medida que las aguas oceánicas derivadas de las mareas se evaporan y las sales restantes se concentran (Zedler, 1982; Castañeda-Moya *et al.*, 2006; Lovelock *et al.*, 2017).

A lo largo de las costas áridas y semiáridas, la hipersalinidad y la falta de precipitaciones pueden limitar la distribución y diversidad de los manglares (Bucher y Saenger, 1994; Saenger, 2002; Semeniuk, 2013).

2.2.3. Interacciones ecológicas

Los manglares son importantes debido al papel que juegan como estabilizadores del suelo para así, generar un gran ecosistema en donde muchos otros organismos se desarrollan, como por ejemplo las especies tanto de agua dulce como salada que pasan

sus primeras etapas de vida allí. Gran cantidad de organismos como insectos, crustáceos, moluscos, peces, reptiles, aves y mamíferos también desarrollan sus ciclos de vida en estos ecosistemas (Cannicci et al., 2008), ocupando una variedad de hábitats como el lodo, el dosel, las raíces y en donde los insectos son los que ejercen las mayores presiones debido a su abundancia.

Respecto a estos artrópodos, pueden encontrarse barrenadores, defoliadores, detritívoros e inclusive depredadores (Hogarth P. J., 2015), siendo las hormigas, el grupo que genera mayor impacto ecológico dentro de estos ecosistemas (Cannicci et al., 2008).

Debido a la exposición del aumento de la temperatura del agua por el cambio climático, puede causar alteraciones en el metabolismo y crecimiento de algunos adultos y de casi el 100% de los propágulos (semillas), generando grandes presiones sobre los manglares y afectando el equilibrio de estos ecosistemas (Hogarth P. J., 2015; Lasso et al., 2017).

Por ello, los árboles de mangle son más susceptibles a descompensarse y a verse afectados por las especies que viven dentro del manglar y que ejercen algún tipo de presión sobre ellos, como la defoliación debido al consumo de las hojas por parte de insectos, cangrejos y algunos vertebrados, el debilitamiento de las raíces por parte de moluscos como *Neoteredo reynei* (Bartsch, 1920) que las perfora para poder ascender al fuste del árbol, lo que genera raíces huecas, y un posterior volcamiento de los árboles o el daño de la madera debido a perforaciones realizadas por insectos como termitas y coleópteros de la subfamilia Scolytinae (Farnsworth y Ellison, 1997; Cannicci et al., 2008).

Otra afectación reportada en diversos trabajos son las agallas y cánceres. Las primeras se definen como malformaciones de la madera que pueden deberse a intentos por parte del árbol de encapsular un organismo extraño o como consecuencia de un microorganismo oportunista que entra en contacto con una lesión previa. Los cánceres, por el contrario, se asemejan más a un agujero causado por la necrosis del tejido vegetal, generalmente en ramas y raíces y sus efectos a veces son más drásticos que los de cualquier herbívoro (Nagelkerken et al., 2008).

La presencia de hongos (se conocen alrededor de 4.000 especies asociadas al manglar) es normal en este ambiente, sin embargo, cuando hay un desequilibrio, algunas de estas especies pueden llegar a ser nocivas para los árboles. En la literatura se reportan enfermedades como canceres, pérdida de hojas, manchas en las hojas, pudrición del tallo (Osorio et al., 2016) y agallas, estas últimas descritas recientemente como un afloramiento de la madera de consistencia fuerte y sin ningún tipo de secreción (Blanco et al., 2011).

2.2.4. Hidrología y flujo de agua

Los manglares son ecosistemas costeros influenciados por la dinámica hidrológica, que regula el intercambio de agua dulce y salina, la sedimentación y el transporte de nutrientes. La hidrología de los manglares está determinada por varios factores, incluidos las mareas, los ríos, las precipitaciones y la geomorfología local (Twilley et al., 1992).

Factores Hidrológicos Claves

- Mareas y nivel del mar

Las mareas juegan un papel esencial en la circulación del agua en los manglares, controlando la distribución de la salinidad y los nutrientes. El flujo mareal permite la oxigenación del suelo, el transporte de sedimentos y la dispersión de propágulos de especies de mangle (Alongi D. M., 2009).

- Flujo de agua dulce

Los ríos y lluvias contribuyen al equilibrio salino dentro del ecosistema. La descarga fluvial influye en la productividad del manglar, ya que aporta nutrientes y regula la intrusión salina (Ewel et al., 1998).

- Sedimentación y transporte de nutrientes

Los flujos de agua transportan sedimentos que pueden acumularse en las raíces de los manglares, ayudando a la estabilidad del ecosistema frente a la erosión costera. La sedimentación también influye en la retención de carbono y la formación de suelo (Krauss K. W. et al., 2008).

2.2.5. Suelo y nutrientes

Los suelos intermareales suelen presentar saturación hídrica, alto contenido en materia orgánica, texturas finas, pH casi neutro y ambientes redox que varían de subóxicas a anóxicas (Ferreira *et al.*, 2007; Otero Pérez *et al.*, 2009; Machado *et al.*, 2014). Sin embargo, pequeñas variaciones en la topografía y en las condiciones hidrológicas dan lugar a una compleja variabilidad espacial en cuanto a la composición y las propiedades de los suelos y sedimentos en estos entornos (Osório Ferreira *et al.*, 2010; Berrêdo *et al.*, 2016). Además, estas propiedades y composiciones muestran cambios estacionales significativos en estos entornos, lo que a veces afecta a la calidad del suelo y del agua, ya que estos cambios pueden aumentar la biodisponibilidad de elementos y sustancias potencialmente tóxicos (Nóbrega *et al.*, 2013, Xu *et al.*, 2018).

Existen dos tipos de suelos en los bosques de mangle: orgánicos e inorgánicos (von Prael *et al.*, 1990). Los suelos inorgánicos, se caracterizan por ser ricos en calcio, magnesio, potasio, con poca materia orgánica (<15 %), baja disponibilidad de carbono y nitrógeno <20 %, pH generalmente neutro, densidad aparente alta, porosidad baja (45-55 %), conductividad hidráulica baja, con un intercambio catiónico bajo (Mitsch y Gosselink, 2001; Izaurrealde *et al.*, 2001).

Con respecto a los suelos más orgánicos, los procesos anaeróbios son los responsables en la liberación del 25 al 30% de los nutrientes, debido a la descomposición de la materia orgánica, con una continua mineralización y por lo tanto un alto potencial de almacenamiento de carbono y nitrógeno (>20 %), presentan pH ácido, densidad aparente baja, porosidad alta (80%), conductividad hidráulica variable, alta capacidad de retención hidráulica, baja disponibilidad de nutrientes, y capacidad de intercambio catiónico alta. Están constituidos principalmente por hojas y madera, debido a ello, son ricos en lignina, la cual es degradada por diferentes poblaciones microbianas (Alongi *et al.*, 1989).

La dinámica de la materia orgánica está estrechamente relacionada a los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno (N) y fósforo (P) en suelos de los humedales por los procesos de descomposición, mineralización y absorción de la vegetación (Chen y Twilley, 1999), ya que estos elementos son requeridos por los organismos y actúan como

nutrientes limitantes que pueden regular la productividad en los ecosistemas (Márquez et al., 2007).

2.2.6. Factores climáticos y estacionales

Los principales factores climáticos que afectan a los manglares incluyen:

- **Precipitación:**

La precipitación es un factor clave en la productividad, diversidad y distribución de los manglares (Ribeiro et al., 2019). El aporte de agua dulce a través de las lluvias reduce la salinidad, aumentando la humedad y promoviendo el crecimiento, lo que hace que los manglares sean más productivos y diversos en regiones con alta pluviosidad (Jennerjahn *et al.*, 2017; Rivera Monroy *et al.*, 2017).

Por el contrario, una disminución en las precipitaciones puede incrementar la salinidad debido a una mayor evapotranspiración, reduciendo la sobrevivencia y el crecimiento de los manglares (Duke et al., 1998). En cambio, un aumento en las lluvias puede favorecer el flujo hídrico y la deposición de sedimentos, permitiendo el establecimiento de especies adaptadas a ambientes de mayor humedad (Ward et al., Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview, 2017).

Sin embargo, precipitaciones extremas pueden generar mortalidad en los manglares al incrementar la sedimentación y turbidez del agua, lo que dificulta su oxigenación (Friess et al., 2022). Dado que la variabilidad de las lluvias no es uniforme a nivel global, es necesario analizar los efectos del cambio en el régimen de precipitaciones a escala local para comprender su impacto en las comunidades de manglar.

- **Nivel del mar:**

El aumento del nivel del mar ha sido una de las principales amenazas para los manglares, ya que puede alterar el hidroperíodo y los niveles de salinidad, factores clave para su sobrevivencia (Lovelock *et al.*, 2015; Friess *et al.*, 2022). Sin embargo, el impacto real dependerá del cambio relativo del nivel del mar en cada región (Jennerjahn et al., 2017) y del contexto geomorfológico. Por ejemplo, los manglares tipo cuenca o alejados del borde costero son menos vulnerables que los de franja, ubicados en la periferia (Sasmito et al., 2016).

El desarrollo humano también influye en la respuesta de los manglares ante la subida del nivel del mar. En muchas islas, la migración natural hacia el interior es limitada debido a la infraestructura costera (Alongi D. M., 2015). En los deltas de los ríos, la reducción del aporte de sedimentos por actividades como el dragado y la construcción de presas puede provocar subsidencia del suelo, afectando su capacidad de adaptación (Woodroffe, 1995; Soares, 2009; Raha *et al.*, 2012; Rashid, 2014).

Ante estos cambios, los manglares pueden migrar tierra adentro, lo que puede modificar la composición de especies dependiendo de su tolerancia a las nuevas condiciones ambientales (Doyle *et al.*, 2010; Asbridge *et al.*, 2015). También pueden colonizar nuevas áreas formadas por depósitos de sedimentos o reemplazar marismas costeras (Saintilan y Rogers, 2013). La abundancia de propágulos, impulsada por mayores tasas de reproducción y entrecruzamiento genético, puede facilitar este proceso, aumentando la variabilidad genética y promoviendo la adaptación (Proffitt y Travis, 2014; Alongi D. M., 2015).

- Temperatura:

El aumento de la temperatura puede acelerar el crecimiento, la reproducción, la fotosíntesis y la respiración de los manglares, además de modificar la composición y diversidad de las comunidades y expandir su distribución latitudinal (Tittensor *et al.*, 2010). Actualmente, muchas especies están limitadas por una temperatura mínima de 16 °C en el mes más frío (Saenger P. , 2002) y presentan un pico fotosintético entre 28 °C y 32 °C (Ball y Sobrado, 1999). Con el calentamiento global, regiones templadas podrían volverse más cálidas, permitiendo la expansión de los manglares a zonas donde antes el clima era un factor restrictivo (Chapman *et al.*, 2021).

La reducción de eventos de frío extremo favorecerá la migración de los manglares a mayores latitudes, como ya se ha observado en el Pacífico y Atlántico norte (Cavanaugh *et al.*, 2014; Saintilan *et al.*, 2014; Gabler *et al.*, 2017). El calentamiento del mar también influirá en los parámetros fisicoquímicos del agua, afectando la fisiología de las especies y sus mecanismos de dispersión, clave para la colonización de nuevas áreas y el flujo génico (Van der Stocken *et al.*, 2022).

La flotabilidad de los propágulos, esencial para su dispersión a largas distancias, podría verse afectada por cambios en la temperatura y salinidad del agua (Van der Stocken *et al.*, 2019). Sin embargo, los procesos de surgencia de aguas profundas frías podrían mitigar este calentamiento en algunas zonas costeras, favoreciendo la adaptación de los manglares (Varela *et al.*, 2018).

A pesar de los efectos negativos del cambio climático, el aumento de la temperatura podría impulsar la expansión de los manglares hacia mayores latitudes en ambos hemisferios (Reid y Beaugrand, 2012; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2014; Ward *et al.*, 2016). Para algunas especies, los cambios térmicos podrían ser más determinantes que el incremento de CO₂, resultando en diferentes niveles de sensibilidad a estos factores.

Sin embargo, el aumento de la temperatura también podría alterar las temporadas de floración y fructificación, afectando la composición del ecosistema y sus interacciones con polinizadores y dispersores, lo que podría comprometer su estabilidad a largo plazo (Gilman *et al.*, 2008).

2.2.7. Crecimiento y sobrevivencia en restauración de manglares

Los manglares dependen de factores ecológicos clave como el hidroperíodo, la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Twilley y Rivera-Monroy, 2005), y las variaciones en salinidad, temperatura, potencial redox y concentración de sulfuros, que regulan el crecimiento de su vegetación (Lewis *et al.*, 2016). La pérdida de conectividad hidrológica con cuerpos de agua altera el hidroperíodo, incrementando la salinidad y la temperatura, lo que debilita la estructura del ecosistema, reduce la oxigenación, incrementa sulfuros y altera los ciclos de nutrientes (McKee *et al.*, 1988; Vovides *et al.*, 2001; Lewis *et al.*, 2016), causando una rápida degradación del manglar.

En este contexto, la restauración ecológica, y en particular la restauración hidrológica, se considera fundamental para recuperar zonas altamente degradadas (Aronson y Alexander, 2013). Esta estrategia, mediante el desazolve de canales, restablece el flujo de agua y la llegada de propágulos (Hastuti *et al.*, 2012; Vogt *et al.*, 2014). Además, ha demostrado ser eficaz en México para mejorar las condiciones del suelo en manglares (Pérez Ceballos *et al.*, 2017; Zaldívar Jiménez *et al.*, 2017), favoreciendo el En ambos

casos, las pruebas de comparación de medias confirmaron que no existieron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$).

El éxito de estas intervenciones debe evaluarse mediante el monitoreo de la vegetación y el suelo, considerando distintos momentos del proceso de restauración (Salmo *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2016).

La reforestación ha sido la técnica más utilizada globalmente en proyectos de restauración de manglares (FAO, 1994; Teutli-Hernández, 2017). No obstante, si se implementa sin un análisis adecuado de las condiciones ambientales del sitio, puede resultar ineficiente, desperdiciando recursos y esfuerzos. Esta técnica es recomendable cuando la regeneración natural es limitada debido a una baja dispersión de semillas y propágulos. Además de acelerar la recuperación estructural y funcional del manglar, la reforestación promueve la participación comunitaria (Teutli-Hernández, 2017; Brown *et al.*, 2014).

Para que sea efectiva, el sitio debe contar con ambientes hidrológicas y fisicoquímicas apropiadas. Si estas no existen, deben corregirse previamente, y las plántulas deben estar aclimatadas a niveles adecuados de salinidad y luz. La reforestación directa, que implica la siembra de propágulos, permite a las plántulas desarrollar estrategias funcionales adaptadas al entorno, aumentando su sobrevivencia y resiliencia (Cisneros de la Cruz, 2019). Se recomienda utilizar material vegetal proveniente de zonas conservadas cercanas, preferiblemente de un sitio de referencia con ambientes ecológicas similares.

Por otro lado, los viveros resultan útiles para impulsar la restauración, especialmente cuando la regeneración natural es limitada (Lewis III R. R., 2005). Estos permiten proteger las plántulas jóvenes de la herbivoría y los efectos del régimen de mareas hasta que alcanzan mayor fortaleza (Melana *et al.*, 2000; Ravishankar y Ramasubramanian, 2004). Es fundamental que los propágulos cultivados sean nativos del área, lo que mejora su adaptación (Proffitt y Travis, 2010).

Asimismo, debe considerarse la diversidad de especies del sitio de referencia para fomentar un manglar más resiliente. Si las condiciones del vivero difieren

significativamente de las del sitio de trasplante —por ejemplo, en salinidad o luz—, las plántulas pueden sufrir estrés fisiológico y morir. Por ello, es esencial aclimatarlas adecuadamente y conocer los límites fisiológicos de cada especie.

El monitoreo es esencial para evaluar el avance de los proyectos de restauración de manglares en relación con los objetivos y metas establecidos. Se recomienda su aplicación por al menos cinco años, permitiendo realizar ajustes bajo un enfoque de manejo adaptativo para alcanzar los resultados esperados (Biswas et al., 2009). Este proceso implica el seguimiento sistemático de variables indicadoras, las cuales son atributos específicos y medibles que ayudan a evaluar la restauración a corto, mediano y largo plazo.

La comparación entre sitios de referencia en buen estado, áreas degradadas y zonas restauradas permite evidenciar el grado de recuperación alcanzado (SER, 2004; Marchand *et al.*, 2001). Algunos indicadores ecológicos deben medirse en todos los proyectos por su relevancia en el ecosistema, mientras que otros son específicos y dependen de los recursos y metas de cada intervención. Se recomienda además fomentar sistemas de monitoreo comunitario, que promuevan la participación social y la vigilancia ciudadana.

El enfoque de manejo adaptativo es clave para afrontar la incertidumbre y complejidad de los ecosistemas de manglar, permitiendo ajustar las estrategias con base en la información generada por el monitoreo (Biswas et al., 2009). Muchos de los indicadores provienen de la ecología forense, lo que facilita su seguimiento a lo largo del proceso de restauración. También se recomienda evaluar el componente socioeconómico, ya que su incorporación fortalece las prácticas restaurativas, mide el costo-beneficio del proyecto y garantiza su sostenibilidad mediante el aprovechamiento sustentable de los recursos y el bienestar de las comunidades involucradas.

2.2.8. Indicadores de crecimiento de las especies

- Crecimiento en altura

El incremento en la altura del árbol es un indicador clave del vigor de las plántulas y árboles jóvenes. Diferentes especies de manglar presentan tasas variables de

crecimiento: *Rhizophora mangle* crece aproximadamente 10-30 cm por año en ambientes óptimas (Lugo y Snedaker, 1974). Mientras que, *Avicennia germinans* puede presentar crecimientos más rápidos debido a su tolerancia a ambientes hipersalinas (Berger et al., 2008).

- Diámetro a la altura del pecho (DAP)

El DAP es una medida fundamental para evaluar la productividad del bosque. En general, especies como *Laguncularia racemosa* presentan un crecimiento más acelerado en diámetro comparado con *Rhizophora mangle* (Krauss et al., 2007).

- Biomasa aérea y producción de hojarasca

La producción de biomasa y hojarasca es un indicador de la productividad primaria. Se ha registrado que los bosques de *Rhizophora mangle* pueden producir entre 2.5 y 8.5 t/ha/año de hojarasca (Twilley et al., 1992).

- Tasa de sobrevivencia y regeneración natural

La sobrevivencia de plántulas y la regeneración natural varían según la especie y las condiciones ambientales. *Avicennia germinans* suele presentar tasas de regeneración más altas en suelos con mayor contenido de oxígeno en comparación con *Rhizophora mangle* (Osland et al., 2017).

2.2.9. Estrategias de adaptación de cada especie

En el continente americano, la zonación tradicional de los manglares en las latitudes tropicales describe un patrón muy característico: el mangle negro, *Avicennia germinans* (L) Stearn, se encuentra usualmente cerca de la marisma, a un nivel elevado donde la inundación es poco frecuente; el mangle blanco, *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn., se localiza donde prevalecen patrones moderados de inundación y salinidad; y el mangle rojo, *Rhizophora mangle* L, domina las zonas de borde cerca del canal de inundación de regiones con influencia de marea (McKee K. L., 1995).

A pesar de que el patrón descrito anteriormente es típico de los bosques de mangle en zonas tropicales, Kovacs et al., (2011, 2013a, 2013b) y Flores-de-Santiago et al., (2012, 2013a, 2013b) encontraron que este patrón no es tan común en regiones subtropicales,

donde la clasificación fisiognómica de las tres especies puede ser de tipo cuenca y borde. En otras palabras, en las costas semiáridas subtropicales, las tres especies de mangle pueden estar distribuidas paralelas al canal de inundación (i.e., condición saludable) y cerca de la zona elevada de la marisma (i.e., condición estresada).

En situaciones donde el ambiente intermareal es considerado más variable y complejo, la definición tradicional de patrones de zonación no es factible.

2.3. Definición de los análisis estadísticos a utilizar

En estadística se definen como variables a los atributos, rasgos o propiedades de un grupo de elementos que toman diferentes valores, magnitudes o intensidades. En el proceso de medición de ellas se les asignan números o códigos de observación. La manera más aceptada para ordenar y cuantificar una variable, propuesta por Stevens (Stevens, 1946), es dividir las en cualitativas (según su calidad o atributo) o cuantitativas (de acuerdo a la magnitud de su medición).

Cuando se pretende probar una hipótesis respecto a uno o más parámetros de una población que tiende a una distribución normal, las pruebas usadas son las de la estadística paramétrica, como la t de Student (Daniel , 1999). Por el contrario, si los procedimientos estadísticos no requieren plantear inferencias acerca de los parámetros de la población (su media y dispersión) se le conoce como no paramétricos, o de distribución libre (ya que no se hacen suposiciones acerca de la distribución de la población de donde procede la muestra (Siegel y Castellan, 1995; Pett, 1997).

