Informe final* del Proyecto LM020
Continuación del proyecto Composición y estructura de la vegetación y conectividad hidrológica manglar-tular en el río San Pedro y San Pablo, Pantanos de Centla, Tabasco.*

Responsable:	Dra. Patricia Moreno Casasola Barceló
Institución:	Instituto de Ecología AC
Dirección:	Carretera antigua a Coatepec # 351, El Haya, Xalapa, Ver, 91070 , México
Correo electrónico:	patricia.moreno@inecol.mx
Teléfono/Fax:	Tel: 01-228-842-1800 ext. 4204, Fax: 228-842-1800 ext. 4222

Fecha de inicio:	Octubre 15, 2018.
Fecha de término:	Abril 17, 2020
Principales resultados:	Hojas de cálculo, informe final.
Forma de citar el informe final y otros resultados:**	Moreno-Casasola, P. y López-Rosas, H. 2020. Continuación del proyecto Composición y estructura de la vegetación y conectividad hidrológica manglar-tular en el río San Pedro y San Pablo, Pantanos de Centla, Tabasco. Instituto de Ecología, A.C. **Informe final SNIBCONABIO, proyecto No. LM020.** Ciudad de México.

Resumen:

Los manglares ribereños tienen una dinámica hidrológica caracterizada por una mayor influencia de agua dulce que de agua salada. Esta característica reduce el estrés salino y permite que este tipo de manglar sea de los más productivos y diversos en especies. Por su ubicación asociada a cauces de agua dulce, la hidrología de estos manglares se caracteriza por hacerlos tanto fuente como sumidero de sedimentos, nutrientes y materia orgánica. Los ecosistemas adyacentes a los manglares ribereños están dominados por elementos con afinidad dulceacuícola (selvas inundables, popales, tulares). El grado de conectividad entre los manglares y humedales de agua dulce adyacentes es un aspecto ecológico importante porque permite determinar el grado de influencia de un ecosistema sobre otro y los posibles impactos al manglar derivados de las afectaciones a los humedales de agua dulce con los que interactúa. Con el objetivo de monitorear a largo plazo la composición y estructura de la vegetación, su productividad y el grado de conectividad entre manglares y humedales de agua dulce, la presente propuesta pretende monitorear 27 unidades fijas de monitoreo (UM), 22 en manglar ribereño y cinco en el humedal adyacente en las que se evaluarán características bióticas y abióticas de ambos tipos de ecosistemas y su interacción por medio de la conectividad hidrológica.

- * El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en www.conabio.gob.mx
- ** El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.

Informe Final

Continuación del proyecto Composición y estructura de la vegetación y conectividad hidrológica manglar-tular en el río San Pedro y San Pablo, Pantanos de Centla, Tabasco
(Convenio Núm. FB000/LM020/ 18)

Responsable: Dra. Patricia Moreno-Casasola (INECOL)
Co-Responsable: Dr. Hugo López Rosas (INECOL, COLVER)

Participantes:
M. en C. Verónica E. Espejel González (INECOL)
Dr. Jorge A. Herrera-Silveira (CINVESTAV-Mérida)
Dra. Griselda Berenice Hernández-Cruz (Instituto de Ingeniería, UNAM)

CONTENIDO

RESUMEN 6
INTRODUCCIÓN 6
OBJETIVOS 8
OBJETIVO GENERAL 8
OBJETIVOS PARTICULARES 9
SITIO DE ESTUDIO 9
MATERIAL Y MÉTODOS 11
ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN 11
PRODUCCIÓN DE HOJARASCA 12
AGUA INTERSTICIAL 14
POTENCIAL REDOX (EH) DEL AGUA 16
DENSIDAD APARENTE Y CONTENIDO PORCENTUAL DE AGUA EN EL SUELO 17
PRODUCCIÓN DE RAÍCES 18
MATERIA ORGÁNICA, NUTRIENTES Y CONTAMINANTES 19
ANÁLISIS DE GRADIENTE 21
CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA 21
RESULTADOS Y DISCUSIÓN 22
FISONOMÍA DE LA VEGETACIÓN 22
ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN 24
PRODUCTIVIDAD 29
CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE SUELO Y AGUA 33
MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN SUELO 38
METALES E HIDROCARBUROS 40
DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN EN EL GRADIENTE AMBIENTAL 41
CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA 44
EXTRACCIÓN y MORTALIDAD 46
CONCLUSIONES 49
LITERATURA CITADA 50

ÍNDICE CUADROS

Cuadro 1. *Resumen de datos estructurales de* ***mayo de 2015*** *de la vegetación arbórea en las distintas unidades de monitoreo (UM's). Se presentan los promedios ± 1 error estándar del diámetro a la altura del pecho (DAP) por especie, altura por especie y altura de todas las especies. En las UM 8-1, 9-1, 18-1, 26-1 y 27-1 no hubo vegetación arbórea.* ____ *25*

Cuadro 2. *Resumen de datos estructurales de* ***octubre de 2019*** *de la vegetación arbórea en las distintas unidades de monitoreo (UM's). Se presentan los promedios ± 1 error estándar del diámetro a la altura del pecho (DAP) por especie, altura por especie y altura de todas las especies. En las UM 8-1, 9-1, 18-1, 26-1 y 27-1 no hubo vegetación arbórea.* ____ *27*

Cuadro 3. *Comparación entre los valores de características estructurales obtenidas al inicio del monitoreo (mayo 2015) y al final del monitoreo (octubre 2019). Se presenta la media ± 1 EE o la mediana (1er cuartil – 3er cuartil).* ____ *29*

Cuadro 4. *Comparación de la producción subterránea entre los periodos 2015-2016 y 2018-209.Se presenta la media ± 1 EE.* ____ *33*

Cuadro 5. *Comparación de características fisicoquímicas de suelo y agua entre los valores obtenidos en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media ± 1 EE. El Eh del suelo se obtuvo a 30 cm de profundidad (zona de raíces).* ____ *38*

Cuadro 6. *Comparación estadística (ANOVA de medidas repetidas) de los diferentes componentes edáficos en cuatro fechas de muestreo. Se presenta la media ± 1 EE de 27 muestras por fecha. Letras diferentes entre medias indican diferencias estadísticamente significativas (*P < 0.05).* ____ *39*

Cuadro 7. *Comparación estadística (prueba de* $t_{apareada}$*) de los diferentes componentes edáficos en dos profundidades. Las muestras superficiales se obtuvieron entre 0 y 30 cm. Las muestras sub superficiales a profundidad de 30-60 cm. Se presenta la media ± 1 EE de 108 muestras. Letras diferentes entre medias indican diferencias estadísticamente significativas.* ____ *40*

Cuadro 8. *Comparación estadística (ANOVA de medidas repetidas) de metales e hidrocarburos en muestras de suelo del manglar-tular de Pantanos de Centla en tres (metales) o cuatro (hidrocarburos) fechas. Se presenta la media ± 1 EE de 27 muestras por fecha. Letras iguales entre medias indican que no hay diferencias estadísticamente significativas (P > 0.05).* ____ *41*

ÍNDICE IMÁGENES

Figura 1. *Ubicación del área de estudio en el Río San Pedro y San Pablo, Centla, Tabasco.* 10

Figura 2. *Esquema del diseño de UM's para el monitoreo de la estructura arbórea en el manglar. El identificador "1" representa el cuadro de 20 x 20 m en el que se tomaron en cuenta todos los individuos adultos (mayores a 2.5 cm de diámetro a la altura del pecho). El identificador "2" corresponde al sub-cuadro de 10 x 10 m, en el que se consideraron todos los individuos adultos, así como todos los individuos de la categoría juvenil 2 (menores de 2.5 de DAP, pero mayores de 1.3 m de altura). Los identificadores "3" y "4" son para los sub-sub-cuadros de 4 x 4 m en las que se incluyeron todos los individuos de la categoría juvenil 2 (menores de 2.5 de DAP y mayores de 1.3 m de altura). Los identificadores "5", "6", "7" y "8" corresponden a cuadros de 1 x 1 m en los que contaron y midieron alturas de todos los individuos de la categoría juvenil 1 (menores de 1.3m de altura, pero mayores a 30 cm de altura), así como de las plántulas (menores a 30 cm de altura). En el caso de la vegetación herbácea, los cuadros de 1 x 1 m se utilizaron para estimar la cobertura y medir la altura promedio de las especies presentes.* 12

Figura 3. *Trampa de hojarasca instalada en campo.* 13

Figura 4. *Separación de las estructuras de la hojarasca.* 13

Figura 5. *Obtención de peso seco de las distintas estructuras de la hojarasca.* 14

Figura 6. *Obtención de muestra de agua intersticial de piezómetro. A cada piezómetro se le inserta una manguera conectada a una jeringa. Se acciona el émbolo de la jeringa para obtener la muestra de agua que se colocará en el equipo de medición.* 14

Figura 7. *Colocación de muestra de agua en el equipo multiparamétrico* 15

Figura 8. *Obtención del potencial de óxido reducción (Eh) del agua intersticial.* 15

Figura 9. *Instalación de electrodo cálomel de referencia para medición de Eh en suelo.* 16

Figura 10. *Medición de Eh de suelo de la zona de la rizósfera (30 cm de profundidad.* 16

Figura 11. *Obtención de muestra de suelo para medición de densidad aparente y contenido porcentual de agua en suelo.* 17

Figura 12. *Colocación de muestra de suelo en caja de aluminio.* 17

Figura 13. *Preparación de trampas de raíz con peat moss.* 18

Figura 14. *Siembra de trampas de hojarasca en campo.* 19

Figura 15. *Separación de componentes de la trampa de raíz.* 19

Figura 16. *Fisonomía de la vegetación en el extremo oriente del sitio de estudio (borde del río San Pedro y San Pablo). Es vegetación de tipo arbórea donde hay co-dominancia de mangle rojo (Rhizophora mangle) y mangle blanco (Laguncularia racemosa), con escasa presencia de mangle negro (Avicennia germinans).* 23

Figura 17. *Fisonomía de la vegetación en la zona central del sitio de estudio. Es vegetación de tipo arbóreo-arbustivo dominada por mangle blanco (Laguncularia racemosa), siendo el mangle rojo (Rhizophora mangle) la segunda especie en valor de abundancia. En algunas UM's sólo hubo presencia de mangle blanco.* 23

Figura 18. *Fisonomía de la vegetación en el extremo poniente del sitio de estudio. Es vegetación de tipo herbácea dominada por Phragmites australis y Typha domingensis. Hacia el final del periodo de estudio se empezó a detectar aumento en la presencia y abundancia de Laguncularia racemosa con hábito arbustivo o en forma de plántulas.* 24

Figura 19. *Producción mensual de* ***hojas*** *en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.* 30

Figura 20. *Producción mensual de* ***estípulas de R. mangle*** *en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.* 31

Figura 21. *Producción mensual de* ***ramas*** *en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.* 31

Figura 22. *Producción mensual de* ***flores*** *en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.* 31

Figura 23. *Producción mensual de* ***propágulos*** *en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.* 32

Figura 24. *Producción mensual* ***total de hojarasca*** *en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.* 32

Figura 25. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27UM's) del* ***nivel del agua*** *en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 34

Figura 26. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27UM's) de la* ***salinidad del agua intersticial*** *en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 34

Figura 27. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de tres puntos cercanos a las UM 1, 10 y 19) de la* ***salinidad del agua superficial del río*** *en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 34

Figura 28. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del* ***pH*** *del agua intersticial en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 35

Figura 29. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) de la* ***temperatura*** *del agua intersticial en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 35

Figura 30. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del* ***Eh*** *(potencial redox) del agua intersticial en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 36

Figura 31. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del* ***Eh*** *(potencial redox) del suelo (a 30 cm de profundidad) del manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 36

Figura 32. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del* ***contenido porcentual de agua en el suelo*** *del manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 37

Figura 33. *Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) de la* ***densidad aparente*** *del suelo del manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 37

Figura 34. *Agrupación numérica de 54 UM's (27 de 2015 y 27 de 2019) del manglar-tular de Pantanos de Centla.* 42

Figura 35. *Ordenación MDS 54 UM's (27 de 2015 y 27 de 2019) del manglar-tular de Pantanos de Centla.* 43

Figura 36. *Variación temporal del* ***nivel del agua*** *en las UM's del manglar y del tular de Pantanos de Centla, en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 44

Figura 37. *Variación temporal de la* ***salinidad del agua intersticial*** *en las UM's del manglar y del tular de Pantanos de Centla, en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 45

Figura 38. *Variación temporal del* ***pH del agua intersticial*** *en las UM's del manglar y del tular de Pantanos de Centla, en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.* 46

Figura 39. *Tala de manglar de tallos de individuos de Laguncularia racemosa en UM cercana a la carretera.* 47

Figura 40. *Claro de bosque de Laguncularia racemosa en un periodo temprano de mortandad masiva, posiblemente debida al efecto de la intrusión salina en el periodo de 2018-2019.* _____ *48*

RESUMEN

Los manglares ribereños tienen una dinámica hidrológica caracterizada por una mayor influencia de agua dulce que de agua salada. Esta característica reduce el estrés salino y permite que este tipo de manglar sea de los más productivos y diversos en especies. Por su ubicación asociada a cauces de agua dulce, la hidrología de estos manglares se caracteriza por hacerlos tanto fuente como sumidero de sedimentos, nutrientes y materia orgánica. Los ecosistemas adyacentes a los manglares ribereños están dominados por elementos con afinidad dulceacuícola (selvas inundables, popales, tulares). El grado de conectividad entre los manglares y humedales de agua dulce adyacentes es un aspecto ecológico importante porque permite determinar el grado de influencia de un ecosistema sobre otro y los posibles impactos al manglar derivados de las afectaciones a los humedales de agua dulce con los que interactúa. Con el objetivo de monitorear a largo plazo la composición y estructura de la vegetación, su productividad y el grado de conectividad entre manglares y humedales de agua dulce, en el presente proyecto se monitorearon 27 unidades fijas de monitoreo (UM), 22 en manglar ribereño y cinco en el humedal adyacente en las que se evaluaron características bióticas y abióticas de ambos tipos de ecosistemas y su interacción por medio de la conectividad hidrológica. Se detectó un gradiente de nivel de agua y salinidad. El nivel del agua aumentó gradualmente conforme aumentó la distancia al río (en dirección Oriente-Poniente) y lo contrario ocurrió con la salinidad del agua intersticial. En el periodo de muestreo de 2018-2019 se detectó intrusión salina que aumentó en promedio en 10 ppt los valores en el agua intersticial, provocando cambios por aumento de cobertura de *Laguncularia racemosa* en la zona del tular, mortandad de especies herbáceas (*Acrostichum danaeifolium*, *Typha domingensis*, *Phragmites australis*) y especies arbóreas como *Annona glabra* y la palma *Acoelorraphe wrightii*. No se detectaron cambios estructurales significativos en las UM's dominadas por especies de manglar.

INTRODUCCIÓN

Los manglares ribereños son comunidades arbóreas asociadas a los bordes de los ríos y sus planicies de inundación en las zonas de desembocadura con estuarios o el mar, por lo que generalmente están influenciados por la marea (Lugo y Snedaker 1974, Novelo y Ramos 2005). En este tipo de manglar la influencia de agua dulce es mayor que la del agua salada, por lo que están expuestos a menor estrés salino y eso permite que los manglares ribereños sean los más productivos y alcancen las mayores alturas (Cintrón et al. 1985, Félix Pico et al. 2006). Asimismo, la mayor influencia de agua dulce permite que los manglares ribereños tengan mayor diversidad vegetal que los demás

tipos fisonómicos de manglares, por lo que en México es común encontrar a las especies de manglar (*Rizhophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*) asociadas con especies menos tolerantes a la salinidad, como *Conocarpus erectus*, *Annona glabra*, *Pachira aquatica*, *Achrostichum danaeifolium* y distintas especies de palmas (Olmsted 1993). La influencia de agua dulce en los manglares ribereños también es determinante para el soporte de un tipo de fauna característico que no es posible encontrar en otro tipo de manglares, como son tortugas dulceacuícolas, anfibios, peces de agua dulce y macroinvertebrados acuáticos.

