



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN

**CRECIMIENTO DE MANGLAR EN VIVERO Y TRANSPLANTE DE SALIX EN TRES
CONDICIONES DE SALINIDAD. PRIMERA ETAPA**

TESIS S WG'RCTC'Q'RVCT'RQT'GNI' TCFQ'FG MAESTRO'GP'EKPEKU
(BIOLOGÍA MARINA)

PRESENTA:

LUIS ALBERTO DÍAZ LARA

TUTOR:

DR. FRANCISCO JAVIER FLORES VERDUGO

**INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA. UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN,
UNAM**

COMITÉ TUTOR:

DR. FERNANDO ANTONIO GONZÁLEZ FARÍAS

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, MÉXICO D.F.

DR. CARLOS RENÉ GREEN RUIZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA. UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DR. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA. UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DRA. CLAUDIA MARICUSA AGRAZ HERNÁNDEZ

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE

CIUDAD DE MEXICO, MAYO DE 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

A los miembros del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la estación Mazatlán por el apoyo recibido para finalizar mi formación de posgrado. Especialmente les agradezco a los encargados del taller por su apoyo y consejos.

Al CONACyT por el apoyo económico que permite forjar las bases para el desarrollo técnico de la nación.

Al Dr. Francisco Javier Flores Verdugo por compartirme sus conocimientos, por su paciencia y confianza, por enseñarme a divertirse haciendo ciencia. Gracias por su amistad, Doc, usted es una especie en peligro de extinción.

Al Dr. Martín Soto y sus secuaces, por haberme permitido hacer uso de su laboratorio y por su gran apoyo. ¡Te debo la vida, Trixie!

A mis compañeras de laboratorio: Odette, Gaby, Itzel, Jasso, Dulce. ¡Mil gracias por su apoyo!

Al Dr. Leonardo Moroyoqui Rojo por su valiosa amistad e incansable ayuda. ¡Eres grande Moro!

A los miembros de mi Comité:

Dr. Fernando Antonio González Farías

Dr. Carlos René Green Ruiz

Dr. Felipe Amezcua Martínez

Dra. Claudia Maricusa Agraz Hernández

Por el tiempo dedicado a la revisión de mi trabajo. Les agradezco sus comentarios y sugerencias que permitieron culminar satisfactoriamente este trabajo.

A mis amigos de parranda por su apoyo moral y por mantener intacta mi cordura.

A Zuleika ¿Cómo expresar mi agradecimiento por el tiempo consumido en esta, tu segunda tesis? Como bien dijo el Doc, deberías ser segundo autor. Te agradezco tu apoyo y cariño durante este trayecto, y más que nada tu infinita paciencia.

Y, por último, a mi familia, que con su cariño incondicional e inagotable paciencia me han permitido alcanzar todos mis logros.

ÍNDICE	Página
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABLAS	
RESUMEN	
ABSTRACT	
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Generalidades del manglar y problemática	1
1.2. Restauración de ecosistemas de manglar	2
1.3. Zonación e hidroperiodo: Importancia en la restauración del manglar	3
1.5. Productividad de los manglares.....	4
1.6. Ecosistemas ribereños y problemática.	4
1.7. Algunas macrófitas en México.....	5
2. ANTECEDENTES	8
2.1. Reforestación mediante viveros	8
2.2. Tolerancia de <i>Salix</i> a la salinidad y uso en esfuerzos de fitorremediación	9
2.3. Producción de hojarasca.....	10
3. JUSTIFICACIÓN.....	11
4. HIPÓTESIS	13
5. OBJETIVOS.....	14
5.1. Objetivo general	14
5.2. Objetivos específicos.....	14
6. ÁREA DE ESTUDIO.....	15
7. METODOLOGÍA.....	16
7.1. Colecta y siembra de propágulos de <i>Rhizophora mangle</i>	16
7.3. Construcción de estanques para viveros.....	17
7.3.1. Vivero con inundación permanente.....	18
7.3.2. Vivero tradicional de riego con drenaje	18
7.4. Registro de datos	19
7.4.1. Altura de las plantas	19
7.4.2. Ramas principales y número de hojas	19
7.5. Trasplante de plántulas de sauces (<i>Salix nigra</i>) y determinación de supervivencia y crecimiento.....	19

7.6.	Determinación de nutrientes en humedales artificiales	20
7.7.	Recolección y pesado de hojarasca	21
7.8.	Análisis estadístico.....	21
8.	RESULTADOS	23
8.1.	Crecimiento de <i>R. mangle</i> en dos condiciones de riego.....	23
8.1.1.	Crecimiento de <i>R. mangle</i> en dos condiciones de riego durante los primeros 4 meses 23	
8.1.2.	Crecimiento de <i>R. mangle</i> en dos condiciones de riego durante un ciclo anual.....	25
8.1.3.	Producción de hojas	27
8.1.4.	Producción de ramas principales.....	27
8.1.5.	Supervivencia.....	28
8.1.6.	Uso de agua en viveros con riego y permanentemente inundado	29
8.2.	Crecimiento y mortalidad de <i>Salix nigra</i> En humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad.....	31
8.2.1.	Altura de <i>Salix nigra</i> en humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad 31	
8.2.2.	Variabilidad interanual de salinidad en tres humedales artificiales	33
8.2.3.	Variabilidad de nutrientes en tres humedales artificiales	33
8.3.	Producción de hojarasca en un bosque de <i>Avicennia germinans</i> durante un ciclo anual ..	35
9.	DISCUSIÓN.....	37
9.1.1.	Diferencias de crecimiento, producción de hojas y ramas y supervivencia de <i>R.</i> <i>mangle</i> en dos condiciones de riego.....	37
9.1.2.	Crecimiento de <i>R. mangle</i> en dos condiciones de riego durante los primeros 4 meses y ciclo anual comparado con otros autores	39
9.1.3.	Uso de viveros permanentemente inundados para producción de manglares	42
9.2.	Crecimiento y supervivencia de <i>Salix nigra</i> en humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad.....	44
9.3.	Producción de hojarasca en un bosque de <i>Avicennia germinans</i> durante un ciclo anual ..	48
10.	CONCLUSIONES.....	51
10.1.	Crecimiento de <i>R. mangle</i> en dos condiciones de riego.....	51
10.2.	Crecimiento y sobrevivencia de <i>S. nigra</i> en humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad.....	51
10.3.	Producción de hojarasca en un bosque de <i>A. germinans</i> durante un ciclo anual.....	52
11.	LITERATURA CITADA	53

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Modelo tridimensional del vivero experimental construido en este estudio. 17
- Figura 2.** Modelo tridimensional de los estanques utilizados para los viveros de *Rhizophora mangle*. A) Estanque de riego y B) estanque de inundación permanente. 18
- Figura 3.** Altura promedio mensual de plantas de *Rhizophora mangle* durante los primeros 4 meses de desarrollo en dos condiciones de riego: vivero de riego tradicional y vivero permanentemente inundado. 24
- Figura 4.** Altura promedio (cm) y curva de regresión en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego y permanentemente inundado durante los primeros cuatro meses. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F = 7.75$, $p = 0.005$ 24
- Figura 5.** Altura promedio mensual de plantas de *Rhizophora mangle* durante un ciclo anual en dos condiciones de riego: vivero de riego tradicional y vivero permanentemente inundado. 25
- Figura 6.** Altura promedio (cm) y curva de regresión en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego y permanentemente inundado durante un ciclo anual. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F = 8.7$, $p = 0.003$ 26
- Figura 7.** Producción de hojas mensual en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego tradicional y en vivero permanentemente inundado. Diferencias significativas entre tratamientos, prueba Mann-Whitney: $U = 8$, $p = 0.004$ 27
- Figura 8.** Producción de ramas mensual en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego tradicional y en vivero permanentemente inundado. Diferencias significativas entre tratamientos, prueba Mann-Whitney: $U = 1.5$, $p = 0.0038$ 28
- Figura 9.** Porcentaje de supervivencia de plantas de *R. mangle* en dos viveros con distintos tratamientos después de 12 meses. No hubo diferencias significativas. 29
- Figura 10.** Altura promedio bimensual de plantas de *Salix nigra* durante un ciclo anual en tres canales con diferente salinidad: Canal 1 y 3 (dulceacuícolas) y Canal 2 (salobre). 31
- Figura 11.** Altura promedio bimensual y curva de regresión en plantas de *Salix nigra*. durante un ciclo anual en tres canales con diferente salinidad: Canal 1 y 3 (dulceacuícolas) y Canal 2 (salobre). Prueba de Tukey = diferencias significativas de crecimiento de *Salix nigra* entre Canal 1 y Canal 2 y 3, $p = 0.03$ 32
- Figura 12.** Porcentaje de supervivencia de *Salix nigra* en tres canales con diferente salinidad: Canal 1 y 3 (dulceacuícolas) y Canal 2 (salobre). 32
- Figura 13.** Variabilidad bimensual de la salinidad durante un ciclo anual (2017-2018) en humedales artificiales ubicados en Isla de la Piedra, Mazatlán. Prueba de Kruskal-Wallis: diferencias significativas de salinidad, $H = 10.2$, $p = 0.00597$ 33

Figura 14. Variabilidad de nutrientes durante un ciclo anual en humedales artificiales ubicados en Isla de la Piedra, Mazatlán. a) Fosfatos, b) Nitritos, b) Amonio, d) Nitratos. No se encontraron diferencias significativas de concentraciones de nutrientes en los canales.	34
Figura 15. Peso seco promedio de hojarasca y desviación estándar durante un ciclo anual.	35
Figura 16. Porcentaje de hojarasca de acuerdo a sus componentes durante un ciclo anual.	36
Figura 17. Producción mensual de hojarasca.	36

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Generalidades de los métodos utilizados para determinar nutrientes en canales y estanques. Extraídos de Standard methods for the examination of water and waste water (2005) 21ava. ed. APHA.	20
Tabla 2. Análisis de varianza de las regresiones lineales entre la altura de <i>R. mangle</i> y el tiempo en los dos periodos de observación en ambos tratamientos de riego (Vivero tradicional y Vivero inundado). Se muestran los coeficientes de determinación (R^2) y el valor observado de F . El asterisco representa valores significativos de F a $\alpha = 0.05$	26
Tabla 3. Volumen de agua mensual y anual utilizada para el riego de plantas de <i>R. mangle</i> en un vivero tradicional y en un vivero permanentemente inundado. Se muestran las tasas de crecimiento de ambos tratamientos durante dos periodos de observación. Hubo diferencias significativas en el crecimiento.	30
Tabla 4. Producción de hojarasca y porcentaje de cada componente en un bosque de <i>A. germinans</i> en el Estero de Urías durante un ciclo anual (04/2017-03/2018).	35
Tabla 5. Crecimiento mensual de <i>R. mangle</i> en diversos trabajos.	40
Tabla 6. Producción de hojarasca en distintos sitios geográficos y del mismo sitio en años diferentes.	49
Tabla 7. Producción de propágulos de <i>A. germinans</i> en el estero de Urías durante diferentes años.	50

RESUMEN

Actualmente, la zona costera, particularmente los bosques de manglar, se encuentran amenazados como consecuencia de actividades antrópicas, por ello, en el presente estudio se evaluaron diferentes técnicas para la restauración y evaluación de ecosistemas de humedales con el objetivo de desarrollar métodos más eficientes.

Las especies de manglar, particularmente el manglar rojo, presentan una serie de adaptaciones, a diferencia de los vegetales terrestres, que les permiten tolerar periodos largos de inundación por lo que se evaluó el crecimiento de plántulas de *R. mangle* en dos tipos de viveros: con hidroperíodo permanente y con riego tradicional, durante dos periodos: primeros cuatro meses de desarrollo y un ciclo anual, además del consumo de agua. Con un consumo de 80% menos agua, las plántulas del vivero con hidroperíodo inundado tuvieron un crecimiento significativamente mayor y desarrollaron un mayor número de estructuras vegetales que las del vivero tradicional lo cual representaría una disminución en los costos de operación de proyectos de reforestación.

Se ha propuesto el uso de plantas del género *Salix* (sauces) para la fitorremediación de suelos afectados por la salinización o para combatir el azolvamiento. En el presente estudio se evaluó el crecimiento de una especie del género *Salix* (*S. nigra*) en tres humedales artificiales con diferentes concentraciones de salinidad durante un ciclo anual para evaluar su tolerancia a suelos salinos con el fin de conocer su potencial en la remediación de ecosistemas costeros. Los sauces del canal con mayor salinidad crecieron de 4 a 65% más respecto a los otros canales, sin embargo, se observaron diferencias en las condiciones ambientales de los canales, tales como la densidad de la vegetación y concentración de nutrientes, por lo que se recomienda realizar experimentos con *S. nigra* bajo condiciones experimentales más controladas.

Con el objetivo de evaluar cambios en la productividad de los bosques de manglar, así como, el de establecer límites de extracción de propágulos destinados a proyectos de restauración, se evaluó la producción de hojarasca en un bosque de *Avicennia germinans* en el estero de Urías durante un ciclo anual. Se determinó una producción de hojarasca media-alta que es propia de bosques de tipo borde en buen estado de conservación. La producción anual de propágulos fue de 1,379,000 ha⁻¹ y se ajusta a un patrón estacional.

PALABRAS CLAVE: humedales, manglar, viveros, hojarasca, salinidad, azolvamiento

ABSTRACT

Currently, the coastal zone, particularly the mangrove forests, are threatened as a consequence of anthropogenic activities, therefore, in this study, different techniques for the restoration and evaluation of wetland ecosystems were evaluated in order to develop more efficient methods.

The mangrove species, particularly the red mangrove, display a series of adaptations, unlike terrestrial plants, which allow them to tolerate long periods of flooding, so the growth of *R. mangle* seedlings was evaluated in two types of nurseries: with permanent hydroperiod and with traditional irrigation, during two periods: first four months of development and an annual cycle, in addition to water consumption in both. With a consumption of 80% less water, the seedlings of the flooded nursery with hydroperiod had a significantly higher growth and developed a greater number of plant structures than those of the traditional nursery, which would represent a decrease in the operating costs of reforestation projects.

The use of plants of the genus *Salix* (willows) has been proposed for the phytoremediation of soils affected by salinization or to decrease coastal lagoons sedimentation. In the present study, the growth of a species of the *Salix* genus (*S. nigra*) was evaluated in three artificial wetlands with different salinity concentrations during an annual cycle to evaluate its tolerance to saline soils in order to know its potential in the remediation of coastal ecosystems. The willows of the channel with higher salinity grew from 4 to 65% more than the other channels, however, differences were observed in the environmental conditions of the channels, such as vegetation density and nutrient concentration, so it is recommended to carry more tests with *S. nigra* under more controlled experimental conditions.

In order to evaluate changes in the productivity of mangrove forests, as well as to establish propagules extraction limits for restoration projects, litter production was evaluated in a forest of *Avicennia germinans* in the estuary of Urías during an annual cycle. A medium-high litter production was determined which is typical of edge-type forests in good condition. The annual production of propagules was 1,379,000 ha⁻¹ and is typical of a seasonal pattern.

KEYWORDS: wetlands, mangroves, nurseries, leaf litter, salinity, sedimentation

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Generalidades del manglar y problemática

Los manglares son árboles o matorrales que crecen en la zona de mareas de latitudes tropicales y subtropicales de al menos 112 países (Kathiresan y Bingham, 2001). Son uno de los pocos grupos vegetales que han desarrollado una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y ecológicas que les han permitido existir bajo condiciones ambientales muy variables, tales como alta salinidad, mareas extremas, periodos largos de inundación, vientos fuertes, altas temperaturas y suelos fangosos y anóxicos (Kathiresan y Bingham, 2001).

Se consideran a los ecosistemas de manglar como uno de los ecosistemas costeros más importantes en términos biológicos debido a que contribuyen con un flujo importante de materia y energía entre el mar y el continente, además de proveer una serie de servicios ambientales que son vitales para las actividades productivas del ser humano, así como hábitat de especies de interés comercial, zonas de filtración de agua, protección de la costa, hábitats y zonas de crianza para diversas especies, producción de alimentos y zonas de recreación (Flores-Verdugo, 2001; Blaber, 2007; CONABIO, 2009). En base a lo anterior, se ha estimado que los servicios que proveen los ecosistemas de manglar a nivel mundial generan \$1,648 billones anualmente (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008)

Sin embargo, a pesar de su relevancia, en la actualidad los bosques de manglar están siendo fuertemente amenazados principalmente por actividades antrópicas. El desarrollo inmobiliario costero, petrolero, agropecuario, el turismo y la acuicultura mantienen una tasa de reducción constante de estos ecosistemas (Aburto-Oropeza, 2008), ocasionando pérdidas estimadas en un tercio de la cobertura global en los últimos cincuenta años (Alongi, 2002). Lo anterior es una consecuencia del desconocimiento de la importancia ecológica y socio-económica de estos ecosistemas y por lo difícil que resulta la evaluación de sus beneficios indirectos (Olson *et al.*, 1996).