Características comunes de las pruebas no paramétricas.

1. Independencia de las observaciones aleatorias a excepción de datos pareados.
2. Pocas asunciones con respecto a la distribución de la población.
3. La variable dependiente es medida en escala categórica.
4. El punto primario es el ordenamiento por rangos o por frecuencias.
5. Las hipótesis se hacen sobre rangos, mediana o frecuencias de los datos.
6. El tamaño de muestra requerido es menor (20 o <).

Con las pruebas no paramétricas se puede trabajar con muestras pequeñas de datos categóricos u ordinales, independientemente de la distribución de las muestras que se desea contrastar (Pett, 1997). Moses (1952) considera que las pruebas no paramétricas:

- 1) Son más fáciles de aplicar;
- 2) Son aplicables a los datos jerarquizados;
- 3) Se pueden usar cuando dos series de observaciones provienen de distintas poblaciones;
- 4) Son la única alternativa cuando el tamaño de muestra es pequeño; y,
- 5) Son útiles a un nivel de significancia previamente especificado.

Las pruebas para dos muestras dependientes comparan en ellas las distribuciones de dos variables que se asume están relacionadas. Para seleccionar la prueba es preciso conocer el tipo de datos que se tienen. Si los datos son continuos se usa la prueba del signo (Clayton y Hills, 1996; Daniel , 1999), o la prueba de rangos signados de Wilcoxon (1945), pero si los datos son binarios se usa la prueba de McNemar (1969).

Cuando las variables son, al menos, ordinales, una alternativa no paramétrica es la prueba de rangos signados de Wilcoxon, que permite una mejor valoración de las diferencias cuantitativas entre los pares de observaciones.

Rangos signados de Wilcoxon (Álvarez-Cáceres , 1996; Armitage y Berry, 1997; Visauta-Vinacua, 1997; Daniel , 1999; Gómez-Gómez *et al.*, 2001; Ferrán Aranaz, 2001; Pérez López, 2001) es una prueba flexible que se puede utilizar en distintas situaciones, con muestras de diferente tamaño y con pocas restricciones. Lo único que se requiere es que la variable sea continua y que sean observaciones pareadas, es decir, que sean sujetos de una misma muestra con medidas pre y posprueba, o bien sujetos que hayan sido pareados bajo criterios bien definidos. Contiene varias asunciones críticas:

- 1) Que los datos sean observaciones pareadas, de una muestra seleccionada al azar u obtenida por pares, o bien mediante sujetos considerados como sus propios controles;
- 2) Que los datos que se van a analizar sean continuos, o al menos ordinales, dentro y entre las observaciones pareadas; y,

- 3) Que haya simetría en los resultados de las diferencias con la mediana verdadera de la población.

Para efectuar esta prueba se calculan las diferencias entre los pares de datos y se registran los valores absolutos entre ellas. Luego, los valores absolutos de las diferencias entre las dos variables se ordenan del valor menor al mayor y para finalizar, a cada rango se le da un signo positivo o negativo, dependiendo del signo de la diferencia original. Los signos positivos y los negativos se suman separadamente y se obtienen los promedios. Los pares que no tienen cambio alguno se retiran del análisis. Se usa el valor de Z para probar la hipótesis nula de la no diferencia entre los pares. Si la hipótesis nula es cierta, la suma de los rangos positivos debe ser similar a los rangos negativos. Como la prueba de los rangos signados de Wilcoxon incorpora más información acerca de los datos, es más poderosa que la prueba del signo.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción del área de estudio

3.1.1. Localización geográfica

El área de estudio se sitúa en el municipio de Tecuala en la llanura costera del Pacífico, con coordenadas de latitud 22°27'21.722" N y longitud 105°27'21.722" W, a una altitud de 10 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte con el estado de Sinaloa y el municipio de Acaponeta; al sur, con los municipios de Santiago Ixcuintla, Tuxpan y Rosamorada; al este, nuevamente con Acaponeta; y al oeste, con el Océano Pacífico INEGI (2020a).

El sitio específico del proyecto se localiza en el Ejido de Arenitas, municipio de Tecuala Nayarit, el Ejido Arenitas está situado en la costa del Pacífico, con coordenadas geográficas de latitud 22°29'25.447" N y longitud 105°39'09.550" W, a una altitud de solo 1 metro sobre el nivel del mar INEGI (2020b).

3.1.2. Caracterización ecológica, climática, edáfica y del sitio de estudio

El sitio está ubicado dentro de la unidad hidrológica prioritaria la Cuenca Presidio-San Pedro, que abarca partes de Durango, Sinaloa y Nayarit, alberga uno de los pocos ríos mexicanos con flujo natural: el San Pedro Mezquital. Este flujo continuo es clave para mantener el equilibrio de salinidad en zonas estuarinas, lo cual favorece el desarrollo de manglares (CONAGUA, 2007)

De acuerdo con García (1998) a la clasificación de Koppen, escala 1:1000000, el área de estudio se localiza en una región con clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, clasificado como tipo Awo. Este tipo de clima se caracteriza por precipitaciones concentradas durante el verano, con un índice de precipitación/temperatura (P/T) menor a 43.2. La precipitación del mes más seco varía entre 0 y 60 mm, y las lluvias invernales representan entre el 5% y el 10.2% del total anual (García E. A., 2004, Conabio, 2001).

En cuanto a las características edáficas, en el sitio se identificaron dos asociaciones principales de suelos. La primera corresponde a la clave de tipo de suelo SCglsoh+SCmosoh/2, representa una asociación compleja de suelos, compuesta por Solonchak Gléyico y Molisol sódico. El primero es un suelo salino con características de anegamiento prolongado, típico de zonas costeras mal drenadas, como los manglares. El segundo tiene alto contenido de materia orgánica y niveles elevados de sodio, lo que

afecta su estructura y capacidad de infiltración. Esta combinación refleja un paisaje con variaciones en salinidad y humedad, influenciado por la hidrología superficial. La clave “/2” indica que son de textura media, proporcionalmente el primer suelo representa el 60%, y el segundo un 40%. Esta asociación de suelos es común en zonas de transición entre manglares y pastizales salinos, así como en llanuras costeras intermareales, donde la topografía y el régimen de inundación generan variaciones locales en humedad y salinidad. (INEGI, 2014).

La segunda asociación, identificada con la clave SCglsch+SCsch/1, corresponde a suelos altamente salinos y mal drenados, típicos de zonas costeras bajas. Está dominada por Solonchak Gléyico, con presencia secundaria de Solonchak sódico. Estos suelos presentan anegamiento frecuente, alta salinidad y sodicidad, y son comunes en ambientes como manglares, donde favorecen el desarrollo de vegetación halófila, el 1 indica textura fina (INEGI, 2014).

Según la carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, 2021 en el área de estudio predominan dos coberturas: manglar y pastizal halófilo. Estas comunidades reflejan condiciones ecológicas típicas de zonas costeras, desarrolladas sobre suelos con características salinas y anegadas.

3.1.3. Problemática ambiental y antecedentes de restauración

En el área de estudio, los manglares enfrentan diversos problemas ambientales que los afectan de forma directa e indirecta. La conversión de manglares en tierras agrícolas, ganaderas y urbanas ha reducido su extensión, dañando la biodiversidad y sus funciones ecológicas (Sáenz-Arroyo *et al.*, 2017; FAO, 2020).

Además, múltiples presiones ambientales que amenazan su estructura, funcionamiento y capacidad de proveer servicios ecosistémicos. Entre los factores más relevantes se encuentran las alteraciones hidrológicas, producto de obras de infraestructura como bordos, canales y caminos rurales que interrumpen el flujo natural del agua, esencial para el mantenimiento del gradiente salino en el que prosperan estos ecosistemas (CONANP, 2013).

Asimismo, la contaminación por descargas de aguas residuales sin tratamiento y la agricultura intensiva en zonas adyacentes, con el uso excesivo de agroquímicos, han deteriorado la calidad del agua, afectando la regeneración y salud fisiológica de las especies de mangle (CONABIO, 2018). Esta problemática es especialmente crítica en áreas como el Ejido de Arenitas, donde las condiciones de salinidad se han visto alteradas por la falta de conectividad entre los cuerpos de agua dulce y las zonas de manglar.

Como precedentes de restauración en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit se tiene un proyecto financiado del Programa de Compensación Ambiental por Cambios de Uso de Suelo 2018 de la CONAFOR en el que se intervinieron 80 hectáreas de manglar degradado. Como primer paso para la implementación del proyecto, se realizó un consenso entre los representantes del núcleo agrario y el asesor técnico, con motivo de la oportunidad de participar en la convocatoria 2021 del Programa de Compensación Ambiental por Cambio de Uso de Suelo de la CONAFOR.

Posteriormente, la propuesta fue presentada ante la asamblea de ejidatarios, quienes acordaron participar en el programa, motivados principalmente por la situación socioeconómica adversa que prevalecía en la región. Las actividades productivas tradicionales, como la agricultura, la ganadería y la pesca, se encontraban en crisis, y el proyecto representaba una oportunidad para gestionar recursos para el Ejido, además de ofrecer jornales a ejidatarios y avecindados a través de la restauración del manglar. (Quintero, 2025)

3.2. Selección de sitios de muestreo

3.2.1. Selección levantamiento y delimitación de los sitios de muestreo

La selección de los sitios dentro del área de reforestación se realizó mediante un muestreo selectivo, con el objetivo de representar adecuadamente los ambientes de dos ambientes contrastantes: una con flujo de agua y otra sin flujo de agua. Esta estrategia permitió capturar la variabilidad presente en el área de estudio. En total, se hicieron ocho sitios de muestreo, distribuidos equitativamente entre ambas ambientes como se muestra en la Figura 1.

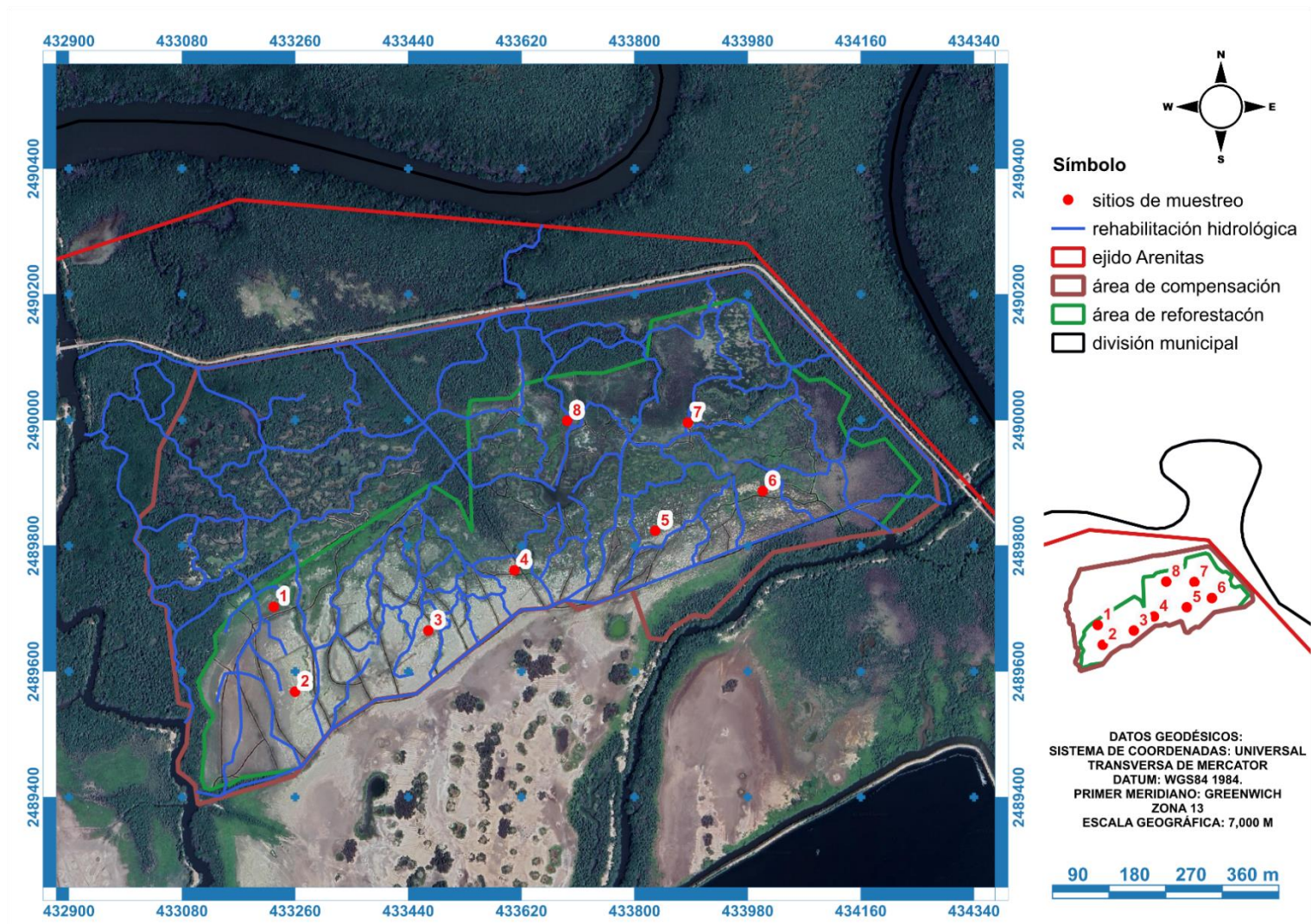


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo dentro del área de reforestación en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Para el diseño y establecimiento de las unidades de muestreo se siguieron los lineamientos del (Manual para trazar la Unidad de Muestreo en bosques, selvas, zonas áridas y semiáridas, 2018). Dicho protocolo fue adaptado para delimitar parcelas de 500 m², superficie considerada adecuada para el estudio de reforestación con manglares. Este manual proporciona los procedimientos necesarios para un marcaje sistemático y técnicamente riguroso en campo.

Con base en esta metodología, se diseñaron los formatos de registro de datos, integrando variables cualitativas y cuantitativas tanto del sitio (tipo de suelo, presencia de agua, cobertura vegetal, entre otras) como de las especies de mangle presentes (Anexo 1). Para la selección de variables específicas a medir en plántulas, se consultó el (Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala, 2018), en particular (Anexo 2) define los parámetros estándar para la evaluación de estas especies.

La propuesta inicial de distribución de los sitios se elaboró en gabinete utilizando el software de código abierto QGIS 3.38.3 (Sistema de Información Geográfica), lo que permitió georreferenciar y planificar con precisión la ubicación de las unidades de muestreo. Las coordenadas obtenidas fueron posteriormente cargadas en un GPS para su verificación en campo.

No obstante, durante el trabajo de campo se identificó que algunas ubicaciones predeterminadas no coincidían con las condiciones deseadas para el estudio, por lo que se procedió a una redistribución de los sitios directamente en el terreno. Esta modificación se realizó en función de la observación directa y considerando las características ambientales reales, asegurando así una representación adecuada de ambas zonas (con y sin flujo de agua).

3.2.2. Levantamiento y delimitación de sitios de muestreo

Como se indicó en párrafos anteriores, el diseño y establecimiento de los sitios de muestreo se basó en el procedimiento descrito en el (Manual para trazar la Unidad de Muestreo en bosques, selvas, zonas áridas y semiáridas, 2018), el cual fue adaptado para una superficie de 500 m² por unidad. Este manual proporciona las directrices

metodológicas necesarias para realizar un marcaje adecuado y sistemático de los sitios de muestreo en campo.

Con base en este procedimiento, se elaboraron los formatos de registro en campo, los cuales incluyeron variables cualitativas y cuantitativas tanto de las características físicas del sitio como de las especies de mangle presentes en el área de reforestación. Para definir las variables a medir en las plántulas se consultó el (Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala, 2018), específicamente el Anexo 2, donde se detallan los parámetros recomendados para evaluación.

Una vez definidos los sitios de muestreo en campo, se procedió a su delimitación utilizando estacas de madera recolectadas de ramas caídas de mangle presentes en el área. Estas estacas fueron pintadas con pintura de aceite para garantizar su visibilidad y resistencia a las condiciones del ambiente. Cada sitio fue trazado con una superficie de 500 m², marcando los puntos cardinales correspondientes para facilitar la orientación durante el muestreo.

La identificación de las plántulas se llevó a cabo siguiendo un recorrido sistemático en sentido horario, iniciando desde el punto cardinal norte. A cada plántula se le asignó una etiqueta elaborada con fragmentos de latas de aluminio recicladas, marcadas con el número de sitio y el número correspondiente de la plántula. Estas etiquetas fueron fijadas inicialmente con alambre de cobre; sin embargo, debido a la corrosión causada por la salinidad en algunas de ellas, en la segunda evaluación se optó por reemplazar dicho material por cinchos de plástico, que ofrecen mayor durabilidad en campo. Las etiquetas se colocaron en los primeros nódulos de cada plántula, cuidando no interferir con su desarrollo, con el fin de asegurar su identificación en futuras mediciones (Anexo 3).

Durante el levantamiento de datos, en la hoja de campo se registró la especie, la longitud total de la plántula, el número de nódulos presentes, la distancia entre ellos y el nódulo específico en el que se colocó la etiqueta, recomendándose utilizar el primero, correspondiente a la escisión de los cotiledones. El diámetro del tallo principal fue medido con un vernier, posicionando el instrumento justo por encima del primer nódulo (a la altura del par de cotiledones) en plántulas (Anexo 1).

Variables medidas

3.2.3. Variable de sobrevivencia

Considerando los sitios ubicados en zonas con y sin flujo de agua Figura 1, se evaluó la sobrevivencia de las plántulas con base en el total de individuos plantados inicialmente y los registrados posteriormente, tras un periodo de 18 meses. Esta evaluación incluyó tanto individuos vivos como muertos en ambas zonas de estudio. A partir de estos datos, se calculó la variación en la sobrevivencia por especie y por sitio. La Figura 2 muestra las proporciones de especies de mangle plantadas en los distintos sitios de reforestación.

Para ello, se construyó una base de datos en Excel en la que se registró el número de individuos vivos en la primera evaluación, desglosados por especie y por sitio. Asimismo, se incluyó el número de individuos muertos por especie en cada sitio. Estos datos fueron comparados con los obtenidos en la segunda evaluación, permitiendo analizar los cambios en la sobrevivencia de cada especie en función del sitio y la condición hídrica.

Con base a los datos obtenidos, se calculó el porcentaje de sobrevivencia por especie registrado en la segunda evaluación. Considerando que el total de individuos encontrados en cada sitio (vivos y muertos) representaba el 100%, Con base en este total, se determinó la proporción correspondiente al número de individuos vivos observados en dicha evaluación.

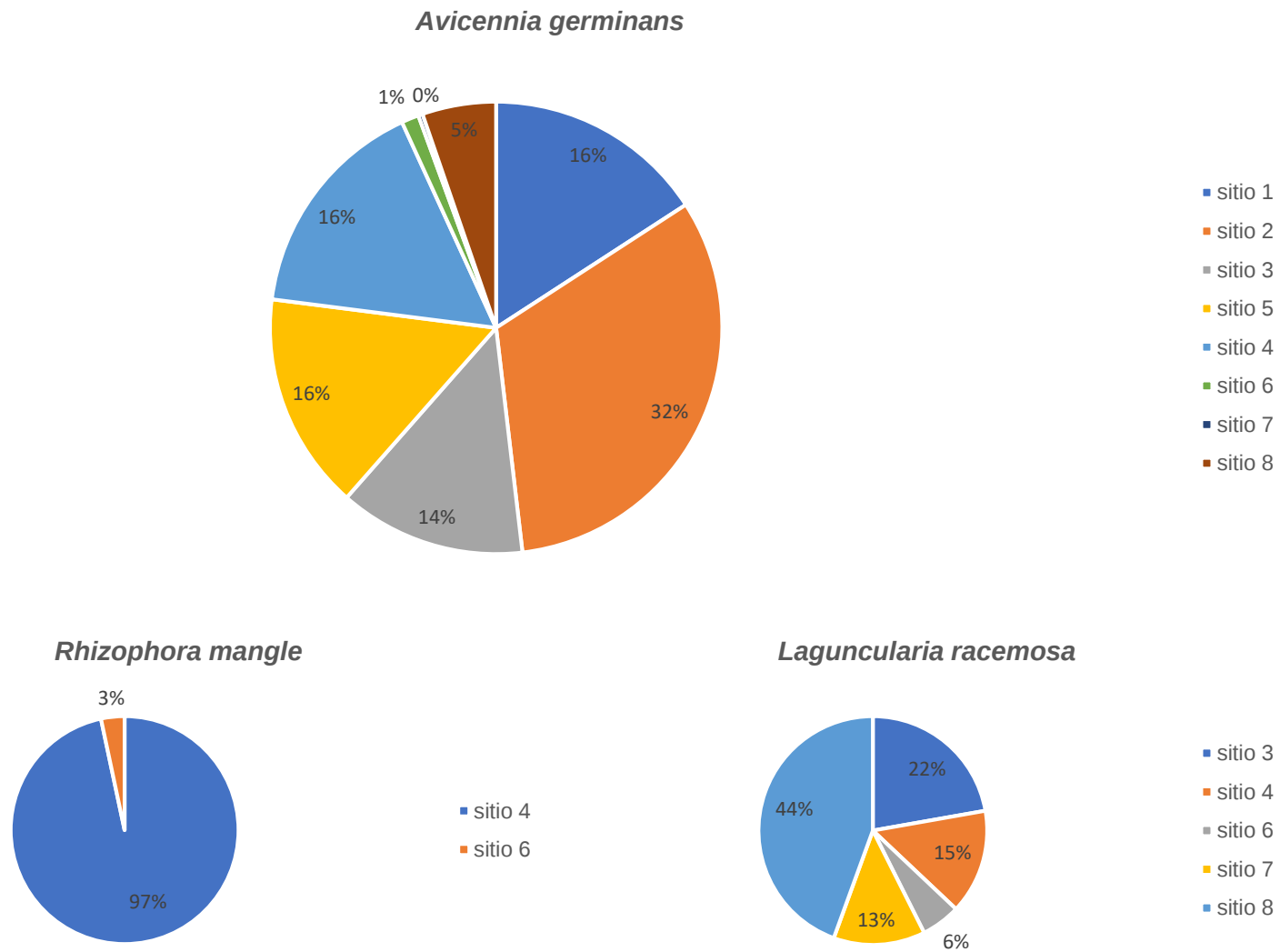


Figura 2. Porcentaje de especies por sitio de muestreo en el área de reforestación, en el Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

A partir de estos resultados, se procedió al cálculo del porcentaje de sobrevivencia en la segunda evaluación por sitio. Para ello, se aplicó una regla de tres simple, considerando la suma del número de individuos vivos de todas las especies presentes en cada sitio. Esta suma se multiplicó por 100 y se dividió entre el total de individuos registrados (vivos y muertos) por especie en cada sitio.