Por la ubicación particular de los manglares ribereños, la hidrología de estos sistemas se caracteriza por hacerlos fuente y a su vez sumidero de sedimentos, nutrientes y materia orgánica. En términos generales, el agua de inundación de los manglares ribereños proviene de dos fuentes principales: del río adyacente durante las inundaciones y/o marea alta, y de la escorrentía proveniente de los ecosistemas adyacentes en época de lluvias y durante el decrecimiento de los ríos y/o la marea baja. Esta dinámica hidrológica se asocia con una alta dinámica en la salinidad, así como en los procesos de exportación-importación de sedimentos, nutrientes y materia orgánica (Cintrón et al. 1985, Williams et al. 2012, Yang et al. 2013). Estas características de la hidrología de este tipo de manglares los hacen susceptibles tanto a las actividades en las cuencas media y alta de los ríos (deforestación, contaminación, urbanización), como a las actividades en las áreas adyacentes (agricultura, ganadería, compactación).

Los ecosistemas adyacentes a los manglares ribereños se caracterizan por la dominancia de agua dulce, por lo que puede haber selvas inundables (p. ej. de *Pachira aquatica*, *Annona glabra*, *Astianthus viminalis*; Olmsted 1993), tulares (de *Typha domingensis* o *Cyperus giganteus*), carrizales (*Phragmites communis*), matorrales (*Mimosa pigra*, *Dalbergia glabra*, *D. brownei*), sabanas inundables (mezcla de especies graminoides como *Paspalum* sp. o *Aristida* sp. con árboles aislados de *Byrsonima crassifolia*, *Curatella americana*, *Crescentia alata* o *C. cujete* entre otros), popales (*Pontederia sagittata*, *Thalia geniculata*), o terrenos manejados por el hombre (pastizales inundables para potreros, caña de azúcar). El tipo de ecosistema asociado al manglar ribereño será determinado por las características hidrológicas y del relieve de cada sitio en particular (Flores-Verdugo et al. 2007); mientras que el grado de conectividad entre el manglar y este tipo de ecosistemas determinará, entre otros aspectos, los efectos de cambios en un ecosistema con respecto al otro.

En ecología del paisaje la conectividad es una estimación del grado de interacción o continuidad entre ecosistemas (Forman 1996). Esta interacción incluye procesos tales como el movimiento de

fauna a través de los diferentes elementos del paisaje, o flujos de materia y energía entre dos o más ecosistemas (Forman 1995, 1996). La conectividad en manglares se vislumbra como una oportunidad para mejorar el entendimiento de estos ecosistemas. Con este nuevo enfoque, estudios recientes reconocen la importancia de evaluar la conectividad del manglar con las comunidades de pastos marinos y arrecifes. Estos estudios se han centrado en el monitoreo de las comunidades de peces como indicadores de conectividad (Mumby et al. 2004, Unsworth et al. 2008, Jaxion-Harm et al. 2012). Los manglares ribereños no están asociados a pastos marinos ni a arrecifes, pero sí a humedales de agua dulce de distintos tipos. La conectividad hidrológica entre manglares y humedales de agua dulce, así como su importancia en la generación de bienes y servicios ecosistémicos, ha sido documentada por Ewel (2010). En un intento por entender la conectividad entre manglares ribereños y humedales de agua dulce, la presente propuesta está enfocada a evaluar cambios graduales en composición y estructura de la vegetación, nivel del agua, topografía, concentración de nutrientes y de materia orgánica, sedimentación y otras características fisicoquímicas de suelo y agua como pH, conductividad, potencial de óxido-reducción, concentración de sulfuros, textura y densidad aparente del suelo. La presente propuesta es innovadora porque, por cuestiones históricas más que por importancia, los estudios ecológicos y de conectividad en manglares se han centrado en ecosistemas estuarinos y es escasa la información relacionada con la influencia de humedales de agua dulce sobre manglares y viceversa. Este sesgo en el estudio de humedales costeros está reflejado en las estrategias de conservación en la zona costera, donde se prioriza la protección de manglares, pero se descuida lo que ocurre detrás de los manglares, que es donde se encuentran los humedales de agua dulce y donde está ocurriendo la mayor pérdida de humedales por cambios de uso del suelo (Moreno-Casasola 2008, Landgrave y Moreno-Casasola 2012). Sólo por mencionar un ejemplo, el polígono del área protegida de flora y fauna Laguna de Términos está delimitado por la presencia de manglares, por lo que las únicas zonas protegidas y conservadas son las que contienen manglares mientras que los humedales de agua dulce de los que dependen hidrológicamente los manglares ahora están transformados en potreros o arrozales (Benítez Torres y Villalobos-Zapata 2010).

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Monitorear a largo plazo la composición y estructura de la vegetación y la conectividad hidrológica entre el manglar y los humedales de agua dulce.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Hacer monitoreo a largo plazo de la vegetación, suelo y agua en unidades fijas.
- Detectar cambios espaciales graduales en las características de la vegetación, suelo y agua entre el manglar y el humedal de agua dulce.
- Detectar cambios temporales en la vegetación, suelo y agua derivados de variaciones cíclicas anuales y variaciones multianuales; así como por efecto de eventos fortuitos (años de sequía extrema, años de lluvia extrema).
- Determinar el grado de conectividad hidrológica y su dinámica entre el manglar y el humedal de agua dulce.
- Determinar los indicadores de cambio en conectividad entre ambos ecosistemas.

SITIO DE ESTUDIO

El área de manglar y humedales de agua dulce seleccionada para la ejecución de la presente propuesta se ubica sobre la vertiente poniente del Río San Pedro y San Pablo a una distancia de 1.3 km de su desembocadura en el Golfo de México, entre las coordenadas 18°37'50.45"N, 9229'44.85"O y 18°36'48.90"N, 92°28'02.45"O en los límites del estado de Tabasco con el estado de Campeche (Figura 1). Pertenece a la Región Hidrológica RH30 Grijalva-Usumacinta. Los especialistas en manglar de México la ubican en la región Golfo de México, en su límite con la región Península de Yucatán (CONABIO 2008). El área se encuentra en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla.

Esta zona cuenta con un trabajo puntual elaborado por Domínguez-Domínguez et al. (2011), quienes la describen de la siguiente forma:

El manglar ribereño del Río San Pedro y San Pablo está dominado por mangle blanco (Laguncularia racemosa) con una densidad de 517 árboles/ha, y diámetros y alturas promedio de 21 cm y 17 m respectivamente. La segunda especie en dominancia es el mangle rojo (*Rizhophora mangle*) con una densidad de 434 árboles/ha, diámetro promedio de 18 cm y altura promedio de 14 m. En este sitio el mangle negro (*Avicennia germinans*) es la especie con mayor diámetro (26 cm), tiene una altura promedio de 15 m y una densidad de 356 árboles/ha. El suelo presenta dos tipos de relieve: llanura aluvial baja salina y depresión de turba. El primero está formado por la acumulación de sedimentos aluviales finos durante las inundaciones fluviales; tiene forma plana a ligeramente convexa y se

ubica como franjas a ambos lados del cauce del río en una anchura de hasta 300 m. El segundo tipo de relieve es de tipo cóncavo, con un proceso de sedimentación lento debido a su posición alejada de los cauces activos, la inundación durante 10 meses y la aportación de materia orgánica por hojarasca y otros elementos contribuye a su acumulación en forma de "tembladeras" sobre sedimentos arcillosos o arenosos de origen fluvial y marino. El tipo de suelo es solonchak gléyico (sódico arénico). Las características fisicoquímicas del suelo en su horizonte Az (profundidad de 0 a 85 cm) son: pH = 6.3, conductividad = 90.7 dSm^{-1}, 11% de materia orgánica, concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio de 0.2, 5.8 y 0.4 $mgKg^{-1}$ respectivamente. Concentraciones iónicas de calcio, magnesio y sodio de 27.5, 26.3 y 4.9 $Cmol(+)Kg^{-1}$ respectivamente. Su coeficiente de intercambio catiónico es de 29.2, mientras que la textura del suelo es 38% arcilla, 39% limo y 23% arena. Lo que permite clasificarlo como migajón arcilloso. En su horizonte Cgz (profundidad de 85 a 120 cm) el suelo tiene las siguientes características: pH = 6.8, conductividad = 62.5 dSm^{-1}, 2.6% de materia orgánica, concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio de 0.03, 7.2 y 0.3 $mgKg^{-1}$ respectivamente, concentraciones iónicas de calcio, magnesio y sodio de 20.5, 20.9 y 2.8 $Cmol(+)Kg^{-1}$ respectivamente; su coeficiente de intercambio catiónico es de 22.8, mientras que la textura del suelo es 40% arcilla, 40% limo y 16% arena, por lo que se clasifica como arcilla.

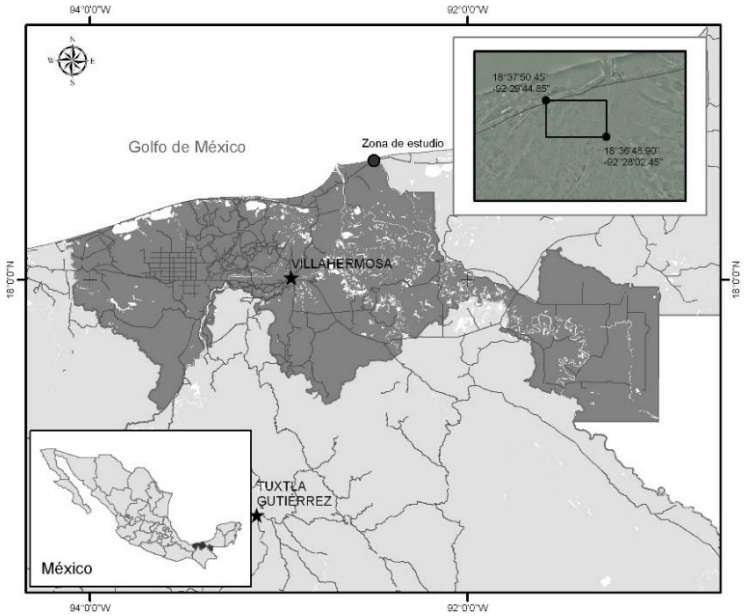

Figura 1. Ubicación del área de estudio en el Río San Pedro y San Pablo, Centla, Tabasco.

Entre la orilla del río en el área propuesta y el campo petrolero San Pedro hay una distancia lineal de 4.25 km; sin embargo, los niveles de hidrocarburos en su suelo (fracción pesada = 686 mg/kg ss; fracción media menor al límite de detección del método) son normales (Domínguez-Domínguez et al. 2011) de acuerdo con los límites establecidos por la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 (DOF 2005). Domínguez-Domínguez et al. (2011) consideran el estado general del manglar como en buen estado de conservación, aunque hay evidencia de contaminación por basura plástica arrastrada por las corrientes de agua. Estos mismos autores consideran que el sitio tiene potencial para el aprovechamiento sustentable por su alta densidad forestal. El aprovechamiento actual del sitio por la comunidad local es por ecoturismo informal con paseos en lancha por parte de las cooperativas pesqueras.

MATERIAL Y MÉTODOS

ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN

El diseño de muestreo seleccionado fue de tipo sistemático (Ratti y Garton 1996). Este diseño permite detectar la variación espacio-temporal de características bióticas y abióticas del manglar y consistió en ubicar tres transectos con orientación Oriente-Poniente partiendo del borde del río hacia los humedales del agua dulce y con 150 m de separación entre transectos contiguos. A lo largo de cada transecto, cada 246.21 m se ubicaron nueve unidades permanentes de muestreo (siete u ocho dentro del manglar y una o dos en el humedal de agua dulce) de 20 x 20 m con sub-cuadros de 10 x 10 m; 4 x 4 m y 1 x 1 m, de acuerdo con el Instructivo para presentar programas de monitoreo de manglares en México, 2013, que es una metodología modificada de Valdez Hernández (2002) (Figura 2). Las coordenadas de ubicación de las UM's se presentan en el archivo "Coordenadas_completas_parcelas_F.xlsx". Los árboles dentro de cada UM se etiquetaron de forma individual. Los censos completos de la vegetación, así como los diámetros a la altura del pecho de los árboles se hicieron en los meses uno y doce del proyecto. En las UM's ubicadas en el humedal de agua dulce se ubicaron cuatro sub-cuadros de 1 x 1 m para la composición de especies, medición de alturas y estimación de cobertura aérea de la vegetación herbácea. Los resultados obtenidos se compararon entre sí y con los censos previos de la vegetación (mayo del 2015 y mayo del 2016), del proyecto LM001.

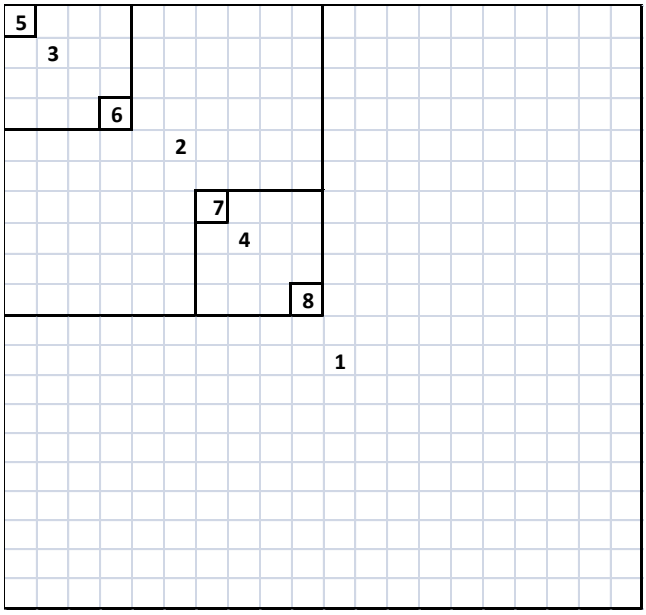

Figura 2. Esquema del diseño de UM's para el monitoreo de la estructura arbórea en el manglar. El identificador "1" representa el cuadro de 20 x 20 m en el que se tomaron en cuenta todos los individuos adultos (mayores a 2.5 cm de diámetro a la altura del pecho). El identificador "2" corresponde al sub-cuadro de 10 x 10 m, en el que se consideraron todos los individuos adultos, así como todos los individuos de la categoría juvenil 2 (menores de 2.5 de DAP, pero mayores de 1.3 m de altura). Los identificadores "3" y "4" son para los sub-sub-cuadros de 4 x 4 m en las que se incluyeron todos los individuos de la categoría juvenil 2 (menores de 2.5 de DAP y mayores de 1.3 m de altura). Los identificadores "5", "6", "7" y "8" corresponden a cuadros de 1 x 1 m en los que contaron y midieron alturas de todos los individuos de la categoría juvenil 1 (menores de 1.3m de altura, pero mayores a 30 cm de altura), así como de las plántulas (menores a 30 cm de altura). En el caso de la vegetación herbácea, los cuadros de 1 x 1 m se utilizaron para estimar la cobertura y medir la altura promedio de las especies presentes.

Adicionalmente al monitoreo de la vegetación, mensualmente se monitoreó la producción de hojarasca, características fisicoquímicas de suelo y agua (nivel del agua, pH, Eh y salinidad del agua intersticial, Eh del suelo a nivel de rizósfera, densidad aparente y humedad relativa del suelo). En el muestreo del mes inicial del proyecto se obtuvo la producción de raíces en cada UM y se colectaron muestras de suelo para el análisis de las concentraciones de materia orgánica, carbono, nutrientes, metales e hidrocarburos. Los resultados obtenidos se compararon con las muestras de mayo de 2015 y mayo del 2016, del proyecto previo LM001. Las técnicas detalladas para la obtención de estas características se describen a continuación:

PRODUCCIÓN DE HOJARASCA

En cada UM se instalaron con tres trampas circulares para captura de hojarasca de 0.25m^2 de las que mensualmente se retiró el material colectado y en laboratorio se separó por componentes

(estructuras sexuales, ramas, hojas) y por especie. Las muestras separadas se secaron en horno a 65°C hasta obtener un peso constante (Figuras 3-5).

Figura 3. Trampa de hojarasca instalada en campo.

Figura 4. Separación de las estructuras de la hojarasca.