Esta problemática ha generado que en los últimos años surja un gran interés por la recuperación de estos ecosistemas y gracias a ello existe en la actualidad un gran potencial

en revertir la pérdida del manglar a nivel mundial mediante la aplicación de principios básicos de restauración valiéndose de herramientas de ingeniería ecológica, incluyendo una cuidadosa evaluación de costo-beneficio del proyecto (Lewis, 2005).

1.2. Restauración de ecosistemas de manglar

Se han realizado diversos esfuerzos en la restauración de manglar, sin embargo, estos primeros intentos han arrojado resultados mixtos, siendo unos exitosos y otros destinados al fracaso, principalmente debido a un pobre entendimiento de los principios ecológicos del desarrollo del manglar, en particular en lo referente al hidropereodo, así como por un mal planteamiento de los objetivos de restauración (Field, 1999; Erfteimeijer y Lewis, 1999; Citado en Bosire *et al.*, 2008).

En este sentido, se han implementado una variedad de programas de restauración de manglar en diversos países, cada uno de los cuales abordan distintos objetivos, tales como la recuperación y el restablecimiento del hábitat original, como soporte para las pesquerías, para aumentar la producción del recurso maderable, como barrera contra la erosión e impacto de huracanes, para el refugio de fauna silvestre local, migratoria o de especies amenazadas, o por su valor estético y cultural (Lewis, 1979, 1982; Field, 1999; Sánchez-Páez *et al.*, 2000; Citado de Flores-Verdugo *et al.*, 2006).

Actualmente, existen varios métodos utilizados para la restauración de manglar que incluyen la plantación directa de plántulas, propágulos o brotes de viveros (Toledo *et al.*, 2001; Bashan y Holguin, 2002; Bosire *et al.*, 2008; Hashim *et al.*, 2010; Matsui *et al.*, 2012); reclutamiento natural de propágulos (Bosire *et al.*, 2008; Kamali y Hashim, 2011), restablecimiento del régimen hidrológico al estado original (Lewis III, 2005; Vose y Bell, 1994; Bashan *et al.*, 2013) o una combinación de las anteriores (Flores-Verdugo, 2003) (Citado en Flores-Verdugo *et al.* 2015).

1.3. Zonación e hidroperiodo: Importancia en la restauración del manglar

Un factor determinante en el establecimiento de los mangles es el hidroperiodo, el cual depende principalmente del régimen local de mareas y de la microtopografía del área (Flores-Verdugo *et al.*, 2006, 2007). Los mangles tienen preferencia por planicies con gradientes topográficos suaves (microtopografía), debido a que, de manera natural, permiten que el agua salada o dulce penetre (en mayor o menor grado) en los suelos del manglar y formen un gradiente de inundación (zonación) que resulta selectivo para cada especie (Monroy-Torres *et al.*, 2014), de acuerdo con su tolerancia a la salinidad (Flores-Verdugo, 1989).

Según Lewis III (2005), para una restauración exitosa de vegetación de manglar, primeramente, es necesario restaurar las condiciones hidrológicas óptimas para obtener un máximo reclutamiento de manglar, en oposición a los primeros esfuerzos de restauración efectuados que muchas veces resultaron en fracasos debido a que se centraban principalmente en la reforestación.

Además, es importante entender la respuesta fisiológica de los bosques de manglar ante los posibles cambios en el nivel del mar en un escenario de cambio climático global. (Monroy-Torres *et al.*, 2014).

1.4. Tolerancia a la inundación

La tolerancia a la inundación difiere de acuerdo a la especie y contribuye a la zonación de la misma (Kathiresan y Bingham, 2001; Krauss *et al.* 2008).

Las condiciones de inundación y la acumulación de materia orgánica como la hojarasca ocasionan una reducción en los niveles de oxígeno de los suelos en que crece el manglar, propiciando estados anóxicos aun a poca profundidad. Estas condiciones de anoxia pueden provocar una disminución en la tasa de fotosíntesis (Saenger, 2002). Para ello, los manglares han desarrollado una serie de adaptaciones que les han permitido sobrevivir en dichas condiciones de estrés. Una de las adaptaciones para combatir niveles bajos de oxígeno en el suelo, son las raíces aéreas y los neumatóforos, los cuales presentan un gran número de

agregaciones celulares de ventilación llamadas lenticelas. A su vez, las raíces especializadas de los manglares están conformadas por tejido parenquimático (aerénquima) (Medina, 1999; Kathiresan y Bingham, 2001; Saenger, 2002; Purnobasuki y Suzuki, 2004), el cual es un tejido vegetal permeado por espacios gaseosos que, junto a las lenticelas, reducen el estrés por inundación ya que juegan un rol importante en la difusión pasiva del oxígeno hacia los tejidos subterráneos, además de incrementar la eficiencia metabólica y proveer de vías de eliminación de gases originados en los procesos de respiración y oxidación (Purnobasuki y Suzuki, 2004).

1.5.Productividad de los manglares

La alta producción primaria propia de los ecosistemas de manglar determina aportes significativos a los presupuestos de carbono en la zona costera (Bouillon *et al.*, 2008). Una manera de estimar esta productividad es por la cantidad de hojarasca producida por unidad de área y tiempo (Kristensen *et al.*, 2008). De igual manera, a través de la hojarasca se pueden examinar patrones reproductivos anuales, así como la cantidad de materia orgánica potencialmente disponible para descomposición y exportación (Alongi, 2002).

1.6. Ecosistemas ribereños y problemática.

El equilibrio de los ecosistemas riparios dependen de diversos factores, siendo los más importantes la estabilidad de sus acuíferos, tipo de sedimento, calidad del agua y los procesos hidrológicos que se llevan a cabo en el sistema. Son ecosistemas de relevancia ecológica debido a que funcionan como hábitats para una gran biodiversidad, así como de áreas de recreación para los seres humanos (Guerra-Pérez, 2000)

La vegetación ribereña es de suma relevancia en el mantenimiento de los sistemas hidrológicos y la conservación del suelo (Guerra-Pérez, 2000). La deforestación de las zonas ribereñas impacta en la calidad del agua debido a que estos funcionan como una interfase entre ecosistemas acuáticos y terrestres los cuales ejercen una influencia en los flujos de materia y energía entre ambos (Souza *et al.* 2013). En este sentido, se ha señalado a las

alteraciones en los procesos de sedimentación debido a la erosión y perturbación de hábitats ribereños como una de las causas principales de azolvamiento de los cuerpos de agua costeros (Febles y Vega, 2016).

Las plantas del género *Salix* son especialmente útiles en los esfuerzos de restauración ribereña debido a que su rápido crecimiento les permite crear en poco tiempo un denso sistema de raíces, el cual es excelente para estabilizar suelos ribereños que han sido erosionados (Grissinger y Bowie, 1984; Hupp, 1992; van Splunder *et al.*, 1994; Shields *et al.*, 1995; citado en Pezeshki *et al.*, 2007). Además, algunas especies de *Salix* presentan tolerancia a la salinidad por lo que son una alternativa económica para la fitorremediación de suelos salinos (Hangs *et al.*, 2011; Dong *et al.*, 2013).

1.7. Algunas macrófitas en México

En términos de extensión de manglares, México ocupa el sexto lugar a nivel mundial (Flores-Verdugo, 1989). La presencia de manglar se da en 17 estados que son los que cuentan con acceso al mar. Principalmente predominan cuatro especies de manglar: *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. En el 2009, la CONABIO estimó la cobertura nacional de manglar en 770, 057 ha, siendo Campeche el estado de mayor cobertura superficial con 194,190 ha (25.2%), seguido por Quintana Roo con 129,921 ha (16.9%), Yucatán con 99,640 ha (12.9%), Sinaloa con 80,597 ha (10.5%) y Nayarit con 71,742 ha (9.3%).

Para el experimento de este trabajo se utilizaron dos especies de manglar: *R. mangle* y *A. germinans*, y una especie de macrofita: *Salix nigra*. A continuación, se describen las generalidades biológicas de cada una de ellas.

R. mangle. Originario de las costas subtropicales y tropicales del Oeste de África tropical, posteriormente colonizó las costas del caribe, Atlántico sur y Pacífico de América, y las Islas del pacífico de Fiji, Tonga y Nueva Caledonia. El árbol llega a crecer hasta los 30 m con un diámetro de 60-100 cm. Presenta raíces fúlcreas ramificadas que le sirven de soporte en el sustrato fangoso y en condiciones fuertes de marea y viento. De tipo de hoja perenne, florece durante todo el año generalmente ocurriendo la máxima producción en

verano-otoño. Se reproducen sexualmente y la polinización ocurre de manera anemófila. Estos organismos se consideran vivíparos, ya que el fruto con la semilla germinada permanece unida a la planta madre de tres a seis meses. Posteriormente, los propágulos se diseminan por hidrocoria.

Esta especie de mangle prefieren planicies fangosas de marea con aguas poco profundas y crece en suelos pobres en oxígeno; además, tolera sitios con baja disponibilidad de nutrientes. Los manglares más productivos se desarrollan en estuarios con sustrato arcillo-limoso. Las condiciones óptimas para su desarrollo se presentan en las bahías donde desembocan los ríos; sin embargo, puede establecerse en las áreas de mayor influencia salina y en terrenos anegados por agua marina en donde el nivel de inundación y la variabilidad de salinidad es mayor. Esta especie es tolerante a la acción del viento y demandante de luz, a tal punto que las plántulas llegan a morir bajo la sombra cerrada de los arboles padres. Se usa como combustible, en la construcción y para uso medicinal, entre otros (CONAFOR, 2010).

A. germinans. El mangle negro se diferencia de las otras especies por ser la más tolerante a la salinidad por lo cual tiene preferencia por las partes costeras más elevadas y alejadas del mar con suelos hipersalinos. Es un árbol pequeño o arbusto de gran talla, perenne, generalmente de 2 a 8 m de altura, en algunos casos hasta 30 m. Su tronco mide de 20 a 60 cm de diámetro. Sus raíces son superficiales, crecen erectas y saliendo del agua alrededor del tronco principal, y presenta prolongaciones de las raíces con geotropismo negativo saliendo del suelo por más de 5 a 15 cm denominados neumatóforos y están modificadas (presentan lenticelas) para permitir la absorción de oxígeno del aire hacia los suelos pantanosos anóxicos. Su corteza tiene fisuras pequeñas y es amarilla en el interior.

En América, esta especie se distribuye desde la costa del Atlántico de Estados Unidos (Florida, Texas), México, Guatemala y Belice hasta Panamá. Se encuentra así mismo en el oeste de Sudáfrica e India. En México, habita a lo largo de ambas costas, desde Baja California y Tamaulipas hacia el sur hasta Chiapas y Yucatán. En la costa del Pacífico de América se extiende hasta Ecuador.

Los mangles tienen muy alta productividad y llegan ser dominantes en el ecosistema. Habita en las orillas de lagunas costeras, bahías y desembocaduras de ríos donde hay zonas

de influencia de agua del mar. Se encuentra en sitios cenagosos más alejados de la inundación y con niveles mayores de salinidad que el resto de las especies de mangles. Las plantas alcanzan la madurez sexual cuando tienen de 2 a 3 m de altura. El fruto es verde pálido, redondeado y comprimido lateralmente de 2 a 4 cm de longitud en la madurez, con pequeños pelos que le dan la apariencia de polvo (CONABIO-CONANP, 2009).

S. nigra. De las cerca de 90 especies del género *Salix* nativas de América del Norte, solo 27 alcanzan tamaño de árbol, de las cuales *Salix nigra* es la más abundante. El sauce negro es un árbol de tamaño chico-mediano que mide de 9 a 18 metros de altura y 35 cm de diámetro. Posee una corona amplia e irregular y un sistema de raíces superficiales (Dirr, 1977; extraído de NRCS-USDA, 2010). Las hojas son simples, alternadas, caducas y de coloración verde-amarillento en ambos lados; son angostas con forma de lanza, miden 5-13 cm de longitud, 8-12 mm de ancho y tienen el margen finamente aserrado. La corteza presenta grietas profundas y tiene una coloración que va desde café grisáceo hasta negruzca, de ahí deriva el nombre de sauce negro. Su madera es moderadamente suave y de baja densidad. Su óptimo de crecimiento se presenta en lugares donde la precipitación anual es de 1300 mm. Esta especie sobrevive intervalos de temperatura que van desde los 45 a 10°C. La producción de semillas se presenta una vez al año y se propagan principalmente por agua o por aire, ya que presentan largas hebras que alcanzan grandes distancias a través de la acción del viento (NRCS-USDA, 2010).

2. ANTECEDENTES

2.1. Reforestación mediante viveros

La calidad de las plantas que se desarrollan en condiciones de vivero es determinante para el éxito o fracaso de plantaciones destinadas para la reforestación de manglar. Se define a una planta de calidad como aquella capaz de sobrevivir en el terreno con altas tasas de supervivencia y crecimiento inicial (Orozco *et al.*, 2010). En este sentido, diversos autores han señalado la importancia de utilizar plantas de buena calidad para programas de forestación, debido a que este parámetro tiene una gran influencia en la adaptación, supervivencia y desarrollo de la planta en el medio natural (Santiago *et al.*, 2007; Saenz *et al.*, 2010; Orozco *et al.*, 2010; INIFAP y CONAFOR, 2010; citado en Silva-García, 2014).

Una de las técnicas para la restauración de manglar más extendidas es la siembra directa de propágulos en el medio natural debido a que su implementación requiere de bajo costo. Esta técnica tiene además otras ventajas como: facilidad de aplicación, permitir abarcar áreas más grandes de reforestación y de difícil acceso, entre otras (Elster, 2000; Reyes-Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002). Por otro lado, el uso de plantas de vivero aumenta considerablemente el coste de un proyecto de restauración debido a que su producción requiere de diversos costos operativos, siendo el riego uno de los que más suponen gastos (Elster, 2000; Reyes-Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002).

Sin embargo, algunos autores señalan que el uso de plantas de vivero garantiza un mayor éxito de reforestación (Agraz-Hernández, 1999; Benítez-Pardo *et al.*, 2013) y es recomendable en situaciones, tales como inundaciones, erosión, presencia de fuertes vientos y oleaje, así como, alta presión de depredadores o en proyectos en que la siembra directa haya fracasado, (Elster, 2000; Reyes-Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002); debido a que se ha demostrado que las plántulas de vivero se establecen mejor en el sustrato, tienen mayor tasa de supervivencia y, en la mayoría de los casos, mayor crecimiento que las extraídas del medio natural (Goforth y Thomas, 1980; Agraz-Hernández, 1999; 1999; Elster, 2000; Reyes-

Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002, Febles-Patrón *et al.* 2009; Benítez-Pardo *et al.* 2015). Además, otra ventaja que ofrece la construcción de viveros, es que permite una producción constante de manglar para la reforestación en zonas del país (zonas semiáridas), donde no existe una disponibilidad de propágulos durante todo el año, por lo que el empleo de siembra directa se dificulta (Benítez-Pardo *et al.*, 2015).

Se han hecho estimaciones de cambios en la fisiología y crecimiento de varias especies de manglar debido a la variabilidad en el periodo de inundación a la que están expuestas (Ellison y Farnsworth, 1997). En este sentido, Monroy-Torres *et al.* (2014) menciona que es necesario el desarrollo de trabajos que evalúen cambios en el crecimiento y supervivencia de especies de manglar bajo diferentes condiciones de inundación con el objetivo de predecir las respuestas fisiológicas a largo plazo.

2.2. Tolerancia de *Salix* a la salinidad y uso en esfuerzos de fitorremediación

Diversos autores han evaluado la tolerancia del género *Salix* a suelos salinos bajo condiciones controladas debido a las aplicaciones potenciales en la remediación de suelos que han sido afectados por altas concentraciones de sales, tales como tierras agrícolas y forestales (Hangs *et al.*, 2011; Dong *et al.*, 2013) y suelos ganados al mar o creados por dragado (Major *et al.*, 2017).

Major *et al.* (2017) y Dong *et al.* (2013) encontraron que la mortalidad y desarrollo de algunas especies de *Salix* se ve afectada por la salinidad. Por otro lado, Hangs *et al.* (2011) evaluó la mortalidad de varias especies de *Salix* en cuatro tratamientos con distinta salinidad (0 a 2.2 ‰) y menciona que no hubo diferencias. Además, algunas especies no mostraron reducción en el crecimiento. Estos autores determinaron que existe una variabilidad interespecífica en la tolerancia a la salinidad.

Se ha propuesto la plantación de árboles, especialmente del género *Salix*, para la implementación de técnicas de bioingeniería. Estos proyectos abarcan diversos objetivos, siendo los más importantes el control de la erosión mediante la captación de sedimentos, captación de nutrientes, manejo de especies exóticas invasoras y tratamiento de aguas

residuales (Karle y Densmore, 1994; Aronsson *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2006; citado en Pezeshki *et al.*, 2007).