1. Identificar el total de individuos evaluados en la segunda evaluación para cada combinación de especie y sitio. Esto se obtiene sumando:

- Número de individuos vivos en la 2da evaluación.
- Número de individuos muertos en la 2da evaluación

$$\text{Total 2da evaluación} = \text{Vivos 2da evaluación} + \text{Muertos 2da evaluación}$$

2. Obtener el número de individuos vivos en la segunda evaluación

3. Aplicar la fórmula del porcentaje de sobrevivencia:

$$\text{Porcentaje de sobrevivencia (2da evaluación)} = \left(\frac{\text{Vivos 2da evaluación}}{\text{Total 2da evaluación}} \right) * 100$$

Para calcular la proporción de cada especie por sitio, se utilizó el porcentaje de sobrevivencia registrado en la segunda evaluación. Se sumaron estos porcentajes para obtener un total equivalente al 100 %, y posteriormente se aplicó una regla de tres para determinar la representación proporcional de cada especie, tanto en ambientes con flujo como sin flujo de agua.

3.2.4. Variables de Crecimiento

Para el caso del análisis de crecimiento de las diferentes especies de plántulas de mangles presentes en el área de reforestación se midió la altura, diámetro basal, diámetro de cobertura, número de verticilos, número de neumatóforos, longitud de neumatóforos. Se midieron estas variables porque *R. mangle* tiende a producir nodos aglomerados. Por ello, se obtendrán diferentes respuestas en las variables de crecimiento estudiadas según la estrategia de crecimiento de las especies; por lo tanto, una sola variable es insuficiente para evaluar el crecimiento total (Mckee 1995a; Gill y Tomlinson 1971).

Para calcular el crecimiento de plántulas se utilizaron dos variables: diámetro del tallo (mm) y longitud del tallo principal (cm), Anexo 2

Para evaluar el crecimiento de las plántulas de mangle, se construyó una base de datos en Microsoft Excel con los registros de altura y diámetro del tallo de los individuos muestreados durante los años 2024 y 2025 dentro del área de reforestación. A partir de estas mediciones, se calcularon las diferencias entre las dos evaluaciones, lo cual permitió estimar el Incremento corriente anual (ICA) e índice de esbeltez (IE) en ambas variables.

Con el propósito de determinar el efecto del flujo de agua sobre el crecimiento, se obtuvieron los promedios de altura y diámetro por sitio en ambos ambientes (con y sin flujo). Posteriormente, se calculó la diferencia entre las mediciones de cada periodo para cada individuo, generando así los valores de crecimiento anual promedio.

Además, para estimar el volumen de cada plántula, se utilizó la fórmula del volumen de un cilindro:

$$V = \pi r^2 h$$

donde r corresponde al radio del tallo (mitad del diámetro) y h a la altura de la plántula. A esta fórmula se le incorporó un coeficiente mórfico de 0.5 para ajustar la estimación al crecimiento real de los individuos, considerando su morfología Cuadro 1.

Una vez obtenidas las variables de ICA en altura, diámetro y volumen, se calculó el Índice de esbeltez mediante la fórmula:

$$IE = \frac{H}{DAP}$$

IE= índice de esbeltez

H = altura total del árbol en metros (m)

DAP= diámetro a la altura del pecho (cm)

3.3. Análisis estadístico

3.3.1. Supervivencia

Para el análisis estadístico de la variable supervivencia, se empleó la prueba no paramétrica de Wilcoxon, seleccionada por ser adecuada para comparar dos grupos independientes sin asumir distribución normal en los datos. El análisis se realizó utilizando el software (SAS OnDemand for academics)¹ de libre acceso, donde se organizaron los datos correspondientes al porcentaje de supervivencia de la segunda evaluación.

Los sitios de restauración fueron clasificados en dos categorías según la condición del ambiente 1 (sin flujo de agua) y 2 (con flujo de agua). A cada sitio se le asignó su respectivo valor de supervivencia de acuerdo a los cálculos obtenidos del porcentaje de supervivencia por sitio, teniendo una distribución de cuatro sitios por condición, con el objetivo de evaluar si existían diferencias significativas entre ambos grupos.

Se empleó el procedimiento “*proc means mean*” para calcular la media del porcentaje de supervivencia a los seis meses y al año y medio de evaluación, diferenciando de manera independiente los ambientes con flujo y sin flujo de agua. Posteriormente, se aplicó el procedimiento “*proc npar1way data=sobrev wilcoxon*” el cual permite realizar la prueba de Wilcoxon para detectar diferencias estadísticas entre los grupos (periodo de evaluación). Esta prueba se basa en la comparación de medianas, utilizando rangos asignados a los valores de supervivencia, lo que la hace especialmente útil cuando se trabaja con datos expresados en porcentaje y sin distribución normal.

3.3.2. Crecimiento

Para el análisis estadístico de la variable crecimiento, se realizó una comparación de medias entre los ambientes con y sin flujo de agua. Este análisis estadístico fue llevado a cabo mediante el software (SAS OnDemand for academics) de acceso libre, se aplicó el procedimiento “*proc means mean*” para calcular la media de cada variable de crecimiento agrupada por la variable categórica FL, que representa la condición del sitio:

¹ <https://welcome.oda.sas.com/>

1: Sitios sin flujo de agua,

2: Sitios con flujo de agua.

Este análisis descriptivo permitió observar tendencias generales en los datos y preparar la base para una comparación estadística más robusta.

Posteriormente, se utilizó el procedimiento “*proc ttest*”, que aplica la prueba t de Student para muestras independientes, con el objetivo de determinar si existían diferencias significativas en el crecimiento entre los dos tipos de sitios. La variable FL se utilizó como clasificador (class FL;), y las variables ICA en diámetro, ICA en altura e ICA en volumen, IE índice de esbeltez, se analizaron como variables dependientes (var). Este enfoque permitió identificar si la condición hidrológica influye significativamente en el desarrollo en diámetro, altura, volumen y esbeltez de las especies reforestadas. Este proceso se usa para la comparación de medias de 2 o más grupos, primeramente, se hizo la prueba de normalidad de la varianza, lo que indicaba que no había diferencia estadísticamente significativa entre estos dos grupos, por lo que se continua con la prueba de Satterthwaite para verificar si existe desigualdad de varianzas.

Para analizar el crecimiento de las especies de mangles en el área de reforestación, se empleó el mismo procedimiento de estimación del crecimiento bajo ambientes con y sin flujo de agua. No obstante, en este caso, los cálculos se realizaron considerando los promedios por especie y por sitio, sin distinguir entre las zonas específicas en las que se encontraban distribuidas. Esta agrupación permitió evaluar la respuesta en cuanto al crecimiento de cada especie en función del ICA en diámetro, altura y volumen; así como el índice de esbeltez (Cuadro 3).

El objetivo de este análisis fue estimar el crecimiento promedio general de cada especie en toda el área de reforestación, independientemente de la condición del ambiente. Para ello, se calcularon las diferencias de altura y diámetro entre las dos evaluaciones (2024 y 2025), obteniendo así el Incremento corriente anual (ICA) para cada especie, así como la esbeltez, lo que permitió comparar el desempeño en crecimiento entre especies dentro del sitio de estudio (Cuadro 4).

De igual manera, los resultados obtenidos del Incremento corriente anual (ICA) para las tres variables (diámetro, altura y volumen) así como el índice de esbeltez correspondientes a las especies *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, fueron analizados mediante el software (SAS OnDemand for academics). Se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía utilizando el procedimiento “*PROC GLM*”. Este análisis permitió identificar el efecto de la especie (variable categórica especie) sobre cuatro indicadores de crecimiento: el Incremento corriente anual en diámetro, altura y volumen e índice de esbeltez.

Para cada variable de crecimiento, se estructuró un modelo independiente de la forma *variable = especie*, especificando la variable especie como clasificador mediante la instrucción “*CLASS*”. Posteriormente, se aplicó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey (*MEANS ESP / TUKEY*), con el objetivo de identificar entre qué especies existían diferencias significativas cuando el ANOVA resultaba significativo. Para este análisis se empleó una prueba de análisis de varianza (ANOVA) desbalanceado, debido a que las especies no se encontraban presentes en igual número de sitios, es decir, las repeticiones (n) fueron desiguales.

Este procedimiento permitió determinar de forma estadística si alguna de las especies presentó un desempeño superior en términos de crecimiento, aportando evidencia cuantitativa relevante para valorar la efectividad del proceso de restauración según la especie utilizada.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Tasa de sobrevivencia de las especies de mangle en ambientes con y sin flujo de agua

Los porcentajes de sobrevivencia variaron entre especies en relación con la proporción plantada Cuadro 1. La especie con mayor tasa de sobrevivencia fue *Rhizophora mangle*, la cual se registró únicamente en sitios con flujo de agua, alcanzando un 91.38 %. De los 30 individuos muestreados, cinco se encontraron muertos. En segundo lugar, se ubicó *Avicennia germinans*, presente en ambos tipos de ambientes (con y sin flujo de agua), con una tasa de sobrevivencia del 60.58 % sobre un total de 322 individuos. En las áreas sin flujo de agua se muestrearon 249 individuos, de los cuales 107 estaban vivos y 141 muertos; mientras que en las zonas con flujo de agua se evaluaron 74 individuos, con 46 vivos y 28 muertos. Finalmente, *Laguncularia racemosa* presentó el menor porcentaje de sobrevivencia, con un 46.43 % sobre un total de 54 individuos. En sitios sin flujo de agua se registraron 12 individuos, de los cuales seis estaban vivos y seis muertos. En áreas con flujo, se muestrearon 42 individuos, con 12 vivos y 30 muertos.

Cuadro 1. Porcentaje de sobrevivencia por especie en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

especie/ sitio	S1	S2	S3	S5	S4	S6	S7	S8	% sob/ especie
<i>Av. ge.</i>	51	104	43	50	52	4	1	17	60.58
<i>La. ra.</i>			12		8	3	7	24	46.43
<i>Rh. ma.</i>					29	1			91.38

Av. ge. = *Avicennia germinans*

sob= sobrevivencia

La. ra. = *Laguncularia racemosa*

s= sitio

Rh. ma. = *Rhizophora mangle*

En el Cuadro 2 se presenta el porcentaje de supervivencia de cada especie en los dos tipos de ambientes, con y sin flujo de agua, considerando dos evaluaciones realizadas a medio año y a año y medio después de la reforestación (2024 y 2025).

Cuadro 2. Supervivencia por especie de mangle por sitio en ambientes con y sin flujo, en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

condición del sitio	núm. de sitio	especie	núm. vivos 1a evaluación	mueritos 1a evaluación	total 1a evaluación	% supervivencia por especie 1era evaluación	% supervivencia por sitio 1era evaluación	vivos 2da evaluación	mueritos 2da evaluación	total 2da evaluación	% supervivencia por especie 2da evaluación	% supervivencia por sitio 2da evaluación	% por individuo por sitio	promedio por condición del ambiente en %
sin flujo	1	Av. ge.	36	15	51	71	70.59	31	20	51	61	60.78	25.33	48.19
	2	Av. ge.	88	16	104	85	84.62	27	77	104	26	25.96	10.82	
	3	Av. ge.	26	17	43	60	58	16	27	43	37	40	15.51	
		La. ra	6	6	12	50		6	6	12	50		20.84	
	5	Av. ge.	33	17	50	66	66.00	33	17	50	66	66	27.51	
con flujo	4	Av. ge.	39	13	52	75	78.65	37	15	52	71	73.03	10.79	59.42
		Rh. ma.	25	4	29	86		24	5	29	83		12.55	
		La. ra	6	2	8	75		4	4	8	50		7.58	
	6	Av. ge.	4	0	4	100	100	4	0	4	100	87.50	15.16	
		Rh. ma.	1	0	1	100		1	0	1	100		15.16	
		La. ra	3	0	3	100		2	1	3	67		10.11	
	7	Av. ge.	1	0	1	100	62.50	1	0	1	100	62.50	15.16	
		La. ra	4	3	7	57		4	3	7	57		8.66	
	8	Av. ge.	4	13	17	24	14.63	4	13	17	24	14.63	3.57	
		La. ra	2	22	24	8		2	22	24	8		1.26	

Av. ge. = *Avicennia germinans*

La. ra. = *Laguncularia racemosa*

Rh. ma.= *Rhizophora mangle*

En las áreas sin presencia de corrientes Figura 3, predominó la plantación de *Avicennia germinans* con un 79.16 %, mientras que *Laguncularia racemosa* representó solo el 20.84 %. Esta decisión podría sustentarse en lo expuesto por Berger *et al.*, (2008)., quien señala que *Avicennia germinans* presenta una mayor tolerancia a ambientes con alta salinidad. Esta especie es una halófito facultativa capaz de desarrollarse en un amplio rango de ambientes salinas, desde agua dulce hasta concentraciones de hasta 90 partes por mil (Cintrón *et al.*, 1978; Tomlinson P. B., 1986; Alleman y Hester, 2011). En consecuencia, la selección de especies parece haber sido adecuada, considerando las características edáficas e hídricas del sitio.

En contraste, En los sitios con flujo de agua Figura 4 de primer y segundo orden, la distribución de especies fue más equilibrada, con *Avicennia germinans* representando el 34.79 %, *Rhizophora mangle* el 32.66 % y *Laguncularia racemosa* el 32.55 %.

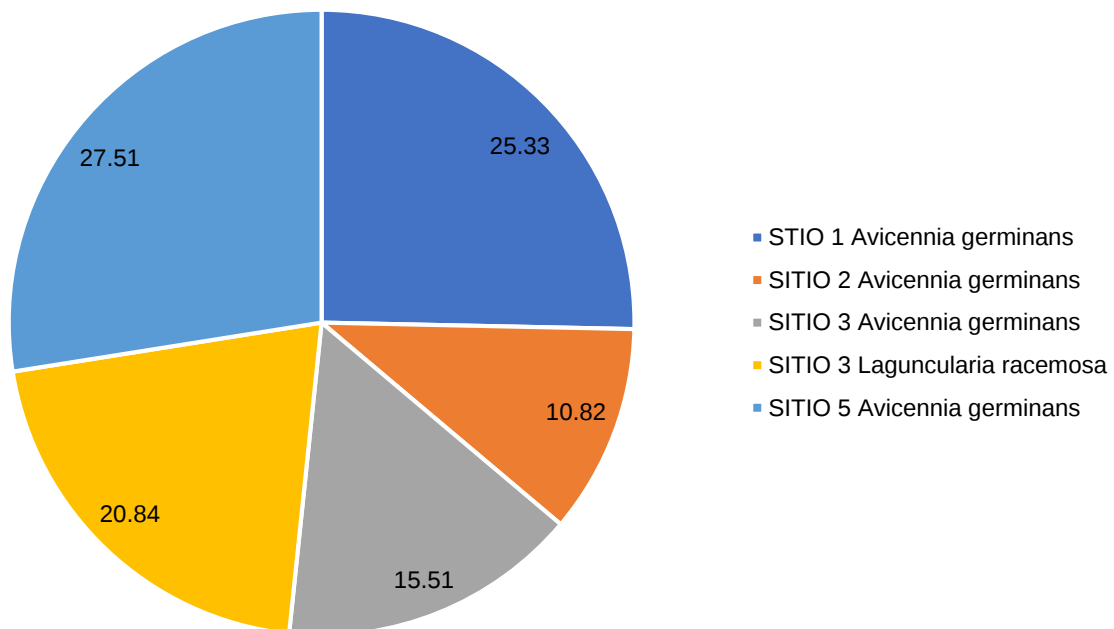


Figura 3. Especies por sitio en áreas sin flujo de agua.

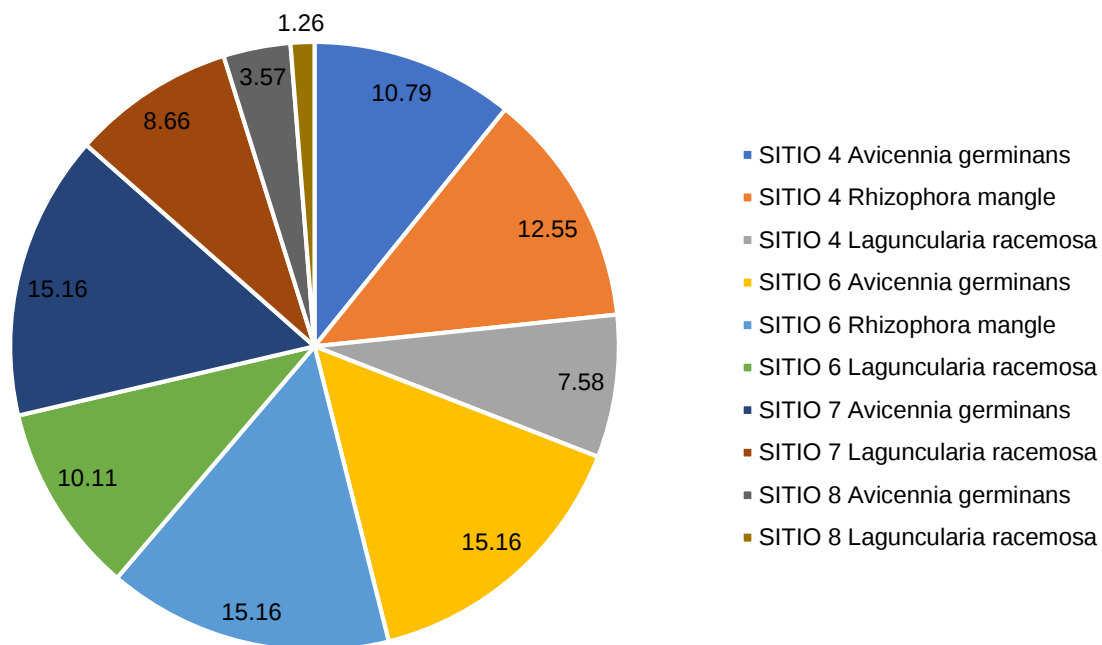


Figura 4. Especies por sitio en áreas con flujo de agua.

Se identificó que *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* se ubicaron principalmente a lo largo de los bordes de los canales, donde la circulación de agua es mayor. Esta distribución se sustenta en lo expuesto por McKee K. L., (1995), quien señala que ambas especies prosperan mejor en zonas con mayor flujo hídrico, ya que presentan menor tolerancia a altos niveles de salinidad en comparación con *Avicennia germinans*. Asimismo, Rull (2022) quien señala que *Laguncularia racemosa* ocupa un nicho más restringido y se desarrolla óptimamente en salinidades intermedias de 15 a 20 partes por mil (ppt), en zonas con inundaciones mareales poco frecuentes y una mayor influencia de agua dulce. En el caso de *Rhizophora mangle*, estudios recientes indican que esta especie reduce significativamente su actividad estomática en salinidades superiores a 65 ppt, como lo demuestra la reevaluación de datos realizada por Teas a partir del trabajo original de Bowman (1917), donde se identificó una disminución en la conductancia estomática como respuesta al estrés salino (Saenger et al., 1983).