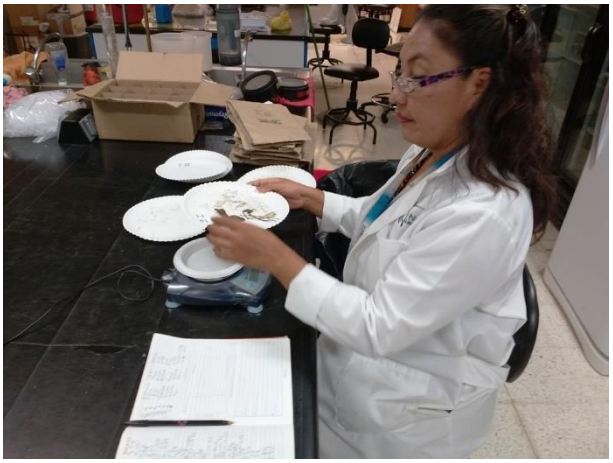

Figura 5. Obtención de peso seco de las distintas estructuras de la hojarasca.

AGUA INTERSTICIAL

En cada UM se tiene instaló un piezómetro (Peralta-Peláez et al. 2009) a una profundidad de 50 cm. Estos piezómetros se usaron para medir mensualmente el nivel del agua y para obtener mensualmente muestras de agua intersticial para medir, pH, Eh y salinidad (Figuras 6-8).

Figura 6. Obtención de muestra de agua intersticial de piezómetro. A cada piezómetro se le inserta una manguera conectada a una jeringa. Se acciona el émbolo de la jeringa para obtener la muestra de agua que se colocará en el equipo de medición.

Figura 7. Colocación de muestra de agua en el equipo multiparamétrico

Figura 8. Obtención del potencial de óxido reducción (Eh) del agua intersticial.

POTENCIAL REDOX (EH) DEL AGUA

Para evaluar las condiciones de oxidación-reducción a que están expuestas las raíces, en cada UM se instalaron tres electrodos de platino (López-Rosas y Tolome-Romero 2009) a una profundidad de 15 cm del suelo para obtener los valores de potencial redox con un multímetro (Figuras 9 y 10).

Figura 9. Instalación de electrodo cálomel de referencia para medición de Eh en suelo.

Figura 10. Medición de Eh de suelo de la zona de la rizósfera (30 cm de profundidad.

DENSIDAD APARENTE Y CONTENIDO PORCENTUAL DE AGUA EN EL SUELO

Se colectaron muestras de volumen conocido de suelo superficial en cajas de aluminio que se transportaron a laboratorio para obtener su peso húmedo y, posteriormente, se secaron a 65°C hasta obtener un peso constante, para calcular el porcentaje de humedad y la densidad aparente de cada muestra (Campos-Cascaredo y Moreno-Casasola 2009) (Figuras 11 y 12).

Figura 11. Obtención de muestra de suelo para medición de densidad aparente y contenido porcentual de agua en suelo.

Figura 12. Colocación de muestra de suelo en caja de aluminio.

PRODUCCIÓN DE RAÍCES

En cada UM se instaló una trampa raíces construida de acuerdo con la metodología de Vogt et al. (1998), que consiste en cavar un hoyo en el suelo para insertar una bolsa de tela tejida de nylon (malla mosquitera o arpilla) de 10 cm de diámetro por 35 cm de profundidad. La bolsa se rellenó previamente con sustrato pre-tamizado de "sphagnum peat moss comercial" (Hernández Saavedra 2011). La bolsa se dejó enterrada por espacio de cinco meses, al cabo de los cuales, fue extraída para su procesamiento en laboratorio. En laboratorio se separaron las raíces del sustrato y se clasificaron de acuerdo al tamaño en finas (< 0.2 cm), secundarias (0.21 a 0. 5 cm), cables (0.51 a 2.5 cm) y neumatóforos. Las raíces colectadas y separadas se secaron a 65°C hasta obtener un peso constante (Figuras 13-15).

Figura 13. Preparación de trampas de raíz con peat moss.

Figura 14. Siembra de trampas de hojarasca en campo.

Figura 15. Separación de componentes de la trampa de raíz.

MATERIA ORGÁNICA, NUTRIENTES Y CONTAMINANTES

Se colectaron muestras de suelo superficial (de 0 a 60cm de profundidad) que se llevaron al laboratorio para análisis de concentraciones de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo total, así como metales (plomo, cadmio, cromo, cobre y zinc) e hidrocarburos (fracciones pesada y media). Las muestras fueron separadas por horizonte superior (0-30 cm) y de fondo (30 a 60 cm), se le extrajeron las raíces, fueron secados al aire y molidas previamente a un tamaño de partícula menor

a 2mm para su análisis químico. Los métodos recomendados por la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) para análisis de suelos se usaron para evaluar el contenido de los distintos nutrientes en el extracto acuoso: fósforo extractable en suelos neutros y ácidos por el procedimiento de Bray y Kurtz y en suelos alcalinos por el método de Olsen. El contenido de carbono y nitrógeno total fueron cuantificados por combustión seca y usando un analizador elemental "Truspec CN" LECO. Para evaluar la cantidad de carbono orgánico en suelo, se utilizó el método LOI (loss on ignition). Este método se basa en un análisis de diferenciación térmica, la materia orgánica empieza a incinerarse a 220°C y termina por perderse casi completamente a los 550°C; mientras que los carbonatos minerales se destruyen a altas temperaturas hasta 950°C. Se pesaron dos gramos de cada muestra de suelo secado previamente a 70°C (PS70) por una hora en estufa y se incineraron a 550°C (PS550) en mufla por cuatro horas para descartar la materia orgánica (Santisteban et al., 2004). Ésta se cuantificó mediante la ecuación: $LOI_{550} = 100\ (PS_{70} - PS_{550}\ )/\ PS_{70}$, donde LOI_{550} es el porcentaje de la pérdida de peso por la incineración. Se ha calculado experimentalmente que el carbono orgánico es aproximadamente la mitad del LOI_{550} (Dean, 1972). El carbono orgánico obtenido a través de LOI se multiplicó por la cantidad de carbono total obtenido del Truspec y éste valor es el que se utilizó en las estimaciones de carbono orgánico en las muestras de suelo.

La determinación de la concentración de metales en suelo se obtuvo por la técnica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS); de acuerdo con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (DOF 2004). Las matrices de suelo son tratados previamente con digestión ácida en horno de microondas. Los metales adsorbidos se tratan con el método de lixiviación con ácido acético glacial con agitación sincrónica durante 18 horas.

La concentración de la fracción pesada de hidrocarburos se obtuvo por extracción con solventes y gravimetría, mientras que la fracción media se determinó por cromatografía de gases con detector de ionización de flama (FID). Previo a la cromatografía de gases, se hizo la extracción con solventes con características polares, afines a los hidrocarburos; después de la extracción, las muestras se llevaron a evaporación y purificación en columnas de alúmina sílica; posteriormente las muestras se llevaron a sequedad, se eluyeron para finalmente inyectarlas en el cromatógrafo de gases; de acuerdo con la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 (DOF 2005, en Domínguez- Domínguez et al. 2005).

ANÁLISIS DE GRADIENTE

El diseño de muestreo sistemático a lo largo de transectos con orientación río-tierra permite detectar la variación espacial gradual en las características bióticas y abióticas de este sistema de humedales. Los datos bióticos se integraron en una matriz que se analizó por medio de matrices de similitud con las que se formaron grupos (análisis CLUSTER; Legendre y Legendre, 1998) u ordenaron (ordenación MDS; Faith et al., 1987; Minchin, 1987) las UM's con base en la composición y abundancia de las diferentes especies y, en el caso de los árboles, en sus diferentes condiciones (vivos, muertos, plántulas). Para detectar diferencias entre grupos de UM's, se aplicó un análisis de similitudes (ANOSIM, Clarke y Green 1988) por medio de métodos de permutación y aleatorización de la matriz de similitudes. Para determinar las especies determinantes de cada grupo formado, los grupos con significancia estadística obtenidos del ANOSIM se describieron con el apoyo de la técnica de análisis de similitud entre porcentajes y contribución de especies (SIMPER, Clarke 1993).

Los datos abióticos se integraron en otra matriz con la que se hicieron análisis de gradiente indirecto (BEST/BIOENV; Clarke et al., 2008) para interpretar las clasificaciones u ordenaciones en relación a las variables ambientales. Estos análisis multivariados se hicieron con los datos de mayo 2015, mayo 2016, noviembre 2018 y octubre 2019. Por otro lado, los datos de la matriz abiótica se analizaron por medio de matrices de similitud para formar grupos y ordenaciones de las UM's para detectar los cambios espaciales y temporales en las características ambientales. Estos análisis se hicieron con frecuencia mensual. Todas las técnicas multivariadas se hicieron con el software PRIMER ver. 6.0.

CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA

Con la obtención mensual de variables fisicoquímicas asociadas con la hidrología (nivel del agua, salinidad, Eh) en los puntos extremos de los transectos se hicieron curvas de simetría-sincronía para detectar si el agua y sus componentes fluyen del manglar hacia el humedal o viceversa (variación espacial), y si esta dirección cambia mensualmente (variación estacional).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

FISONOMÍA DE LA VEGETACIÓN

El sitio de estudio presentó un gradiente evidente de la fisonomía de la vegetación en dirección Oriente-Poniente (del borde del río hacia tierra firme). En dirección Norte-Sur no hay un gradiente detectable. Esto es debido a que, en los humedales, los principales factores que determinan la distribución de la vegetación son la topografía y el hidroperíodo. En el Manglar-Tular del sitio de estudio, el flujo hidrológico y los cambios topográficos se dan en dirección Oriente-Poniente; pero no hay dirección de flujo ni gradiente topográfico en la dirección Norte-Sur. En dirección Oriente-Poniente los niveles topográficos más elevados se presentaron del lado oriental (cerca al río), y este nivel fue disminuyendo gradualmente hacia el final de los transectos, donde además había los niveles más elevados de inundación. Las UM's cercanas al río tuvieron densidades bajas de árboles altos (de hasta 16 m) y con diámetros gruesos (de hasta 40 cm). Las especies dominantes fueron *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con muy poca presencia de *Avicennia germinans* (Figura 16). A mitad del gradiente las UM's tienen densidades altas, pero están dominadas por individuos arbustivos (diámetros menores de 17 cm) de *Laguncularia racemosa* con alturas no mayores a los nueve metros y parches de vegetación herbácea dominada por *Achrostichum aureum* (Figura 17). Al final del gradiente la vegetación arbóreo-arbustiva es escasa y domina la vegetación herbácea con especies como *Phragmites australis* y *Typha domingensis*, con parches de la palma *Acoelorraphe wrigthii* de *Laguncularia racemosa* con hábito arbustivo (Figura 18).

Figura 16. Fisonomía de la vegetación en el extremo oriente del sitio de estudio (borde del río San Pedro y San Pablo). Es vegetación de tipo arbórea donde hay co-dominancia de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), con escasa presencia de mangle negro (*Avicennia germinans*).

Figura 17. Fisonomía de la vegetación en la zona central del sitio de estudio. Es vegetación de tipo arbóreo-arbustivo dominada por mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), siendo el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) la segunda especie en valor de abundancia. En algunas UM's sólo hubo presencia de mangle blanco.

Figura 18. Fisonomía de la vegetación en el extremo poniente del sitio de estudio. Es vegetación de tipo herbácea dominada por *Phragmites australis* y *Typha domingensis*. Hacia el final del periodo de estudio se empezó a detectar aumento en la presencia y abundancia de *Laguncularia racemosa* con hábito arbustivo o en forma de plántulas.

ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN

En 25 de las 27 UM's dominó vegetación arbórea compuesta por especies de mangle. La especie más abundante fue *Laguncularia racemosa*, con mayores alturas y menores densidades cerca del río, pero mayores densidades con menores alturas a mitad del gradiente. La segunda especie en dominancia fue *Rhizophora mangle*, pero su abundancia fue disminuyendo hasta casi desaparecer en las últimas UM's del extremo poniente. *Avicennia germinans* fue poco abundante y sólo estuvo presente en las UM's del extremo oriente.

El resumen de las características estructurales obtenidas al inicio del estudio (mayo del 2015) de las UM's arbóreas se presenta en el Cuadro 1; mientras que lo obtenido al final del estudio (octubre del 2019) se presenta en el Cuadro 2.

En el Cuadro 3 se presenta la comparación estadística de las características estructurales de ambos muestreos. No se detectaron diferencias significativas ni entre las comparaciones por especies ni entre los valores totales, indicando que el manglar de Pantanos de Centla es un ecosistema maduro, de dinámica estable.

Cuadro 1. Resumen de datos estructurales de **mayo de 2015** de la vegetación arbórea en las distintas unidades de monitoreo (UM's). Se presentan los promedios ± 1 error estándar del diámetro a la altura del pecho (DAP) por especie, altura por especie y altura de todas las especies. En las UM 8-1, 9-1, 18-1, 26-1 y 27-1 no hubo vegetación arbórea.

UM	Especie	DAP promedio (cm)	Densidad por especie (ind·ha^{-1})	Área basal (m^2·ha^{-1})	Altura promedio (m)	Densidad total (ind·ha^{-1})	Área basal total (m^2·ha^{-1})	Altura promedio de todas las especies (m)
1-1	*Avicennia germinans*	22.7 ± 0.1	50	2.02	10.8 ± 0.2	300	5.3	7.1 ± 0.93
	Laguncularia racemosa	6.2 ± 2.6	175	1.11	4.9 ± 0.4			
	Rhizophora mangle	19.4 ± 0.2	75	2.23	9.8 ± 0.3			
2-1	*Avicennia germinans*	33.7 ± 1.8	200	18.2	13.3 ± 0.4	600	31.8	11 ± 0.5
	Laguncularia racemosa	24.6 ± 0.5	100	4.7	10.5 ± 0.6			
	Rhizophora mangle	25.1 ± 2.1	650	37.7	11.2 ± 0.6			
3-1	*Rhizophora mangle*	24.4 ± 1.7	775	40.7	11.2 ± 0.4	775	40.7	11.2 ± 0.4
4.1	*Laguncularia racemosa*	2.8 ± 0.2	50	0.03	5.2 ± 0.8	650	0.82	5.7 ± 0.2
	Rhizophora mangle	4.0 ± 0.2	600	0.8	5.7 ± 0.2			
5-1	*Laguncularia racemosa*	10.4 ± 0.2	3325	29.9	6.8 ± 0.1	3400	31.6	6.8 ± 0.1
	Rhizophora mangle	17.0 ± 0.5	75	1.7	9.4 ± 0.4			
6-1	*Laguncularia racemosa*	6.7 ± 0.3	4800	21.6	5.6 ± 0.1	4800	21.6	5.6 ± 0.1
7-1	*Laguncularia racemosa*	5.3 ± 0.1	9925	24.3	5.4 ± 0.1	9925	24.3	5.3 ± 0.1
10-1	*Avicennia germinans*	23.2 ± 0.3	100	4.2	11.4 ± 0.3	975	41.2	9.9 ± 0.2
	Laguncularia racemosa	18 ± 2.6	625	24.1	9.15 ± 0.7			
	Rhizophora mangle	25.3 ± 1.5	250	12.9	11.4 ± 0.4			