2.3. Producción de hojarasca

Se han realizado numerosos estudios a nivel mundial para determinar la producción y descomposición de hojarasca en ecosistemas de manglar con el fin de evaluar la cantidad de materia orgánica disponibles en ellos y en la zona costera adyacente. Estos estudios han encontrado que la materia orgánica exportada por los manglares pudiera tener efectos significativos en las redes tróficas de ecosistemas estuarinos y costeros (Kathiresan y Bingham, 2001; Rajkaran y Adams, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Martínez-Ballesteros *et al.*, 2014)

Agraz-Hernández (1999) determinó que el bosque de *A. germinans* en el Estero de Urías posee un aporte de hojarasca y dinámica típica de los manglares tipo borde. Por otro lado, Guzmán (2018) para el mismo sitio, observó una producción media-alta de hojarasca de *A. germinans* que es propia de un bosque en buen estado de conservación.

3. JUSTIFICACIÓN

3.1. Viveros de manglar con riego de hidroperíodo permanente

A pesar de que existen diversas técnicas de restauración de manglar y que algunas de estas presenten ventajas en comparación al uso de plántulas de vivero, esta última se recomienda para los sitios que están expuestos a condiciones ambientales adversas, debido a que la presencia de estas condiciones suelen ser críticas para la sobrevivencia del manglar durante las primeras etapas de desarrollo, siendo principalmente la fase de establecimiento del propágulo en el sedimento cuando se presenta la mayor mortalidad (Elster y Perdomo, 1999; Elster, 2000; Febles-Patrón, *et al.* 2009; Reyes-Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002). Además, la creación de viveros tiene una gran relevancia de carácter social debido a que permiten un acercamiento de las comunidades, generan ingresos directamente del manglar, acercan a la comunidad a la problemática y al conocimiento de la importancia de los manglares, promoviendo el desarrollo de capacidades de autogestión, así como el desarrollo de alternativas de uso sostenible del manglar (ACOFOR, 1998; CONAFOR, 2013).

El alto costo de manutención de viveros con formas de riego tradicional resalta la importancia de generar nuevas técnicas de producción con la finalidad de reducir costos y viabilizar los esfuerzos de restauración del manglar. En este sentido, en el presente estudio se pretende aprovechar las adaptaciones naturales del manglar a suelos saturados de agua y condiciones anóxicas para la implementación de viveros permanentemente inundados con el objetivo de economizar los costos de requerimiento de agua y mantenimiento en zonas del país donde los recursos hídricos son escasos, como el noroeste de México y norte de Yucatán.

3.2. Tolerancia a la salinidad de *S. nigra*

La salinización de los suelos representa un obstáculo para el desarrollo de actividades económicas como la agricultura y ganadería. En Canadá los suelos afectados por la salinidad se traducen en pérdidas de \$250 millones de dólares anualmente (Hangs *et al.*, 2011; Dong *et al.*, 2013). En México, se calcula que existen 377,000 ha afectadas por salinidad como consecuencia de deficiencias del drenaje utilizado para el riego agrícola y se considera a la

Región Noroeste la más afectada con más del 50% del área total (FAO-SAGARPA, 2000). Por otro lado, como consecuencia de la deforestación en las partes altas de las cuencas, existe un incremento en el arrastre de sedimentos que genera problemas de azolvamiento. Se calcula que el azolvamiento de las lagunas costeras ocurre a una tasa de $1 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$. Este fenómeno está estrechamente relacionado con el desarrollo de actividades agropecuarias y representa un problema importante para los ecosistemas costeros, entre ellos el manglar, e incluso llega a afectar la productividad pesquera (Ruiz-Fernández *et al.*, 2003; Benítez *et al.*, 2015).

Existen propuestas para la mitigación de los problemas antes mencionados, sin embargo, estas requieren de acciones muy costosas o implican modificaciones drásticas en el entorno que podrían generar nuevas complicaciones (Martínez *et al.*, 2012). En este sentido, se han evaluado técnicas que involucran el uso del género *Salix* para la fitorremediación de problemas asociados al suelo como la salinización de suelos y retención de sedimentos. Estas técnicas constituyen una alternativa económica por lo que es importante conocer el potencial de *Salix spp.* en proyectos de restauración mediante la evaluación de su respuesta ante diversas condiciones ambientales, como la tolerancia a la salinidad.

3.3. Producción de hojarasca de *A. germinans* en Urías

Estudios diversos han destacado la estrecha relación entre los hábitats de manglar y las comunidades acuáticas. Análisis de capturas comerciales de distintas especies han demostrado una correlación significativa entre la abundancia y biomasa de captura y la extensión de las áreas de manglar adyacentes costeras (Kathiresan y Bingham, 2001; Rajkaran y Adams, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Martínez-Ballesteros *et al.*, 2014). Por otro lado, en Mazatlán, las actividades socioeconómicas, el rápido crecimiento urbano que se desarrolla en la zona costera y fenómenos climáticos de gran escala ocasionan alteraciones en los sistemas lagunares, particularmente el Estero de Urías, que generalmente ocasionan una disminución en la productividad de los ecosistemas de manglar, además, es necesario establecer límites de extracción de propágulos destinados a proyectos de restauración para evitar afectar el establecimiento natural de los mismos. Debido a lo anterior, es importante monitorear de manera constante estos ecosistemas para evaluar cambios en su productividad y detectar posibles tendencias.

4. HIPÓTESIS

- Las especies de manglar, entre ellas el manglar rojo (*Rhizophora mangle*), a diferencia de los vegetales terrestres poseen mecanismos para proteger la raíz en sedimentos pobres en oxígeno y periodos largos de inundación, por lo que consideramos que el uso de sistemas de drenaje en viveros tradicionales de riego es innecesario, además de requerir cantidades significativas de agua dulce. Debido a lo anterior, el manglar rojo con hidroperiodo permanente de inundación tiene mayor o igual posibilidad de sobrevivencia y mejor crecimiento que en condiciones de riego tradicional en viveros.
- El trasplante de una macrófita acuática (*Salix nigra*) en condiciones diferenciales de salinidad (estuarino-dulceacuícolas) en humedales artificiales (Isla de la Piedra) tienen una tasa de crecimiento y sobrevivencia significativamente diferentes.
- La productividad de los bosques de manglar depende de varios factores ambientales donde destaca la variabilidad anual de precipitaciones debido a que esta región se ubica en el cinturón de huracanes del Pacífico Oriental. De acuerdo a lo anterior, la producción de hojarasca de un bosque de *Avicennia germinans* presenta una variabilidad interanual.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Determinar la sobrevivencia y crecimiento de manglar rojo (*R. mangle*) y una macrófita acuática (*Salix nigra*), en condiciones de vivero e inundación permanente, y en condiciones diferenciales de salinidad en humedales artificiales, respectivamente.

Evaluar la producción de propágulos y hojarasca de un bosque de manglar negro (*Avicennia germinans*) como línea base para programas de reforestación y conservación.

5.2. Objetivos específicos

1. Determinar diferencias en el crecimiento y sobrevivencia de plántulas de manglar rojo (*Rhizophora mangle*) en condiciones de riego y permanentemente inundado.
2. Trasplantar y determinar el crecimiento y sobrevivencia de plántulas de sauces (*Salix nigra*) en humedales artificiales de diferentes salinidades.
3. Determinar la salinidad de los humedales artificiales durante el periodo experimental.
4. Determinar la concentración de nutrientes en los canales de humedales artificiales durante un ciclo anual.
5. Evaluar la producción de propágulos de *Avicennia germinans* en un bosque de manglar del noroeste de México.
6. Evaluar la producción de hojarasca de *Avicennia germinans* en un bosque de manglar de noroeste de México.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El experimento de crecimiento de *R. mangle* con distintas condiciones de riego, se realizó en instalaciones de estanquerías diseñadas y ubicadas en el Instituto de Ciencias del Mar, UNAM, Unidad Académica Mazatlán.

Por otro lado, el experimento para determinar crecimiento y sobrevivencia de *S. nigra* se llevó a cabo en humedales artificiales localizados en las instalaciones del Instituto de Ciencias del Mar, UNAM, Unidad Académica Mazatlán ubicadas en la Isla de La Piedra, con coordenadas 23°11'59'' N y 106° 24'20'' W.

La determinación de hojarasca y producción de propágulos se realizó en un bosque de *A. germinans* ubicado en el sistema lagunar costero de Urías que se localiza en una planicie aluvial al sur del municipio de Mazatlán en el estado de Sinaloa entre las coordenadas 23 °09' y 23 ° 12' longitud norte y 106° 18' y 106° 25' longitud oeste (Monroy *et al.*, 2014; Guzmán, 2018). De acuerdo a su origen y patrón de desarrollo geológico el estero de Urías es una laguna costera de boca permanente con orientación semi paralela a la costa, de plataforma interna con barrera (Tipo III). Se considera un estuario de barrera por ser una cuenca somera, semi aislada de las aguas oceánicas por una playa arenosa de barrera localizada a lo largo de una planicie de pendiente suave (Lankford, 1977; extraído de Monroy-Torres, 2005). El estero de Urías presenta bosques de manglar en los márgenes del cuerpo de agua, compuesto principalmente de mangle negro, mangle blanco y mangle rojo (Monroy-Torres, 2005).

El clima del área es tropical y subtropical, tipo cálido subhúmedo. Las precipitaciones inician a mediados de junio con un promedio de 34.8 mm y ascienden rápidamente hasta alcanzar su máximo (206.18 mm) a mediados de septiembre. La precipitación anual total varía entre los 800 y 1000 mm (INEGI, 2013). La temperatura media anual es de 24°C. La zona es afectada por tormentas tropicales y huracanes que se forman en el Pacífico Nororiental, la mayor parte de los ciclones se presentan de julio a octubre.

7. METODOLOGÍA

7.1. Colecta y siembra de propágulos de *Rhizophora mangle*

A finales de julio de 2016, se colectaron hipocótilos de manglar rojo directamente del bosque de mangle ubicado en el estero de Urías. Se procuró que los hipocótilos colectados fueran maduros y del mayor tamaño posible. Los hipocótilos se depositaron en recipientes con agua para su transporte a las instalaciones del Instituto de Ciencias del Mar, UNAM, Unidad Académica Mazatlán. En el instituto, se depositaron en cubetas y se vertió agua dulce hasta cubrir la mitad del hipocótilo. Se mantuvieron en las cubetas por dos semanas, aproximadamente, hasta que comenzaron a desarrollar raíces.

Se rellenaron 120 bolsas negras de polietileno para vivero de 40 x 13 x 11 cm con un sustrato compuesto de 85% de aluvión limoso y 15% de turba comercial (*Peat moss*) hasta $\frac{3}{4}$ de la bolsa, aproximadamente, y a mediados de agosto se plantaron los hipocótilos en las bolsas. A finales de agosto se trasladaron las bolsas con las plántulas a los estanques para iniciar el experimento.

7.2. Construcción de un vivero experimental

Se construyó una estructura de tubos de PVC de 1 ½” de 40 m² con el fin de cubrirla con una malla-sombra para proteger a las plantas del vivero experimental (Figura 2). Dicha estructura se diseñó teniendo en mente que la malla sombra no quedara fija a ella, de forma que, en condiciones de vientos fuertes, la malla sombra se deslizara evitando la tensión y caída de la estructura. Para ello, se fijó la malla sombra al nivel del suelo de uno de los lados y una vez encima de la estructura, se usaron abrazaderas (tubos de PVC de 1 ½” de 15 cm con un corte longitudinal) para sujetarla. Esto permitía una buena sujeción en condiciones climáticas normales y un fácil desprendimiento en condiciones excesivas de viento. De esta manera, se facilitaba considerablemente el montaje del vivero. Otro aspecto importante del diseño fue la adición de puntos de apoyos laterales (contravientos) en posición diagonal al

suelo, los cuales cumplían con dos funciones: evitar una deformación excesiva y/o colapso de la estructura ante el viento y desviarlo, ya que la posición diagonal de los puntos de apoyo impedía una acción directa del viento sobre la malla sombra.



Figura 1. Modelo tridimensional del vivero experimental construido en este estudio.

7.3. Construcción de estanques para viveros.

Se construyeron dos estanques con marcos de madera conformado por cuatro tablas de media pulgada de grosor y con unas dimensiones de 160 x 120 x 30 cm (largo, ancho y altura, respectivamente). Uno de los marcos fue cubierto con una lona de plástico con el propósito de mantener cierto nivel de inundación de manera permanente (5 cm). Antes de acomodar las bolsas en sus respectivos estanques, se perforaron a una altura de 2 cm de la base y alrededor de toda su circunferencia para permitir el drenaje o la entrada de agua, según el estanque. Una vez acomodadas las bolsas, se vertió arena en el fondo de ambos estanques hasta cubrir las perforaciones para impedir la salida del sustrato. Las bolsas con hipocótilos se acomodaron en una formación de 5 x 8, es decir, 40 bolsas por estanque. Las plantas de ambos tratamientos se mantuvieron durante todo el experimento bajo malla sombra (60% de atenuación de luz solar) con el objetivo de evitar la evaporación.

7.3.1. Vivero con inundación permanente

Se cubrió el fondo y la totalidad de las caras internas de uno de los marcos de madera con una lona de polietileno (*Liner* calibre 600) hasta sobresalir 10 cm por encima de cada cara. Posteriormente, se realizó un doblé de la lona sobresaliente hacia las caras externas del marco y se atornillaron dos tablillas en cada una de las caras para fijar la lona, cuidando de no perforar hasta el recubrimiento plástico de las caras internas.

Una vez acomodadas las bolsas, se vertió agua en el estanque hasta un nivel de aproximadamente 5 cm. Se mantuvo ese nivel durante todo el experimento y se midió el volumen agregado.

7.3.2. Vivero tradicional de riego con drenaje

Se colocaron las plantas embolsadas directamente en el suelo, dentro del estanque. Las plantas se regaron dos veces por semana con aproximadamente 1000 ml de agua de tal forma que el sustrato estuviera siempre húmedo. Se registró el volumen agregado de acuerdo al patrón de riego.

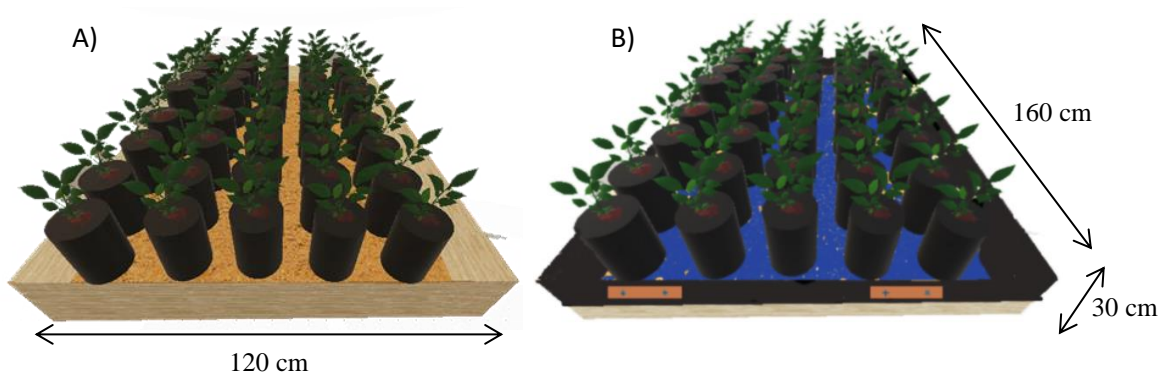


Figura 2. Modelo tridimensional de los estanques utilizados para los viveros de *Rhizophora mangle*. A) Estanque de riego y B) estanque de inundación permanente.

7.4. Registro de datos

Mensualmente se llevó a cabo el registro de los parámetros biológicos para dar seguimiento al desarrollo individual de las plantas.

7.4.1. Altura de las plantas

Con una regla graduada en milímetros se midió el crecimiento vertical de las plantas de *R. mangle* a partir de la parte apical del hipocótilo (meristemo de crecimiento) hasta la inserción del último par de hojas verdaderas (Benítez-Pardo, 2006).

7.4.2. Ramas principales y número de hojas

Mediante la observación directa se realizó el conteo de las ramas principales y las hojas en cada planta durante un ciclo anual.

7.5. Trasplante de plántulas de sauces (*Salix nigra*) y determinación de supervivencia y crecimiento

Se obtuvieron 31 plantas jóvenes de *Salix nigra* de un vivero por lo que ya se encontraban en bolsas de vivero con sedimento. Se regaron con agua de la llave durante dos semanas, y posteriormente se trasplantaron a tres humedales artificiales con condiciones estuarinas y dulceacuícolas distribuyéndose en 10, 10 y 11 plantas. Los humedales artificiales consisten en canales ubicados en cercanía al mar con una pendiente pronunciada (aproximadamente 45°), por lo que se aplanó la superficie (a modo de escalón) aproximadamente a 1 m de distancia del nivel del agua donde se plantaron los sauces. Una vez plantadas en su sitio final, se regaron los sauces durante un mes con agua de los canales cada cinco días, aproximadamente.

Se determinó la altura de los árboles de *Salix nigra* para evaluar diferencias de crecimiento entre los humedales. Las mediciones de los arboles se realizaron con un estadal a partir de la base del tronco hasta la parte de mayor altura. De igual forma, se registró la mortalidad de los árboles y salinidad en los canales. Las variables antes descritas fueron registradas cada dos meses durante un ciclo anual.