Por otro lado, *Avicennia germinans* se concentró en áreas más alejadas del flujo directo de agua, lo cual es coherente con su mayor resistencia a ambientes salinas,

característica que le permite adaptarse mejor a zonas menos influenciadas por el movimiento del agua.

La falta de diferencias en los porcentajes de sobrevivencia podría estar relacionada con la selección estratégica de especies conforme a su tolerancia a la salinidad, un criterio fundamental en proyectos de restauración ecológica. No obstante, los niveles de sobrevivencia registrados se mantienen por debajo del 60 %, lo cual está por debajo de los estándares establecidos por la CONAFOR en experiencias previas de reforestación, como lo señala el Acuerdo mediante el cual se emiten los costos de referencia para apoyos de reforestación y restauración forestal (DOF, 2011).

Para evaluar estadísticamente la supervivencia de las especies de mangle en ambientes sin flujo de agua Figura 5, se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon. La comparación entre los dos periodos de evaluación (2024 y 2025) mostró diferencias en los valores promedio: en 2024 la supervivencia alcanzó un 69.85 %, mientras que en 2025 disminuyó a 48.19%, lo que refleja una mayor supervivencia en el primer periodo.

La prueba de dos muestras de Wilcoxon arrojó un estadístico $Z = 1.4520$ con un valor de $p = 0.1465$, superior al nivel de significancia ($\alpha = 0.05$). De manera complementaria, la aproximación t reportó valores de probabilidad entre 0.0949 y 0.1898, lo que confirma la ausencia de diferencias significativas al 95 % de confianza. En consecuencia, no se encontró una diferencia estadísticamente significativa en la sobrevivencia entre los periodos del 2024 y 2025 en ambientes sin flujo de agua. Por lo tanto, se concluye que ambos periodos de evaluación no son diferentes a pesar del tiempo transcurrido.

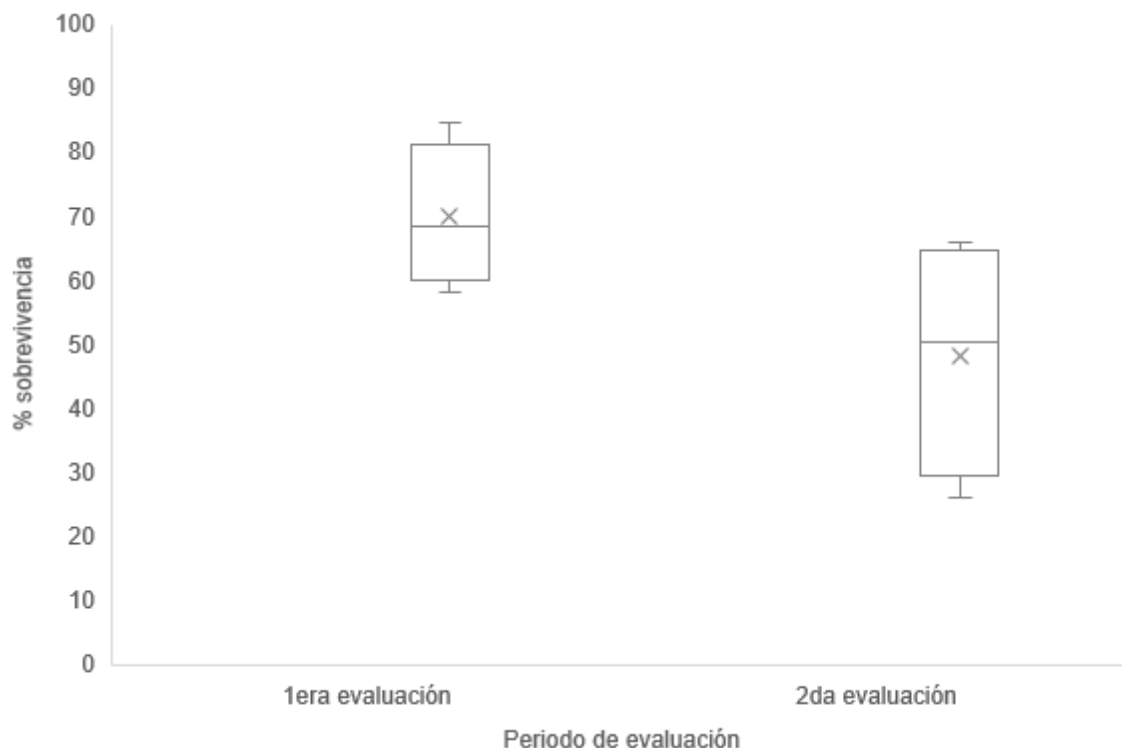


Figura 5. Sobrevivencia de las especies de mangle en ambientes sin flujo de agua en los periodos de evaluación del 2024 y 2025 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

El análisis de la sobrevivencia en condiciones con flujo de agua Figura 6 mostró un valor promedio de 63.95 % para el 2024 y de 59.42 % para 2025. Aunque se observó una ligera diferencia en los promedios, las pruebas estadísticas no confirmaron variaciones significativas entre los tratamientos. La prueba de Wilcoxon indicó un valor de $Z = 0.1461$ con $p = 0.4419$, esto indica que el valor de probabilidad fue superior al nivel de significancia de 0.05, lo que demuestra que no existen diferencias estadísticamente significativas en la sobrevivencia de los manglares entre los periodos evaluados.

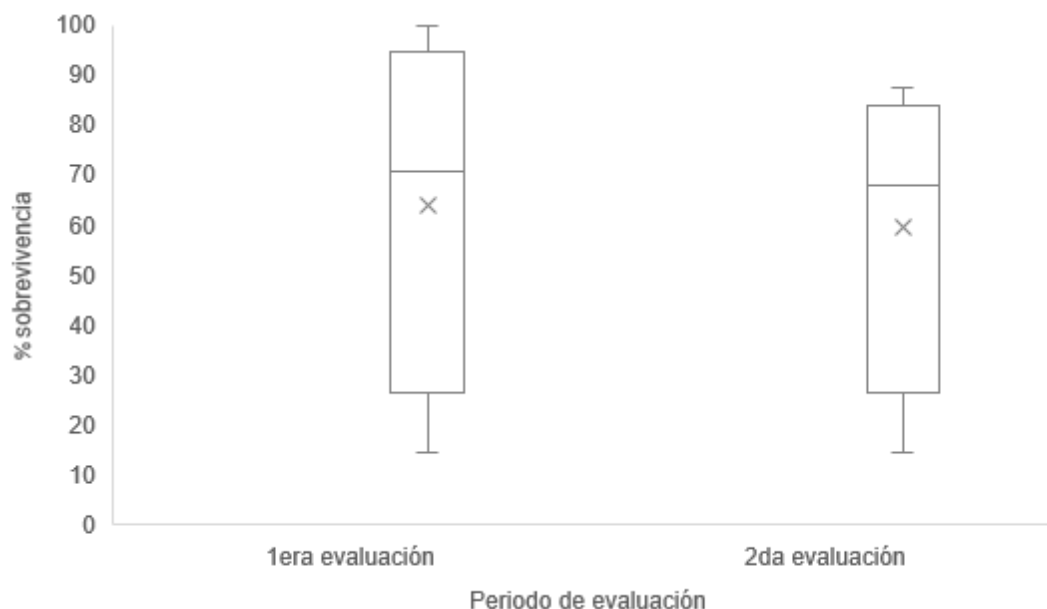


Figura 6. Sobrevivencia de las especies de mangle en ambientes con flujo de agua en los periodos de evaluación del 2024 y 2025 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

4.2. Evaluación del crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en los sitios de muestreo

4.2.1. Incremento corriente anual en diámetro

La Figura 7 muestra la distribución del Incremento corriente anual (ICA) en diámetro para los sitios evaluados, diferenciando entre ambientes con y sin flujo de agua. En las áreas sin flujo, se concentra una mayor proporción de individuos con tasas de crecimiento entre 0.04 y 0.06, con una distribución ligeramente sesgada a la derecha, lo que refleja valores cercanos al promedio y pocos casos de crecimiento elevado. En contraste, en los sitios con flujo de agua, la distribución del ICA es más dispersa y se desplaza hacia valores más altos, lo que sugiere un crecimiento superior, posiblemente asociado a una mayor disponibilidad de nutrientes o mejores ambientes hidrológicas. Además, estos sitios presentan una mediana del ICA más alta y un rango intercuartílico mayor, indicando no solo un mayor crecimiento promedio, sino también una mayor variabilidad entre individuos.

De acuerdo a los resultados obtenidos de la prueba de comparación de varianzas por el método de Igualdad de varianzas y Satterthwaite se determina que no existe diferencia

estadísticamente significativa en ICA en diámetro entre las especies que se desarrollan en las áreas de con y sin flujo de agua, la media fue de 0.035 cm para ambientes con flujo y 0.045 cm para ambientes sin flujo. La diferencia de medias -0.010 cm; por lo que no resultó significativa $t = -0.56$; $p = 0.5999$, y no se detectaron efectos relevantes del flujo de agua sobre este parámetro. En la gráfica de cajas se muestra que la varianza del ICA en diámetro del área con y sin flujo se encuentran dentro del mismo rango de distribución lo que indica que no había diferencia significativa entre estos dos grupos aceptando hipótesis nula.

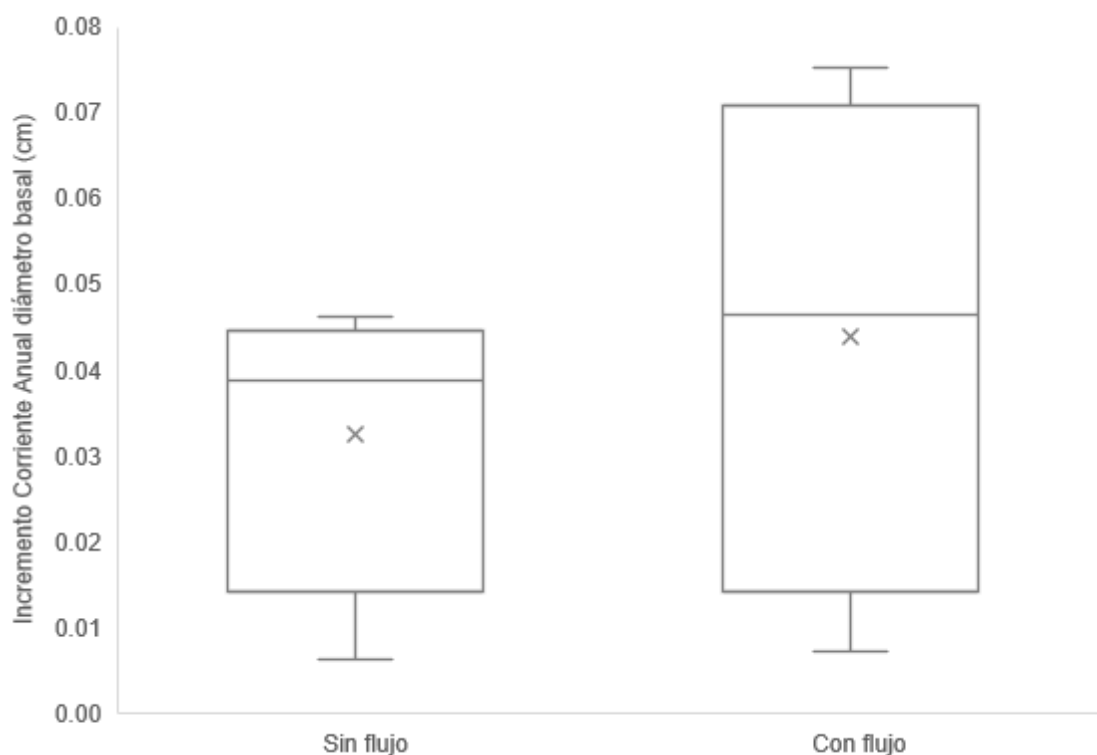


Figura 7. crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en Incremento corriente anual en diámetro en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Cuadro 3. Crecimiento en función del ICA en diámetro altura y volumen e índice de esbeltez bajo ambientes de con y sin flujo de agua.

		diámetro			altura			volumen aparente			índice de esbeltez	
condición del sitio	núm. de sitio	evaluación 2024 diámetro basal (cm) (promedio)	evaluación 2025 diámetro basal (cm) (promedio)	diferencia incremento anual diámetro basal (cm) (promedio)	evaluación 2024 altura (cm) (promedio)	evaluación 2025 altura (cm) (promedio)	diferencia incremento anual altura (cm) (promedio)	evaluación 2024 volumen (cm) (promedio)	evaluación 2025 volumen (cm) (promedio)	diferencia incremento anual volumen (cm) (promedio)	2024	2025
sin flujo	1	0.93	1.33	0.40	45.28	59.65	14.38	15.44	41.28	25.84	4.86	4.49
	2	0.93	0.99	0.06	39.88	45.63	5.75	13.51	17.63	4.13	4.29	4.60
	3	0.78	1.25	0.46	47.17	58.42	11.25	11.40	35.73	24.33	6.01	4.68
	5	0.87	1.25	0.38	42.93	59.78	16.85	12.69	36.56	23.87	4.95	4.79
con flujo	4	1.06	1.41	0.35	44.36	57.19	12.83	19.46	44.38	24.92	4.20	4.07
	6	1.02	1.77	0.75	60.45	77.70	17.25	24.82	96.08	71.26	5.91	4.38
	7	1.21	1.79	0.58	63.62	72.79	9.17	36.40	91.32	54.92	5.27	4.07
	8	1.61	1.68	0.07	54.60	82.70	28.10	55.41	91.66	36.26	3.40	4.92

4.2.2. Incremento corriente anual en altura

La Figura 8 muestra la distribución de la variable Incremento corriente anual en altura en los sitios evaluados, diferenciando entre ambientes sin flujo de agua y con flujo de agua.

En los sitios sin flujo de agua, los datos se concentran principalmente entre los 5 y 15 cm de incremento anual. La mayoría de los individuos muestra un crecimiento moderado en altura bajo estos ambientes. Por otro lado, en los sitios con flujo de agua, se observa un desplazamiento hacia valores más altos de incremento en altura, con una mayor dispersión de los datos. Esto sugiere que el flujo de agua contribuye a un crecimiento más vigoroso y variable entre las plántulas evaluadas.

Los sitios con flujo presentan una mediana de Incremento corriente anual en altura superior, así como una mayor amplitud del rango intercuartílico, lo que indica un crecimiento más alto y diverso en estos ambientes. En contraste, los sitios sin flujo muestran menor dispersión y un crecimiento más limitado en altura.

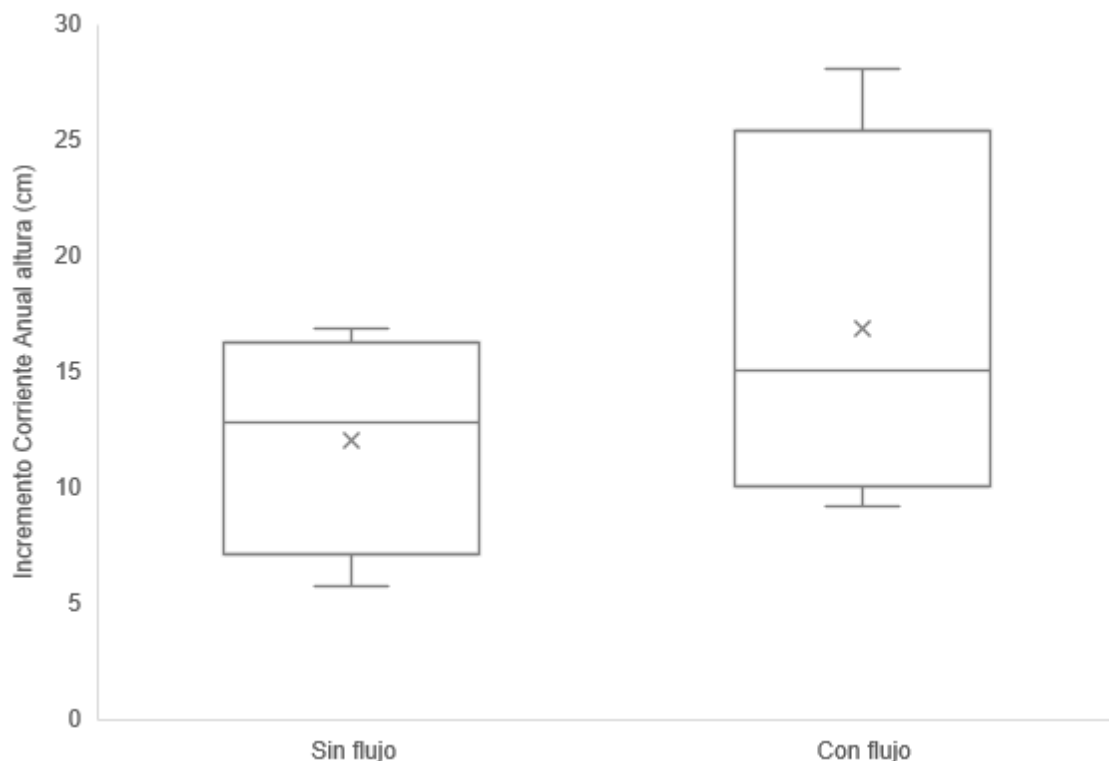


Figura 8. Crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en Incremento corriente anual en altura en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

se obtuvo una media de 11.89 cm en ambientes sin flujo hídrico y 16.83 cm en ambientes con flujo hídrico. Aunque la diferencia fue de -4.94 cm, el análisis no mostró significancia estadística ($t = -1.02$; $p = 0.3525$), indicando que las condiciones hidrológicas no generaron un cambio consistente en la altura.

4.2.3. Índice de esbeltez en ambientes con y sin flujo hídrico para la 1era evaluación 2024

En cuanto al índice de esbeltez para la 1era evaluación Figura 9, con y sin flujo hídrico los valores medios oscilaron entre 5.02 en ambientes con flujo hídrico y 4.69 en ausencia de flujo hídrico, con una diferencia de 0.33. El contraste no fue significativo ($t = 0.50$; $p = 0.6367$), mostrando estabilidad del parámetro entre condiciones.



Figura 9. Índice de esbeltez de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en el periodo de evaluación 2024 el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

4.2.4. Índice de esbeltez en ambientes con y sin hídrico para la 2da evaluación 2025.

Para el índice de esbeltez Figura 10 en la segunda evaluación las medias fueron de 4.64 y 4.36, respectivamente. La diferencia 0.28, por lo que, tampoco alcanzó significancia $t = 1.33$; $p = 0.2611$, sugiriendo que el efecto del flujo de agua sobre este índice fue mínimo.

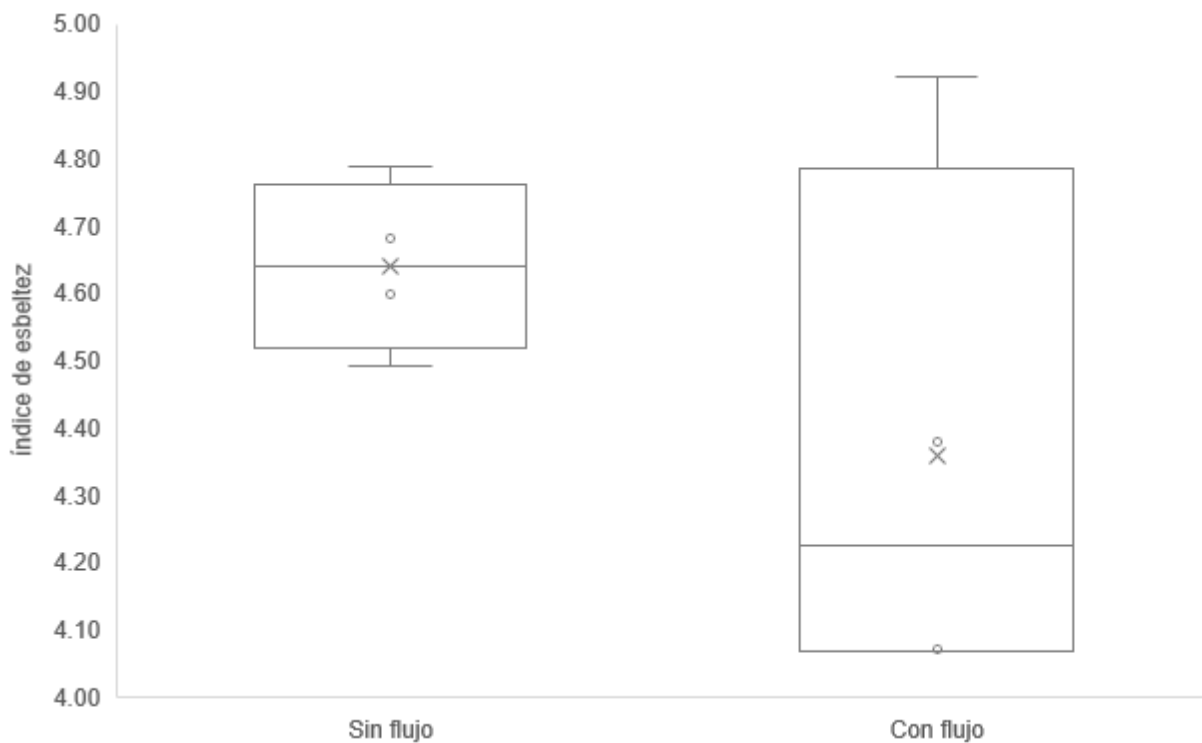


Figura 10. Índice de esbeltez de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en el periodo de evaluación 2025 el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

En ambos casos, las pruebas de comparación de medias confirmaron que no existieron diferencias estadísticamente significativas $p > 0.05$.