UM	Especie	DAP promedio (cm)	Densidad por especie (ind·ha^{-1})	Área basal (m^2·ha^{-1})	Altura promedio (m)	Densidad total (ind·ha^{-1})	Área basal total (m^2·ha^{-1})	Altura promedio de todas las especies (m)
11-1	*Avicennia germinans*	24.3 ± 0.4	150	6.9	12.0 ± 0.1	675	32.3	10.9 ± 0.5
	Laguncularia racemosa	30.6 ± 1.7	275	20.8	12.6 ± 0.5			
	Rhizophora mangle	13.5 ± 2.3	250	4.5	8.4 ± 0.6			
12-1	*Laguncularia racemosa*	21.4 ± 2.0	325	12.9	9.9 ± 0.6	650	17.6	9.1 ± 0.4
	Rhizophora mangle	13.1 ± 1.0	325	4.7	8.3 ± 0.4			
13-1	*Laguncularia racemosa*	3.2 ± 0.2	100	0.08	5.0 ± 0.6	1075	33.7	9.4 ± 0.4
	Rhizophora mangle	20.0 ± 1.0	975	33.6	9.9 ± 0.3			
14-1	*Laguncularia racemosa*	5.9 ± 0.2	2050	6.2	5.6 ± 0.2	4200	26.2	6.6 ± 0.1
	Rhizophora mangle	10.0 ± 0.5	2150	19.9	7.6 ± 0.1			
15-1	*Laguncularia racemosa*	6.6 ± 0.3	4175	16.5	5.7 ± 0.1	4425	18.5	5.8 ± 0.1
	Rhizophora mangle	9.8 ± 0.5	250	1.9	7.3 ± 0.2			
16-1	*Laguncularia racemosa*	7.3 ± 0.3	1700	7.9	5.9 ± 0.1	1700	7.9	5.9 ± 0.1
17-1	*Dalbergia brownei*	3.5 ± 0.3	50	0.05	3.1 ± 0.0	6450	36.2	6.1 ± 0.1
	Laguncularia racemosa	7.7 ± 0.2	6400	36.1	6.1 ± 0.1			
19-1	*Avicennia germinans*	22.8 ± 0.1	100	4.1	11.1 ± 0.1	1375	10.5	6.1 ± 0.3
	Laguncularia racemosa	6.1 ± 0.7	1275	6.4	5.7 ± 0.3			
20-1	*Laguncularia racemosa*	7.0 ± 1.0	1275	9.8	5.9 ± 0.3	1350	11.3	5.9 ± 0.3
	Rhizophora mangle	13.5 ± 6.1	75	1.5	75 ± 2.2			
21-1	*Laguncularia racemosa*	20.2 ± 0.3	100	3.2	9.4 ± 0.2	500	11.5	8.7 ± 0.4
	Rhizophora mangle	15.0 ± 1.6	400	8.3	8.6 ± 0.5			
22-1	*Rhizophora mangle*	23.1 ± 1.0	1000	44.9	10.9 ± 0.3	1000	44.9	10.9 ± 0.3
23-1	*Laguncularia racemosa*	26.8 ± 1.0	675	39.4	11.6 ± 0.3	775	40.2	11.1 ± 0.4
	Rhizophora mangle	10.2 ± 1.6	100	0.9	7.9 ± 0.5			
24-1	*Laguncularia racemosa*	12.6 ± 0.5	2025	28.5	7.6 ± 0.2	2175	30.9	7.7 ± 0.2
	Rhizophora mangle	14.2 ± 1.2	150	2.4	8.7 ± 0.4			
25-1	*Laguncularia racemosa*	3.4 ± 0.03	11300	10.86	4.6 ± 0.05	11300	10.86	4.6 ± 0.05

Cuadro 2. Resumen de datos estructurales de **octubre de 2019** de la vegetación arbórea en las distintas unidades de monitoreo (UM's). Se presentan los promedios ± 1 error estándar del diámetro a la altura del pecho (DAP) por especie, altura por especie y altura de todas las especies. En las UM 8-1, 9-1, 18-1, 26-1 y 27-1 no hubo vegetación arbórea.

UM	Especie	DAP promedio (cm)	Densidad por especie (ind·ha^{-1})	Área basal (m^2·ha^{-1})	Altura promedio (m)	Densidad total (ind·ha^{-1})	Área basal total (m^2·ha^{-1})	Altura promedio de todas las especies (m)
1-1	*Avicennia germinans*	25.3 ± 0.1	50	2.5	11.4 ± 0.05	150	6.2	10.6 ± 0.3
	Laguncularia racemosa	24.5 ± 0.0	25	1.2	11.1 ± 0.00			
	Rhizophora mangle	20.6 ± 0.2	75	2.5	10.0 ± 0.06			
2-1	*Avicennia germinans*	34.4 ± 1.9	200	19.0	14.2 ± 0.6	700	42.7	11.5 ± 0.6
	Laguncularia racemosa	25.6 ± 0.2	100	5.1	11.4 ± 0.05			
	Rhizophora mangle	21.3 ± 3.0	400	18.6	10.2 ± 0.9			
3-1	*Rhizophora mangle*	21.1 ± 2.0	950	43.7	10.1 ± 0.6	950	43.7	10.1 ± 0.6
4.1	*Laguncularia racemosa*	2.9 ± 0.1	75	0.05	4.6 ± 0.01	650	0.9	5.0 ± 0.1
	Rhizophora mangle	4.2 ± 0.2	575	0.8	5.0 ± 0.05			
5-1	*Laguncularia racemosa*	10.5 ± 0.2	3250	30.3	6.94 ± 0.07	3325	32.1	6.5 ± 0.1
	Rhizophora mangle	17.3 ± 0.5	75	1.8	8.97 ± 0.17			
6-1	*Laguncularia racemosa*	7.0 ± 0.3	4175	21.0	5.9 ± 0.09	4175	21.0	5.9 ± 0.09
7-1	*Laguncularia racemosa*	5.3 ± 0.1	9450	23.8	5.4 ± 0.03	9450	23.8	5.4 ± 0.03
10-1	*Avicennia germinans*	24.7 ± 0.3	100	4.8	11.2 ± 0.11	925	43.3	10.3 ± 0.6
	Laguncularia racemosa	19.5 ± 2.8	575	25.0	9.7 ± 0.9			
	Rhizophora mangle	25.8 ± 1.5	250	13.5	11.5 ± 0.4			
11-1	*Avicennia germinans*	25.5 ± 0.1	150	7.6	11.5 ± 0.05	650	32.7	10.8 ± 0.6
	Laguncularia racemosa	31.9 ± 1.7	250	20.5	13.4 ± 0.6			
	Rhizophora mangle	13.6 ± 2.3	250	4.6	79 ± 0.7			
12-1	*Laguncularia racemosa*	2.7 ± 2.0	300	13.2	10.6 ± 0.6	625	17.9	9.1 ± 0.45
	Rhizophora mangle	12.9 ± 1.3	325	4.7	7.7 ± 0.4			
13-1	*Laguncularia racemosa*	3.2 ± 0.2	100	0.08	4.7 ± 0.06	1200	35.6	8.9 ± 0.4
	Rhizophora mangle	18.3 ± 1.0	1100	35.5	9.3 ± 0.3			
14-1	*Laguncularia racemosa*	6.23 ± 0.2	1975	6.6	5.6 ± 0.07	1575	14.6	6.7 ± 0.1
	Rhizophora mangle	10.2 ± 0.5	2100	20.3	6.8 ± 0.1			

UM	Especie	DAP promedio (cm)	Densidad por especie (ind·ha^{-1})	Área basal (m^2·ha^{-1})	Altura promedio (m)	Densidad total (ind·ha^{-1})	Área basal total (m^2·ha^{-1})	Altura promedio de todas las especies (m)
15-1	*Laguncularia racemosa*	6.7 ± 0.2	4125	17.0	5.8 ± 0.06	4375	19.0	5.8 ± 0.06
	Rhizophora mangle	10.0 ± 0.5	250	2.0	6.8 ± 0.16			
16-1	*Laguncularia racemosa*	7.8 ± 0.3	1675	8.8	6.1 ± 0.1	1725	8.8	6.1 ± 0.1
	Rhizophora mangle	2.7 ± 0.0	50	0.03	4.6 ± 0.0			
17-1	*Dalbergia brownei*	3.5 ± 0.2	50	0.05	4.85 ± 0.05	6375	36.6	6.1 ± 0.07
	Laguncularia racemosa	7.8 ± 0.2	5575	36.6	6.1 ± 0.07			
19-1	*Avicennia germinans*	24.7 ± 0.2	100	4.8	11.2 ± 0.08	1300	12.0	6.1 ± 0.3
	Laguncularia racemosa	6.37 ± 0.9	1200	7.2	5.7 ± 0.26			
20-1	*Laguncularia racemosa*	7.5 ± 1.1	1200	10.7	6.02 ± 0.33	1325	12.4	6.1 ± 0.3
	Rhizophora mangle	9.6 ± 4.5	125	1.7	6.7 ± 1.3			
21-1	*Laguncularia racemosa*	21.3 ± 0.3	100	3.5	10.2 ± 0.1	500	13.1	8.9 ± 0.45
	Rhizophora mangle	16 ± 1.8	400	9.5	8.6 ± 0.5			
22-1	*Rhizophora mangle*	23.1 ± 1.0	900	40.3	10.7 ± 0.3	900	40.3	10.7 ± 0.3
23-1	*Laguncularia racemosa*	27.5 ± 1.0	650	39.8	12 ± 0.3	725	40.2	11.5 ± 0.4
	Rhizophora mangle	8.7 ± 0.5	75	0.45	6.4 ± 0.1			
24-1	*Laguncularia racemosa*	12.4 ± 0.5	2075	28.8	7.5 ± 0.2	2225	31.3	7.5 ± 0.15
	Rhizophora mangle	14.2 ± 1.2	150	2.5	8.0 ± 0.4			
25-1	*Laguncularia racemosa*	3.6 ± 0.03	11325	12.1	4.9 ± 0.01	11325	12.1	4.9 ± 0.01

Cuadro 3. Comparación entre los valores de características estructurales obtenidas al inicio del monitoreo (mayo 2015) y al final del monitoreo (octubre 2019). Se presenta la media ± 1 EE o la mediana (1er cuartil – 3er cuartil).

Característica	Especie	2015	2019	*t*	*U*	*P*
Densidad (ind·ha^{-1})	*Avicennia germinans*	120.0 ± 25.5 a	120.0 ± 25.5 a	0.05	-	1.0
	Laguncularia racemosa	1275.0 a (225.0 – 3750.0)	1200 a (175.0 – 3687.5)	-	9.0	0.78
	Rhizophora mangle	287.5 a (125.0 – 712.5)	250.0 a (112.5 – 656.2)	-	11.0	0.73
Área basal (m^2·ha^{-1})	*Avicennia germinans*	4.2 a (3.5 – 9.8)	4.8 a (4.2 – 10.5)	-	189.0	0.55
	Laguncularia racemosa	11.8 a (5.5 – 24.2)	12.6 a (5.9 – 24.4)	-	192.5	0.85
	Rhizophora mangle	4.6 a (1.8 – 26.8)	4.6 a (1.7 – 19.0)	-	173.0	0.84
Altura (m)	*Avicennia germinans*	11.4 a (11.0 – 12.3)	11.3 a (11.2 – 12.1)	-	126.0	0.84
	Laguncularia racemosa	5.9 a (5.5 – 9.3)	6.1 a (5.7 – 10.4)	-	130.0	0.47
	Rhizophora mangle	9.0 ± 0.4 a	8.2 ± 0.5 a	1.2	-	0.22
Densidad total (ind·ha^{-1})		1212.5 a (675.0 – 4200.0)	1300.0 a (706.2 – 3343.7)	-	247.5	0.91
Área basal total (m^2·ha^{-1})		25.2 a (11.3 – 33.)	23.8 a (12.5 – 36.4)	-	235.0	0.69
Altura total (m)		7.0 a (5.9 – 9.9)	7.0 a (6.1- 10.3)	-	246.0	0.88

PRODUCTIVIDAD

La producción mensual de los diferentes componentes de la hojarasca de las UM's arbóreas se presenta en las gráficas de las figuras 19 a 23. En la figura 24 se presentan los valores de la sumatoria de todos los componentes (hojarasca total). En las figuras se presenta por separado lo obtenido en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se detecta una marcada estacionalidad con picos en los meses de febrero y diciembre, como resultado de los vientos generados por los frentes fríos de la

temporada invernal. La producción de flores y propágulos se mantiene a lo largo de todo el año, pero hay meses con mayor producción, principalmente entre el verano-invierno (de agosto a febrero), con baja producción en los meses de primavera-verano (de marzo a julio). Se realizó un análisis estadístico (prueba de t) para comparar la producción de hojarasca total entre meses similares del periodo 2015-2016 y 2018-2019. Se encontró que la producción fue significativamente mayor (t = 2.18; P = 0.041) en el periodo de 2015-2016 (3.81 ± 0.39 g·cm^{-2}·día^{-1}) que en el de 2018-2019 (2.35 ± 0.54 g·cm^{-2}·día^{-1}). Esta disminución en la productividad de hojarasca de un periodo al otro pudo ser en respuesta al aumento en la salinidad del agua intersticial que se registró en el periodo de 2018-2019. En un estudio de monitoreo de largo plazo de la salinidad, precipitación y salinidad en manglares monoespecíficos de *R. mangle* en Laguna de Términos, Agraz Hernández et al. (2015) detectaron una relación estadísticamente significativa e inversamente proporcional entre la salinidad del agua intersticial y la producción de hojarasca e hipocótilos. La salinidad a nivel de raíces genera un estrés fisiológico en las plantas al provocar que el agua salga de las células de la raíz, provocando efectos negativos, similares a los de la sequía (López-Portillo y Ezcurra 2002). Dado que la salinidad incrementa el costo de mantener tejido fotosintético (Pool et al. 1975), es esperable que un incremento en la salinidad se vea reflejado en pérdida de productividad.

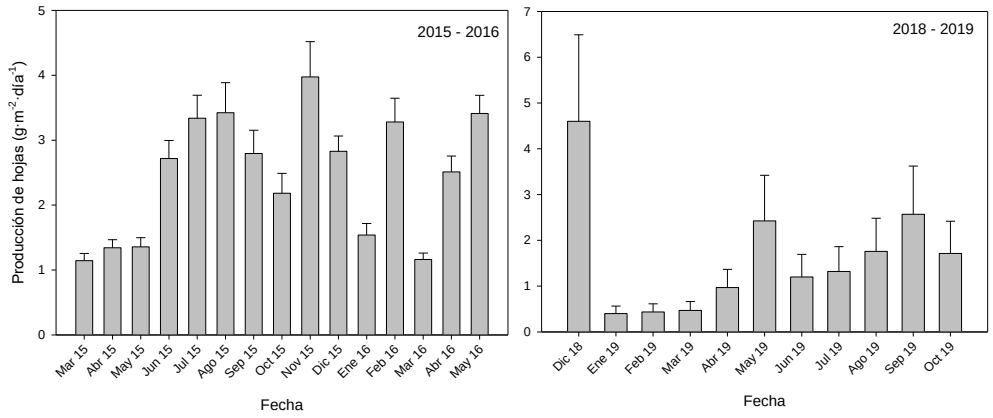

Figura 19. Producción mensual de **hojas** en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.

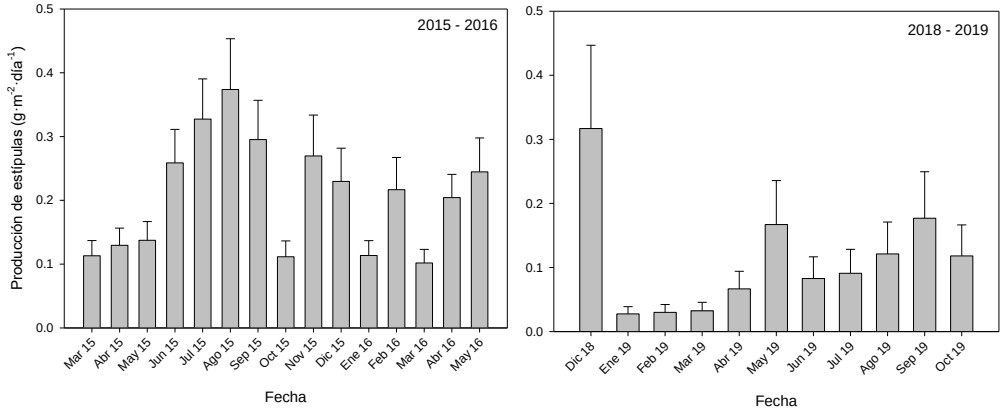

Figura 20. Producción mensual de **estípulas de *R. mangle*** en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.