7.6. Determinación de nutrientes en humedales artificiales

Se colectaron muestras de agua por triplicado mensualmente de los humedales artificiales. Para ello se utilizaron frascos de plástico de 100 ml. Posteriormente, las muestras se pasaron a través de un filtro de 1.2 μm para remover material orgánico particulado. En caso de que la determinación de nutrientes no se realizara inmediatamente, las muestras fueron congeladas.

En la tabla 1 se muestran las generalidades de los métodos empleados para determinar cada uno de los nutrientes que se analizaron en los tres humedales.

Tabla 1. Generalidades de los métodos utilizados para determinar nutrientes en canales y estanques. Extraídos de *Standard methods for the examination of water and waste water* (2005) 21ava. ed. APHA.

Nombre del método	Generalidades
Determinación de Amonio	Debido a una reacción entre el amonio, hipoclorito y fenol en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador se forma un compuesto de color azul intenso (indofenol) que se mide espectrofotométricamente a 640 nm.
Determinación de Nitrito	El nitrito se determina mediante la formación de un colorante <i>azo</i> de color púrpura rojizo por reacción de sulfanflamida con NED diclorhidrato. Se mide la absorbancia a 543 nm.
Determinación de Nitratos	Mediante una columna de vidrio empacado con gránulos de cadmio tratados con sulfato de cobre (CuSO_4) se reducen los nitratos de una muestra a nitritos y se determinan mediante la técnica colorimétrica anteriormente descrita.
Determinación de Fósforo	El molibdato de amonio y el tartrato de antimonio y potasio reaccionan en medio ácido con el ortofosfato para formar un heteropoliácido (ácido fosfomolibdico) que es reducido por ácido ascórbico a un complejo azul de molibdeno. La absorbancia se mide a 880 nm.

Para la lectura de las absorbancias, se utilizó un espectrofotómetro de marca comercial Thermo™ modelo GENESYS 10S UV-VIS.

7.7. Recolección y pesado de hojarasca

Se instalaron diez canastas que consistían en mallas enmarcadas en tablas de madera de 50x50 cm (0.25 m²) en un bosque de *Avicennia germinans* ubicado en el estero de Urías, Mazatlán. La producción de hojarasca que caían en ellas se recolectaba aproximadamente cada mes. Posteriormente, la hojarasca se secaba en un horno regulado a 80°C durante 7 días. Después de este periodo, en una balanza analítica se determinaba el peso seco en gramos total de hojarasca y separado en estructuras vegetales (hojas, ramas, propágulos, número de propágulos, flores, entre otros) de todas las canastas. El procedimiento antes mencionado se realizó durante un ciclo anual con el fin de determinar la producción de hojarasca y propágulos en una hectárea.

7.8. Análisis estadístico

Se verificó la homogeneidad de varianzas y normalidad de distribuciones de todos los grupos de datos antes de realizar los análisis. En ningún caso se aplicó transformación de datos. Se realizó una cuantificación del crecimiento de las plántulas del manglar en ambos tipos de riego mediante ecuaciones lineales tomando en cuenta el cambio en la altura respecto al tiempo transcurrido y se determinó la significancia de las pendientes mediante una prueba ANOVA.

Posteriormente, para determinar diferencias en el crecimiento, se compararon las pendientes en ambos tratamientos a través de un Análisis de Covarianza (ANCOVA). Para evaluar diferencias en el número de hojas, número de ramas y supervivencia (datos no paramétricos) de *R. mangle* entre tratamientos, se aplicó la prueba U de Mann-Whitney.

Para la determinación de crecimiento de *Salix* y diferencias entre canales, se utilizó el mismo procedimiento que en los viveros de manglar.

Las pruebas anteriores fueron realizadas con el lenguaje de programación R a través del software de código abierto RStudio.

8. RESULTADOS

8.1. Crecimiento de *R. mangle* en dos condiciones de riego

En diversos estudios se ha determinado el crecimiento de *R. mangle* durante distintas etapas. Algunos se enfocan únicamente en las primeras fases de desarrollo y otros se extienden a periodos de observación de mayor duración.

Para asegurar una mayor supervivencia, los propágulos, en condiciones óptimas, presentan un rápido crecimiento durante los primeros meses después del establecimiento, los cuales suelen ser los más críticos (Tamai y Iampa, 1988; McKee, 1995; Elster, 2000; Reyes-Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002). Debido a lo anterior, los autores han registrado tasas de crecimiento muy distintas de acuerdo a la extensión del periodo de estudio. Con el fin de comparar el crecimiento de *R. mangle* registrado en este estudio con el mayor número de trabajos realizados por otros autores, se separaron los datos de altura de las plántulas en dos periodos: los primeros 4 meses (de rápido crecimiento) y el ciclo anual completo. Se realizaron análisis de regresión y comparación de pendientes en ambos periodos y en ambos tratamientos

8.1.1. Crecimiento de *R. mangle* en dos condiciones de riego durante los primeros 4 meses

Los primeros brotes se presentaron a finales de agosto, es decir, aproximadamente dos semanas después de haberse plantado los hipocótilos.

Se observó un crecimiento de $0.1658 \text{ cm}\cdot\text{día}^{-1}$ ($4.97 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$) en las plantas del vivero inundado, mientras que en el vivero tradicional las plantas crecieron a una razón de $0.1332 \text{ cm}\cdot\text{día}^{-1}$ ($3.99 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$). Lo anterior representa un crecimiento 20% mayor del manglar en el vivero inundado respecto al del tradicional. En el último tiempo de observación, aproximadamente en el día 120, comienza a observarse una disminución en el crecimiento (Figura 3).

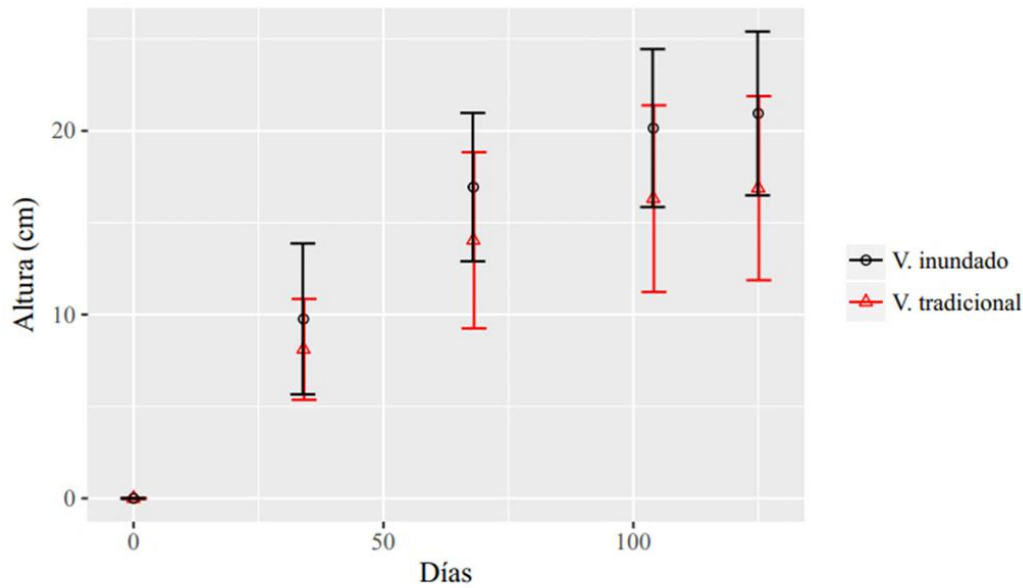


Figura 3. Altura promedio mensual de plantas de *Rhizophora mangle* durante los primeros 4 meses de desarrollo en dos condiciones de riego: vivero de riego tradicional y vivero permanentemente inundado.

Los datos de altura se ajustaron a una recta de regresión lineal (Figura 4) y se obtuvieron pendientes significativas. Los resultados de la prueba ANCOVA para determinar diferencias en la pendiente señalan que el crecimiento de manglar en ambos tratamientos durante los primeros cuatro meses fue significativamente diferente ($p < 0.05$).

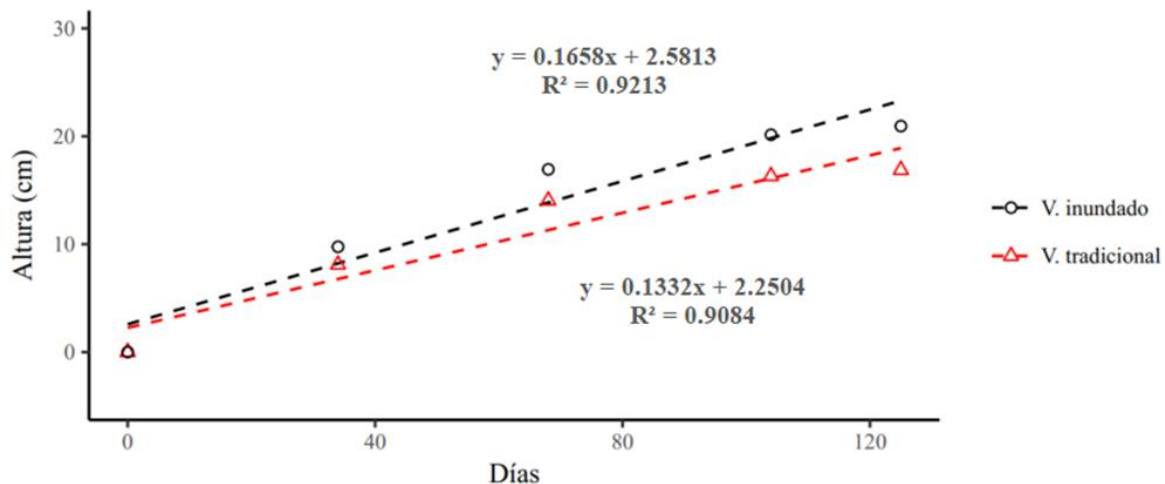


Figura 4. Altura promedio (cm) y curva de regresión en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego y permanentemente inundado durante los primeros cuatro meses. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F = 7.75$, $p = 0.005$.

8.1.2. Crecimiento de *R. mangle* en dos condiciones de riego durante un ciclo anual

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el crecimiento del manglar de ambos tratamientos al comparar las pendientes. Al finalizar el experimento, la altura promedio de las plántulas de *R. mangle* en el vivero inundado fue de 24.9 ± 4.62 cm, mientras que en las de riego tradicional fue de 19.9 ± 5.76 cm.

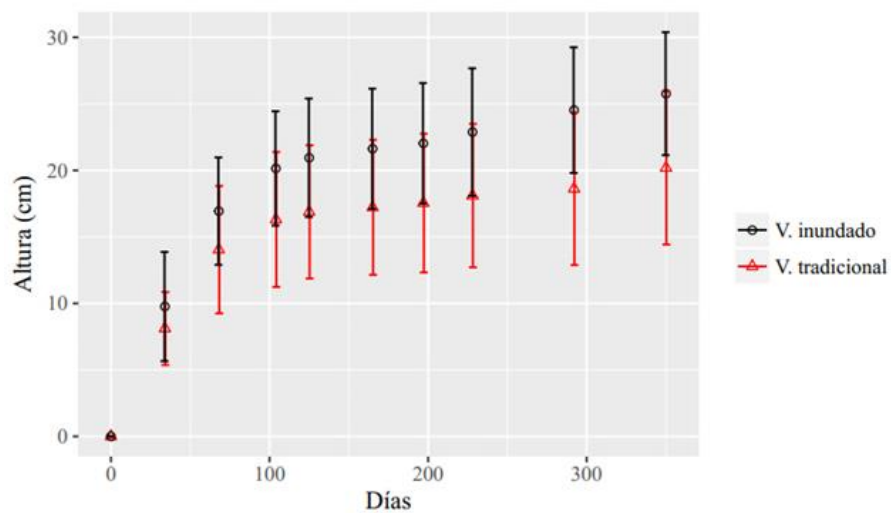


Figura 5. Altura promedio mensual de plantas de *Rhizophora mangle* durante un ciclo anual en dos condiciones de riego: vivero de riego tradicional y vivero permanentemente inundado.

Las pendientes de crecimiento fueron significativas en ambos casos. El crecimiento en las plantas del vivero inundado durante el ciclo anual fue de $0.0585 \text{ cm} \cdot \text{día}^{-1}$ ($1.76 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$), lo cual representa un crecimiento 25% mayor respecto a las plantas del vivero tradicional que crecieron $0.0438 \text{ cm} \cdot \text{día}^{-1}$ ($1.31 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$).

A partir del día 100 del experimento (diciembre), aproximadamente, comienza a observarse una disminución considerable en el crecimiento del manglar en ambos tratamientos y que prácticamente se mantiene hasta su finalización (Figura 5). Las plantas del vivero tradicional pasaron de tener una tasa de crecimiento mensual de 3.99 cm en los

primeros 125 días a una tasa posterior de $0.46 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ hasta la conclusión del experimento. En el caso de las plantas del vivero inundado, el crecimiento disminuyó de 4.97 a $0.70 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ después de los primeros 125 días.

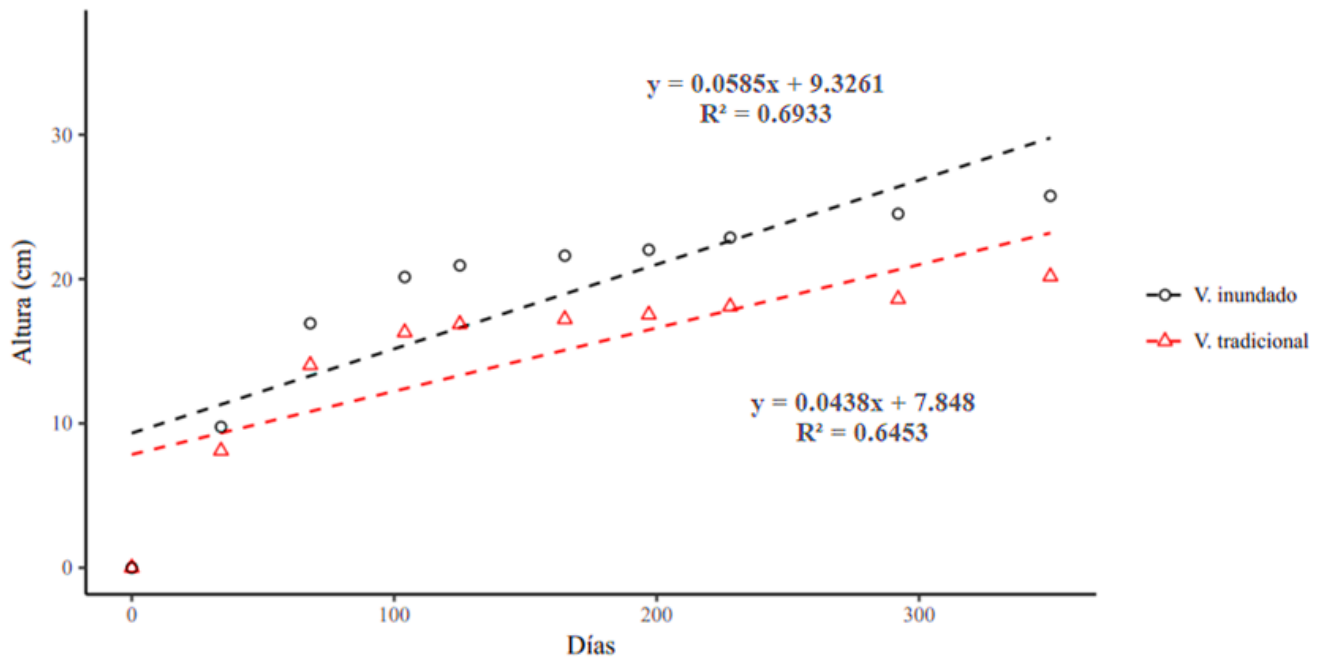


Figura 6. Altura promedio (cm) y curva de regresión en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego y permantemente inundado durante un ciclo anual. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F = 8.7$, $p = 0.003$.

Tabla 2. Análisis de varianza de las regresiones lineales entre la altura de *R. mangle* y el tiempo en los dos periodos de observación en ambos tratamientos de riego (Vivero tradicional y Vivero inundado). Se muestran los coeficientes de determinación (R^2) y el valor observado de F . El asterisco representa valores significativos de F a $\alpha = 0.05$.

Tratamiento y periodo	Ecuación lineal	R^2	F
V. tradicional – 4 meses	Altura = 0.133 días + 2.25	0.90	355*
V. inundado – 4 meses	Altura = 0.166 días + 2.58	0.92	577*
V. tradicional – ciclo anual	Altura = 0.044 días + 7.85	0.64	229*
V. inundado – ciclo anual	Altura = 0.058 días + 9.32	0.69	415*

8.1.3. Producción de hojas

De acuerdo a los resultados de la prueba U de Mann-Whitney, se determinaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el número de hojas producidas entre ambos tratamientos.

En las plantas del vivero inundado se registró una producción foliar promedio de 43 ± 4.4 hojas al mes, lo cual representa una producción 31% mayor que las plantas del vivero tradicional, que produjeron una media de 30 ± 3.6 hojas al mes. Se puede observar una disminución en la producción foliar a partir de enero que se revierte hasta alcanzar el valor máximo en agosto. Este comportamiento se observa en los dos tratamientos (Figura 7).