4.2.5. Incremento corriente anual en volumen

En la Figura 11 se presenta la distribución del incremento corriente anual en volumen en los sitios evaluados, comparando ambientes sin y con flujo de agua.

En los sitios sin flujo de agua, se observa una distribución más concentrada en rangos bajos de volumen (entre 15 y 30 cm^3 aproximadamente), con una clara asimetría

negativa. Esto sugiere que, en ausencia de flujo, el desarrollo volumétrico de las plántulas es limitado y homogéneo.

Por el contrario, en los sitios con flujo de agua, se observa una distribución más dispersa, con un mayor número de plántulas alcanzando valores de incremento corriente anual en volumen entre 30 y 70 cm³. Esta amplitud sugiere que el flujo de agua contribuye a un crecimiento más robusto y heterogéneo en términos de volumen.

Los sitios con flujo muestran una mediana superior y un rango intercuartílico más amplio, lo que evidencia un crecimiento volumétrico más significativo bajo esta condición. En contraste, los sitios sin flujo presentan un crecimiento más bajo y concentrado, con menor dispersión y posibles valores atípicos hacia la izquierda del eje.

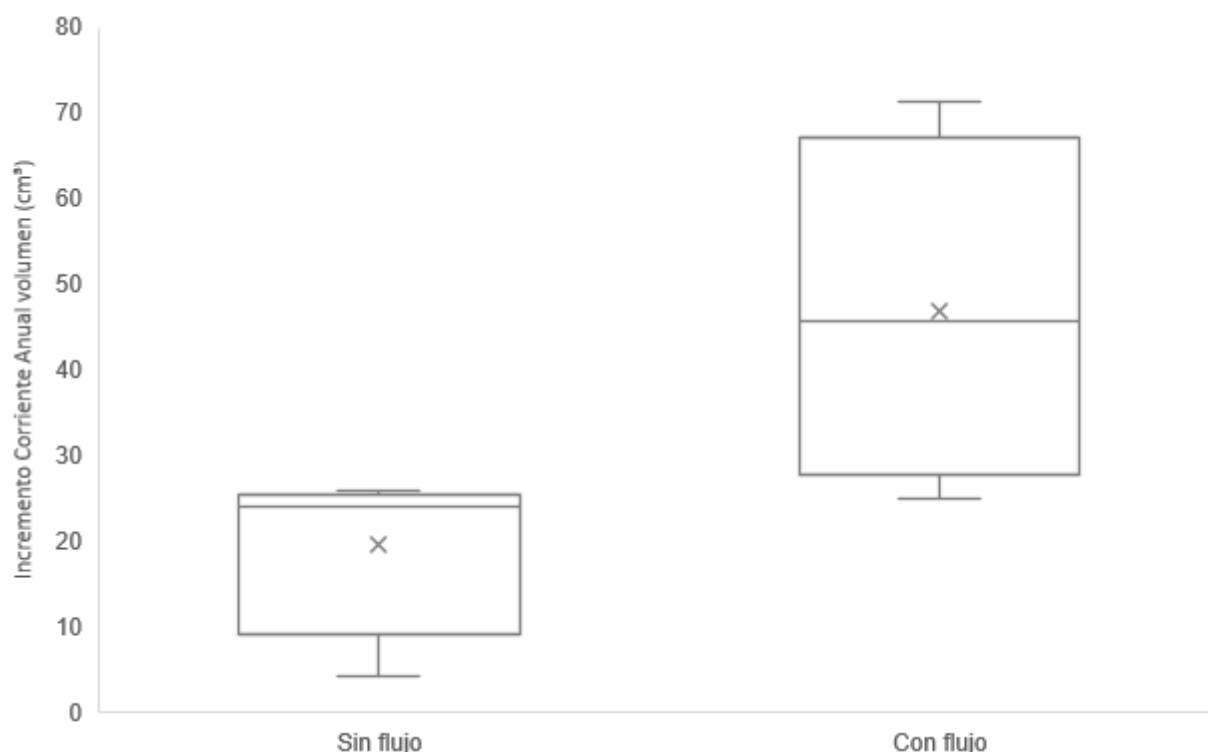


Figura 11. Crecimiento de especies de mangle bajo ambientes con y sin flujo hídrico en Incremento corriente anual en volumen en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Se presentó diferencias más notorias: 19.54 cm³ en ambientes sin flujo frente a 46.84 cm³ en ambientes con flujo hídrico. La diferencia (-27.30 cm³) se aproximó a la significancia estadística ($t = -2.38$; $p = 0.0694$), lo cual evidencia una posible tendencia

de mayor volumen en ausencia de flujo de agua, aunque sin alcanzar un nivel de confianza convencional ($p < 0.05$).

4.3. Comparación del crecimiento de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* en el área de reforestación

4.3.1. Incremento corriente anual en diámetro

De acuerdo con la Figura 12, los valores del Incremento corriente anual (ICA) en diámetro muestran una distribución diferenciada entre las especies evaluadas. *Avicennia germinans* presenta valores de ICA entre aproximadamente 0 y 0.04, con una mediana cercana a 0.02. *Laguncularia racemosa* muestra una mayor dispersión y un promedio más alto ~0.06, además de un valor atípico por debajo del rango intercuartílico. En cambio, *Rhizophora mangle* presenta una distribución más homogénea, con valores entre ~0.02 y 0.035.

El análisis estadístico (ANOVA) reportó un valor de $F = 3.63$ y $p = 0.0616$, lo que indica que no existen diferencias estadísticamente significativas al nivel del 5% ($\alpha = 0.05$) entre las medias de ICA en diámetro de las especies. No obstante, el valor de p cercano al umbral sugiere una posible tendencia hacia la diferencia, especialmente si se considera un nivel de significancia del 10% ($\alpha = 0.10$). Desde una perspectiva ecológica, esta diferencia puede ser relevante, por lo que se recomienda considerar pruebas post hoc o análisis más sensibles para profundizar en la comparación entre especies.

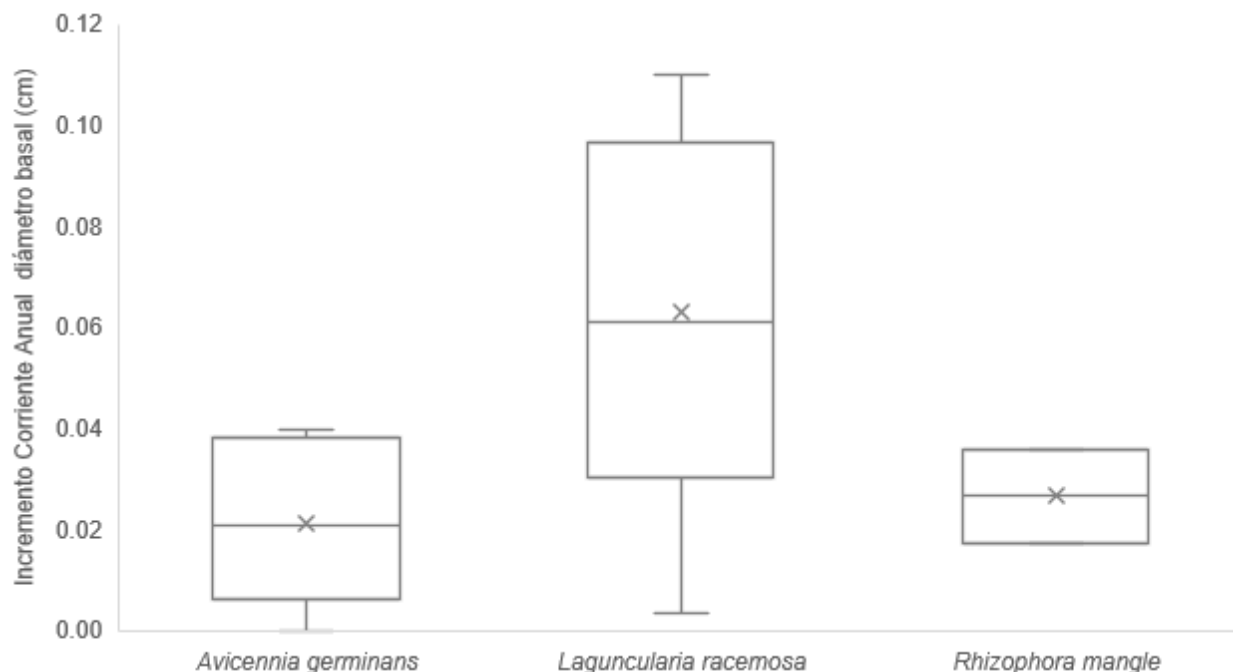


Figura 12. Incremento corriente anual en diámetro basal (cm) de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

4.3.2. Incremento corriente anual en altura

En la Figura 13 se muestra la distribución del Incremento corriente anual en altura para las tres especies de mangle evaluadas: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. Los resultados evidencian diferencias en la mediana y la dispersión del crecimiento entre las especies.

Avicennia germinans presentó una mediana de Incremento corriente anual en altura cercana a los 14 cm, con una amplia variabilidad en los datos y algunos valores máximos que alcanzaron aproximadamente 28 cm. De forma similar, *Laguncularia racemosa* mostró una mediana cercana a 15 cm, también con una alta dispersión y valores mínimos cercanos a los 5 cm. Por el contrario, *Rhizophora mangle* evidenció el menor crecimiento en altura, con una mediana aproximada de 8 cm y una menor variabilidad entre sus observaciones.

A pesar de las diferencias visuales en la distribución del crecimiento entre especies, el análisis de varianza (ANOVA) no detectó diferencias estadísticamente significativas en

el ICA en altura $F = 0.52$; $p = 0.6099$. Esto indica que, bajo los ambientes evaluados, no existe una influencia significativa de la especie sobre el incremento anual en altura.

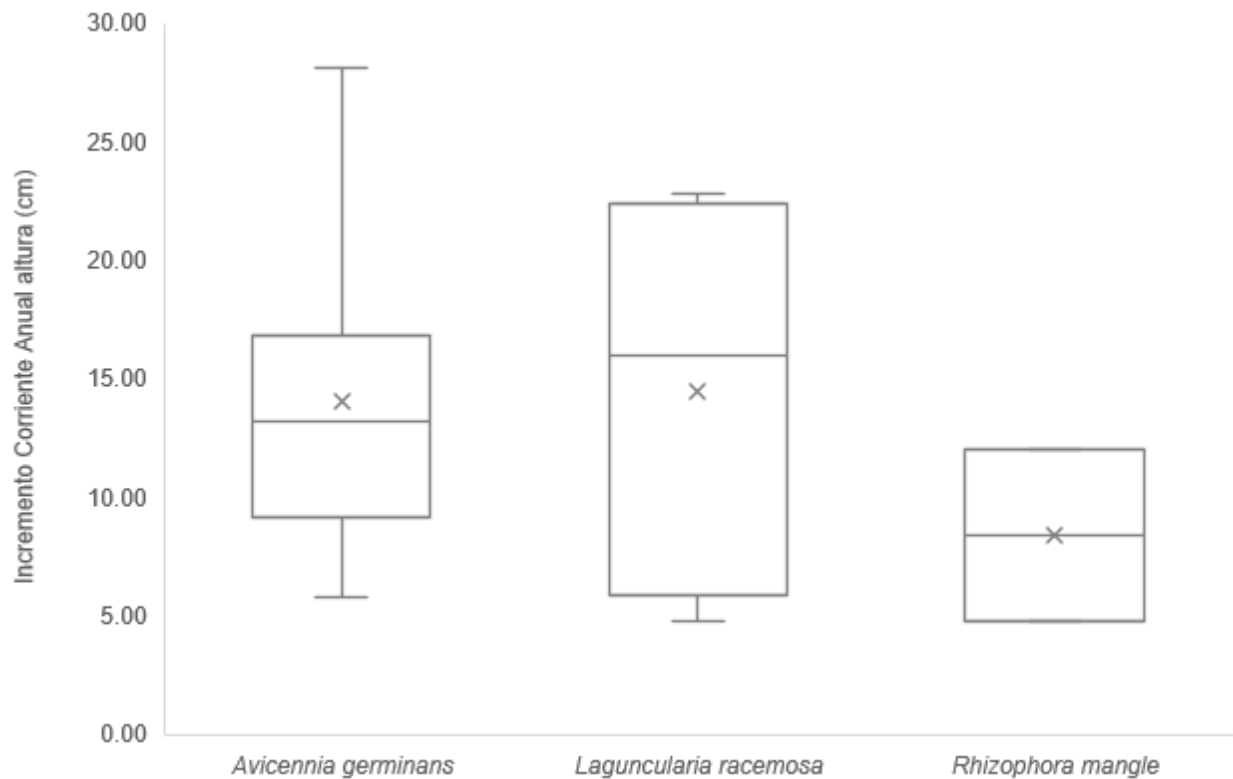


Figura 13. Incremento corriente anual en altura de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

4.3.3. Índice de esbeltez periodo 2024

En la Figura 14 se muestra la distribución del índice de esbeltez para las tres especies de mangle evaluadas, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. Los resultados evidencian, en el 1er periodo de evaluación

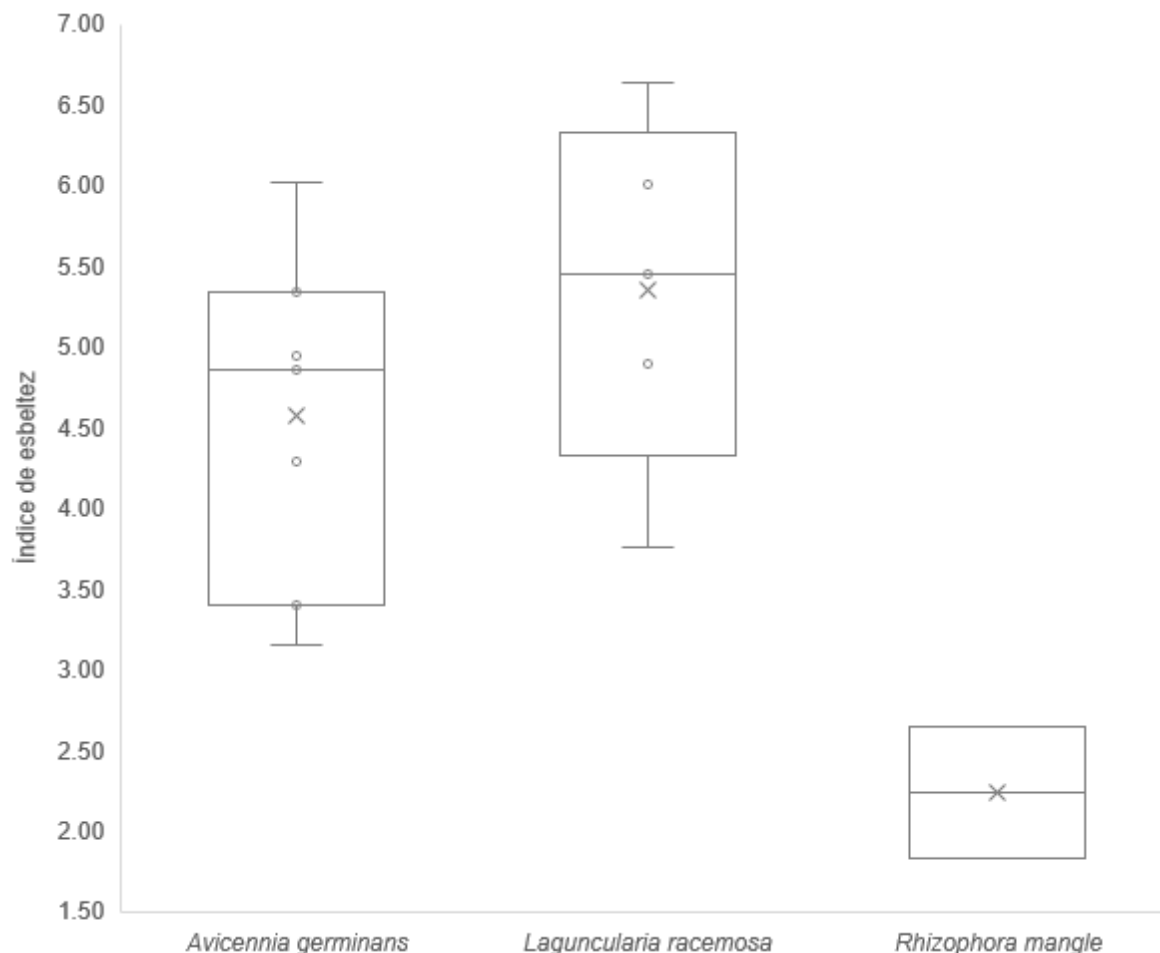


Figura 14. Índice de esbeltez de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* del periodo de evaluación de 2024 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

En el análisis del índice de esbeltez para la primera evaluación se detectaron diferencias significativas entre especies $F = 6.60$; $p = 0.0131$. La prueba de comparaciones múltiples de Tukey mostró que la especie 2 difirió significativamente de la especie 3, al igual que la especie 1 respecto a la especie 3. Sin embargo, entre las especies 1 y 2 no se observaron diferencias estadísticas. Estos resultados indican que la especie 3 presentó valores de Índice de esbeltez significativamente distintos en comparación con las otras dos especies.

4.3.4. Índice de esbeltez periodo 2025

En la Figura 15 se muestra la distribución del índice de esbeltez para las tres especies de mangle evaluadas, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*.

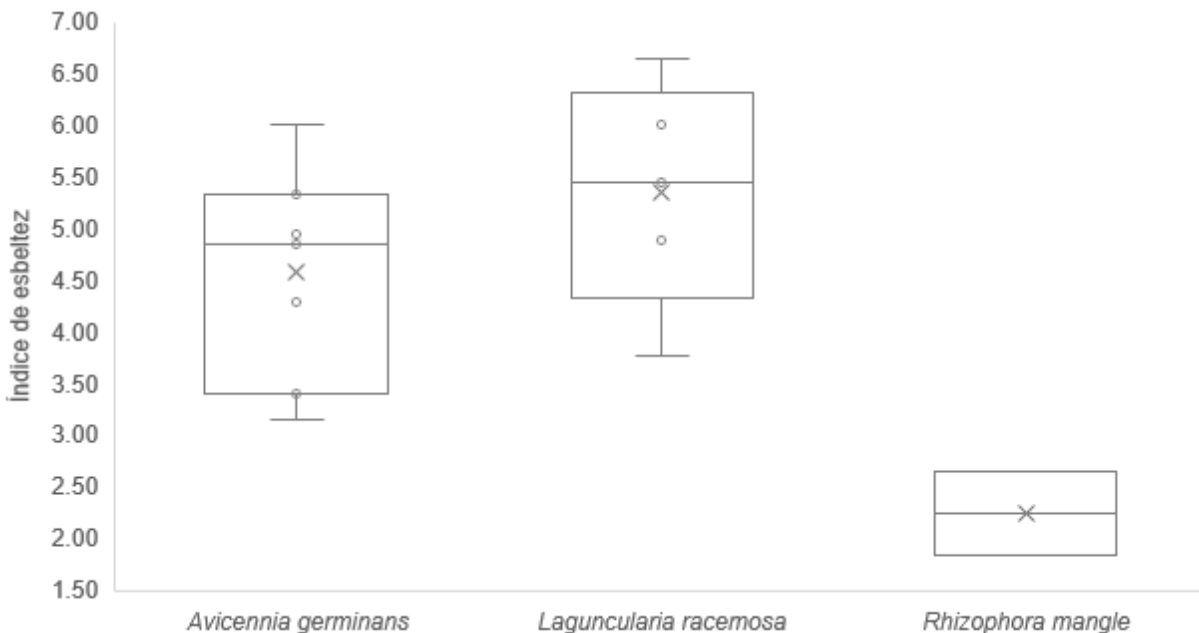


Figura 15. Índice de esbeltez de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* del periodo de evaluación de 2025 en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

Los resultados evidencian, en el periodo del 2025 en el índice de esbeltez se encontraron diferencias altamente significativas entre especies $F = 12.34$; $p = 0.0015$. El análisis “*post hoc*” de Tukey reveló que tanto la especie 1 como la especie 2 difirieron significativamente de la especie 3, mientras que no existieron diferencias entre las especies 1 y 2. Al igual que en el índice de esbeltez, la especie 3 se distinguió de las demás, confirmando un patrón de crecimiento diferenciado en cuanto a esbeltez.