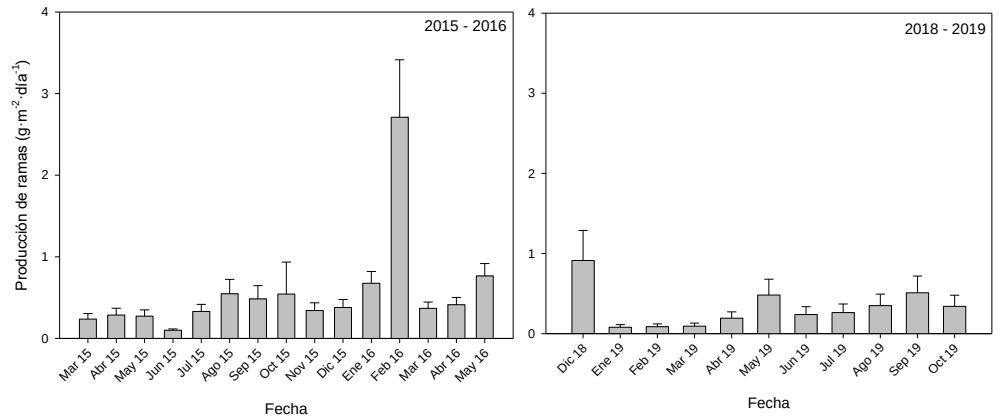

Figura 21. Producción mensual de **ramas** en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.

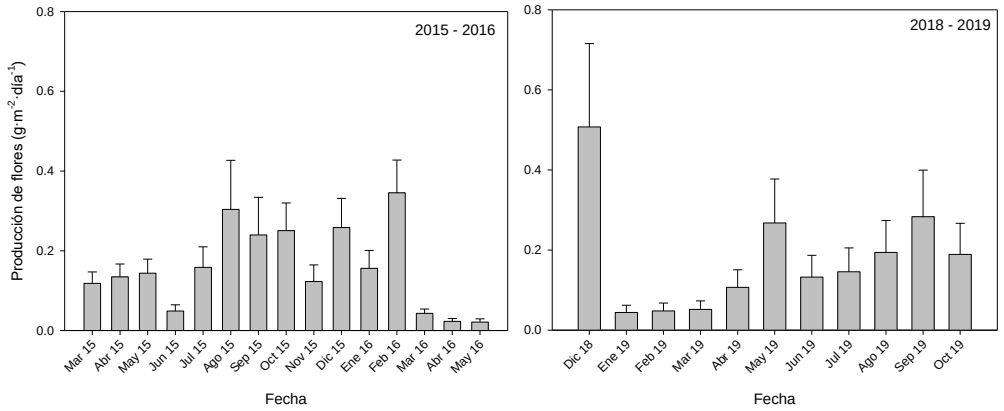

Figura 22. Producción mensual de **flores** en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.

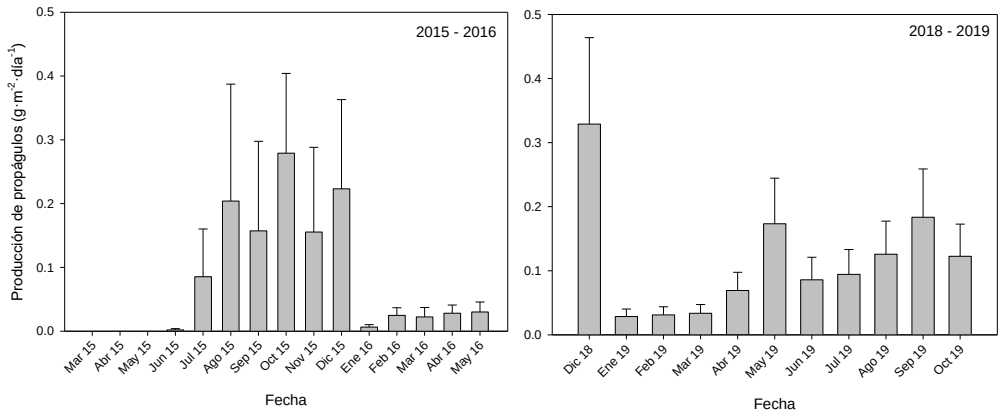

Figura 23. Producción mensual de **propágulos** en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.

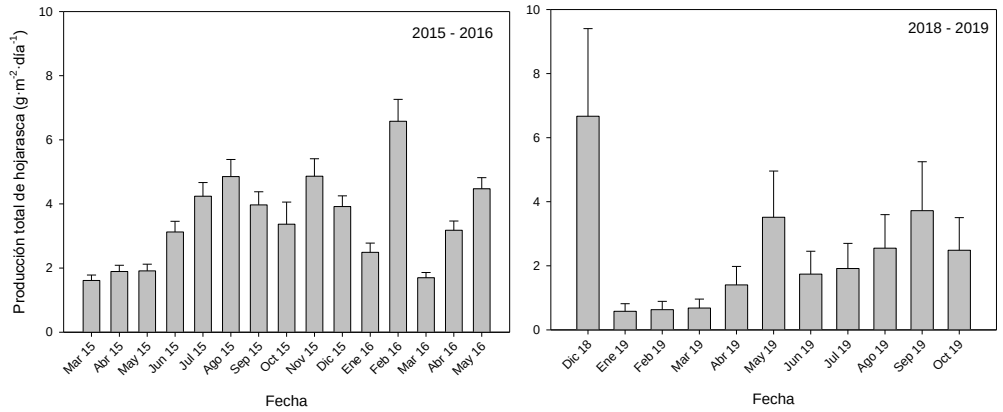

Figura 24. Producción mensual **total de hojarasca** en las UM's arbóreas del manglar de Pantanos de Centla en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media mensual + 1 EE.

La producción de biomasa subterránea (raíces) en los primeros 30 cm de la superficie del suelo de las 27 UM's se presenta en el cuadro 4. Se presenta la comparación estadística entre los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Las pruebas de t_{apareada} detectaron diferencias significativas (P = 0.001) en la producción total de raíces y en los distintos componentes de la misma. La mayor producción ocurrió en el periodo 2015-2016 (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de la producción subterránea entre los periodos 2015-2016 y 2018-209.Se presenta la media ± 1 EE.

Componente	2015-2016	2018-2019	$t_{apareada}$	*P*
Raíces finas ($g \cdot m^{-2} \cdot año^{-1}$)	2396.2 ± 268.0 a	1293.1 ± 133.6 b	8.2	< 0.001
Raíces secundarias ($g \cdot m^{-2} \cdot año^{-1}$)	727.9 ± 81.3 a	538.6 ± 56.0 b	7.4	< 0.001
Cables ($g \cdot m^{-2} \cdot año^{-1}$)	1531.0 ± 171.2 a	1132.8 ± 117.8 b	7.4	< 0.001
Total ($g \cdot m^{-2} \cdot año^{-1}$)	46551 ± 520.6 a	2964.5 ± 307.4 b	7.9	< 0.001

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE SUELO Y AGUA

El comportamiento mensual de las características fisicoquímicas de suelo y agua de las 27 UM's y de la salinidad del agua superficial del río se presenta en las gráficas de las figuras 25-33 para los periodos 2015-2016 y 2018-2019. La comparación estadística de cada variable entre los dos periodos se presenta en el cuadro 5. Los principales cambios entre ambos periodos se obtuvieron en la salinidad del agua intersticial de las UM's (Figura 27) y en la salinidad del agua superficial del río (Figura 28), en donde hubo un incremento significativo (de 10 a 15 ppt) del periodo 2015-2016 al periodo 2018-2019. También se observó un incremento en el nivel del agua entre ambos periodos (Figura 25), aunque este no fue estadísticamente significativo ($P = 0.47$). El aumento en el nivel de salinidad indica un fenómeno de intrusión salina. Por ser un humedal influenciado por la marea, esta intrusión salina pudo ser un evento puntual por un fenómeno de marejada inusual o mar de fondo; o bien, puede ser un efecto permanente derivado del incremento en el nivel del mar. En el presente estudio, al ser de mediano plazo, no es posible asegurar la causa del fenómeno, y se requiere un monitoreo continuo y de largo plazo para especificar la causa de la intrusión; o bien, comparar con resultados obtenidos en otras regiones del Golfo de México en el mismo periodo.

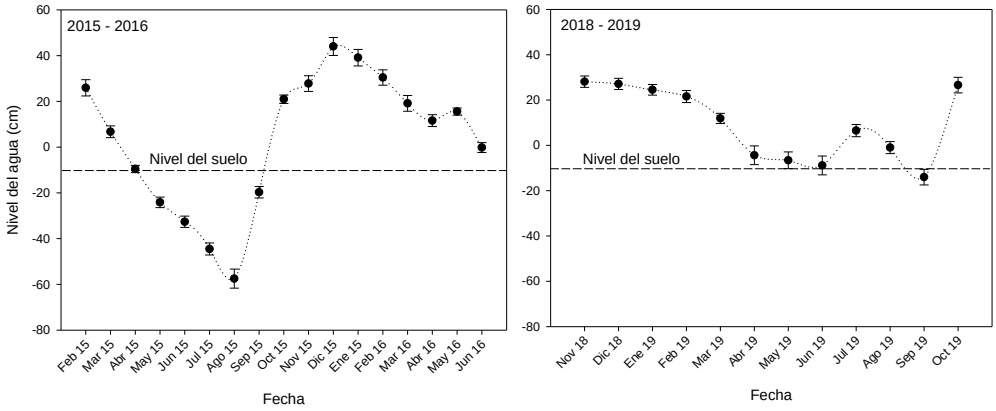

Figura 25. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27UM's) del **nivel del agua** en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

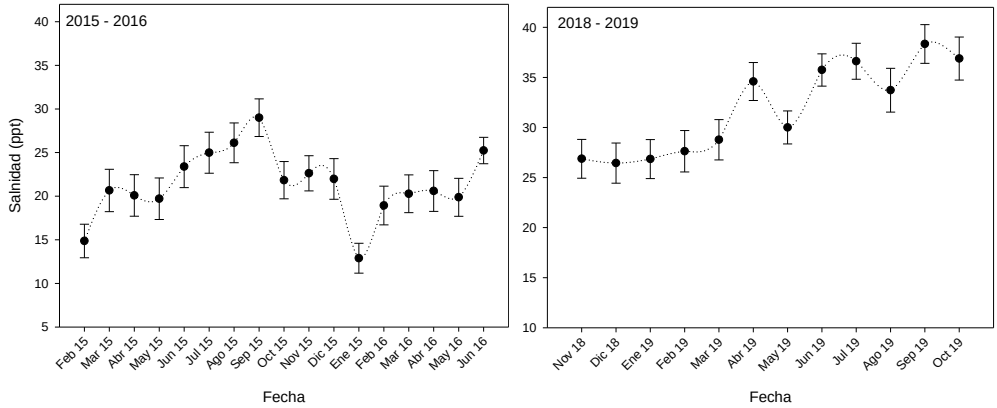

Figura 26. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27UM's) de la **salinidad del agua intersticial** en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

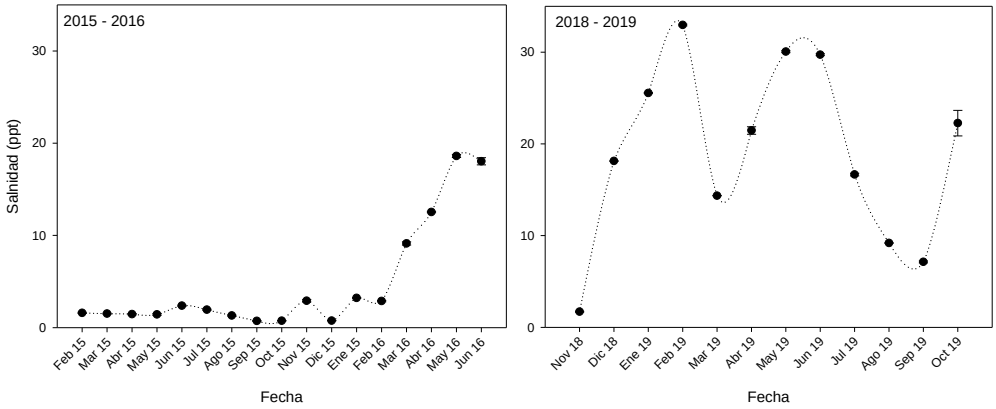

Figura 27. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de tres puntos cercanos a las UM 1, 10 y 19) de la **salinidad del agua superficial del río** en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

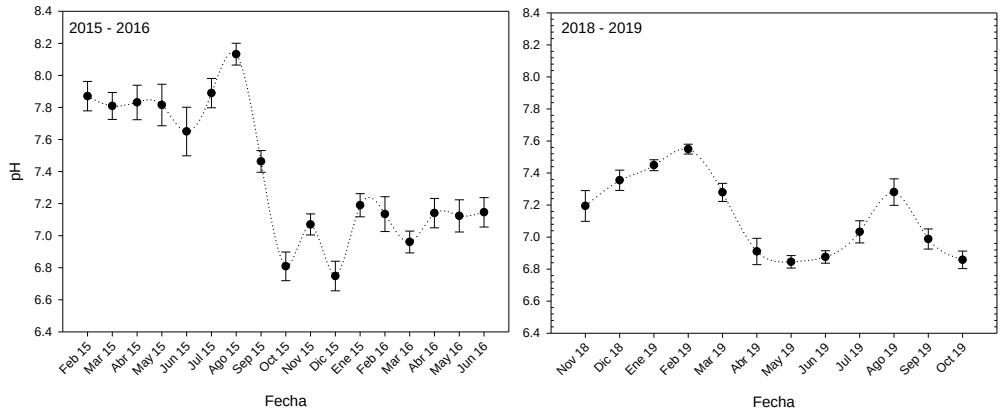

Figura 28. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del **pH** del agua intersticial en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

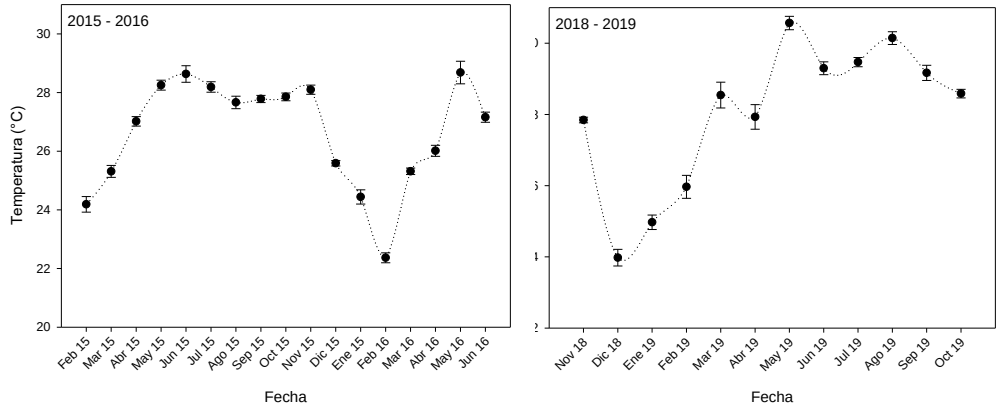

Figura 29. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) de la **temperatura** del agua intersticial en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

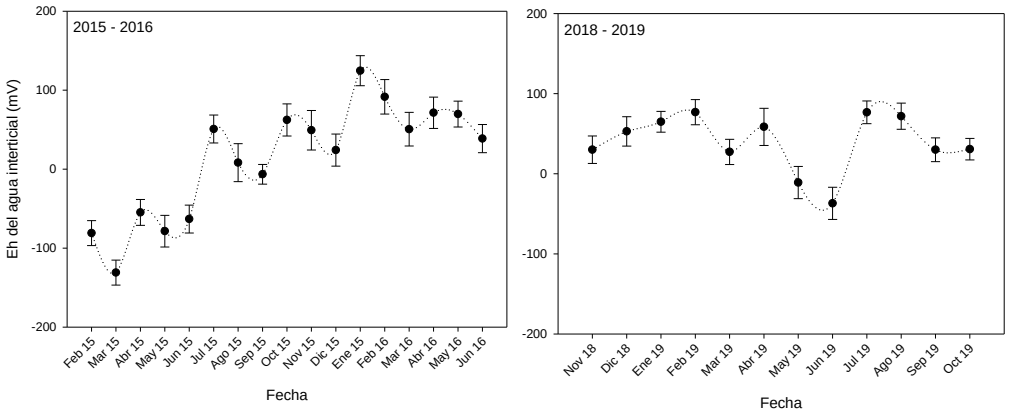

Figura 30. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del **Eh** (potencial redox) del agua intersticial en el manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