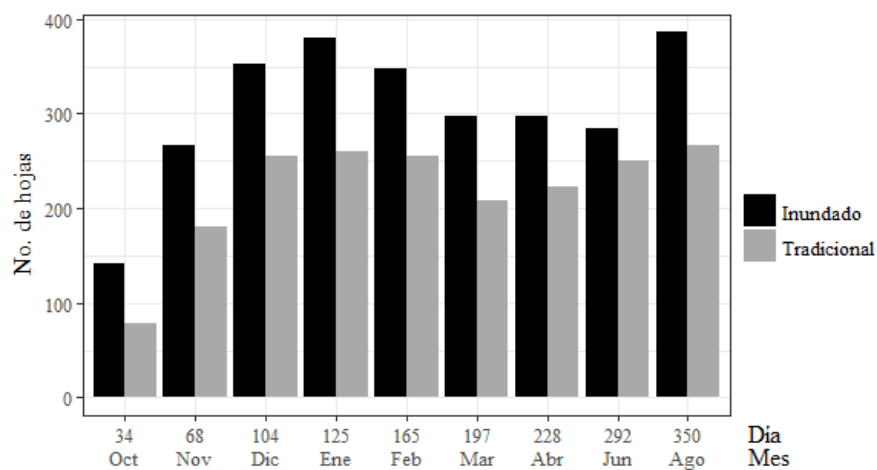


Figura 7. Producción de hojas mensual en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego tradicional y en vivero permanentemente inundado. Diferencias significativas entre tratamientos, prueba Mann-Whitney: $U = 8$, $p = 0.004$.

8.1.4. Producción de ramas principales

Se analizó el número de ramas producidas en cada tratamiento mediante una prueba U de Mann-Whitney y se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$).

Las primeras ramas se desarrollaron entre los 3 y 4 meses de iniciar el experimento en ambos tratamientos. La producción promedio de ramas en el vivero tradicional fue de 4.1 ± 1.1 ramas al mes. Por otro lado, en las plantas del vivero inundado se registró una media de 8.3 ± 1.2 ramas mensuales, es decir, la producción fue 2 veces mayor (51% más).

Al finalizar el ciclo anual, el porcentaje de plantas que presentaron ramas en el vivero inundado fue de casi el doble respecto al vivero tradicional, con valores de 58% y 30%, respectivamente. Se observa de febrero a abril un estancamiento en la producción de ramas que aumenta nuevamente en junio hasta alcanzar su máximo en agosto (Figura 8).

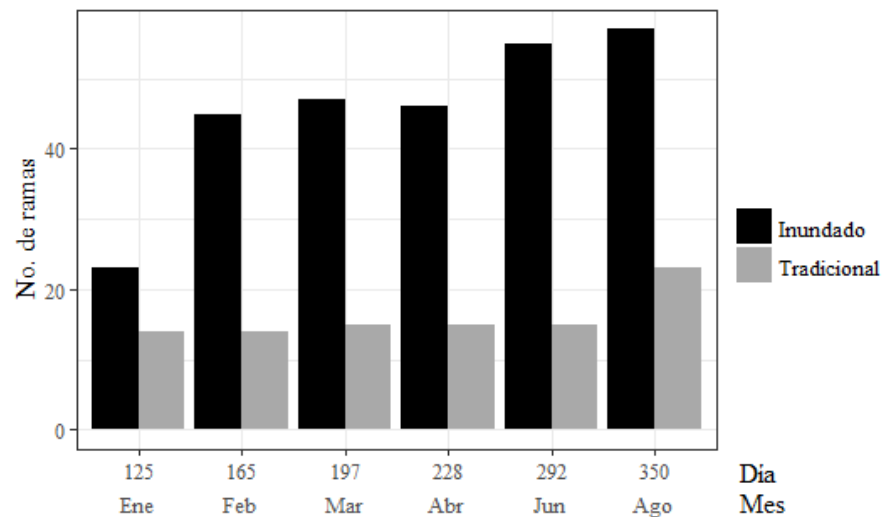


Figura 8. Producción de ramas mensual en plántulas de *R. mangle* en vivero con riego tradicional y en vivero permanentemente inundado. Diferencias significativas entre tratamientos, prueba Mann-Whitney: $U = 1.5, p = 0.0038$.

8.1.5. Supervivencia

La mayor supervivencia se registró en el vivero inundado con 39 ± 0.5 plantas representando un 95% del total. En el vivero tradicional sobrevivieron 33.5 ± 2.2 plantas (80%) y la mayoría de las pérdidas se presentaron en los primeros dos meses del experimento (Figura 9). A pesar de los resultados anteriores, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos.

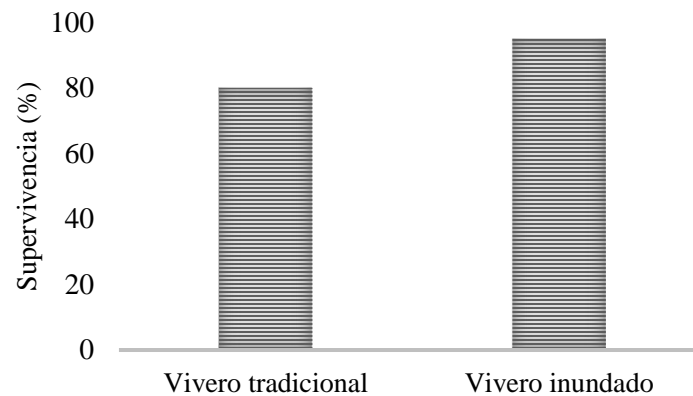


Figura 9. Porcentaje de supervivencia de plantas de *R. mangle* en dos viveros con distintos tratamientos después de 12 meses. No hubo diferencias significativas.

8.1.6. Uso de agua en viveros con riego y permanentemente inundado

En el vivero con drenaje tradicional, el riego se realizó cada tercer día, sin embargo, en verano, cuando las lluvias eran muy frecuentes, se regaban una sola vez a la semana. Cuando se regaban las plantas, se procuraba llenar de agua el espacio de la bolsa que quedaba libre (aproximadamente 1 L). Por otro lado, en el estanque inundado, durante el estío, generalmente se vaciaba una cubeta de 19 L cada semana para mantener el nivel de agua a los 5 cm debido a la evaporación. Durante las lluvias fue necesario remover agua del estanque pues en ocasiones rebasaba el nivel máximo del mismo.

De acuerdo al patrón del riego de ambos estanques se calculó el volumen de agua aproximado que se utilizó durante todo el experimento. Al final del estudio, se había utilizado 2805 L de agua dulce para el riego de las plantas del vivero tradicional y solamente 532 L para el desarrollo de las plantas del vivero permanentemente inundado, es decir, 81% menos (Tabla 3).

Tabla 3. Volumen de agua mensual y anual utilizada para el riego de plantas de *R. mangle* en un vivero tradicional y en un vivero permanentemente inundado. Se muestran las tasas de crecimiento de ambos tratamientos durante dos periodos de observación. Hubo diferencias significativas en el crecimiento.

Tipo de vivero	Volumen de agua de riego mensual (litros)	Volumen de agua de riego anual (litros)	Crecimiento cm mes ⁻¹ (4 meses)	Crecimiento cm mes ⁻¹ (Ciclo anual)
<i>Riego tradicional</i>	207	2805	3.99	1.31
<i>Inundación</i>	39	532	4.97	1.76

8.2. Crecimiento y mortalidad de *Salix nigra* En humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad

8.2.1. Altura de *Salix nigra* en humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad

De acuerdo a ecuaciones lineales, la mayor tasa de crecimiento se presentó en los sauces del Canal 2 (salobre) con de $23.8 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ seguido por la del Canal 3 (dulceacuícola) cuyas plantas registraron un crecimiento de $22.9 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$. Los sauces del Canal 1 (dulceacuícola) fueron los de menor crecimiento con una tasa mensual de $8.3 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$. Las diferencias entre las pendientes fueron significativas en los tres canales (Figura 10 y 11).

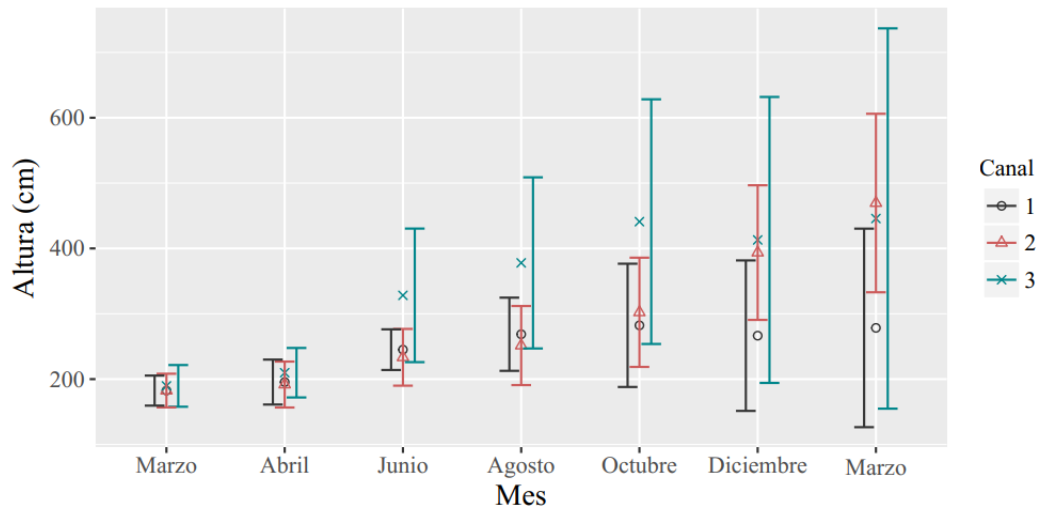


Figura 10. Altura promedio bimensual de plantas de *Salix nigra* durante un ciclo anual en tres canales con diferente salinidad: Canal 1 y 3 (dulceacuícolas) y Canal 2 (salobre).

Al aplicar la prueba de comparación de medias de Tukey se encontraron diferencias significativas entre el crecimiento de sauces del Canal 2 y 3 respecto a los sauces del Canal 1 ($p < 0.05$). No hubo diferencias significativas en el crecimiento de *S. nigra* del Canal 2 y 3.

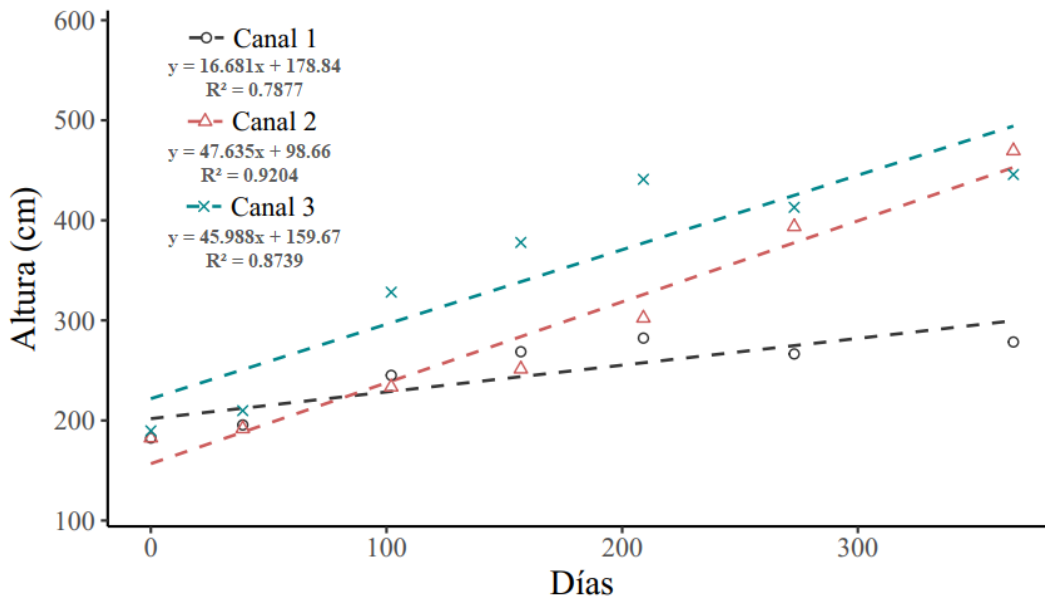


Figura 11. Altura promedio bimensual y curva de regresión en plantas de *Salix nigra*. durante un ciclo anual en tres canales con diferente salinidad: Canal 1 y 3 (dulceacuícolas) y Canal 2 (salobre). Prueba de Tukey = diferencias significativas de crecimiento de *Salix nigra* entre Canal 1 y Canal 2 y 3, $p = 0.03$.

Al finalizar el experimento la mayor supervivencia se presentó en el canal 2 (salobre) con 60%. En el canal 1 y 3 la supervivencia fue de 50% y 45.5%, respectivamente. Debido al bajo numero de muestras no se realizaron pruebas de significancia para establecer diferencias (Figura 12)

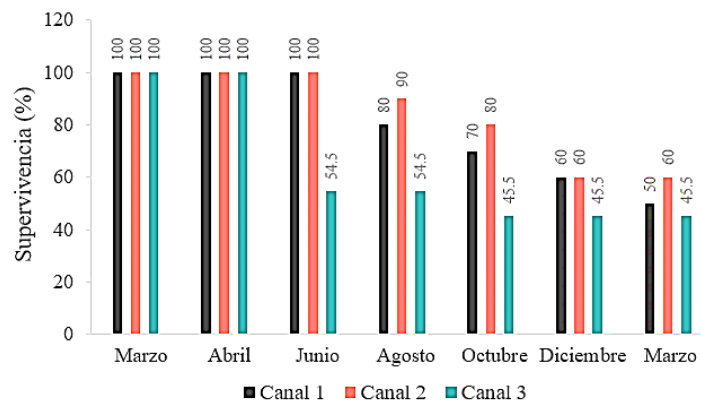


Figura 12. Porcentaje de supervivencia de *Salix nigra* en tres canales con diferente salinidad: Canal 1 y 3 (dulceacuícolas) y Canal 2 (salobre).

8.2.2. Variabilidad interanual de salinidad en tres humedales artificiales

Los valores bimensuales más altos de salinidad se registraron en el Canal 2, los cuales oscilaron entre 4-9‰, mientras que en el Canal 3, en el que se observó la menor salinidad, los valores oscilaron entre 1-4‰ (Figura 13). En el canal 1 la salinidad varió de 1-5‰. La máxima salinidad se registró en junio-agosto en los tres canales. Posteriormente, en octubre se presentaron los valores mínimos. Hubo diferencias significativas en la salinidad del canal 2 respecto a la del canal 1 y 3 ($p < 0.05$).

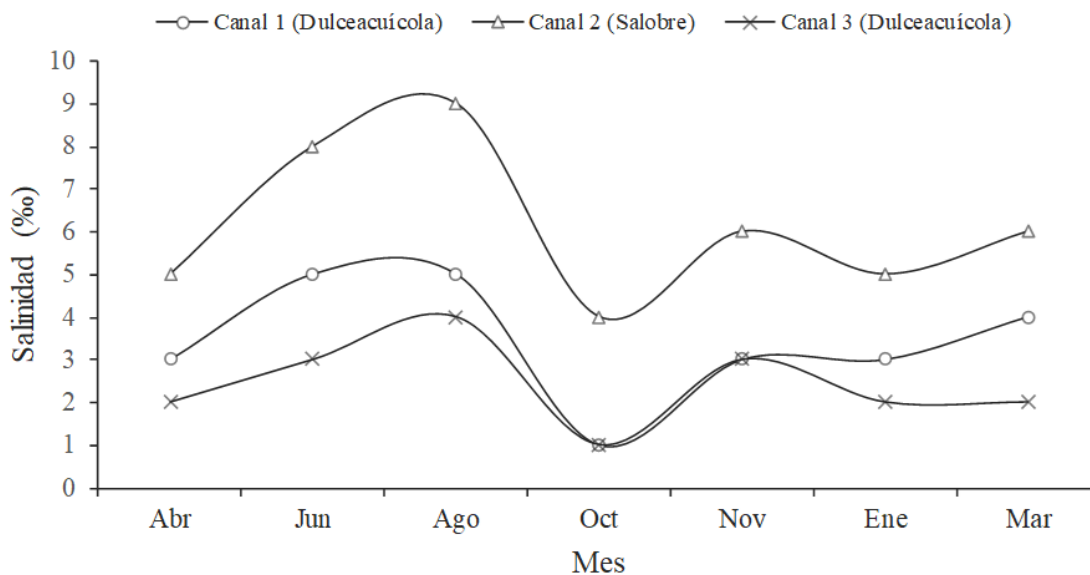


Figura 13. Variabilidad bimensual de la salinidad durante un ciclo anual (2017-2018) en humedales artificiales ubicados en Isla de la Piedra, Mazatlán. Prueba de Kruskal-Wallis: diferencias significativas de salinidad, $H = 10.2$, $p = 0.00597$.