4.3.5. Incremento corriente anual en volumen

En la Figura 16 se muestra la distribución del Incremento corriente anual en volumen para las tres especies de mangle analizadas: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. Se observan diferencias notables tanto en la mediana como en la variabilidad del crecimiento entre las especies.

Laguncularia racemosa presentó el mayor incremento en volumen, con una mediana cercana a los 60 cm³ y una amplia dispersión de los datos, incluyendo un valor atípico que supera los 140 cm³, lo que indica la existencia de individuos con un crecimiento excepcionalmente alto. En contraste, *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* mostraron medianas similares, alrededor de los 20 cm³, aunque con menor variabilidad y sin presencia de valores extremos significativos.

El análisis de varianza (ANOVA) reveló diferencias estadísticamente significativas en el incremento corriente anual en volumen entre las especies evaluadas $F = 4.08$; $p = 0.0474$. Este resultado sugiere que la especie es un factor determinante en el incremento anual en volumen, siendo *Laguncularia racemosa* la que presenta un desempeño superior bajo los ambientes del estudio.

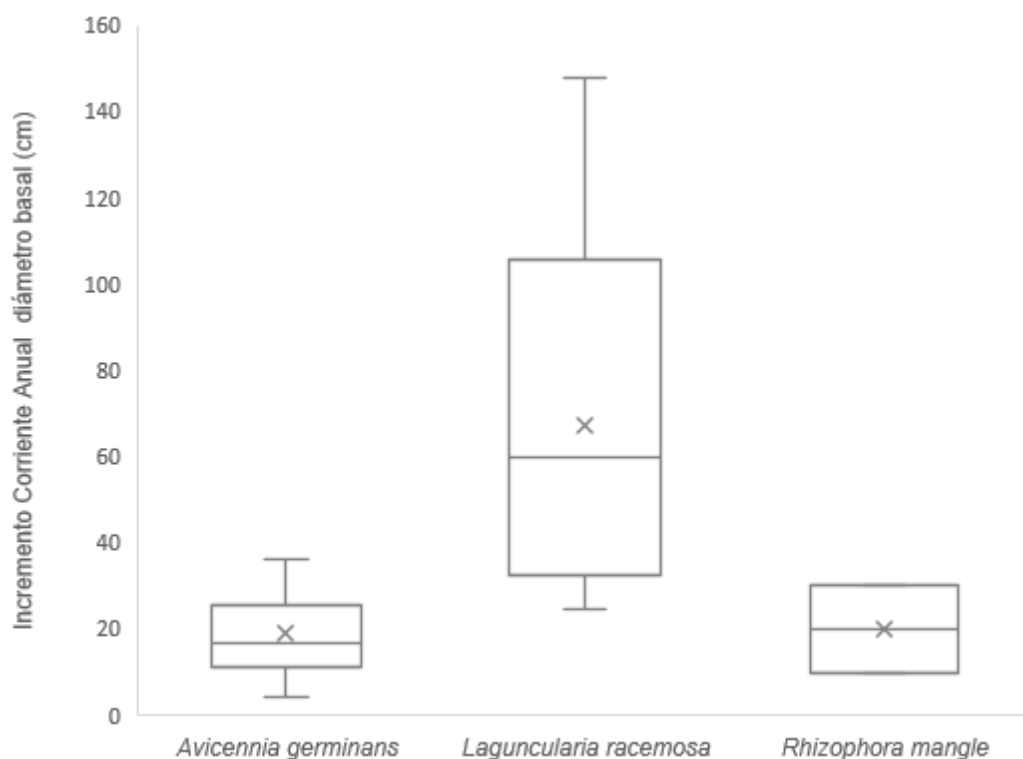


Figura 16. Incremento corriente anual en volumen de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* en el área de reforestación del Ejido Arenitas, Tecuala, Nayarit.

En el cuadro 4 se puede observar los resultados del crecimiento en función a las variables anteriormente mencionadas en las tres especies de evaluación.

Cuadro 4. Crecimiento de cada especie en función del ICA en diámetro altura y volumen e índice de esbeltez.

			diámetro			Altura			volumen aparente			incremento corriente anual		
			evaluación 2024 diámetro basal (cm) (promedio)	evaluación 2025 diámetro basal (cm) (promedio)	diferencia incremento anual diámetro basal (cm) (promedio)	evaluación 2024 altura (cm) (promedio)	evaluación 2025 altura (cm) (promedio)	diferencia incremento anual altura (cm) (promedio)	evaluación 2024 volumen (cm) (promedio)	evaluación 2025 volumen (cm) (promedio)	diferencia incremento anual volumen (cm) (promedio)	ICA diámetro	ICA altura	ICA volumen
<i>Avicennia germinans</i>	1	1	0.93	1.33	0.40	45.28	59.65	14.38	15.44	41.28	25.84	0.40	14.38	25.84
	1	2	0.93	0.99	0.06	39.88	45.63	5.75	13.51	17.63	4.13	0.06	5.75	4.13
	1	3	0.71	1.08	0.37	42.56	55.79	13.23	8.36	25.42	17.06	0.37	13.23	17.06
	1	4	0.87	1.25	0.38	42.93	59.78	16.85	12.69	36.56	23.87	0.38	16.85	23.87
	1	5	0.83	1.04	0.21	44.50	55.50	11.00	12.13	23.61	11.48	0.21	11.00	11.48
	1	7	2.02	2.02	0.00	63.62	72.79	9.17	101.94	116.64	14.69	0.00	9.17	14.69
	1	8	1.61	1.68	0.07	54.60	82.70	28.10	55.41	91.66	36.26	0.07	28.10	36.26
<i>Laguncularia racemosa</i>	2	1	1.02	1.85	0.83	61	65.80	4.80	24.73	88.05	63.33	0.83	4.80	63.33
	2	2	1.22	2.32	1.10	66.5	88.50	22.00	38.87	187.06	148.19	1.10	22.00	148.19
	2	3	0.95	1.51	0.57	62.8	69.67	6.87	22.04	62.54	40.51	0.57	6.87	40.51
	2	4	1.16	1.77	0.61	57.00	73.00	16.00	30.34	90.26	59.92	0.61	16.00	59.92
	2	5	1.54	1.57	0.04	57.83	80.67	22.83	53.63	78.37	24.74	0.04	22.83	24.74
<i>Rhizophora mangle</i>	3	1	1.25	1.42	0.17	33.06	37.81	4.75	20.21	29.89	9.68	0.17	4.75	9.68
	3	2	1.53	1.89	0.36	28	40.00	12.00	25.74	56.11	30.37	0.36	12.00	30.37

4.4. Discusión

Los resultados obtenidos reflejan una clara influencia de las condiciones hidrológicas y la adaptación ecológica de cada especie sobre la tasa de sobrevivencia en los sitios reforestados. *Rhizophora mangle*, al presentar la mayor sobrevivencia (91.38%) lo cual refuerza su conocida dependencia de ambientes con inundaciones regulares y baja salinidad. Esta especie ha sido ampliamente documentada como altamente tolerante al anegamiento y dependiente del flujo hídrico para su establecimiento exitoso (Lewis III R. R., 2005; Krauss K. W. *et al.*, 2008).

Por otro lado, *Avicennia germinans*, reconocida por su amplia tolerancia a ambientes salinas y su capacidad de colonizar zonas más interiores y menos influenciadas por el flujo de agua, presentó una tasa de sobrevivencia intermedia (60.58%). Esta respuesta puede explicarse por su fisiología como halófita facultativa, capaz de adaptarse tanto a salinidades altas como a ambientes más dulces (Cintron y Schaeffer-Novelli, 1984; Ball M. C., 1988). No obstante, la mortalidad elevada en áreas sin flujo sugiere la posible influencia de otros factores, como la calidad del sustrato o deficiencias técnicas en la plantación, que pueden haber limitado su desempeño.

Finalmente, *Laguncularia racemosa* mostró la menor tasa de sobrevivencia (46.43%), lo cual puede estar relacionado con su menor tolerancia a ambientes de alta salinidad y estrés hídrico. Aunque esta especie suele ocupar zonas con salinidad intermedia y presencia constante de agua dulce, su éxito en procesos de restauración parece depender fuertemente de ambientes hidrológicos estables (Tovilla y Orihuela, 2002). La elevada mortalidad observada, incluso en sitios con flujo, podría deberse a factores como el estrés por trasplante, técnicas inadecuadas de plantación o la competencia con especies más adaptadas.

En conjunto, estos resultados subrayan la importancia de alinear la selección de especies con los ambientes hidrológicos y salinas del sitio, así como de considerar aspectos técnicos como la preparación del suelo, el estado de las plántulas y el monitoreo post-siembra. El éxito en proyectos de restauración de manglares no solo depende de la especie plantada, sino de un enfoque integral que considere los requerimientos ecológicos específicos de cada especie (Ellison, 2000; Lewis III R. R., 2005)

Los resultados obtenidos del crecimiento de las especies en diferentes ambientes, con y sin flujo de agua no evidencian diferencias significativas en el crecimiento de las plántulas de mangle bajo los dos ambientes contrastantes. Sin embargo; Las variables evaluadas: incremento corriente anual en diámetro, altura, volumen e índice de esbeltez, presentaron un comportamiento favorable en los sitios con flujo de agua, lo cual sugiere que la dinámica hídrica juega un papel clave en el establecimiento y desarrollo de las especies de manglar; aunque estadísticamente no sea significativo la variabilidad.

La tendencia se ve reforzada al analizar los gráficos de distribución donde se observa que, en general, los valores de crecimiento especialmente en Incremento corriente anual en altura y volumen son más altos y variables en ambientes con flujo, en comparación con ambientes sin flujo, donde los datos tienden a concentrarse en valores bajos. Esto podría deberse a una mayor disponibilidad de oxígeno, nutrientes y menor salinidad en suelos bien drenados, ambientes que favorecen los procesos fisiológicos de las plántulas (Lewis III R. R., 2005; Krauss *et al.*, 2006). En cambio, en los sitios sin flujo, las ambientes anóxicas y el estrés salino podrían estar limitando el desarrollo de las especies reforestadas.

El análisis del crecimiento en incremento corriente anual en volumen entre especies dentro del área de reforestación evidenció diferencias significativas, lo que destaca al volumen como una variable particularmente sensible para detectar los efectos de las condiciones ambientales sobre el desarrollo de las plántulas. Dado que el volumen integra tanto el incremento en altura como en diámetro, permite una evaluación más completa del desempeño fisiológico de las especies bajo distintas condiciones hidrológicas. En ecosistemas costeros como los manglares, factores como la salinidad, el contenido de oxígeno en el suelo y la disponibilidad de agua dulce son determinantes clave del crecimiento, al influir directamente en procesos como la fotosíntesis, la absorción de nutrientes y la expansión celular (Lovelock *et al.*, 2006; Krauss K. W. *et al.*, 2008). Por tanto, el volumen se consolida como un indicador robusto para evaluar el éxito ecológico en proyectos de restauración en ambientes sometidos a estrés abiótico.

Por otra parte, el índice de esbeltez entre especies realizada con la prueba de Tukey muestra las diferencias significativas para los periodos de evaluación del 2024 y 2025 en

donde en ambas evaluaciones la especie de *Rhizophora mangle* presentó valores de Índice de esbeltez significativamente distintos en comparación con las otras dos especies. Estos índices bajos se pueden deber a que *Rhizophora* desarrolla raíces zancudas (prop roots) que aumentan la estabilidad mecánica en sustratos permanentemente anegados, favoreciendo la inversión relativa en diámetro frente a altura y, por ende, un índice de esbeltez menor. Por su parte, *Avicennia* y *Laguncularia* presentan sistemas de raíces tipo cable con neumatóforos destinados a la aireación, lo que proporciona menos soporte “puntual” y facilita una inversión mayor en crecimiento vertical mayor relación altura/diámetro (Méndez Alonzo et al., 2015).

De manera general entre los posibles factores que influyeron en la mortalidad se identificaron:

- El maltrato o mal manejo de las plantas durante su traslado y plantación.
- La salinidad excesiva en algunos sitios, que podría haber superado la tolerancia de ciertas especies como *Laguncularia racemosa* o *Rhizophora mangle*.
- La ejecución incorrecta de la técnica de plantación, específicamente al plantar sin perforar la base de las bolsas de polietileno esto pudo haber limitado el desarrollo del sistema radicular al dificultar el drenaje adecuado y restringir la expansión natural de las raíces. (Anexo 1).
- También la escasa precipitación registrada en el piezómetro (Manual para la restauración ecológica de manglares del Sistema Arrecifal Mesoamericano y el Gran Caribe, 2021) el cual fue de 6 cm de inundación durante el periodo de evaluación de los sitios, lo que indica una inundación muy limitada de acuerdo con (Agraz-Hernández; et al., 2020).

5. Conclusión

La restauración realizada en el Ejido Tecuala, Nayarit, evidenció que las especies de mangle lograron establecerse tanto en áreas con flujo de agua como en aquellas sin él, demostrando una adecuada capacidad de adaptación frente a diferentes condiciones de humedad. Si bien la presencia o ausencia de flujo hídrico influyó en la dinámica del sitio, esta variable no representó una limitante decisiva para la supervivencia de las plántulas en sus etapas iniciales.

En cuanto al crecimiento, las especies mostraron un comportamiento semejante en diámetro, altura, volumen e índice de esbeltez, lo que indica que los factores hidrológicos y los niveles de salinidad registrados no condicionaron de manera significativa su desarrollo. Este resultado enfatiza la relevancia de mantener un equilibrio hidrológico apropiado como base para asegurar el éxito en los procesos de restauración.

Al analizar de manera particular cada especie, *Laguncularia racemosa* sobresalió por su mayor incremento en volumen y por la variabilidad en el tamaño de sus plántulas, lo que evidencia una notable capacidad de adaptación a los gradientes de salinidad y un desempeño favorable en zonas con mayor flujo de agua. Estas características la posicionan como una especie con alto potencial para fortalecer la recuperación de los manglares en la región.

Finalmente, el índice de esbeltez se consolidó como un criterio útil para diferenciar la estabilidad mecánica y la calidad de crecimiento entre especies, aportando información clave para estimar la resiliencia y permanencia de los árboles a largo plazo. En conjunto, estos indicadores, sumados al análisis de la hidrología local y la influencia de la salinidad, constituyen herramientas esenciales para orientar el manejo adaptativo y garantizar la sostenibilidad de los programas de restauración de manglares.

6. Recomendaciones

Recomendaciones para el trabajo de tesis:

- Continuar con la evaluación hasta finalizar el proyecto
- Considerar el estado de salud de las plántulas y el ambiente con análisis de daños con el fin de determinar o considerar la sustitución o reemplazo de plantas dañadas; en el caso del ambiente para considerar que acciones se pueden realizar para mejorar las ambientes y así, las plántulas muestren una mejor sobrevivencia y crecimiento.
- Se sugiere establecer la correlación entre las especies herbáceas y las especies de mangle, así como con los ambientes del sitio, con el objetivo de identificar cómo factores como la salinidad, las características del suelo, la infiltración y el potencial redox influyen en la presencia y distribución de especies herbáceas como *Batis maritima*, *Salicornia bigelovii* y *Sesuvium portulacastrum* en las áreas evaluadas. Estas especies herbáceas tienden a establecerse bajo ambientes ambientales específicas, por lo que su presencia puede estar relacionada con el establecimiento de determinadas especies de mangle. En este sentido, identificar la composición herbácea resulta clave para seleccionar las especies de mangle adecuadas, favoreciendo asociaciones vegetales más exitosas
- Finalmente, se recomienda que futuras investigaciones profundicen en el papel de otras variables fisicoquímicas del suelo (como el contenido de nutrientes y el potencial redox) para comprender mejor los factores que influyen en el desarrollo diferencial de las especies de manglares.

Recomendaciones para el área de reforestación y restauración hidrológica:

- En cuanto a la evaluación y monitoreo de los sitios de muestreo se recomienda cambiar las etiquetas de identificación de plántulas anualmente y volver a pintar las estacas de delimitación de los sitios de muestreo para mantenerla identificación visible y facilitar la identificación para posteriores evaluaciones.
- Reponer las plantas muertas utilizando especies adecuadas para cada condición ambiental. Tomar como referencia otros estudios donde porcentajes de

sobrevivencia del 40 % no son considerados negativos, dependiendo del contexto ecológico y los ambientes del sitio.

- Se recomienda realizar un mantenimiento constante a los canales de agua, así como mantener las áreas libres de residuos sólidos. Esta práctica es fundamental, ya que, según Quintero (2025), en la región de Marismas Nacionales, Nayarit, los canales han sido diseñados con una profundidad promedio de 0.80 metros, considerando el nivel microtopográfico del terreno y la ubicación de los cuerpos de agua que alimentan dichos canales. Aunque el sistema radicular de los manglares es superficial y podría manejarse con canales de 30 a 50 cm de profundidad, esta medida no permitiría una captación eficiente del agua, quedando la toma fuera de alcance. Por ello, mantener canales de 80 cm favorece un acceso más rápido al agua durante las mareas o inundaciones, facilitando su distribución hacia las áreas de interés.

7. Bibliografía

- García, E. (1998). *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)*. Climas' (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/clima/climas/clima1mgw
- Reef, R., y Lovelock, C. E. (2015). Regulation of water balance in mangroves. *Annals of Botany*, 115(3), 385–395. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu174>
- Adam, P. P. (1990). *Salt marsh ecology*. Cambridge University Press.
- Adam, P., Bertness, M. D., Davy, A. J., y Zedler, J. B. (2008). Saltmarsh. En N. V. Polunin, *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects* (pp. 157-171). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511751790>
- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Chávez-Barrera, J., Osti-Sáenz, J., Expósito-Díaz, G., Alonso-Campos, V. A., . . . Rivera-Arriaga, E. (2020). Reserva de carbono en un ecosistema de manglar al norte de México: cambios ambientales durante 35 años. *Revista mexicana de biodiversidad*, 91, e912910. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2910>
- Alleman, L. K., y Hester, M. A. (2011). Refinement of the fundamental Bissau. niches of black mangrove (*Avicennia germinans*) seedlings in Louisiana: Applications for restoration. *Wetlands Ecological Management*, 19(1), 47-60.
- Allen, J. (July de 2000). Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 19(12), 1155-1231.
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. Environmental Conservation. *Environmental Conservation*, 29(3), 331-349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alongi, D. M. (2009). *The Energetics of Mangrove Forests*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4271-3>

- Alongi, D. M. (2014). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3(3), 313-322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>
- Alongi, D. M. (2015). The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. *Current Climate Change Reports*, 1(1), 30-39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Alongi, D. M., Boto, K. G., y Tirendi, F. (1989). Effect of Exported Mangrove Litter on Bacterial Productivity and Dissolved Organic Carbon Fluxes in Adjacent Tropical Nearshore Soils. *Marine Ecology Progress Series*, 56, 133-144. <https://doi.org/10.3354/meps056133>
- Álvarez-Cáceres , R. (1996). *Estadística multivariante y no paramétrica con SPSS. Aplicación a las ciencias de la salud*. Madrid: Díaz de Santos.
- Andradi-Brown, D., Longley-Wood, K., Friess, D., Michael, B., Beeston, M., Bunting, P., . . . Francis, E. (2021). *The State of the World's Mangroves 2021*.
- Armitage, E. N., y Berry, G. (1997). *Estadística para la investigación biomédica* (3ª ed ed.). Harcourt Brace.
- Aronson, J., y Alexander, S. (2013). Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293-296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>
- Aronson, J., y Alexander, S. (2013). Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293-296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>
- Asbridge, E., Lucas, R., Accad, A., y Dowling , R. (2015). Mangrove Response to Environmental Changes Predicted Under Varying Climates: Case Studies from Australia. *Current Forestry Reports* , 1(3), 178-194. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0018-4>
- Ball, M. C. (1988). Salinity Tolerance in the Mangroves *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*. I. Water Use in Relation to Growth, Carbon Partitioning, and Salt Balance. *Australian Journal of Plant Physiology*, 15(3), 447-464. <https://doi.org/10.1071/PP9880447>

- Ball, M. C. (2002). Efectos interactivos de la salinidad y la irradiancia sobre el crecimiento: implicaciones para la estructura de los bosques de manglares a lo largo de gradientes de salinidad. *Trees-Struct*(16), 126-139. <https://doi.org/10.1007/s00468-002-0169-3>
- Ball, M. C., y Pidsley, S. M. (1995). Growth Responses to Salinity in Relation to Distribution of Two Mangrove Species, *Sonneratia alba* and *S. lanceolata*, in Northern Australia. *Funct Ecol*, 9(1), 77-85. <https://doi.org/10.2307/2390093>
- Ball, M. C., y Sobrado, M. A. (1999). Ecophysiology of mangroves: challenges in linking physiological processes with patterns in forest structure. *Physiological plant ecology: the 39th Symposium of the British Ecological Society held at the University of York, UK, 7-9 September 1998*. Reino Unido: Blackwell Science Ltd. <https://doi.org/10.5555/20000607898>
- Berger, U., Rivera Monroy, V. H., Doyle, T. W., Dahdouh Guebas , F., Duke , N. C., Fontalvo Herazo, M. L., . . . Twilley, R. R. (2008). Advances and limitations of individual-based models to analyze and predict dynamics of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 260-274. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.015>
- Berrêdo, J. F., Costa, M. L., Vilhena, M. S., y Matos, C. R. (2016). Modificações nas propriedades físico-químicas de sedimentos de manguezais submetidos ao clima amazônico. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais*, 11(3), 313-328. <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v11i3.415>
- Biswas, S. R., Mallik, A. U., Choudhury , J. K., y Nishat , A. (2009). A unified framework for the restoration of Southeast Asian mangroves—bridging ecology, society and economics. *Wetlands Ecol Manage* , 17, 365–383. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9113-7>
- Blanco, J. F., Londoño-Mesa, M. H., Quan-Young, L., Urrego-Giraldo, L., Polanía, J. H., Osorio, A., . . . Correa, I. D. (2011). The Urabá Gulf Mangrove Expedition of Colombia. *Isme/Glomis*, 9(3), 8-10.