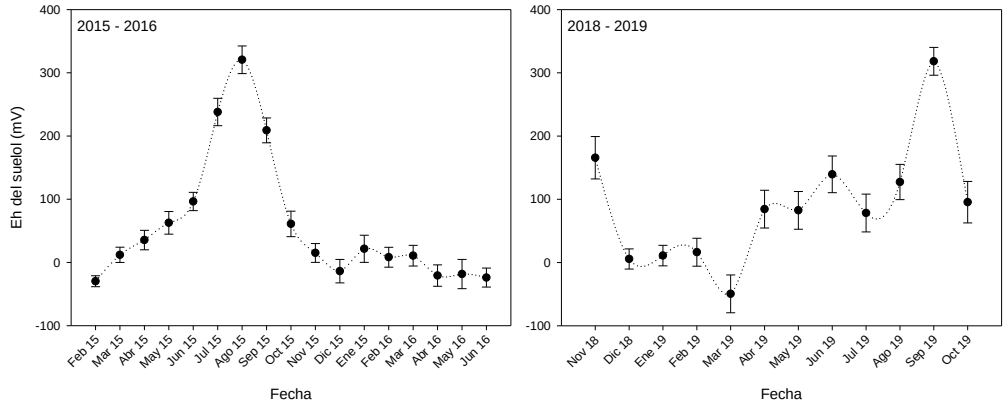

Figura 31. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del **Eh** (potencial redox) del suelo (a 30 cm de profundidad) del manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

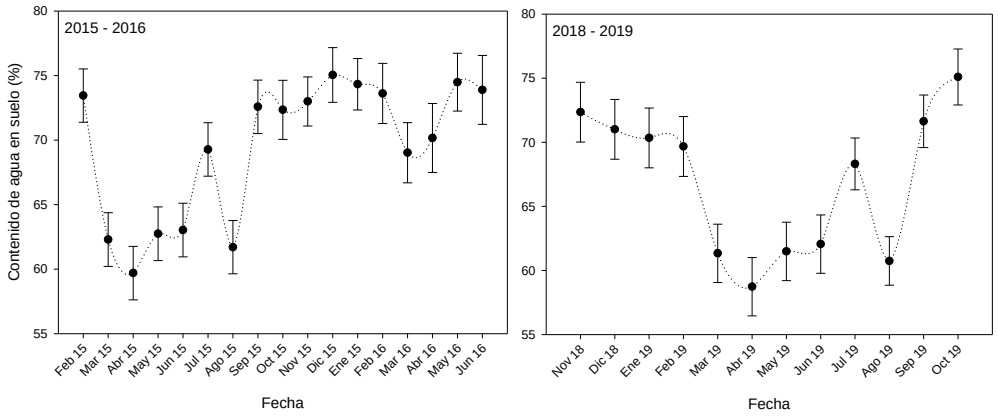

Figura 32. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) del **contenido porcentual de agua en el suelo** del manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

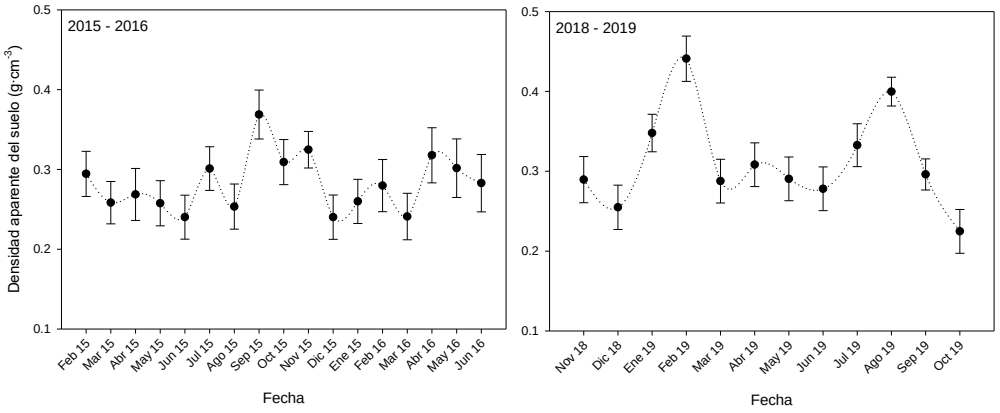

Figura 33. Comportamiento mensual (media ± 1 EE de 27 UM's) de la **densidad aparente** del suelo del manglar-tular de Pantanos de Centla en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

Cuadro 5. Comparación de características fisicoquímicas de suelo y agua entre los valores obtenidos en los periodos 2015-2016 y 2018-2019. Se presenta la media ± 1 EE. El Eh del suelo se obtuvo a 30 cm de profundidad (zona de raíces).

Característica	2015-2016	2018-2019	$t_{apareada}$	*P*
Nivel del agua (cm)	2.63 ± 9.34 a	9.29 ± 4.59 a	0.74	0.47
Salinidad del agua intersticial (ppt)	21.77 ± 1.23 b	31.87 ± 1.31 a	6.02	< 0.001
Salinidad del agua superficial del río (ppt)	3.87 ± 1.00 b	19.10 ± 2.83 a	5.50	< 0.001
pH del agua intersticial	7.38 ± 0.11 a	7.13 ± 0.07 a	1.73	0.11
Temperatura del agua intersticial (°C)	26.76 ± 0.49 a	28.04 ± 0.59 a	1.91	0.08
Eh del agua intersticial (mV)	22.50 ± 12.60 a	39.34 ± 10.22 a	1.15	0.27
Eh suelo (mV)	76.47 ± 35.52 a	89.57 ± 27.55 a	0.30	0.77
Contenido de agua en suelo (%)	69.95 ± 1.22 a	66.90 ± 1.62 a	1.76	0.11
Densidad aparente del suelo ($g \cdot cm^{-3}$)	0.29 ± 0.01 a	0.31 ± 0.02 a	1.52	0.16

MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN SUELO

Los valores medios del porcentaje de materia orgánica y concentración de nutrientes en muestras de suelo se presentan en el cuadro 6 para cuatro fechas de muestreo. No se detectó cambio entre los valores de estos componentes edáficos por efecto de la fecha, excepto para la relación Carbono:Nitrógeno de muestras obtenidas a una profundidad entre 30 y 60 cm. Este componente tuvo el valor más alto en febrero de 2015, valores intermedios en abril de 2016 y octubre de 2019; y el valor significativamente más bajo en noviembre de 2018 (Cuadro 6). Al comparar los resultados de muestras de suelo superficial (0-30 cm) con muestras de suelo obtenidas entre 30 y 60 cm (Cuadro 7) se detectaron diferencias significativas en la materia orgánica, relación C:N y fósforo extractable. En los tres casos, los valores fueron más altos en las muestras de suelo superficial. En los demás componentes edáficos no hubo diferencias significativas entre profundidades (Cuadro 7).

Cuadro 6. Comparación estadística (ANOVA de medidas repetidas) de los diferentes componentes edáficos en cuatro fechas de muestreo. Se presenta la media ± 1 EE de 27 muestras por fecha. Letras diferentes entre medias indican diferencias estadísticamente significativas (*P < 0.05).

Componente edáfico	Feb 15	Abr 16	Nov 18	Oct 19	$F_{3,78}$
Materia orgánica entre 0 y 30 cm (%)	25.44 ± 3.53 a	25.49 ± 2.94 a	25.60 ± 1.78 a	22.51 ± 2.75 a	0.077 ^{ns}
Materia orgánica entre 30 y 60 cm (%)	19.41 ± 2.78 a	19.41 ± 2.31 a	19.41 ± 1.39 a	19.41 ± 2.16 a	$6.7x10^{-6}$ ^{ns}
Nitrógeno total entre 0 y 30 cm (%)	0.70 ± 0.07 a	0.69 ± 0.06 a	0.68 ± 0.04 a	0.69 ± 0.05 a	0.22 ^{ns}
Nitrógeno total entre 30 y 60 cm (%)	0.772 ± 0.090 a	0.773 ± 0.075 a	0.774 ± 0.045 a	0.773 ± 0.070 a	$7.1x10^{-4}$ ^{ns}
Relación C:N entre 0 y 30 cm	24.96 ± 5.30 a	27.07 ± 4.54 a	23.66 ± 2.30 a	25.23 ± 3.00 a	0.22 ^{ns}
Relación C:N entre 30 y 60 cm	26.39 ± 5.04 a	17.73 ± 2.14 ab	15.51 ± 1.16 b	19.88 ± 1.90 ab	3.22 *
Fósforo extractable entre 0 y 30 cm ($mg \cdot Kg^{-1}$)	11.88 ± 1.65 a	11.97 ± 1.38 a	12.15 ± 0.84 a	12.00 ± 1.29 a	0.14 ^{ns}
Fósforo extractable entre 30 y 60 cm ($mg \cdot Kg^{-1}$)	8.287 ± 0.961 a	8.283 ± 0.801 a	8.276 ± 0.481 a	8.282 ± 0.748 a	$4.9x10^{-4}$ ^{ns}
Potasio intercambiable entre 0 y 30 cm ($mg \cdot Kg^{-1}$)	309.82 ± 23.82 a	310.26 ± 19.67 a	311.12 ± 11.54 a	310.40 ± 18.29 a	0.01 ^{ns}
Potasio intercambiable entre 30 y 60 cm ($mg \cdot Kg^{-1}$)	310.79 ± 24.18 a	312.38 ± 20.15 a	315.58 ± 12.11 a	312.92 ± 18.81 a	0.16 ^{ns}

Cuadro 7. Comparación estadística (prueba de $t_{apareada}$) de los diferentes componentes edáficos en dos profundidades. Las muestras superficiales se obtuvieron entre 0 y 30 cm. Las muestras sub superficiales a profundidad de 30-60 cm. Se presenta la media ± 1 EE de 108 muestras. Letras diferentes entre medias indican diferencias estadísticamente significativas.

Componente edáfico	0 a 30 cm	30 a 60 cm	$t_{apareada}$	*P*
Materia orgánica (%)	25.51 ± 1.39 a	19.41 ± 1.09 b	5.97	<0.001
Nitrógeno total (%)	0.692 ± 0.028 a	0.773 ± 0.035 a	1.91	0.059
Relación C:N	25.23 ± 1.96 a	19.88 ± 1.51 b	2.27	0.025
Fósforo extractable ($mg \cdot Kg^{-1}$)	12.00 ± 0.65 a	8.28 ± 0.37 b	8.55	<0.001
Potasio intercambiable ($mg \cdot Kg^{-1}$)	310.40 ± 9.29 a	312.92 ± 9.52 a	0.76	0.45

METALES E HIDROCARBUROS

Las muestras de suelo que se pudieron analizar para determinar concentración de metales fueron las de abril 2016, noviembre 2018 y octubre 2019. Las muestras de hidrocarburos correspondieron a las fechas de febrero 2015, abril 2016, noviembre 2018 y octubre 2019. Los valores medios obtenidos para las concentraciones de estos elementos en las distintas fechas se presentan en el cuadro 8, así como la comparación estadística (ANOVA de medidas repetidas) entre fechas. Ninguna característica tuvo diferencias significativas por efecto de la fecha (Cuadro 8). La técnica empleada para la obtención de la concentración de la fracción media de hidrocarburos no permitió obtener valores.

Cuadro 8. Comparación estadística (ANOVA de medidas repetidas) de metales e hidrocarburos en muestras de suelo del manglar-tular de Pantanos de Centla en tres (metales) o cuatro (hidrocarburos) fechas. Se presenta la media ± 1 EE de 27 muestras por fecha. Letras iguales entre medias indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($P > 0.05$).

Metal o hidrocarburos en suelo seco	**Feb 15**	**Abr 16**	**Nov 18**	**Oct 19**	*g.l.*	$F_{3,78}$
Plomo ($mg \cdot Kg^{-1}$)	-	15.31 ± 0.56 a	15.13 ± 0.57 a	15.22 ± 0.56 a	2,52	2.86 ^{ns}
Cadmio ($mg \cdot Kg^{-1}$)	-	2.08 ± 0.03 a	1.98 ± 0.10 a	2.03 ± 0.05 a	2,52	0.90 ^{ns}
Cromo ($mg \cdot Kg^{-1}$)	-	49.77 ± 0.28 a	49.48 ± 0.43 a	49.63 ± 0.33 a	2,52	0.87 ^{ns}
Cobre ($mg \cdot Kg^{-1}$)	-	15.963 ± 1.284 a	15.881 ± 1.285 a	15.904 ± 1.282 a	2,52	0.62 ^{ns}
Zinc ($mg \cdot Kg^{-1}$)	-	60.41 ± 3.15 a	59.94 ± 3.07 a	60.16 ± 3.06 a	2,52	0.20 ^{ns}
Hidrocarburos fracción pesada ($mg \cdot Kg^{-1}$)	689.41 ± 7.08 a	689.45 ± 7.12 a	692.09 ± 11.99 a	689.40 ± 7.10 a	3,78	0.13 ^{ns}

DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN EN EL GRADIENTE AMBIENTAL

Con los datos bióticos (valor de importancia relativa de cada especie en cada UM) de lo obtenido en los muestreos del inicio (2015) y final (2019) del estudio, se obtuvo una matriz de datos con 54 UM's y 26 tipos funcionales de 16 morfoespecies (por ejemplo, *Rhizophora mangle* adulto, *R. mangle* juvenil y *R. mangle* plántula). Asimismo, se obtuvo una matriz abiótica con 54 UM's y 20 características fisicoquímicas de suelo y agua. Con estas matrices se construyeron matrices de similitud, usando el índice de Bray-Curtis para la matriz biótica y la distancia Euclidiana para la matriz abiótica. Con las matrices resultantes de similitud-distancia se ejecutaron análisis multivariados (Clúster y ordenación MDS) para detectar agrupaciones vegetales y su respuesta a las características ambientales, así como la detección de un gradiente ambiental. En la figura 24 se presenta el clúster obtenido (con el programa Primer ver. 6) en el que se forman tres grupos estadísticamente significativos (Prueba SIMPROF; *Pi* = 6.22; *P* = 0.1%; 999 iteraciones; sin iteraciones mayores o iguales al valor del estadígrafo *Pi*). De izquierda a derecha el primer grupo contiene cinco UM's (cuatro del 2015 y una del 2019) caracterizadas por su composición herbácea dominada por *Typha domingensis*, seguida por *Phragmites australis*. El segundo grupo sólo contiene a la UM-26 (dos UM's, una de 2015 y la otra del 2016). Este grupo se separó de los demás porque es de composición herbácea dominada por la gramínea *Setaria* sp., seguida en dominancia por la gramínea *Sporobolus* sp. El tercer grupo es el más grande que representa a la vegetación dominante del sitio de estudio

que es de tipo arbórea, con mayor abundancia de *Laguncularia racemosa*, seguida por *Rhizophora mangle*, ambas especies en estadios juvenil y adulto. El principal cambio se detectó en las UM's 8, 9 y 18. En el 2015 estas UM's estaban dominadas por vegetación herbácea (*T. domingensis* y *P. australis*); pero el fenómeno de intrusión salina del 2018-2019 provocó mortandad masiva de estas especies y un incremento en la presencia y abundancia de *L. racemosa* en forma de arbusto. De acuerdo con estos resultados, la intrusión salina es un factor determinante para la colonización temprana de *L. racemosa*, que tiene un comportamiento de especie pionera de la sucesión ecológica. La salinidad en el agua intersticial (a nivel de raíces) es un factor estresante para plantas como T. domingensis y P. australis. Cuando el nivel de salinidad es bajo, estas especies herbáceas compiten efectivamente con las especies de manglar, impidiendo su establecimiento. Pero cuando aumenta el nivel de salinidad, ocurre la mortandad de herbáceas y dejan espacio libre que será ocupado por especies de mangle como L. racemosa. Con los datos obtenidos hasta el momento no es posible determinar si el evento de intrusión salina es puntual y reversible o si es producto del aumento en el nivel del mar y, por lo tanto, es un fenómeno permanente. Será necesario continuar el monitoreo a largo plazo para verificar si es un evento puntual o permanente.