8.2.3. Variabilidad de nutrientes en tres humedales artificiales

De manera general, las mayores concentraciones de nutrientes se presentaron en el canal 1 seguido del canal 3, ambos de agua dulce, excepto en el caso de nitritos, donde la mayor concentración se registró en el canal 3 (Figura 14c). Por otro lado, de los tres canales,

el canal 2 (agua salobre) fue el que presentó las concentraciones más bajas de nutrientes (Figura 14). No se presentaron diferencias significativas en las concentraciones de nutrientes de los canales.

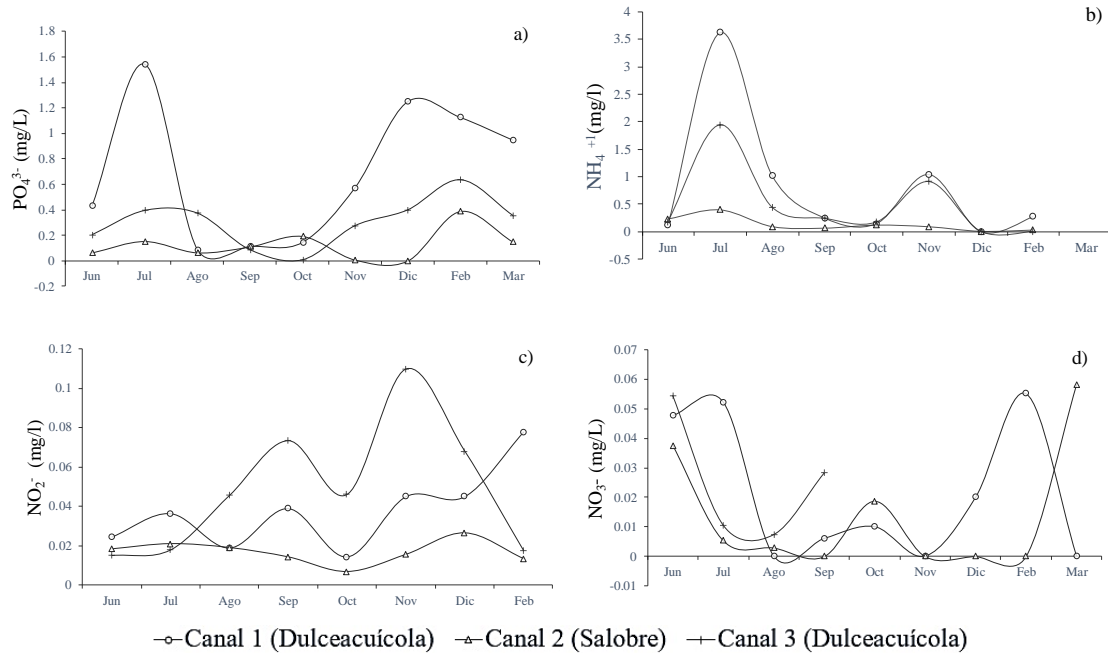


Figura 14. Variabilidad de nutrientes durante un ciclo anual en humedales artificiales ubicados en Isla de la Piedra, Mazatlán. a) Fosfatos, b) Nitritos, b) Amonio, d) Nitratos. No se encontraron diferencias significativas de concentraciones de nutrientes en los canales.

8.3. Producción de hojarasca en un bosque de *Avicennia germinans* durante un ciclo anual

Se recolectó la hojarasca durante un periodo de 367 días, cada 30 días, aproximadamente. En base a la sumatoria del peso seco promedio de todas las canastas se determinó una producción anual de $834.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($8.35 \text{ ton}\cdot\text{ha}$; Tabla 4)

De acuerdo a las estimaciones diarias, la mayor producción de hojarasca se presenta durante el verano, con el valor máximo ($3.5 \pm 1.48 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$) en septiembre, mientras que la menor producción ocurre en los meses de invierno, con el valor mínimo en enero ($1.08 \pm 0.52 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$) (Figura 15).

Tabla 4. Producción de hojarasca y porcentaje de cada componente en un bosque de *A. germinans* en el Estero de Urías durante un ciclo anual (04/2017-03/2018).

Hojarasca	Total ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\text{ año}^{-1}$)	Total ($\text{ton}\cdot\text{ha}\text{ año}^{-1}$)	Porcentaje (%)
Hojas	643.4	6.4	77
Ramas	87.4	0.9	10
Flores	29.2	0.3	3
Semilla	50.5	0.5	6
Otro	24.2	0.2	3
Total	834.5	8.35	100

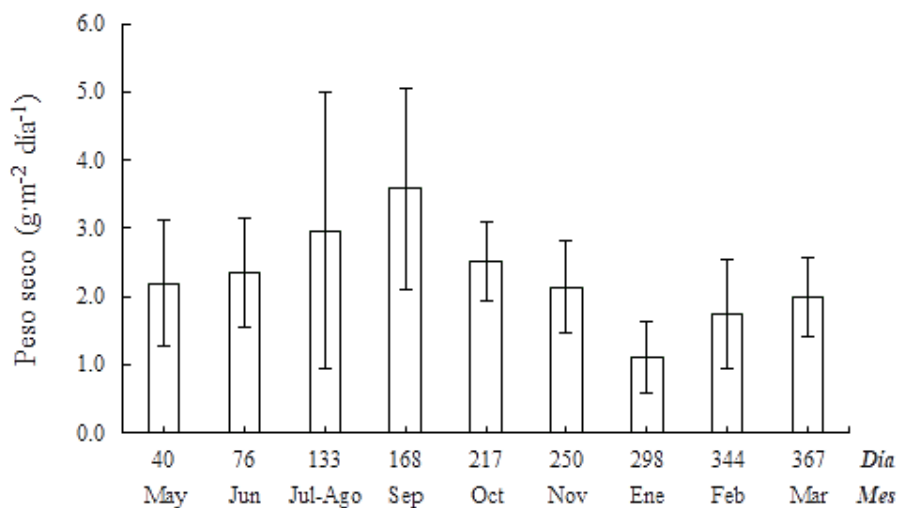


Figura 15. Peso seco promedio de hojarasca y desviación estándar durante un ciclo anual.

El total del peso seco de hojarasca está determinado mayormente por las hojas que constituyó el 77%, seguido por las ramas con 10%, los propágulos con un 6% y las flores y residuos misceláneos con 3%, respectivamente (Tabla 4, Figura 16).



Figura 16. Porcentaje de hojarasca de acuerdo a sus componentes durante un ciclo anual.

La producción de flores se da mayoritariamente de junio a agosto (8.6 y 11.6 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivamente). Posteriormente, en septiembre, comienza la producción de propágulos teniendo su máximo en octubre (36.1 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) y finalizando en enero (Figura 17).

La producción anual de propágulos estimada durante el ciclo de recolección fue de 1,379,000 propágulos $\cdot\text{ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$.

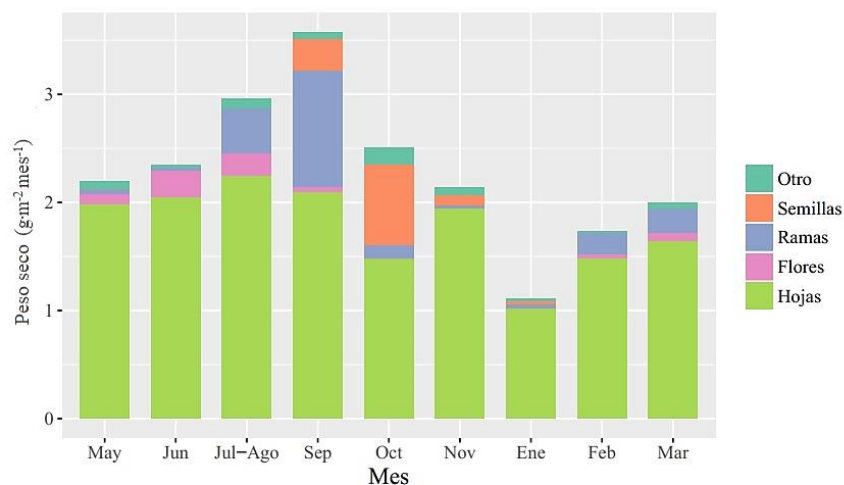


Figura 17. Producción mensual de hojarasca

9. DISCUSIÓN

9.1.1. Diferencias de crecimiento, producción de hojas y ramas y supervivencia de *R. mangle* en dos condiciones de riego

Tradicionalmente, los análisis de crecimiento se basan en la estadística de la regresión lineal, los cuales asumen una tasa de crecimiento constante, es decir, en el caso de las plantas, consideran un incremento indefinido de la biomasa vegetal. Debido a las limitaciones ambientales lo anterior parece poco realista, sin embargo, los modelos lineales pueden ser apropiados para evaluar el crecimiento de árboles longevos durante sus etapas iniciales a diferencia de modelos asintóticos que se utilizan para el análisis de crecimiento de ciclos de vida completos (Paine *et al.*, 2012). Aunado a lo anterior, diversos autores han reportado el crecimiento de plántulas de manglar obtenidos mediante modelos lineales por lo que, con fines de comparación con el presente estudio, se utilizó esta prueba estadística.

Saenger (2002) define a los mangles como organismos adaptados morfológica y fisiológicamente para contrarrestar los efectos de condiciones inundadas. De acuerdo a lo anterior, se ha observado, que las plántulas de *R. mangle* tienen un mayor crecimiento y desarrollo de estructuras vegetales en condiciones mayormente inundadas o en zonas sujetas a largos periodos de inundación. Esto se ha comprobado tanto en condiciones experimentales (Ellison y Farnsworth, 1997; Monroy *et al.*, 2014; Silva-García, 2014) como en el medio natural (Benítez-Pardo *et al.*, 2013) y obedece claramente a la zonación de esta especie (Benítez-Pardo, 2006; CONAFOR, 2010).

Las diferencias significativas en el crecimiento y desarrollo de estructuras vegetales en *R. mangle* encontradas entre los dos tratamientos del presente estudio, concuerdan con los resultados de los autores antes mencionados. De esta forma, el crecimiento de las plántulas en los dos periodos analizados (primeros 4 meses y ciclo anual, respectivamente) fue de 20% a 25% mayor en el vivero permanentemente inundado respecto al vivero tradicional (Figuras 4 y 6).

En el caso del número de hojas y de ramas, la producción en el estanque inundado fue de 31% y 51% veces mayor (Figuras 7 y 8), respectivamente, en comparación con el estanque de riego tradicional. También es importante señalar que al final del experimento más de la mitad de las plantas (58%) en el vivero permanentemente inundado desarrollaron ramas, mientras que poco menos de un tercio (30%) de las plantas del vivero tradicional las presentaron. La variabilidad mensual en el número de hojas y ramas registrado en este estudio coincide con lo reportado por Agraz-Hernández (1999) que observó un aparente incremento en la producción durante el verano y época de lluvias, meses en los cuales imperan las condiciones ambientales que favorecen el óptimo desarrollo del manglar.

Una vez agotadas las reservas nutricionales del propágulo, la plántula dependerá de los nutrientes presentes en el suelo para continuar su desarrollo (Tovilla *et al.*, 2004), por ello, Silva-García (2014) recomienda el uso de abono en viveros después de los 9 meses. Por otro lado, el uso de fertilizantes en viveros es una práctica habitual en proyectos de reforestación debido a que se ha observado una mayor mortalidad y un desarrollo de plantas de menor calidad cuando no se utilizan (ECOESS, 2016).

En el caso del presente estudio, el riego constante al que fueron sometidas las plantas del vivero tradicional pudo haber ocasionado el lavado de los nutrientes presentes en el bolo de sedimento, situación contraria a lo ocurrido con las plantas del vivero inundado, en la que los nutrientes pudieron haberse diluido en el agua y permanecido en el estanque, permitiendo una disponibilidad de nutrientes luego del periodo de agotamiento energético del propágulo. Lo anterior pudo haber sido un factor clave para que se hayan establecido diferencias significativas en el crecimiento y desarrollo de estructuras vegetales entre ambos tratamientos.

Benítez-Pardo *et al.* (2015) encontraron diferencias significativas en la supervivencia de plantas de *R. mangle* localizadas en distintos niveles topográficos. Reportaron una supervivencia de 38% en la zona de mayor inundación y 26% en la de menor inundación. Estos resultados difieren y se alejan de los valores observados en el presente estudio, que fueron considerablemente mayores (entre 80% y 95%), sin embargo, los valores reportados por Benítez-Pardo *et al.* (2015) provienen de individuos en el medio natural los cuales están

sujetos a condiciones de estrés ausentes en los viveros. La inexistencia de diferencias significativas en la mortalidad observadas en el presente estudio puede estar relacionada a las condiciones controladas del vivero las cuales son favorables para el propágulo y le permiten una mayor supervivencia respecto al medio natural.

Luego de haber sido recolectados, los propágulos fueron puestos en cubetas con agua por dos semanas hasta que comenzó el desarrollo de raíces y posteriormente fueron sembradas. El estrés generado por el cambio de condiciones podría explicar la mortalidad inicial observada en las plantas con riego tradicional debido a que las condiciones en el estanque inundado eran similares a las de las cubetas y a las presentes en el medio natural, por lo que cabría esperarse una menor perturbación en estas plantas.

9.1.2. Crecimiento de *R. mangle* en dos condiciones de riego durante los primeros 4 meses y ciclo anual comparado con otros autores

Existen diversos estudios de crecimiento de *R. mangle* en los que los periodos de observación difieren considerablemente. Estos varían de 1 a 23 meses y, de igual forma, las tasas de crecimiento oscilan entre 0.3 y 5.4 cm·mes⁻¹ (Tabla 5). Debido a las diferencias en las tasas de crecimiento en las distintas fases de desarrollo del manglar que, como se mencionó anteriormente, responden a mecanismos adaptativos que le permiten una mayor supervivencia en etapas críticas, como lo es el establecimiento del propagulo, no es de extrañar que distintos autores registren una gran variabilidad en las tasas de crecimiento de *R. mangle* en estudios con periodos de observación tan diversos.

En este estudio, el crecimiento de las plántulas de *R. mangle* en los primeros 4 meses fue de 3.99-4.97 cm·mes⁻¹. Estos valores, en algunos casos fueron mayores y en otros similares a los reportados por diversos autores cuyo crecimiento varió entre 2.7-5 cm·mes⁻¹ (promedio de 3.91 cm·mes⁻¹) y se registraron en periodos de observación que abarcan de 1 a 6 meses (Bohórquez y Prada, 1988; Riley, 1998; Agraz-Hernández, 1999; Elster, 2000) (Tabla 5). En el caso del ciclo anual, las tasas de crecimiento de ambos tratamientos fueron de 1.31 y 1.76 cm·mes⁻¹ (estanque tradicional e inundación permanente, respectivamente.) y se compararon con los resultados de estudios con periodos de observación que variaron entre 7 y 23 meses, los cuales reportaron incrementos que van de 0.3 a 3.5 cm·mes⁻¹ (promedio de

1.44 cm·mes⁻¹). Los resultados de este estudio se asemejan a lo reportado por la mayoría de los autores cuyos valores fluctuaron entre 1.2-1.9 cm·mes⁻¹ (Pulver, 1976, citado en Agraz-Hernández, 1999; Goforth, 1980; Monroy-Torres, 2005; Febles-Patrón *et al.*, 2009) (Tabla 5), sin embargo, se alejan del crecimiento observado por Lewis (1980) y Agraz-Hernández (1999) cuyas tasas de crecimiento fueron de 2.6 y 3.5 cm·mes⁻¹, respectivamente. Cabe destacar que los registros antes mencionados provienen de experimentos realizados en diferentes latitudes tanto en viveros como en el medio natural, por lo que las distintas condiciones ambientales en las que se llevaron a cabo pudieran ser la causa de la variabilidad en las tasas de crecimiento de *R. mangle* reportadas.

Tabla 5. Crecimiento mensual de *R. mangle* en diversos trabajos.

Autor y año	Crecimiento mensual (cm)	Periodo (meses)	Sitio experimental
Pulver, 1976*	1.8	11	
	1.2	11	
Goforth, 1980	1.6	23	Área protegida
	1.1	23	Área expuesta
	1.1	23	Área parcialmente protegida
Lewis, 1980*	2.6	20	
Bohorquez y Prada, 1988*	3.6	1	
Riley, 1997*	5.0	2.5	
	3.9	2.5	
Agraz-Hernández, 1999	3.5	9	Plataforma artificial
	4.2	3	Bosque de mangle
	2.7	6	Vivero experimental
	3.3	6	Vivero experimental (atenuación de luz)
	3.5	9	Plataforma (Hipocótilos)
	4.2	3	Bosque de mangle (Hipocótilos)
Elster, 2000	4.4	5	Área de restauración
Monroy-Torres, 2005	1.9	7.8	Contenedor 0 ups
	1.4	7.8	Contenedor 15 ups
	0.9	7.8	Contenedor 30 ups
	0.3	7.8	Contenedor 45 ups
Febles-Patrón <i>et al.</i> 2009	2.1	16	Área de restauración
	1.7	16	Área de restauración
	1.7	16	Área de restauración
	2.0	16	Área de restauración
	1.8	16	Área de restauración

Silva-García, 2014	1.1	9	Vivero tradicional
	0.5	7	V. inundación alta
	0.3	7	V. inundación media
	0.3	7	V. inundación baja
	0.3	7	Vivero de riego
	0.3	7	Vivero tradicional
Presente estudio	3.99	4	Vivero de riego
Presente estudio	4.97	4	Vivero de inundación permanente
Presente estudio	1.31	12	Vivero de riego
Presente estudio	1.76	12	Vivero de inundación permanente

*Extraídos de Agraz-Hernández, 1999.