- Blanco, J. M. (2012). Diagnostico funcional de marismas nacionales. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/3920Diagn%C3%B3stico%20Funcional%20de%20Marismas%20Nacionales.pdf>
- Brown, B., Fadillah, R., Nurdin, Y., Soulsby, I., y Ahmad, R. (2014). CASE STUDY: Community Based Ecological Mangrove Rehabilitation (CBEMR) in Indonesia From small (12-33 ha) to medium scales (400 ha) with pathways for adoption at larger scales (>5000 ha). *SAPI EN. S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, 7(2). <https://journals.openedition.org/sapiens/1589>
- Bucher, D., y Saenger, P. (1994). A classification of tropical and subtropical Australian estuaries. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4(1), 1-19. <https://doi.org/10.1002/aqc.3270040102>
- Cannicci , S., Burrows, D., Fratini, S., Smith III , T. J., Offenber, J., y Dahdouh-Guebas , F. (2008). Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 186-200. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.01.009>
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., y Twilley, R. R. (2006). Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuaries and Coasts*, 29, 751–764 . <https://doi.org/10.1007/BF02786526>
- Cavanaugh , K. C., Kellner, J. R., Forde, A. J., Gruner, D. S., Parker, J. D., Rodriguez, W., y Feller, I. C. (2014). Poleward expansion of mangroves is a threshold response to decreased frequency of extreme cold events. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(2), 723-727. <https://doi.org/10.1073/pnas.1315800111>
- Chapman, S. K., Feller, I. C., Canas, G., Hayes, M. A., Dix, N., Hester, M., . . . Langley, J. A. (2021). Mangrove growth response to experimental warming is greatest near the range limit in northeast Florida. *Ecology*, 102(6), e03320. <https://doi.org/10.1002/ecy.3320>

- Chen, R., y Twilley, R. R. (1999). Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River estuary, Florida. *Estuaries*, 22, 955-970.
<https://doi.org/10.2307/1353075>
- Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., y Morris, G. (1978). Mangroves of Arid Environments in Puerto Rico and Adjacent Islands. *Biotropica*, 10(2), 110-121.
<https://doi.org/10.2307/2388013>
- Cintrón, G., y Schaeffer-Novelli, S. Y. (1984). Methods for Studying Mangrove Structure. *The mangrove ecosystem: Research methods*, 91-131.
- Cintrón-Molero, G., y Schaeffer-Novelli, Y. (1992). Ecology and Management of. *In Coastal Plant Communities of Latin America*.
- Cisneros de la Cruz, D. (2019). Variabilidad genética, anatómica y fisiológica de *Rhizophora mangle* L. en la península de Yucatán.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32259.04641>
- Clayton, D., y Hills, M. (1996). *Statistical models in epidemiology*. Oxford:Oxford University Press.
chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://api.pageplace.de/preview/D0400.9780191650901_A23595314/preview-9780191650901_A23595314.pdf
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2013). MANUAL COMUNITARIO DE RESTAURACIÓN DE MANGLARES.
<http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=379>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2007). *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]*. México, D.F.
http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/Informe_Final_DQ056_31oct07.pdf
- CONABIO. (2001). *Sistema de Información sobre la Biodiversidad en México (SIBIMEX)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad:
<http://geoportal.conabio.gob.mx>

- CONABIO. (2018). *La biodiversidad en Nayarit: estudio de estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2021). *Distribución de los manglares en México en 2020 escala: 1:50000. edición: 1.* . Ciudad de México, México.: Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM).
- CONAGUA. (2007). *Programa Nacional Hídrico 2007-2012*. DIARIO OFICIAL .
- CONANP. (2013). *Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Daniel , W. W. (1999). *A foundation for analysis in the health sciences*. New York: Biostatistics. [https://doi.org/10.1002/1097-0258\(20010130\)20:2<324::AID-SIM635>3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/1097-0258(20010130)20:2<324::AID-SIM635>3.0.CO;2-O)
- Datta , D., Guha, P., y Chattopadhyay, R. N. (2010). Application of criteria and indicators in community based sustainable mangrove management in the Sunderbans, India. *Ocean & Coastal Management*, 53(8), 468-477. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.06.007>
- Diario Oficial de la Federación [DOF]. (2010). *AVISO por el que se informa al público en general que están a su disposición los estudios realizados para justificar la expedición del Decreto por el que se pretende declarar como área natural protegida con el carácter de Área de Protección de Flora y Fa.* http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5029328&fecha=01/02/2008
- Dodd, R. S., y Ong, J. E. (2008). *Future of mangrove ecosystems to 2025*. Aquatic ecosystems: trends and global prospects. Cambridge: Foundation for Environmental Conservation:Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511751790.017>
- DOF. (17 de Febrero de 2011). *Acuerdo por el que se dan a conocer los costos de referencia para determinar los apoyos en materia de reforestación y restauración*

forestal. Diario Oficial de la Federación:
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5179472

- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., y Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, pages293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Doyle, T. W., Krauss, K. W., Conner, W. H., y From, A. S. (2010). Predicting the retreat and migration of tidal forests along the northern Gulf of Mexico under sea-level rise. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 770-777. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.023>
- Duke, N. C. (2001). Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. *Wetlands Ecology and Management*. *Wetlands Ecology and Management*, 9, 267–279. <https://doi.org/10.1023/A:1011121109886>
- Duke, N. C. (1990). *Phenological Trends with Latitude in the Mangrove Tree Avicennia Marina*. (Vol. 78). *Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.2307/2261040>
- Duke, N. C. (2001). Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. *Wetlands Ecology and Management*, 9, 267-279. <https://doi.org/10.1023/A:1011121109886>
- Duke, N. C. (2017). Mangrove Floristics and Biogeography Revisited: Further Deductions from Biodiversity Hot Spots, Ancestral Discontinuities, and Common Evolutionary Processes. En V. L. Rivera-Monroy, *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective* (pp. 17-53). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_2
- Duke, N. C., Ball, M. C., y Ellison, J. C. (1998). Factors Influencing Biodiversity and Distributional Gradients in Mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1), 27-47. <https://doi.org/10.2307/2997695>
- Ellison, A. M. (2000). Mangrove Restoration: Do We Know Enough? *Restoration Ecology*, 8(3), 219-229. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80033.x>

- Ewel, K. C., Twilley, R. R., y Ong, J. E. (1998). Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1), 83-94. <https://doi.org/10.2307/2997700>
- FAO. (1994). *Directrices Para La Ordenacion De Los Manglares Estudio Fao Montes 117*. Food And Agriculture Organization Of The United Nations. <https://archive.org/details/directricesparal034917mbp/page/n23/mode/2up>
- FAO. (2020). *State of the World's Mangroves 2020*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Farnsworth, E. J., y Ellison, A. M. (1997). Global Patterns of Pre-Dispersal Propagule Predation in Mangrove Forests. *bioTROPICA*, 29(3), 318-330. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00433.x>
- Ferrán Aranaz, M. (2001). *SPSS para windows: análisis estadístico*. McGraw-Hill.
- Ferreira, T. O., Otero, X. L., Vidal-Torrado, P., y Macías, F. (2007). Redox Processes in Mangrove Soils under Rhizophora mangle in Relation to Different Environmental Conditions. *Soil Science Society of America*, 71(2), 484-491. <https://doi.org/0.2136/sssaj2006.0078>
- Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., y Flores-Verdugo, F. (2012). Seasonal changes in leaf chlorophyll a content and morphology in a sub-tropical mangrove forest of the Mexican Pacific. *Mar Ecol Prog Ser*, 444, 57-68. <https://doi.org/10.3354/meps09474>
- Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., y Flores-Verdugo, F. (2013a). The influence of seasonality in estimating mangrove leaf chlorophyll-a content from hyperspectral data. *Wetlands Ecol Manage*, 21, 193–207. <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9290-x>
- Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., y Flores-Verdugo, F. (2013b). Assessing the Utility of a Portable Pocket Instrument for Estimating Seasonal Mangrove Leaf Chlorophyll Contents. *Bull. Mar. Sci.*, 89, 621-633. <https://doi.org/10.5343/bms.2012.1032>

- FMCN, CONAFOR, USAID y USFS. (2018). *Manual para trazar la Unidad de Muestreo en bosques, selvas, zonas áridas y semiáridas*. México: BIOCOMUNI-Monitoreo Comunitario de la Biodiversidad, una guía para núcleos agrarios, Comisión Nacional Forestal-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2007). *The world's mangroves 1980-2005*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Friess, D. A. (2016). Ecosystem Services and Disservices of Mangrove Forests: Insights from Historical Colonial Observations. *Forests* , 7(9), 183. <https://doi.org/10.3390/f7090183>
- Friess, D. A., Adame, M. F., Adams, J. B., y Lovelock, C. E. (2022). Mangrove forests under climate change in a 2°C world. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 13(4), e792. <https://doi.org/10.1002/wcc.792>
- Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., . . . Shi, S. (2019). The State of the World's Mangrove Forests: Past, Present, and Future. *Annual Review of Environment and Resources* , 44, 89-115. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>
- Gabler, C. A., Osland, M. J., Grace, J. B., Stagg, C. L., Day, R. H., Hartley, S. B., . . . McLeod , J. L. (2017). Macroclimatic change expected to transform coastal wetland ecosystems this century. *Nature Climate Change*, 7, 142-147. <https://doi.org/10.1038/nclimate3203>
- García, E. A. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. *Universidad Nacional Autónoma de México*. <https://publicaciones.geografia.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251>
- Gaxiola, J. M. (2011). Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marcol jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai*, 7(3), 355-370. <https://doi.org/10.35197/rx.07.03.2011.05.jd>

- Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., y Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 237-250.
<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Gómez-Gómez, M., Danglot-Banck, C., y Velásquez-Jones, L. (2001). Bases para la revisión crítica de artículos médicos. *Rev Mex Pediatr*, 69, 152-9.
- Hastuti, E. D., Anggoro, S., y Pribadi, R. (2012). The effectsof environmental factors on the dynamic growth pattern of mangrove *Avicennia marina*. *Journal of Coastal Development*, 16(1), 57-61.
://www.academia.edu/53219249/The_effects_of_environmental__on_the_dynami
c_growt_pattern_of_manngrolve_Avicennia_marina
- Hoff, R., Hensel, P., Proffitt, E., Delgado, P., Shigenaka, G., Yender, R., y Mearns, A. J. (2002). *Oil Spills in mangroves. Planning & Response Considerations*. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA.
- Hogarth , P. J. (2015). *The Biology of Mangroves and Seagrasses (Third edition)*. Oxford, RU: Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198716549.001.0001>
- Hogarth, P. H. (2015). *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. Prensa de la Universidad de Oxford.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198716549.001.0001>
- INEGI. (27 de 01 de 2014). *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad* (CONABIO). Edafología,:
<http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/eda250s2gw.html>
- INEGI. (04 de Marzo de 2020a).
<https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=180160001#collapse-Resumen>
- INEGI. (04 de Marzo de 2020b).
<https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=180160005#collapse-Resumen>

- INEGI. (01 de 12 de 2021). CONAFOR. Plataforma geoespacial de datos forestales: https://idefor.cnf.gob.mx/layers/geonode%3Acdv_usuev250svii_cnal_wgs84
- Isacch, J. P., Escapa, M., Fanjul, E., y Iribarne, O. O. (2011). Valoración ecológica de bienes y servicios ecosistémicos en marismas del Atlántico Sudoccidental. En P. Laterra, E. G. Jobbágy, y J. M. Paruelo (Edits.), *Valoración de servicios ecosistémicos conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (INTA ed.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Izaurrealde, R. C., McGill, W. B., Robertson, J. A., Juma, N. G., y Thurston, J. J. (2001). Carbon Balance of the Breton Classical Plots over Half a Century. *Soil Science Society of America Journal*, 65(2), 431-441. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.652431x>
- Jennerjahn, T. C., Gilman, E., Krauss, K. W., Lacerda, L. D., Nordhaus, I., y Wolanski, E. (2017). *Mangrove Ecosystems under Climate Change*. Springer Science & Business Media. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_7
- Jiménez, J., Lugo, A., y Cintrón, G. (1985). Tree Mortality in Mangrove Forests. *Biotropica*, 17(3), 177–85. <https://doi.org/10.2307/2388214>
- Kjerfve, B., de Lacerda, L., y Alvaro Ramón, C. (1999). Hydrological and Hydrogeochemical. *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología A.C. México, , 71-82.
- Knox, G. A. (2000). *The Ecology of Seashores*. New York: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420042634>
- Komiyama, A., Ong, J., y Pongparn, S. (2008). Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2g), 128-137. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.006>.
- Kovacs, J. M., Jiao, X., Flores-de-Santiago, F., Zhang, C., y Flores-Verdugo, F. (2013a). Assessing relationships between Radarsat-2 C-band and structural parameters of a degraded mangrove forest. *International Journal of Remote Sensing*, 34(20), 7002–7019. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.813090>

- Kovacs, J. M., Liu, Y., Zhang, C., Flores-Verdugo, F., y Flores de Santiago, F. (2011). A field based statistical approach for validating a remotely sensed mangrove forest classification scheme. *Wetlands Ecol Manage*, 19, 409–421. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9225-3>
- Kovacs, J. M., Lu, X. X., Flores-Verdugo, F., Zhang, C., Flores de Santiago, F., y Jiao, X. (2013b). Applications of ALOS PALSAR for monitoring biophysical parameters of a degraded black mangrove (*Avicennia germinans*) forest. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 82, 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.05.004>
- Krauss, K. W., Lovelock, C. E., McKee, K. L., López-Hoffman, L., Ewe, S. M., y Sousa, W. P. (2008). Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 105-127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>
- Krauss, K., Lovelock, C., McKee, K., López Hoffman, L., Ewe, S., y Sousa, W. (2008). Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Botánica acuática*, 89(2), 105-127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>
- Krauss, K. W., Allen, J. A., y Cahoon, D. R. (2007). Sea-level rise and coastal wetland sustainability: a review. *Ecological Applications*, 18(4), 1178-1189.
- Krauss, K. W., Doyle, T. W., Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., y Sullivan, J. K. (2006). Evaluating the relative contributions of hydroperiod and soil fertility on growth of south Florida mangroves. *Hydrobiologia*, 569, 311-324. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0139-7>
- Krauss, K. W., Lovelock, C. E., McKee, K. L., López Hoffman, L., Ewe, S. M., y Sousa, W. P. (2008). Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 105-207. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>

- Lasso, C. A., Libreros, B., Felipe, J., y Duarte, S. (2017). *Cuencas pericontinentales de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela Tipología, biodiversidad, servicios ecosistémicos y sostenibilidad de los ríos, quebradas y arroyos costeros*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Lewis , R. R., Milbrandt, E. C., Brown , B., Krauss, K. W., Rovai, A. S., Beever, J. W., y Flynn, L. L. (2016). Stress in mangrove forests: Early detection and preemptive rehabilitation are essential for future successful worldwide mangrove forest management. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2), 764-771. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.006>
- Lewis III, R. R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(4), 403-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.10.003>
- Lewis III, R. R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(4), 403-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.10.003>
- López Pérez, J. L., y Rodríguez Crespo, G. (2018). Acciones encaminadas a reducir la vulnerabilidad de un sector de manglar al sur de la provincia de Artemisa, Cuba. *CFORES*, 6(2), 162-171.
- López Portillo, J., y Exequiel, E. (2002). Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques Número especial*, 27-51.
- Lovelock, C. E., Ball, M. C., Choat, B., Engelbrecht, B. M., Holbrook, N. M., y Feller, I. C. (2006). Linking physiological processes with mangrove forest structure: phosphorus deficiency limits canopy development, hydraulic conductivity and photosynthetic carbon gain in dwarf *Rhizophora* mangle. *Plant, Cell and Environment*, 29, 793-802. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01446.x>
- Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Friess, D. A., Guntenspergen, G. R., Krauss, K. W., Reef, R., . . . Triet , T. (2015). The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *nature*, 526(7574), 559-563. <https://doi.org/10.1038/nature15538>

- Lovelock, C. E., Feller, I. C., Reef, R., Hickey, S., y Ball, M. C. (2017). Mangrove dieback during fluctuating sea levels. *Scientific Reports*, 7(1680). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01927-6>
- Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Osland, M. J., Reef, R., y Ball, M. C. (2016). The Physiology of Mangrove Trees with Changing Climate. En G. S. Goldstein, *Tropical Tree Physiology* (pp. 149–179). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5_7
- Lovelock, C., Friess, D., Kauffman, J. B., y Fourqurean, J. W. (2018). *Human Impacts on Blue Carbon Ecosystems*. <https://doi.org/10.1201/9780429435362-3>
- Lozano Espinoza, M. Á., Rodríguez Crespo, G., Domínguez Junco, O., y Gómez Hernández, J. (2019). The ecosystem service in mangrove: favorable to climatic change, the community and local development. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas*, 2(2), 120-127.
- Lugo, A. E., y Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 5(1), 39-64. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351>
- Machado, W., Borrelli, N. L., Ferreira, T. O., Marques, A. B., Osterrieth, M., y Guizan, C. (2014). Trace metal pyritization variability in response to mangrove soil aerobic and anaerobic oxidation processes. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1-2), 365-370. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.016>
- Machorro, J. C. (24 de Diciembre de 2024). *Periodismo y Ambiente* (CONABIO). Periodismo y Ambiente (Ecología): <https://www.periodismoyambiente.com.mx/2024/12/28/comprueban-perdida-de-manglares-en-mexico/>
- Macnae, W. (1968). A General Account of the Fauna and Flora of Mangrove Swamps and Forests in the Indo-West-Pacific Region. *Advances in Marine Biology*, 6, 73-270. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60438-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60438-1)

- Marchand , L., Castagneyrol , B., Jiménez, J. J., Benayas, J. R., Benot, M.-L., Martínez-Ruiz , C., . . . Comin, F. (2001). Conceptual and methodological issues in estimating the success of ecological restoration. *Ecological Indicators*, 123, 107362. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107362>
- Márquez, A., Senior, W., Martínez , G., y Gonzalez, Á. (2007). Concentraciones de nitrógeno y fósforo en sedimentos recientes de la laguna los patos, estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 46(2).
- Martínez -Córdova, L. R., Martínez-Porchas, M., y Cortes-Jacinto, E. (2010). Camaronicultura mexicana y mundial: ¿actividad sustentable o industria contaminante? *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 181-196. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/artic>
- McKee , K. L. (1995). Patrones de reclutamiento de plántulas en un bosque de manglares de Belice: efectos de la capacidad de establecimiento y factores fisicoquímicos. *Oecologia*, 101, 448–460. <https://doi.org/10.1007/BF00329423>
- McKee, K. L., Mendelssohn, I. A., y Hester, M. W. (1988). Reexamination of the porewater sulfide concentrations and redox potencial near the areal roots of *Rhizophora* mangle and *Avicennia germinans*. *American Journal of Botany*. *American Journal of Botany*, 75(9), 1352-1359. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1988.tb14196.x>
- McKee, K. L., Rogers, K., y Saintilan, N. (2012). Response of Salt Marsh and Mangrove Wetlands to Changes in Atmospheric CO₂, Climate, and Sea Level. *Global change and the function and distribution of wetlands*, 1, 63-69. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4494-3_2
- McNemar, Q. (1969). *Psychological statistics* (4th ed. ed.). New York: Wiley. https://openlibrary.org/books/OL22342173M/Psychological_statistics.
- Melana, D. M., Atchue III, J., Yao, C. E., Edwards, R., Melana, E. E., y Gonzales, H. I. (2000). Mangrove Management Handbook. *Department of Environment and Natural Resources, Manila, Philippines through the Coastal Resource Management Project, Cebu City, Philippines.*, 96.