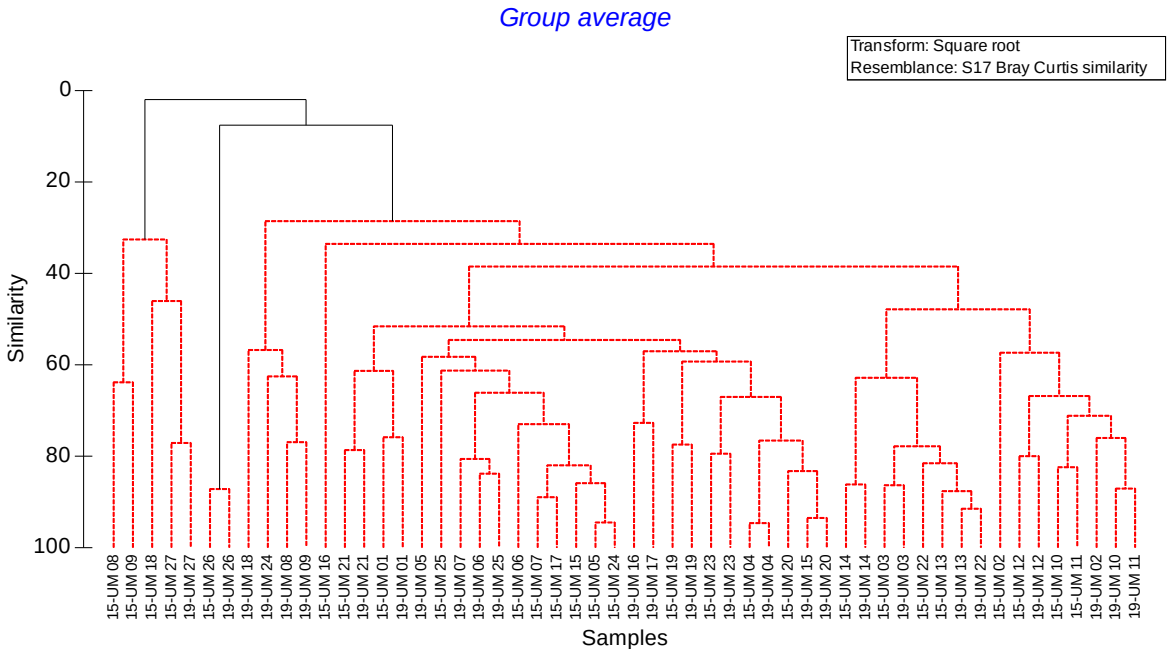

Figura 34. Agrupación numérica de 54 UM's (27 de 2015 y 27 de 2019) del manglar-tular de Pantanos de Centla.

En la figura 35 se presenta el resultado de la ordenación MDS (obtenida con el programa OC-ORD ver. 6) de las 54 UM's del 2015 y 2019. En el eje 1 (horizontal) se observa el mayor gradiente ambiental que está en sentido Oriente-Poniente (el extremo oriental está más cercano al río y el occidental está más alejado del río). En este gradiente, en forma de vector resalta la salinidad del agua intersticial que es mayor en el extremo oriental (cercano al río) que en el extremo occidental). En la sección izquierda de la ordenación se ubica la mayor parte de las UM's, dominadas por árboles de mangle; mientras que en la sección derecha dominan las UM's de vegetación herbácea (con *T domingensis* y *P. australis* en la parte inferior y *Setaria* sp. y *Sporobolus* sp. en la parte superior). En el eje 2 no se detectó gradiente ambiental- Las flechas negras indican la dirección y distancia de "movimiento" en el espacio de ordenación de las UM's del 2015 al 2019. El principal cambio se observa en las UM's 9, 8, 18 y 26, que se movieron de una zona herbácea y de poca salinidad, hacia la izquierda (con mayor presencia de especies arbóreas y con mayor salinidad.

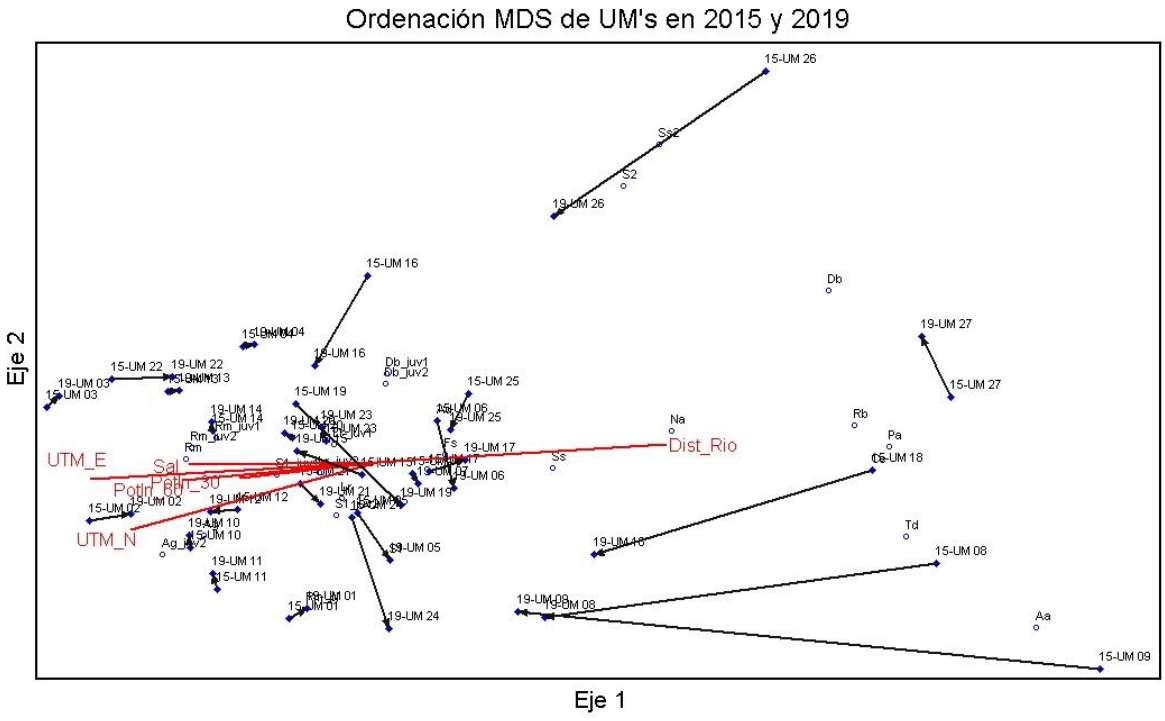

Figura 35. Ordenación MDS 54 UM's (27 de 2015 y 27 de 2019) del manglar-tular de Pantanos de Centla.

Con el análisis de gradiente directo BEST/BIOENV (Primer ver. 6) entre las matrices de similitud de las variables bióticas y abióticas se detectó que la vegetación responde a un gradiente determinado por las variables nivel del agua, pH, latitud (UTM N) y longitud (UTM E; la longitud se corresponde con la distancia al río), obteniendo una correlación entre estas variables y la matriz de similitud (biótica) de 0.465 (*Rho* = 0.465, *P* = 1%, 99 permutaciones sin permutaciones mayores o iguales al estadígrafo *Rho* obtenido). La variable salinidad de agua intersticial tuvo una baja correlación (r = 0.183).

CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA

En las figuras 36 a 38 se presenta el comportamiento de tres elementos relacionados con la hidrología del manglar-tular de Pantanos de Centla (nivel del agua, salinidad y pH), separando las UM's del extremo oriental (manglar, UM's 1, 2, 10, 11, 19 y 20) y las UM's del extremo occidental (tular, UM's 8, 9, 17, 18, 26 y 27). La dinámica del nivel del agua (figura 36) corresponde con la variación en los periodos de lluvias y secas. Todo el tiempo los valores de las UM's del manglar son menores a los de las del tular (manglar = -4.3 ± 4.6 cm; tular = 15.3 ± 4.8 cm; $t_{apareada}$ = 8.39 con *P* < 0.001).

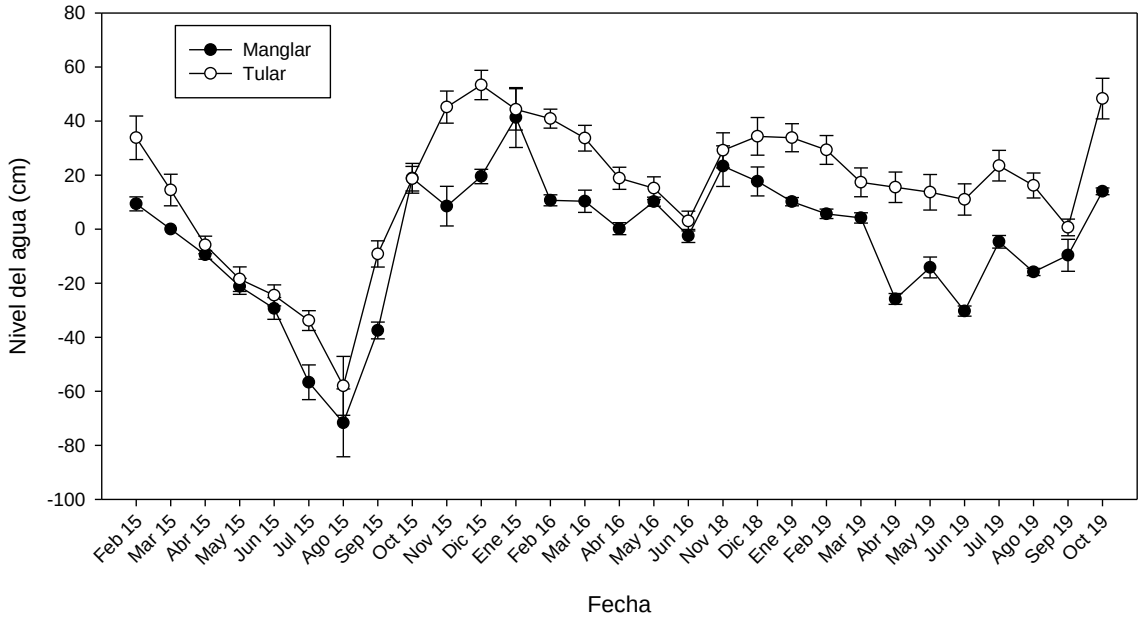

Figura 36. Variación temporal del **nivel del agua** en las UM's del manglar y del tular de Pantanos de Centla, en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

La dinámica de la salinidad del agua intersticial (figura 37) se mantiene relativamente estable en el periodo entre febrero del 2015 y marzo del 2019. Después de abril de 2019 se detecta un incremento en la salinidad en ambos tipos de vegetación. Todo el tiempo los valores de las UM's del manglar son mayores a los de las del tular (manglar = 31.41 ± 1.35 ppt; tular = 16.4 ± 1.39 ppt; $t_{apareada}$ = 11.06 con $P < 0.001$).

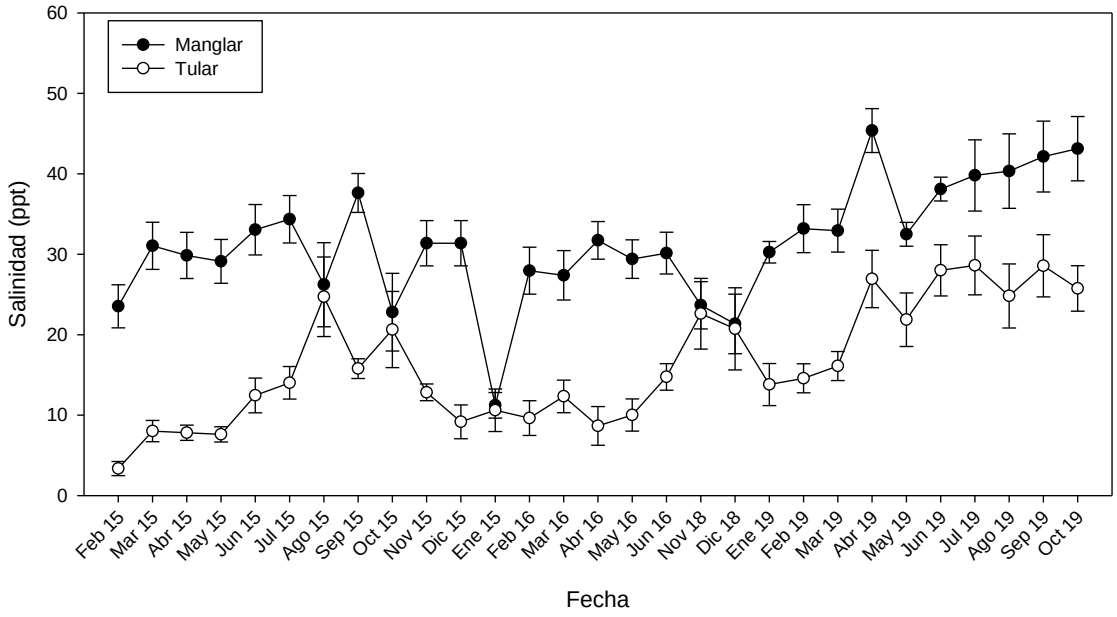

Figura 37. Variación temporal de la **salinidad del agua intersticial** en las UM's del manglar y del tular de Pantanos de Centla, en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

La dinámica del pH del agua intersticial (figura 38) presentó una disminución gradual del periodo de febrero del 2015 a octubre del 2015, fecha a partir de la cual los valores se mantuvieron estables. Después de abril de 2019 se detecta un incremento en la salinidad en ambos tipos de vegetación. No hubo diferencias entre los valores de las UM's del manglar y los valores de las UM's del tular (manglar = 7.42 ± 0.09; tular = 7.37 ± 0.09; $t_{apareada}$ = 0.60 con P =0.551). Los valores indican condiciones neutras con ligera tendencia a la alcalinidad.

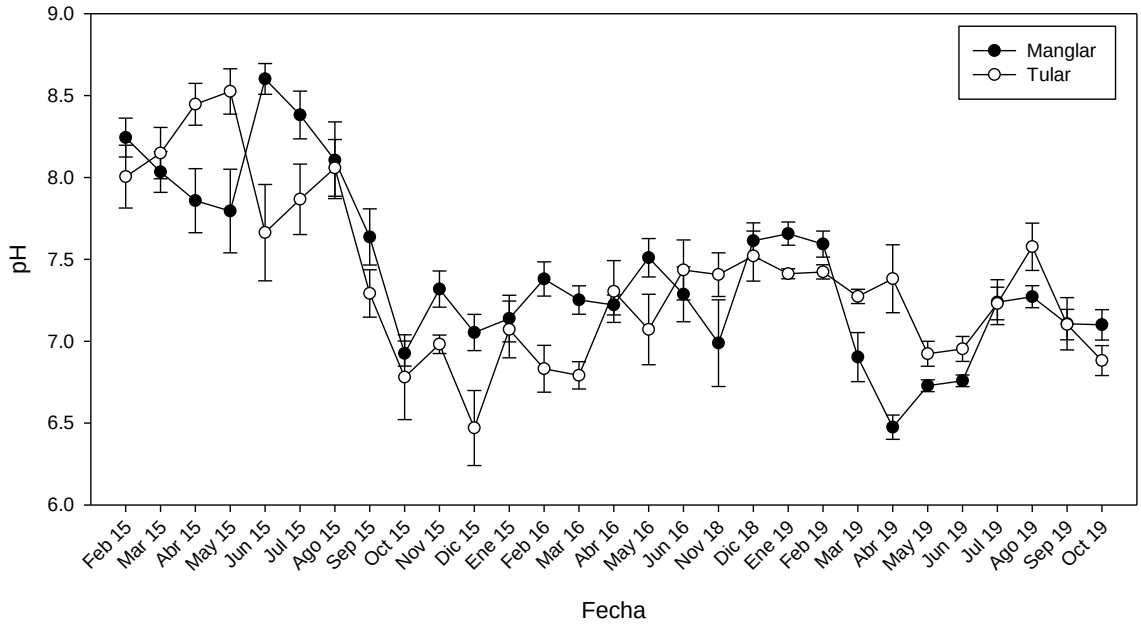

Figura 38. Variación temporal del **pH del agua intersticial** en las UM's del manglar y del tular de Pantanos de Centla, en los periodos del 2015-2016 y 2018-2019.