La insuficiencia de nutrientes provoca en organismos vegetales una reducción en la tasa de crecimiento como primer síntoma (Landis, 1985; Sáenz, *et al.*, 2010; citado en Silva-García, 2014). En este sentido, Tovilla *et al.* (2004) mencionan que a partir del día 125 ocurre una rápida disminución en el crecimiento de *R. mangle* ocasionada por el agotamiento de las reservas nutritivas del propágulo y que es a partir de este periodo cuando las plántulas sustituyen el requerimiento energético por elementos del suelo.

La disminución en las tasas de crecimiento de *R. mangle* que se observó después del cuarto mes en ambos tratamientos fue muy marcada, reduciéndose de 11 a 14 veces menos que en los primeros 4 meses (Figura 5). El periodo en que ocurre esta disminución coincide con el reportado por Tovilla *et al.* (2004), por lo que la depleción de las reservas energéticas del propágulo parece ser la causa más probable de dicha anomalía. Sin embargo, es importante destacar que esta tendencia también coincidió con los meses de invierno que son en los que se presentan las condiciones menos favorables para el desarrollo del manglar, por lo que la acción conjunta de ambos factores podría haber ocasionado las diferencias de crecimiento tan drásticas observadas entre ambos periodos. Otro punto que es importante tenerse en consideración, es la posibilidad de que el crecimiento se haya visto afectado por el efecto “borde” en el que el desarrollo de las raíces es inhibido por la falta de espacio en la bolsa de vivero.

9.1.3. Uso de viveros permanentemente inundados para producción de manglares

En diversos estudios se ha observado que la mortalidad decrece con la edad de las plantas cuando se utilizan propágulos y plántulas como medio de reforestación. Estos autores mencionan que la mortalidad es especialmente alta durante la fase del establecimiento y lo atribuyen principalmente a un desarrollo insuficiente del sistema de raíces que, por acción de mareas, oleaje o viento, el propágulo es arrancado del sedimento. Por ello, recomiendan que las plántulas utilizadas para la reforestación tengan el mayor tamaño posible antes de ser trasplantadas al sitio de restauración (Tamai y Iampa, 1988; McKee, 1995; Elster y Perdomo, 1999; Elster, 2000; Kathiresan y Bingham, 2001).

El tamaño de las plantas y el desarrollo de estructuras, tales como ramas y hojas, también sirve como indicador de la superficie fotosintética, lo cual es un reflejo de la capacidad para almacenar carbohidratos. Además, el tamaño está relacionado con una mayor resistencia a depredadores y una menor susceptibilidad al daño por manejo y traslado (Santiago *et al.*, Orozco *et al.*, 2010; Sáenz *et al.*, 2010; extraído de Silva-García, 2014).

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio, el uso de viveros permanentemente inundados está justificado desde el punto de vista biológico, debido a que con un consumo de agua de menos del 20% al utilizado en viveros tradicionales, pueden producirse manglares hasta 25% más grandes y con un número significativamente mayor de estructuras vegetales que como se mencionó anteriormente son características de vital importancia para asegurar una mayor supervivencia en proyectos de restauración.

Desde el punto de vista económico, el uso de sistemas permanentemente inundados podría reducir considerablemente los costos de un proyecto de restauración debido a que en la construcción de viveros tradicionales con capacidad de producción de entre 25,000 y 30,000 plantas de manglar, los costos asociados al riego y al traslado y mantenimiento del agua alcanzan entre 21 y 26% del costo total (Benítez-Pardo *et al.*, 2013; ECOESS, 2016).

Por otro lado, algunos autores recomiendan mantener las plantas de manglar hasta 12 meses en condiciones de vivero debido al agotamiento de las reservas energéticas del

propágulo en los primeros 3-4 meses de desarrollo. Luego de este periodo es importante el uso constante y permanente de fertilizantes para asegurar plantas de buena calidad, en algunos casos de forma semanal debido al lavado de nutrientes por efecto del riego (ECOESS, 2016). En este sentido, la adición directa de nutrientes a los estanques inundados, similar a las prácticas en cultivos hidropónicos, permitiría una disponibilidad prolongada de los mismos y reduciría aún más los costos operativos del vivero.

En base a lo anterior, el uso de viveros en condiciones permanentemente inundadas presenta una serie de ventajas ante los viveros con riego tradicional:

1. **Produce plantas de mayor tamaño y mayor número de estructuras vegetales** que asegurarían una mayor supervivencia en el medio natural aumentando la posibilidad de un mayor éxito en los programas de reforestación.
2. **Permite una disminución en el consumo de agua.** Esto es especialmente importante en zonas del país en donde el difícil acceso y/o la escasa disponibilidad de este recurso dificultan su traslado encareciendo los costos del proyecto.
3. **Disminución en costos de operación.** Los viveros permanentemente inundados no requieren de riego ni de una adición constante de nutrientes por lo que su uso permitiría una reducción en los costos operativos.
4. **Permite un menor consumo de fertilizantes.** La adición directa de nutrientes a los estanques inundados permitiría una reducción considerable en la cantidad y costos de los mismos.

En zonas del país donde ocurre poca precipitación, la implementación de viveros permanentemente inundados podrían acompañarse de captadores de agua con el fin de almacenar el agua proveniente de la lluvia y mantener así una provisión constante.

9.2. Crecimiento y supervivencia de *Salix nigra* en humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad

No se encontraron estudios que reporten el crecimiento de *S. nigra* en el medio natural bajo diferentes condiciones de salinidad, sin embargo, algunos autores han evaluado su tolerancia a suelos salinos bajo condiciones controladas debido a las aplicaciones potenciales en la remediación de suelos que han sido afectados por altas concentraciones de sales, tales como tierras agrícolas y forestales (Hangs *et al.*, 2011; Dong *et al.*, 2013) y suelos ganados al mar o creados por dragado (Major *et al.*, 2017).

El Humedal 2 es el más próximo al canal de navegación marítima y se ubica aproximadamente a 20 m de este, mientras que los humedales 1 y 3 se ubican a 50 y 70 m del canal, respectivamente. Los niveles de salinidad en los humedales parecen estar determinados por la cercanía al canal de navegación marítima debido a que la concentración de sales en el Humedal 2 fue de 2 a 4 veces mayor respecto a las de los humedales 1 y 3. Lo anterior explicaría las diferencias estadísticas en los niveles de salinidad entre el Humedal 2 y el 1 y 3. Las mayores concentraciones de sales en los tres humedales coinciden con los meses cálidos en los que la evaporación supera a la precipitación mientras que las menores concentraciones se presentan durante la temporada más lluviosa.

Las concentraciones de sales utilizadas en los estudios que han evaluado la tolerancia de *Salix* a la salinidad generalmente fueron menores a las observadas en este estudio. Hangs *et al.* (2017) menciona que no hubo diferencias en la mortalidad de *Salix* en cuatro tratamientos con distinta salinidad (0 a 2.2 ‰) y que algunas especies no mostraron reducción en el crecimiento. Por otro lado, Major *et al.* (2017) y Dong *et al.* (2013) observaron que la mortalidad y desarrollo de *Salix* se ve afectada por la salinidad. Los autores antes mencionados concuerdan en que la variabilidad en la tolerancia a la salinidad está determinada por la especie, por lo que es muy probable que sus resultados difieran debido principalmente a las distintas especies de sauces utilizadas y a los diferentes periodos de observación. Estos estudios no reportan valores de crecimiento, por lo que no es posible compararlos con los del presente estudio.

Al comparar los nutrientes de cada humedal se observa un gradiente en las concentraciones siendo, de manera general, el Humedal 1 el que presenta los mayores valores, el Humedal 3 los valores intermedios y el Humedal 2 los más bajos. La relación entre la distancia de los humedales respecto a los asentamientos urbanos y las concentraciones de nutrientes es inversa, es decir, en el Humedal 1, que es el más cercano a la población, se observó la mayor concentración de nutrientes, mientras que la menor concentración se presentó en el humedal más alejado (Humedal 2). En base a lo anterior, es muy probable que el gradiente en la concentración de nutrientes responda a fuentes no puntuales de contaminación originadas por las descargas de aguas residuales provenientes de los asentamientos urbanos que fueron filtradas al acuífero. De esta forma, el exceso de materia orgánica provenientes de las aguas residuales explicaría los altos valores de NH_4^+ registrados en los humedales. Cabe mencionar, que en el Humedal 1 existe un aporte considerable de materia orgánica en el agua debido a la presencia de una población de tulares que provoca una mayor anoxia con la liberación de gases producto de la respiración anaeróbica en las zonas de mayor densidad.

Es importante destacar que la densidad de la vegetación presente en los tres humedales es distinta, siendo considerablemente mayor en los humedales dulceacuícolas (H1 y H3) que en el humedal salobre (H2). Debido a que la salinidad es uno de los factores limitantes más importantes para el crecimiento y productividad de las plantas (Parida y Das, 2005), es probable que las diferencias en la densidad de la vegetación se deban a la influencia de las distintas concentraciones de sales y nutrientes en cada uno de los humedales.

Por otro lado, la vegetación presente en los humedales, propia de la selva baja caducifolia, tiene un comportamiento estacional, la cual sufre un incremento importante en el desarrollo del follaje durante la época de mayor humedad (Trejo, 1999). Durante las lluvias, el dosel de la vegetación de los humedales 1 y 3 (dulceacuícolas) llega a cubrir parcial o totalmente los canales restringiendo considerablemente el paso de luz, mientras que el canal del humedal salobre se mantiene despejado durante todo el año. Además, durante esta época también proliferan plantas trepadoras, arbustos y matorrales por lo que era frecuente encontrar sauces, en ocasiones muertos, completamente cubiertos por estas, principalmente en los humedales 1 y 3.

El crecimiento de *Salix* en el Humedal 2 (salobre) fue de 4 y 65% mayor que el de los humedales 3 y 1 (dulceacuícolas), respectivamente. A simple vista, de los tres humedales, los sauces del canal salobre presentaron un mayor vigor, así como un mayor desarrollo de ramas y hojas. A pesar de que los sauces se consideran como organismos con cierta tolerancia a la salinidad (Kuzovkina y Quigley, 2005) no se esperaba que las plantas del humedal salobre presentaran un mejor desarrollo y mayor crecimiento que las de los humedales dulceacuícolas.

Tiedje *et al.* (1984) menciona que las condiciones anaeróbicas en suelos anegados de agua provocan efectos adversos en las plantas que incluyen la disminución de la productividad por estrés radicular causada por anoxia, producción de compuestos tóxicos para las plantas y condiciones favorables para patógenos, entre otros. En el caso del Humedal 1, es posible que la existencia de condiciones anóxicas del agua provocadas por exceso de nutrientes (originado por fuentes no puntuales de contaminación y aporte de materia orgánica vegetal) aunado a la fuerte competencia por espacio y luz ocasionada por la densa población de tular y demás vegetación, hayan determinado las diferencias significativas de crecimiento de los sauces respecto a los otros humedales.

Al comparar el desarrollo de *Salix* en los humedales dulceacuícolas y el humedal salobre, la salinidad parece influir en menor medida en el crecimiento, al menos de manera directa, mientras que la competencia por espacio y luz y las altas concentraciones de nutrientes parecen ser los factores que mayormente lo afectan. Indirectamente, la salinidad podría influir de manera positiva en el crecimiento de *Salix* al inhibir el desarrollo de plantas no adaptadas a ambientes salinos que pudieran suponer competencia.

Gracias a la tolerancia a la salinidad que presentan algunas especies del género *Salix*, su uso en esfuerzos de fitorremediación de suelos salinos ha sido de interés para la comunidad científica (Dong *et al.*, 2013; Mirck y Zalesny, 2015), además, su rápido crecimiento les permite crear en poco tiempo un denso sistema de raíces, el cual es excelente para la estabilización de suelos que han sido erosionados (Grissinger y Bowie, 1984; Hupp, 1992; van Splunder *et al.*, 1994; Shields *et al.*, 1995; citado en Pezeshki *et al.*, 2007). En base a lo anterior y a los resultados de este estudio, la tolerancia a la salinidad observada en *S.*

nigra hace de esta especie una candidata viable para la restauración de suelos agrícolas con problemas de salinización. Por otro lado, la implementación de *S. nigra* mediante técnicas de bioingeniería podría coadyuvar a mitigar los problemas de azolvamiento de la zona costera asociados a la erosión del suelo por deforestación en las partes altas de las cuencas (Benítez *et al.*, 2015) debido a la posibilidad de una mayor cobertura de plantación de sauces en ambientes salobres lo cual permitiría aumentar el área de captación de sedimentos.

Las condiciones ambientales presentes en los humedales en los que se realizó este experimento no eran controladas por lo que los resultados del mismo pueden ser discutibles debido a la variabilidad observada en los tratamientos. Es posible que, bajo condiciones de igualdad de factores, como los nutrientes y la luz, el crecimiento de *S. nigra* bajo distintas concentraciones de salinidad hubiera sido diferente. Sin embargo, es indiscutible que esta especie presenta cierta tolerancia a ambientes salinos, por ello, es necesario analizar su respuesta ante el estrés salino bajo condiciones más controladas y además utilizando otras variables biológicas como el incremento del diámetro basal o cambios en la productividad con el fin de evaluar los límites de tolerancia y por ende su capacidad potencial en la remediación de ecosistemas costeros. De la misma forma, se recomienda evaluar la tolerancia de otras especies del género presentes en la región.

9.3. Producción de hojarasca en un bosque de *Avicennia germinans* durante un ciclo anual

Los manglares sostienen una producción anual constante de materia orgánica debido a su condición perennifolia, sin embargo, estos aportes presentan una variabilidad a lo largo del ciclo anual en función de la época estacional, cambios ambientales, condiciones de estrés, salinidad, latitud, entre otros (Twilley *et al.*, 1986; Flores-Verdugo, 1989; Agraz-Hernández, 1999; Lacerda *et al.*, 2002; López-Portillo y Ezcurra, 2002).

De acuerdo a comparaciones con otros autores, la productividad de hojarasca de *A. germinans* observada en el sitio de estudio se considera media-alta y se ajusta a bosques del tipo borde (Tabla 4).

El valor máximo de producción de hojarasca observada en el mes de septiembre coincide con el de mayor precipitación en el sitio de estudio y concuerda con lo reportado por diversos autores que registraron una tendencia similar en el aporte de materia orgánica en bosques de *A. germinans*. Lo anterior es atribuido a factores que promueven un incremento de la tasa fotosintética tales como bajos niveles de salinidad, mayor temperatura, disponibilidad de nutrientes, entre otros, y que son propios de la época lluviosa (Twilley *et al.*, 1986; Flores-Verdugo *et al.*, 1987; Day *et al.*, 1988; Agraz-Hernández, 1999; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004; Gúzman, 2018).

Durante el ciclo anual evaluado, el mayor porcentaje del peso seco total de hojarasca de *A. germinans* estuvo constituido principalmente por las hojas con un 77%, seguido por las ramas, propágulos, flores y misceláneos en orden descendente. Esta alta proporción de hojas es similar al reportado por otros autores cuyo valor oscila entre el 70-89% del peso seco total (Tabla 6) y al intervalo (53-78%) registrado por Twilley *et al.* (1986) para los manglares en Florida, EE. UU. El patrón anterior es propio de bosques de manglar en estado juvenil de regiones subtropicales, cuyo aporte de materia orgánica ocurre mayormente a través de las hojas, contrario a los bosques clímax de zonas templadas cuyo mayor aporte está determinado por ramas y troncos (Snedaker y Lugo, 1973; Pool *et al.*, 1975; citado en Agraz-Hernández, 1999).

Tabla 6. Producción de hojarasca en distintos sitios geográficos y del mismo sitio en años diferentes.