- Méndez Alonzo, R., Moctezuma, C., R Ordoñez , V., Angeles, G., Martínez, A., y López Portillo, J. (2015). Biomecánica de las raíces de *Rhizophora mangle* : anatomía, morfología y ecología de los arbotantes del manglar. *Ann Bot.*, 115(5), 833-40. <https://doi.org/10.1093/aob/mcv002>
- Mira, J. D., Urrego, L. E., y Monsalve, K. (2019). Determinantes naturales y antrópicos de la distribución, estructura y composición florística de los manglares de la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. *Biotecnología Tropical*, 67, 810-824.
- Mitra, A. (2020). Ecosystem Services of Mangroves- An Overview. *In book: Mangrove Forests in India -Exploring Ecosystem Services. Publisher:Springer International Publishing*, 361. https://doi.org/10.1007/978-3-030-20595-9_1
- Mitsch, W. j., y Gosselink, J. G. (2001). *Wetlands*. Regulated Rivers: Research & Management. <https://doi.org/10.1002/rrr.637>
- Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (Fifth Edition ed.). New Jersey: Hoboken.
https://archive.org/details/Wetlands_5th_Edition_by_William_J._Mitsch_James_G._Gosselink/mode/2up
- Moses, L. E. (1952). Non-parametric statistics for psychological research. *Psychol Bull*, 49(2), 122-43. <https://doi.org/10.1037/h0056813>
- Nagelkerken , I., Blaber , S. J., Bouillon, S., Green , P., Haywood , M., Kirton, L. G., . . . Somerfield, P. J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 155-185. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>
- Nash , D. L., y Nee , M. (1984). Verbenaceae. *Flora de Veracruz*, 11-15. <https://libros.inecol.mx/index.php/FV/catalog/view/447/502/2504>
- Nóbrega, G. N., Romero, R. E., Marques, A. B., y Otero, X. L. (2013). Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. *Environ Monit Assess*, 185, 7393-7407. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3108-4>

- Olguín, E. J., Hernández, M. E., y Sánchez Galván, G. (2007). Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23(3), 139-154.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020*. Los bosques, la biodiversidad y las personas.
- Osland, M. J., Day, R. H., Hall, C. T., Brumfield, M. D., Dugas, J. L., y Jones, W. R. (2017). Mangrove expansion and contraction at a poleward range limit: climate extremes and land-ocean temperature gradients. *Ecology*, 98(1), 125-137. <https://doi.org/10.1002/ecy.1625>
- Osorio, J. A., Wingfield, M. J., y Roux, J. (2016). A review of factors associated with decline and death of mangroves, with particular reference to fungal pathogens. *South African Journal of Botany*, 103, 295-301. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2014.08.010>
- Osório Ferreira, T., Otero, X. L., Souza Junior, V. S., Vidal-Torrado, P., Macías, F., y Firme, L. P. (2010). Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (São Paulo). *J Soils Sediments*, 10, 995-1006. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0224-4>
- Otero Pérez, X. L., Ferreira, T. O., Huerta-Díaz, M. A., Partiti, C. S., Souza Jr., V., Vidal-Torrado, P., y Macías, F. (2009). Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia — SP, Brazil). *Geoderma*, 148(1-2), 318-335. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.016>
- Pérez Ceballos, R., Echeverría Ávila, S., Zaldívar Jiménez, A., Zaldívar Jiménez, T., y Herrera Silveira, J. (2017). Contribution of microtopography and hydroperiod to the natural regeneration of *Avicennia germinans* in a restored mangrove forest. *Ciencias marinas*, 43(1), 55-67. <https://doi.org/10.7773/cm.v43i1.2683>
- Pérez López, C. (2001). Técnicas estadísticas con SPSS. *Prentice Hall*.

- Pett, M. A. (1997). *Nonparametric Statistics for Health Care Research*. Sage Publications.
- Proffitt, C. E., y Travis, S. E. (2010). Red Mangrove Seedling Survival, Growth, and Reproduction: Effects of Environment and Maternal Genotype. *Estuaries and Coasts*, 33(4), 890–901. <http://www.jstor.org/stable/40863465>
- Proffitt, E. C., y Travis, S. (2014). Red mangrove life history variables along latitudinal and anthropogenic stress gradients. *Ecology and Evolution*, 4(12), 2352-2359. <https://doi.org/10.1002/ece3.1095>
- Quintero, H. (2025).
- Quisthoudt, K., Schmitz, N., Randin, C. F., Dahdouh-Guebas, F., Robert, E. M., y Koedam, N. (2012). Temperature variation among mangrove latitudinal range limits worldwide. *Trees*, 26, 1919–1931. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0760-1>
- Raha, A., Das, S., Banerjee, K., y Mitra, A. (2012). Climate change impacts on Indian Sunderbans: a time series analysis (1924–2008). *Biodiversity and Conservation*, 21(5), 1289–1307. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0260-z>
- Ranwell, D. S. (1972). *Ecology of salt marshes and sand dunes*. Chapman and Hall.
- Rashid, T. (2014). Holocene Sea-level Scenarios in Bangladesh. *Springer Briefs in Oceanography*. <https://doi.org/10.1007/978-981-4560-99-3>
- Ravishankar, T., y Ramasubramanian, R. (2004). *Manual on Mangrove Nursery Raising Techniques*. M.S. Swaminathan Research Foundation; Chennai, India.
- Reid, P. C., y Beaugrand, G. (2012). Global synchrony of an accelerating rise in sea surface temperature. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(7), 1435–1450. <https://doi.org/10.1017/S0025315412000549>
- Ribeiro, R. d., Rovai, A. S., Twilley, R. R., y Castañeda Moya, E. (2019). Spatial variability of mangrove primary productivity in the neotropics. *Ecosphere*, 10(8), e02841. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2841>

- Rivera Monroy, V. H., Lee, S. Y., Kristensen, E., y Twilley, R. R. (2017). *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4>
- Rodríguez Crespo, G., Chiriboga Calderón, F. G., y Lojan Feijoo, A. C. (2016). Las camaroneras ecuatorianas: una polémica medioambiental . *Revista Universidad y Sociedad*, 8(3), 151-156. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2218-36202016000300020&lng=es&tlng=es.
- Rodríguez Zúñiga M. T., E. V.-L. (2018). Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*, 272.
- Rodríguez Zúñiga, M. T., Chávez,, E. V., Vázquez-Lule, A. D., Bejarano, M., Cruz López, M. I., Olguín, M., . . . Flores, R. (2018). *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Rodríguez, G., Domínguez, O., y Baigorriá, D. (2011). Enfoque de manejo de riesgo climático para la reducción de desastres y adaptación al cambio climático en zonas costeras. *Revista Forestal Baracoa*, 30(1).
- Rodríguez-Zúñiga, M., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A., Márquez-Mendoza, J., Vázquez- Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., . . . Galindo-Leal, C. (2013). *Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://doi.org/10.1007/978-607-8328-02-4>
- Ross, M. S., Ruiz, P. L., Sah, J. P., y Hanan, E. J. (2009). Chilling damage in a changing climate in coastal landscapes of the subtropical zone: a case study from south Florida. *Global Change Biology*, 15(7), 1817-1832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01900.x>

- Rull, V. (2022). Responses of Caribbean Mangroves to Quaternary Climatic, Eustatic, and Anthropogenic Drivers of Ecological Change: A Review . *Plants*, 11(24), 3502. <https://doi.org/10.3390/plants11243502>.
- Saenger, P. (2002). *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Australia: Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-9962-7>
- Saenger, P. (2002). *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Springer Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-9962-7>
- Saenger, P., Hegerl, E. J., y Davie, J. S. (1983). *Global Status of Mangrove Ecosystems*. In: Anon (ed) Working Group on Mangrove Ecosystems of the IUCN Commission on Ecology, IUCN, Gland, Switzerland. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/29665>
- Sáenz-Arroyo, A., Alcalá, A. C., y Maypa, A. P. (2017). Degradación y restauración de manglares en México. *Ecología Aplicada*, 16(2), 131-145. https://www.researchgate.net/publication/340487905_Restauracion_ecologica_de_manglares_de_Mexico#full-text
- Saintilan, N., Wilson, N. C., Rogers, K., Rajkaran, A., y Krauss, K. W. (2014). Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. *Global change biology*, 20(1), 147-157. <https://doi.org/10.1111/gcb.12341>
- Saintilan, N., y Rogers, K. (2013). The significance and vulnerability of Australian saltmarshes: implications for management in a changing climate. *Marine And Freshwater Research*, 64(1), 66-79. <https://doi.org/10.1071/MF12212>
- Salem, M. E., y Mercer, D. (2012). The Economic Value of Mangroves: A Meta-Analysis. *Sustainability*, 4(3), 359-383. <https://doi.org/10.3390/su4030359>
- Salmo, S. G., Lovelock, C., y Duke, N. C. (2013). Vegetation and soil characteristics as indicators of restoration trajectories in restored mangroves. *Hydrobiologia*, 720, 1–18 . <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1617-3>
- Sanjurjo, R. E., y Campos, P. P. (2011). Análisis de las actividades económicas en un manglar de usos múltiples. Un estudio de caso en San Blas, Nayarit, México.

- Estudios sociales*, 19(38), 195-220.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-45572011000200008&lng=es&tlng=es
- SAS *OnDemand for academics*. (s.f.). SAS OnDemand for academics:
<https://welcome.oda.sas.com/>
- Sasmito, S. D., Murdiyarso, D., Friess, D. A., y Kurnianto, S. (2016). Can mangroves keep pace with contemporary sea level rise? A global data review. *Wetlands Ecology and Management*, 24, 263-278. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9466-7>
- Semeniuk, V. (2013). Predicted response of coastal wetlands to climate changes: a Western Australian model. *Hydrobiologia*, 708, 23-43.
<https://doi.org/10.1007/s10750-012-1159-0>
- SER. (2004). *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Society for Ecological Restoration International.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN). (1998). *Deriva de los principales meteoros: tormentas tropicales y huracanes*. Comisión Nacional del Agua.
- Siegel, S., y Castellan, N. J. (1995). Estadística no paramétrica, aplicada a las ciencias de la conducta. 151-7. <https://doi.org/10.26439/persona1998.n001.1715>
- SMN. (2018). *Huracán "WILLA" del Océano Pacífico*. CONAGUA.
- Soares, M. L. (2009). A Conceptual Model for the Responses of Mangrove Forests to Sea Level Rise. *Journal of Coastal Research*, 267-271.
<https://www.jstor.org/stable/25737579>
- Sobrado, M. A., y Ewe Sharon, M. L. (2006). Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa*. *Trees-Struct*, 20, 679-687.
<https://doi.org/10.1007/s00468-006-0083-1>
- Sousa, W. P., Quek, S. P., y Mitchell, B. J. (2003). Regeneration of *Rhizophora* mangle in a Caribbean mangrove forest: interacting effects of canopy disturbance and a

- stem-boring beetle. *Oecologia*, 137(3), 436-445. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1350-0>.
- Spalding, M., Kainuma, M., y Collins, L. (2010). *World Atlas of Mangroves*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849776608>
- Stevens, S. S. (1946). On the Theory of Scales of Measurement. *Science*, 103(2684), 677-680. <https://doi.org/10.1126/science.103.2684.677>
- Stuart, S. A., Choat, B., Martin, K. C., Holbrook, N. M., y Ball, M. C. (2007). The role of freezing in setting the latitudinal limits of mangrove forests. *New Phytologist*, 173(3), 576-583. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01938.x>
- Sunkur, R., Kantamaneni, K., Bokhoree, C., y Ravan, S. (2023). Mangroves' role in supporting ecosystem-based techniques to reduce disaster risk and adapt to climate change: A review. *Journal of Sea Research*, 196, 102449. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2023.102449>
- Taillardat, P., Friess , D. A., y Lupascu, M. (2018). Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. *Biol Lett*, 14(10), 20180251. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251>.
- Teas, H. J. (1983). *Biology and ecology of mangroves*. The Hage: Dr. W. Junk Publishers. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-0914-9>
- Teutli-Hernández, C. (2017). Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar. *Universitat de Barcelona*.
- Teutli-Hernández,, C., Herrera-Silveira, J. A., Cisneros-de la Cruz, D. J., Arceo-Carranza,, Arceo-Carranza, D., Canul-Cabrera, A., . . . Comín, F. A. (2021). *Manual para la restauración ecológica de manglares del Sistema Arrecifal Mesoamericano y el Gran Caribe*. Guatemala: Proyecto Manejo integrado de la cuenca al arrecife de la ecorregión del Arrecife Mesoamericano - MAR2R, UNEP-Convención de Cartagena, Mesoamerican Reef Fund.

- Tittensor, D. P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H. K., Ricard, D., Berghe, E. V., y Worm, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *nature*, 466, pages1098–1101. <https://doi.org/10.1038/nature09329>
- Tomlinson, P. B. (1986). *The Botany of Mangroves* (1 era ed.). New York: Cambridge University Press.
- Tomlinson, P. B. (2016). The Botany of Mangroves 2nd edition. (C. U. Press, Ed.) *In The Botany of Mangroves*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/CBO9781139946575>
- Tovilla Hernández, C., y Orihuela Belmonte, D. (2016). Impacto del huracán Rosa sobre los bosques. *Madera y Bosques*, 3(10), 63-65. <https://doi.org/10.21829/myb.2004.1031267>
- Tovilla, C., y Orihuela, E. D. (2002). supervivencia de *Rhizophora mangle* L. en el manglar de Barra de Tecoanapa, Guerrero, México. *Floración de Rhizophora mangle*, 8(1), 89-102. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61780105>
- Twilley, R. R., y Rivera-Monroy, H. (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, 79-93. <http://www.jstor.org/stable/25736617>
- Twilley, R. R., Chen, R. H., y Hargis, T. (1992). Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 266-268. <https://doi.org/10.1007/BF00477106>
- Valderrama, L., Troche, C., Rodriguez, T. M., Marquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S., . . . Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands*, 34(4), 747–758. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>
- Van der Stocken, T., Carroll, D., Menemenlis, D., Simard, M., y Koedam, N. (2019). Global-scale dispersal and connectivity in mangroves. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 116(3), 915-922. <https://doi.org/10.1073/pnas.1812470116>

- Van der Stocken, T., Vanschoenwinkel, B., Carroll, D., Cavanaugh, K. C., y Koedam, N. (2022). Mangrove dispersal disrupted by projected changes in global seawater density. *Nature Climate Change*, 12, 685–691. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01391-9>
- Varela, R., Lima, F. P., Seabra, R., Meneghesso, C., y Gómez-Gesteira, M. (2018). Coastal warming and wind-driven upwelling: A global analysis. *Science of The Total Environment*, 639, 1501-1511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.273>
- Velázquez-Salazar, S., Rodríguez-Zúñiga, M., Alcántara Maya, J. A., Villeda, E., Valderrama, L., Troche, C., y Vazquez, B. (2021). *Manglares de México : actualización y análisis de los datos 2020*.
- Visauta-Vinacua, B. (1997). *Análisis estadístico con SPSS para Windows*. Estadística básica.
- Vogt, J., Lin, Y., Pranchai, A., Froberg, P., Mehlig, U., y Berger, U. (2014). The importance of conspecific facilitation during recruitment and regeneration: A case study in degraded mangroves. *Basic and Applied Ecology*, 15(8), 651-660. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.09.005>
- von Prael, H., Cantera, J. R., y Contreras, R. (1990). *Manglares y hombres del pacífico colombiano* (1. ed. ed.). Colombia: Conciencias. https://catalog.library.vanderbilt.edu/discovery/fulldisplay/alma991019474619703276/01VAN_INST:vanui
- Vovides, A. G., Bashan, Y., López-Portillo, J. A., y Guevara, R. (2001). Nitrogen fixation in preserved, reforested, naturally regenerated and impaired mangroves as an indicator of functional restoration in mangroves in an arid region of Mexico. *Restoration Ecology*. *Restoration Ecology*, 19(201), 236-244. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00713.x>

- Ward, R. D., Friess, D. A., Day, R. H., y MacKenzie, R. A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4), e01211. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>
- Ward, R. D., Friess, D. A., Day, R. H., y Mackenzie, R. A. (2017). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4). <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>
- Wilcoxon, F. (1945). Individual comparison by ranking methods. *International Biometric Society*, 1(6), 80-3. <http://www.jstor.org/stable/3001968>
- Woodroffe, C. D. (1995). Response of tide-dominated mangrove shorelines in Northern Australia to anticipated sea-level rise. *e. Earth surface processes and landforms*, 20(1), 65-85. <https://doi.org/10.1002/esp.3290200107>
- Woodroffe, C. D., y Grindrod, J. (1991). Mangrove Biogeography: The Role of Quaternary Environmental and Sea-Level Change. *Journal of Biogeography*, 18(5), 479–492. <https://doi.org/10.2307/2845685>
- Xu, Y., Li, Y., Li, H., Wang, L., Liao, X., Wang, J., y Kong, C. (2018). Effects of topography and soil properties on soil selenium distribution and bioavailability (phosphate extraction): A case study in Yongjia County, China. *Science of The Total Environment*, 633, 240-248. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.190>
- Yáñez Arancibia, A., Day, J. W., Twilley, R. R., y Day, R. H. (2014). Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*, 20, 39-75.
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., Twilley, R. R., y Day, R. H. (2014). Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*, 20, 39–75. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200147>
- Zaldívar Jiménez , A., Ladrón de Guevara Porras, P., Pérez Ceballos , R., Díaz Mondragón, S., y Rosado Solórzano, R. (2017). US-Mexico joint Gulf of Mexico large marine ecosystem based assessment and management: Experience in community involvement and mangrove wetland restoration in Términos lagoon,

Mexico. *Environmental Development*, 22, 206-213.
<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.02.007>

Zedler, J. B. (1982). *The ecology of southern California coastal salt marshes: a community profile*. U.S. Fish and Wildlife Service.

Zhao, Q., Bai, J., Huang, L., Gu, B., Lu, Q., y Gao, Z. (2016). A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecological Indicators*, 60, 442-452. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.003>

8. Anexos

Anexo 1. Formato de registro de datos de campo para cada uno de los sitios.

REGISTRO SITIO DE 500 m ² (REFORESTACIÓN)														<i>Avicennia germinans</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>			
CLAVE UNIDAD DE MUESTREO				FECHA (DÍA/MES/AÑO)				N° DE PLANTAS TOTALES		N° PLANTAS VIVAS									
NOMBRE DEL BRIGADISTA									N° PLANTAS MUERTAS										
COORDENADAS			ALTITUD		PENDIENTE														
UNIDAD DE MUESTREO (500 m ²)																			
número de individuo	número de rama o tallo	ESPECIE		forma de vida	condición **	diámetro basal (mm)	diámetro del tallo (cm)	número de internudos	longitud entre internudos	ALTURA (m)					DIÁMETRO DE COPA (m)			plagas ***	daño %
		nombre común	nombre científico							copa (%)	base (%)	distancia (m)	altura de inicio de copa (m)	altura total (cm)	diámetro n-s (m)	diámetro o-e (m)	diámetro de copa		
1																			
2																			
3																			

4																		
5																		
6																		
7																		
8																		
9																		
10																		
11																		
12																		
13																		
14																		
15																		
16																		
17																		
18																		
19																		
20																		

Indicaciones para el uso del formato de evaluación**

- Clave de unidad de muestreo: corresponde al identificador único asignado a cada sitio muestreado.
- Forma de vida: se debe registrar la posición de la plántula, especificando si se encuentra erguida, acostada o inclinada.
- Condición de la plántula:
- Punta seca* indica desecación visible en el extremo superior.
- Marchito** evidencia de pérdida de turgencia o aspecto decaído.
- Muerto***ausencia total de vitalidad.
- Presencia de plagas: señalar si la plántula presenta daños visibles ocasionados por plagas, así como la cantidad de daño observado.
- Daño: estimar el porcentaje del área de la plántula afectada, utilizando una escala del 1 al 100%.

Anexo 2. Variables de medición en una plántula.



Anexo 3. Etiquetas de identificación colocadas a cada una de las 20 plantas de manglar evaluadas en la reforestación de Servicios Ambientales Ejido Arenitas paraje la calzada, Tecuala, Nayarit para estimar su crecimiento.



Etiqueta de planta de *Avicennia germinans* en el sitio 5 planta número 3 y 15.



Etiqueta de planta de *Laguncularia racemosa* en el sitio 8 y planta número 26.



Etiqueta de planta de *Rhizophora mangle* en el sitio 8 y planta número 24 y 23.