EXTRACCIÓN Y MORTALIDAD

La mayor extracción por tala se presentó en la UM 6-1 (estimado de 5743.7 ± 168.7 individuos por hectárea), seguida de la 7-1 (estimado de 1562.5 ± 258.6 individuos por hectárea). Valores bajos se obtuvieron en las UM's 1-1, 10-1, 19-1 y 20-1 (un promedio estimado de 168.7 ± 19.0 individuos por hectárea). En las demás UM's no hubo extracción. Los valores elevados de extracción en las UM's 6-1 y 7-1 respondió principalmente a su fácil acceso por su cercanía con la carretera. Estas UM's están a una distancia promedio de 29.05 m de la carretera; mientras que las otras UM's arboladas más cercanas a la carretera (UM's 1-1, 2-1, 3-1, 4-1. 5-1, 17-1) tienen una distancia promedio de 131.8 m. Otro factor que pudo influir en la mayor tala en estas UM's es que el diámetro promedio de los tallos de estos árboles corresponde con el usado para postes de cercos de alambre (los individuos vivos tuvieron un DAP promedio de 5.8 ± 0.05 cm; los tallos talados tuvieron un diámetro al corte promedio de 5.26 ± 0.11 cm). Ambas UM's fueron monoespecíficas de *Laguncularia racemosa* y de hábito arbustivo, más que arbóreo, por lo que el corte de un tallo no siempre lleva a la muerte del individuo (Figura 39).

Figura 39. Tala de manglar de tallos de individuos de *Laguncularia racemosa* en UM cercana a la carretera.

Las UM's que tienen valores bajos de extracción tienen en común su corta distancia al río, lo que las pone en situación de fácil acceso en lancha. Estas UM's (1-1, 10-1, 19-1 y 20-1) tienen una distancia promedio al río de 78.2 m; mientras que las otras UM's arboladas más cercanas al río, que no tuvieron extracción (2-1, 11-1 y 21-1), tienen una distancia promedio de 269.8 m. Los tallos talados en estas UM's son de las especies *L. racemosa* (72% de los individuos talados) y *R. mangle* (28% de los individuos talados), con un diámetro promedio al corte de 8.8 ± 0.78 cm. Estos individuos fueron de hábito arbóreo, por lo que el corte del tallo llevó a la muerte del individuo.

Las UM's con mayor número de individuos muertos fueron 11-1, 12-1, 17-1, 21-1, 23-1 y 24-1 con un promedio de 576.0 ± 43.9 individuos por hectárea, 98.6% de la especie *L. racemosa* y 1.4% de *R. mangle* y DAP promedio (de los individuos que se pudieron medir) de 9.8 ± 2.4 cm. Las UM's con valores medios de mortandad fueron 1-1, 3-1, 4-1, 10-1, 13-1, 15-1, 19-1, 20-1 y 22-1, con un promedio de 181.2 ± 20.7 individuos por hectárea, 58.9% de la especie *L. racemosa* y 41.1% de *R. mangle* y DAP promedio (de los individuos que se pudieron medir) de 12.8 ± 3.2 cm. Las UM's que no tuvieron mortandad o tuvieron valores muy bajos fueron 2-1, 5-1, 6-1, 7-1, 14-1, 16-1 y 25-1, con un promedio de 18.7 ± 6.8 individuos por hectárea, 75.0% de la especie *L. racemosa* y 25.0% de *R.*

mangle y DAP promedio (de los individuos que se pudieron medir) de 7.3 ± 1.4 cm. Laguncularia racemosa fue la especie con mayor abundancia en el sitio de estudio, en algunas UM's llegó a estar presente de forma monoespecífica, por esa razón también fue la especie con mayor número de individuos muertos. La mortandad fue debida a causas naturales, ya sea por la edad del individuo (valores grandes de DAP), o por derrumbamiento por el viento. En las UM's no hubo fenómeno de mortandad masiva, pero en el periodo 2018-2019 se detectó este fenómeno en dos claros de bosque cerca de la UM 22-1, posiblemente como resultado del incremento de la intrusión salina en este periodo (Figura 40).

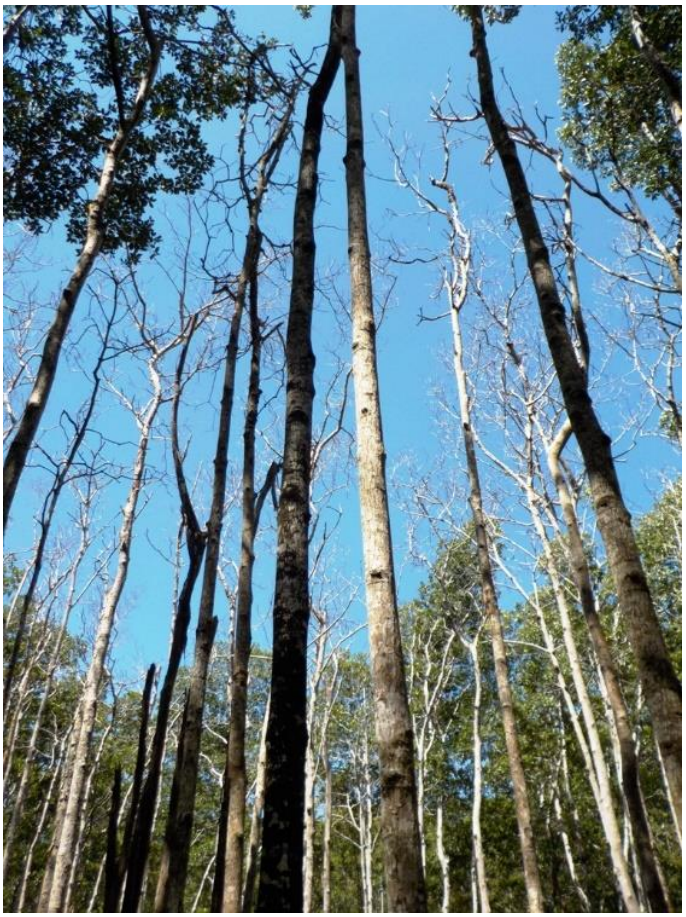

Figura 40. Claro de bosque de *Laguncularia racemosa* en un periodo temprano de mortandad masiva, posiblemente debida al efecto de la intrusión salina en el periodo de 2018-2019.

CONCLUSIONES

- En el periodo del 2015-2016 la vegetación del manglar-tular de Pantanos de Centla presentó buen estado de conservación, con poca extracción, principalmente en las zonas cercanas a la carretera o al río, donde se facilita el movimiento de troncos por los talamontes.
- En el periodo del 2018-2019 se detectó un incremento en la salinidad intersticial en toda la zona de estudio, lo que afectó negativamente a especies con mayor afinidad a condiciones mesohalinas o dulces (*Typha domingensis*, *Phragmites australis*, *Acrostichum danaeifolium, Annona glabra*, *Sporobolus* sp. y *Acoelorraphe wrigtii*) y benefició a *Laguncularia racemosa* que empezó a aumentar su abundancia en la zona del tular.
- La estructura de la vegetación arbórea se mantuvo estable, con ligero crecimiento no significativo, a lo largo del periodo de estudio.
- En los periodos del monitoreo no hubo mortandad arbórea significativa dentro de las UM's; sin embargo, disminuyó significativamente la productividad del periodo inicial al periodo final. Este cambio posiblemente respondió al hecho de que incrementó significativamente la salinidad del agua intersticial entre ambos periodos.
- Variables edáficas como materia orgánica, nutrientes, metales e hidrocarburos se mantuvieron estables a lo largo del periodo de estudio. Los valores de metales e hidrocarburos estuvieron por debajo de las normas permitidas para el uso de suelo con fines agrícolas.
- La vegetación del manglar-tular de Pantanos de Centla se distribuye en función del nivel del agua que aumenta gradualmente conforme aumenta la distancia al río. La salinidad del agua intersticial disminuye en esta dirección, pero el análisis de gradiente indirecto no detectó una correlación significativa entre esta variable y la distribución de la vegetación.
- El sitio de estudio presenta una alta conectividad influenciada por las mareas y el nivel del río. Durante las mareas altas el nivel del agua aumenta en dirección mar-río, aumentando los niveles de inundación y salinidad en el sistema; este proceso se revierte en mareas bajas. En época de lluvias, de septiembre a noviembre, ocurre el mayor aumento en el nivel del agua, respondiendo a un pulso de inundación del río y una disminución en la salinidad en todo el sistema.
- La estructura de la vegetación y el hidroperíodo del sitio de estudio son dinámicos. Los cambios estructurales son más evidentes en la comunidad herbácea y arbustiva que en la arbórea; mientras que el hidroperíodo está cambiando diariamente por efecto de mareas y mensualmente por los cambios estacionales de lluvias-secas. Para detectar cambios en la estructura arbórea y en los patrones hidrológicos anuales, será necesario mantener el

monitoreo a largo plazo. En una primera etapa, el monitoreo continuará usando el recurso remanente del proyecto, parte de los recursos fiscales para investigación que otorga el INECOL a la Dra. Moreno-Casasola, y parte del recurso operativo que otorga el Colegio de Veracruz, como centro de nueva adscripción del Dr. López Rosas. Posteriormente se concursará para obtención de fondos en las convocatorias pertinentes para este tipo de monitoreo, tales como las emitidas por CONANP/SEMARNAT, World Wildlife Found (WWF), North American Wetlands Conservation Act (NAWCA) y REDD+ para conservación y monitoreo, y también se someterán proyectos de investigación en las convocatorias de investigación básica del CONACYT.

LITERATURA CITADA

Agraz Hernández, C. M., C. A. Chan Keb, S. Iriarte-Vivar, G. Posada Venegas, B. Vega Serratos y J. Osti Sáenz. 20015. Phenological variation of *Rhizophora mangle* and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. Hidrobiológica 25(1): 49-61.

Benítez Torres, J. A. y G. J. Villalobos-Zapata. 2010. Sitios prioritarios para la conservación. p. 588-606. En: G. J. Villalobos-Zapata y J. Mendoza Vega (Coord.), La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México.

Campos-Cascaredo, A. y P. Moreno-Casasola. 2009. Suelos hidromórficos. p. 111-130. En: Moreno-Casasola, P. y B. Warner (Eds.), Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department, Xalapa.

Cintrón, G., A. E. Lugo y R. Martínez. 1985. Structural and functional properties of mangrove forests. P. 53-66. En: W. G. D'Arcy y M. D. Corma (Eds.), The Botany and Natural History of Panama, IV Series: Monographs in Systematic Botany, Vol. 10. Missouri Botanical Garden, San Luis, Missouri.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2008. Manglares de México. CONABIO, México, D. F.

Craft, C. B., E. D. Seneca y S. W. Broome. 1991. Loss on ignition and Kjeldahl digestion for estimating organic carbon and total nitrogen in estuarine marsh soils: calibration with dry combustion. Estuaries 14:175-179.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2005. NOM-138-SEMARNAT-2003. Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación. México.

Domínguez-Domínguez, M., J. Zavala-Cruz y P. Martínez-Zurimendi. 2011. Manejo Forestal Sustentable de los Manglares de Tabasco. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental/Colegio de Postgraduados. Villahermosa, Tabasco. 137 p.

Ewel, K. C. 2010. Appreciating tropical coastal wetlands from a landscape perspective. Frontiers in Ecology and Environment 8:20-26.

Félix Pico, E. F., O. E. Olguín Quiñones, A. Hernández-Herrera, F. Flores-Verdugo. 2006. Producción primaria de los mangles del estero El Conchalito en Bahía de La Paz (Baja California Sur, México). Ciencias Marinas 32: 53-63.

Flores-Verdugo, F. y C. Agraz H. 2009. Determinación de la microtopografía utilizando manguera de nivel. p. 139-144. En: Moreno-Casasola, P. y B. Warner (Eds.), Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department, Xalapa.

Flores-Verdugo, F., P. Moreno-Casasola, C. Agraz-Hernandez, H. López Rosas, D. Benitez Pardo y A. Travieso- Bello. 2007. La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80 (suplemento):33-47.

Forman, R. T. T. 1996. Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. Landscape Ecology 10:133-142.

Hernandez Saavedra, R. 2011. Productividad subterránea del manglar de franja en la costa norte de la Península de Yucatán, SE, México. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN, Mérida. 115 p.

Jaxion-Harm, J., J. Saunders y M. R. Speight. 2012. Distribution of fish in seagrass, mangroves and coral reefs: life-stage dependent habitat use in Honduras. Revista de Biología Tropical (International Journal of Tropical Biology and Conservation) 60:683698.

Landgrave, R. y P. Moreno-Casasola. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. Investigación Ambiental 4:19-35.

López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. Madera y Bosques Número especial: 27-51.

López-Rosas, H. y J. Tolome-R. 2009. Medición del potencial redox del suelo y construcción de electrodos de platino. p. 131-138. En: Moreno-Casasola, P. y B. Warner (Eds.), Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department, Xalapa.

Lugo, A. E. y S. C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves.Annual Review of Ecology and Systematics 5:39-64.

Manejo Forestal Sustentable de los Manglares de Tabasco. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados. Villahermosa.

McIvor, A., T. Spencer, I. Möller y M. Spalding. 2013. The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise. Natural Coastal Protection Series: Report 3. The Nature Conservancy-Wetlands International. Cambridge. 59 p.

McKee, K. L. y P. L. Faulkner. 2000. Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. Restoration Ecology 8:247-259.

Moreno-Casasola, P. 2008. Los humedales en México: tendencias y oportunidades. Cuadernos de Biodiversidad 28:10-18.

Mumby, P. J., A. J. Edwards, J. E. Arias-Gonzalez, K. C. Lindeman, P. G. Blackwell, A. Gall, M. I. Gorczynska, A. R. Harborne, C. L. Pescod, H. Renken, C. C. C. Wabnitz y G. Llewellyn. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature 427:533-536.

Novelo, A. y L. Ramos. 2005. Vegetación acuática. p.111-144. En: J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (Eds.), Biodiversidad del Estado de Tabasco. Instituto de Biología, UNAM – CONABIO, México, D. F.

Olmsted, I. 1993. Wetlands of Mexico. p. 637-677. En: D. F. Whigham, D. Dykyjová y S. Hejný (Eds.), Wetlands of the World I: Inventory, Ecology and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Peralta-P., L. A., D. Infante Mata y P. Moreno-Casasola. 2009. Construcción e instalación de piezómetros. p. 17-30. En: Moreno-Casasola, P. y B. Warner (Eds.), Breviario para Describir, Observar y Manejar Humedales. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department, Xalapa.

Pool, D. J., A. E. Lugo y S. C. Snedaker. 1975. Litter production in mangrove forests of southern Florida and Puerto Rico. En: G. E. Walsh, S.C. Snedaker y H.T. Teas (eds). Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves Vol.1. Universidad de Florida, Gainesville. p:213-237.

Ratti, J. T. y E. O. Garton. 1996. Research and experimental design. p. 1-23. En: T. A. Bookhout (ed.), Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats. The Wildlife Society. Maryland.

Unsworth, R. K. F., P. S. De León, S. L. Garrard, J. Jompa, D. J. Smith y J. J. Bell. 2008. High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. Marine Ecology Progress Series 353:213-224.

Valdez Hernández, J. I. 2002. Aprovechamiento forestall de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. Maderas y Bosques 8 (Número especial 1):129-145.

Vogt, K. A., D. J. Vogt y J. Bloomfield. 1998. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. Plant Soil 200:71-89.

Williams, C. O. R. Lowrance, D. D. Bosch, J. R. Williams, E. Benham, A. Dieppa, R. Hubbard, E. Mas, T. Potter, D. Sotomayor, E. M. Steglich, T. Strickland y R. G. Williams. 2012. Hydrology and water quality of a field and riparian buffer adjacent to a mangrove wetland in Jobos Bay watershed, Puerto Rico. Ecological Engineering (en prensa): 9p.

Yang, S. C., S. S. Shih, G. W. Hwang, J. B. Adams, H. Y. Lee y C. P. Chen. 2013. The salinity gradient influences on the inundation tolerance thresholds of mangrove forests. Ecological Engineering 51:59-65.