Locación	Tipo de Bosque	Hojas ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) (% del total)	Hojarasca total ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$)	Autor
Estero Pargo	B	594 (71%)	834	Day <i>et al.</i> , 1988*
Agua Brava,	B	821 (81%)	1015	Flores-Verdugo, 1986*
Itacurucá, Brasil	B	697 (73%)	960	Flores-Verdugo, 1986*
El Verde,	R	980 (89%)	1100	Flores-Verdugo <i>et al.</i> , 1987*
Boca Chica,	R	881 (70%)	1252	Day <i>et al.</i> , 1988*
Vacia Talga, Puerto Rico	R	931 (70%)	1322	Lugo y Snedaker, 1974*
Barra Navidad, México	C	1029 (80%)	1287	Zamorano, 1990*
Laguna Joyuda, Puerto Rico	C	714 (77%)	919	Musa, 1986*
Tacarigua, Venezuela	C	1000 (71%)	1400	Barreto, 1988*
Estero Urías, México	B	550 (85%)	651	Agraz-Hernández, 1999
Estero Urías, México	B	-	778	Gúzman, 2018
Estero Urías, México	B	642 (77%)	835	Presente estudio

B= Borde, R= Ribereño, C= Cuenca

*Extraído de Lacerda (2002)

La floración dio comienzo en febrero y se extendió hasta septiembre presentándose los valores máximos en junio y agosto con 8.6 y $11.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mes}^{-1}$, respectivamente, posteriormente, en septiembre inició la producción de semillas y en octubre se presentó el valor máximo ($36.1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mes}^{-1}$). De acuerdo a lo anterior, el comportamiento reproductivo de *A. germinans* se ajusta claramente a un ciclo estacional ya que la mayor producción de semillas coincide con la época lluviosa (principalmente julio-septiembre) en la cual se presentan las condiciones más favorables para la dispersión de los propágulos aumentando las probabilidades de supervivencia. Este patrón en el periodo reproductivo es reportado por diversos autores (López-Portillo y Ezcurra, 1985; Agraz-Hernández, 1999; Rodríguez-Ramírez, 2004; Guzmán, 2018).

La producción de propágulos durante el ciclo anual de este estudio fue de $1,379,000$ propágulos $\cdot\text{ha}^{-1}$ (Tabla 7) que es considerablemente menor a lo reportado por Agraz-Hernández (1999) y Guzmán (2018) para el mismo sitio en años anteriores. Estos autores

estimaron una producción de semillas de 2,754,146 (50% mayor) y 2,346,666 (41% mayor), respectivamente. Algunos estudios señalan a la época de lluvias como la de mayor producción de semillas y que durante esta se presentan las condiciones más adecuadas para su dispersión, cabría esperarse una variabilidad en el número de propágulos de acuerdo al volumen de precipitación anual. En este sentido, es posible que las diferencias en el volumen de precipitación anual registrado durante los estudios realizados por Agraz-Hernández (1999) y Guzmán (2018) expliquen las diferencias en la producción de propágulos. Sin embargo, otros factores como inviernos fríos o huracanes pueden influir en la productividad de los manglares

Tabla 7. Producción de propágulos de *A. germinans* en el estero de Urías durante diferentes años.

Año	Número de propágulos	Autor
1997	2,754,146	Agraz-Hernández, 1999
2016	2,346,666	Guzmán, 2018
2017	1,379,000	Presente estudio

10. CONCLUSIONES

10.1. Crecimiento de *R. mangle* en dos condiciones de riego

- Con un consumo considerablemente menor de agua, el crecimiento de plántulas de *R. mangle* en un vivero con hidropériodo permanentemente inundado fue significativamente mayor al de las plántulas de un vivero con riego tradicional.
- La implementación de viveros con hidropéridos permanentes produce plantas de mayor calidad que aumentan la posibilidad de éxito de los programas de reforestación al asegurar una mayor supervivencia en el medio natural.
- El manglar posee adaptaciones morfofisiológicas que le permiten soportar períodos largos de inundación por lo que el uso de sistemas de riego tradicional es innecesario. Lo anterior permite disminuir costos operativos y asociados al consumo de agua de los programas de restauración

10.2. Crecimiento y sobrevivencia de *S. nigra* en humedales artificiales con diferentes condiciones de salinidad

- Se observa un gradiente en las concentraciones de nutrientes de los humedales que va en aumento conforme se acercan a los asentamientos urbanos por lo que es probable que esto responda a fuentes no puntuales de contaminación.
- Las diferencias de crecimiento de los sauces del Humedal 1 respecto a los del Humedal 2 y 3 pueden deberse a posibles condiciones anóxicas producidas por la cantidad excesiva de materia orgánica provenientes de los tulares y a la fuerte competencia que estas últimas suponen.
- Debido a la tolerancia a la salinidad observada en *S. nigra* durante este estudio, es posible que esta especie de sauce pueda utilizarse en programas de fitorremediación tales como la restauración de suelos agrícolas con problemas de salinización y la mitigación del azolvamiento de la zona costera asociados a la erosión del suelo por deforestación.

- Es necesario realizar experimentos con *S. nigra* bajo condiciones de igualdad y mayormente controladas para evaluar los límites de tolerancia a la salinidad y conocer su potencial en la remediación de ecosistemas costeros.

10.3. Producción de hojarasca en un bosque de *A. germinans* durante un ciclo anual

- La producción de hojarasca de *A. germinans* observada en el sitio de estudio se considera media-alta y se ajusta a bosques del tipo borde en buen estado de conservación.
- El valor máximo de producción de hojarasca se observa en septiembre y coincide con lo reportado por otros autores para la misma zona.
- El patrón reproductivo se ajusta a un comportamiento estacional.

11. LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J., y Sala, E. (2008). Mangroves in the Gulf of California increase yields. *The National Academy of Sciences of the USA*, 105(3): 10456-10459.
- ACOFOR. (1998). *Manual sobre técnicas de vivero y restauración de áreas de manglar del caribe colombiano*. Bogotá: Ministerio del Medio Ambiente.
- Agraz-Hernández, C. M. (1999). *Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México*. Monterrey, México: Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3): 331-349.
- ASSOCIATION, A. P. (2005). *Standard Methods for the examination of water* (21 ed.). American Water Works Association.
- Benítez-Pardo, D. (2006). *Forestación artificial con mangle en isletas de dragados en una región semiárida de México*. Tesis de doctorado. CICIMAR, Instituto Politécnico Nacional.
- Benítez-Pardo, D., Flores-Verdugo, F. J., Casas-Valdez, M., Hernández-Carmona, G., Valdez-Hernández, J. I., y Gómez-Muñoz, V. (2015). Forestación de isletas de dragado utilizando dos especies de mangles, en una laguna costera del Golfo de California, México. *Botanical Sciences*, 93(1): 165-174.
- Benítez-Pardo, D., Flores-Verdugo, F., y Covantes, C. (2013). *Estrategias de forestación con mangles en isletas de dragados en una región semiárida de México*. Culiacán, Sinaloa: UAS. UNAM.
- Blaber, S. J. (2007). Mangrove and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of Marine Science*, 80(3): 457-472.
- Bóhorquez, R., y Prada, T. M. (1988). Transplante de plántulas de *Rhizophora mangle* (Rophoraceae) en el Parque Nacional Corales del Rosario, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 36(2B), 555-557.
- Bosire, J., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B., Lewis III, R., Field, C., . . . Koedam, N. (2008). Functionality of restored mangroves: A review. *Aquatic Botany*, 89: 251-259.
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., . . . Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global nudget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB2013.
- CONABIO. (2009). *Manglares de México. Extensión y distribución*. México D.F.

- CONABIO. (2009b). *Mangle negro. Fichas de Especies*. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento Y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO-CONANP. (2009). *Ficha de especies mexicanas*. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- CONAFOR. (2010). *Ficha técnica para la reforestación: Laguncularia racemosa*.
- CONAFOR. (2010). *Ficha técnica para la reforestación: Rhizophora Mangle*.
- CONAFOR. (2013). *Manual comunitario de restauración de manglares*. México: SEMARNAT.
- Das, S. (2017). Ecological Restoration and Livelihood: Contribution of Planted Mangroves as Nursery and Habitat for Artisanal and Commercial Fishery. *World Development*, 94, 492-502.
- Day, J. J., Conner, W., Ley-Lou, F., y Machado, A. (1988). Productivity and composition of mangrove forest at Boca Chica and Estero Pargo. En A. Yáñez-Arancibia, & D. J. Jr., *Ecología de los ecosistemas costeros en el sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos* (pág. 518). México: Universidad Autónoma de México.
- Dong, Y., Ma, Y., Wang, H., Zhang, J., Zhang, G., y Yang, M. (2013). Assessment of tolerance of willows to saline soils through electrical impedance measurements. *For. Sci. Pract.*, 15(1), 32-40.
- ECOESS. (2016). *Programa de restauración ecológica de manglares*. Mazatlán.
- Ellison, A. M., y Farnsworth, E. J. (1997). Simulated sea level change alters anatomy, physiology growth and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Oecologia*, 112, 435-446.
- Elster, C. (2000). Reasons for forestation succes and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 201-2014.
- Elster, C., y Perdomo, L. (1999). Rooting and vegetative propagation in *Laguncularia racemosa*. *Aquatic Botany*, 63: 83-93.
- FAO-SAGARPA. (2000). *Programa Recuperación de Suelos Salinos*. México: FAO.
- Febles, J., y Vega, M. (2016). Estimación del aporte de la erosión hídrica al azolve del embalse Mampostón. *Ing. Hidráulica y Ambiental*, XXXVII, 18-30.
- Febles-Patrón, J. L., Novelo-López, J., y Batllori-Sampedro, E. (2009). Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga costera semiárida de Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 15(3), 65-86.
- Field, C. (1999). Rehabilitation of mangrove ecosystems: An Overview. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 383-392.

- Flores-Verdugo, F. (2001). Procesos ecológicos en humedales. En F. J. Abarca, *Manual para el Manejo y Conservación de los Humedales en México* (Segunda ed.). NAWCC, RAMSAR, Pronatura, US Fish and Wildlife Service, SEMARNAT, SWS, Arizona Game and Fish Department, Wildlife Habitat Conservation, Canadian Wildlife Service, Environmental Canada y DUMAC-México.
- Flores-Verdugo, F. J. (1989). Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En J. J. Rosa-Veléz, & F. González-Farías, *Temas de oceanografía biológica en México* (págs. 22-56). Ensenada, México: Universidad Autónoma de Baja California.
- Flores-Verdugo, F. J., Day, J. W., y Briceño-Dueñas, R. (1987). Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Mar Ecol Progr Ser*, 35, 83-90.
- Flores-Verdugo, F., Agraz-Hernández, C., y Benítez-Pardo, D. (2006). Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. En P. Moreno-Casasola, R. E. Presbarbosa, & A. Travieso-Bello, *Estrategia para el Manejo Costero Integral: El Enfoque Municipal* (págs. 1039-1110). Xalapa: Instituto de Ecología A.C., Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Flores-Verdugo, F., Moreno-Casasola, P., Agraz-Hernández, C. M., López-Rosas, H., Benítez-Pardo, D., y Travieso-Bello, A. C. (2007). La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Bol.Soc.Bot.Méx.*, 80: 33-47.
- Flores-Verdugo, F., Zebadua-Penagos, F., y Flores-de-Santiago, F. (2015). Assessing the influence of artificially constructed channels in the growth of afforested black mangrove (*Avicennia germinans*) within an arid coastal region. *Journal of Environmental Management*, 160: 113-120.
- Goforth, J. H., y Thomas, J. R. (1980). *Plantings of Red Mangroves (Rhizophora mangle L.) for Stabilization of Marl Shorelines in the Florida Keys*. San Diego, CA: NOSC.
- Guerra-Pérez, S. (2000). *Evaluación de la vegetación riparia, insectos acuáticos y peces, influenciados por las variaciones en la calidad y cantidad de los caudales de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México*. Linares, México: Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Gúzman, R. L. (2018). *Nutrientes, distribución, estructura y productividad de ecosistemas de manglar y otros humedales naturales, perturbados y restaurados en Urías, sur de Sinaloa. Tesis de Maestría*. México: ICMYL. UNAM.
- Hangs, R. D., Schoenau, J. J., Van Rees, K. C., y Steppuhn, H. (2011). Examining the salt tolerance of willow (*Salix* spp.) bioenergy species for use on salt-affected agricultural lands. *Can. J. Plant Sci.*, 91, 509-517.
- INEGI. (2013). *Anuario estadístico del estado de Sinaloa*. Ciudad de México: INEGI.

- Kathiresan, K., y Bingham, B. L. (2001). Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81-251.
- 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*, 105-127.
- Kristensen, E. B. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 201-219.
- Kuzovkina, Y. A., y Quigley, M. F. (s.f.). Willows Beyond Wetlands: Uses of Salix L. species for environmental projects. *Water Air Soil Pollut*(162), 183-204.
- Lacerda, L. D., Conde, J. E., Kjerfve, B., Álvarez-León, R., y J., P. (2002). American mangroves. En L. D. Lacerda, *Mangrove Ecosystems. Function and management* (págs. 1-62). New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg .
- Lewis III, R. (2005). Ecological engineering for succesful management and restoration of mangroves forests. *Ecol. Eng.*, 24: 403-418.
- López-Portillo, J., y Ezcurra, E. (1985). Litter fall of Avicennia germinans L. in a one-year cycle in a mudflat. *Biotropica*(17), 186-190.
- López-Portillo, J., y Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques.*, Número especial: 27-51.
- Major, J. E., Mosseler, A., Malcolm, J. W., & Hartz, S. (2017). Salinity tolerance of three Salix species: Survival, biomass yield and allocation, and biochemical efficiencies. *Biomass and Bioenergy*(105), 10-22.
- Martínez, M. L., Vázquez, G., López-Portillo, J., Psuty, N. P., García-Franco, J. G., Silveira, T. M., y Rodríguez-Revelo, N. A. (2012). Dinámica de paisaje complejo en la costa de Veracruz. *Investigación ambiental*, 4(1), 151-160.
- Martínez-Ballesteros, A. J., Plaza-Rodríguez, C. M., y Guevara, G. (2014). APORTE DE HOJARASCA DEL MANGLE NEGRO (Avicennia germinans L.) EN EL CARIBE COLOMBIANO. *Luna Azul*(38).
- McKee, K. L. (1995). Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia*, 101, 448-460.
- Medina, E. (1999). Mangrove physiology: the challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding. En A. Yáñez-Arancibia, y A. L. Lara-Domínguez, *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (págs. 109-126). México: Instituto de Ecología .
- Mirck, J., & Zalesny, R. S. (2015). Mini-Review of Knowledge Gaps in Salt Tolerance of Plants Applied to Willows and Poplars. *International Journal of Phytoremediation*(17), 640-650.

- Monroy-Torres, M., Flores-Verdugo, F., y Flores-de-Santiago, F. (2014). Growth of the three subtropical mangrove species in response to varying hydroperiod in an experimental tank. *Ciencias Marinas*, 40(4): 263-275.
- NRCS, U. (2010). *Guide Plant: Salix nigra*. Manhattan: Kansas State University.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Cintrón, G., y Lolster, P. (1996). *A conservation assesment of mangrove ecosystems of Latin American and the Caribbean*. Washington, D.C.: WWF.
- Orozco, G. G., Muñoz, H. J., Villaseñor, R. F., Rueda, S. A., Sigala, R. J., y Prieto, R. J. (2010). *Diagnóstico de calidad de planta en los viveros forestales del estado de Colima. Folleto Técnico Núm. 1*. Michoacán, México: SAGARPA. INIFAP. CIRPAC.
- Parida, A. K., y Das, A. B. (2005). Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*(60), 324-349.
- Pezechki, S. R. (2007). Factors governing survival of black willow (*Salix nigra*) cuttings in a streambank restoration project. *Ecological Engineering*, 29, 56-65.
- Purnonasuki, H., y Suzuki, M. (2004). Aerenchyma formation and porosity in root of a mangrove plant, *Sonneratia alba* (Lythraceae). *J Plant Res*, 117, 465-472.
- Rajkaran, A., y Adams, J. B. (2007). Mangrove litter production and organic carbon pools in the Mngazana Estuary, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 32(1), 17-25.
- Reyes-Chargoy, M. A., y Tovilla-Hernández, C. (2002). Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la Costa de Chiapas. *Maderas y Bosques*, 103-114.
- Reyes-Chargoy, M. A., y Tovilla-Hernández, C. (2002). Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la Costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 103-114.
- Riley, W. R. (1998). *Planting Methodology (R. mangle)*. Riley @ mangrove, org.
- Rodríguez-Ramírez, A., Nivia-Ruíz, J., y Garzón-Ferreira, J. (2004). Características estructurales y funcionales del manglar de *Avicennia germinans* en la bahía de Chengue (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*(33), 223-244.
- Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., y Soto-Jiménez, M. (2003). Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochemistry*(18), 577-588.
- Saenger, P. (2002). *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.
- Silva-García, R. E. (2014). *Crecimiento y sobrevivencia de tres especies de mangle en un vivero en tres condiciones de inundación y dos condiciones de riego*. Tesis de Maestría. UNAM. México, D.F.

- Souza, A., Fonseca, D., Libório, R., y Tanaka, M. (2013). Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality. *Forest Ecology and Management*, 298, 12-18.
- Tamai, S., y Iampa, P. (1988). Establishment and growth of mangrove seedlings in mangrove forests of southern Thailand. *Ecol. Res.*(3), 227-238.
- Tiedje, J. M., Sexstone, A. J., Parkin, T. B., y Revsbech, N. P. (1984). Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil*(76), 197-212.
- Tovilla-Hernández, C., Román, A. V., Simuta, G. M., y Linares, R. M. (2004). Recuperación del manglar en la Barra del Río Cahoacán, en la costa de Chiapas. *Madera y Bosques*(2), 77-91.
- Trejo, I. (1999). El clima de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas*(39).
- Twilley, R. R., Lugo, A. E., y Patterson-Zucca, C. (1986). Litter production and turnover in basin mangrove forests in Southwest Florida. *Ecology*, 3(67), 670-683.