



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN

FACULTAD DE INGENIERÍA

UNIDAD DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**“EVALUACIÓN DE LA TOPOGRAFÍA Y SU APLICACIÓN EN
LA RESTAURACIÓN DE UNA ZONA DE MANGLAR EN
PROGRESO, YUCATÁN.”**

TESIS

PRESENTADA POR:

BIOL. CLAUDIA VICTORIA PINZÓN VANEGAS

**EN OPCIÓN AL GRADO DE
MAESTRA EN INGENIERIA**

OPCIÓN AMBIENTAL

MÉRIDA, YUCATÁN, MÉXICO

2017

PÁGINA DE AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

“AUNQUE ESTE TRABAJO HUBIERE SERVIDO PARA EL EXAMEN DE GRADO Y
HUBIERA SIDO APROBADO POR EL SÍNODO, SÓLO EL AUTOR ES RESPONSABLE DE
LAS DOCTRINAS EMITIDAS EN ÉL”

RESUMEN

Para restaurar un ecosistema de manglar, es fundamental conocer las principales características que condicionan su buen funcionamiento, entre ellas la topografía, el hidroperíodo, la salinidad, disponibilidad de nutrientes y tipo de suelo. Pese a su importancia, la topografía ha sido una variable poco estudiada. En este estudio se evaluaron durante 6 meses 3 tratamientos, que correspondieron a diferentes niveles topográficos de 10, 20 y 30 cm (n.m.m) con 5 repeticiones por tratamiento y un sitio de referencia. En cada tratamiento se tomaron datos de salinidad, temperatura, pH y Redox intersticial y superficial, sulfuro y nutrientes (amonio y fosfatos) y se instalaron tres sensores de presión automáticos (level loggers), uno por tratamiento topográfico, se tomaron núcleos de sedimento en cada uno de los tratamientos al inicio y final de periodo de muestreo. Se realizaron ANCOVAs con el fin de evaluar si había diferencias significativas entre los tratamientos sobre las diferentes variables físico-químicas, nutriente y sulfuro, se realizaron ANCOVAs, se aplicó el algoritmo de Randon Forest para hacer una clasificación de los tratamientos como conservado o degradado de acuerdo con las variables estudiadas, y se realizaron ANOVAS de dos vías para ver si habían diferencias significativas temporal y espacialmente en cuanto a contenido de materia orgánica y nutrientes en sedimentos. Uno de los resultados más importantes en cuanto a las variables fisicoquímicas fue la disminución en la salinidad intersticial de 54.3 ups a 22 ups, lo cual es positivo ya que la salinidad es considerada un estresor en los manglares. Se encontraron diferencias en las características fisicoquímicas del agua intersticial entre los niveles topográficos de 10 y 20 cm respecto al de 30 cm, y se identificaron los niveles topográficos de 10 y 20 cm con mejores condiciones para el establecimiento del manglar.

Palabras clave: restauración ecológica, topografía, manglar, hidroperíodo.

ABSTRACT

To restore a mangrove ecosystem, it is essential to know the main characteristics that condition its good functioning, including topography, hydroperiod, salinity, nutrient availability and soil type. Despite its importance, the topography has been a little studied variable. In this study, 3 treatments were evaluated for 6 months, corresponding to different topographic levels of 10, 20 and 30 cm (n.m.m) with 5 replicates per treatment and one reference site. In each treatment, salinity, temperature, pH and interstitial and superficial Redox, sulfide and nutrient data (ammonium and phosphates) were taken, and three automatic level pressure sensors were installed, one by topographic treatment, sediment cores. Each of the treatments at the beginning and end of the sampling period. ANCOVAs were performed in order to evaluate if there were significant differences between the treatments on the different physical-chemical, nutrient and sulfide variables, ANCOVAs were performed, the Random Forest algorithm was applied to make a classification of treatments as conserved or degraded According to the variables studied, and two-way ANOVAs were performed to see if there were significant temporal and spatial differences in organic matter and nutrient content in sediments. One of the most important results regarding the physicochemical variables was the decrease in interstitial salinity from 54.3 ups to 22 ups, which is positive since salinity is considered a stressor in mangroves. Differences were found in the physicochemical characteristics of interstitial water between 10 and 20 cm topographic levels compared to 30 cm and topographic levels of 10 and 20 cm were identified with better conditions for mangrove establishment.

Key words: ecological restoration, topography, mangrove, hydroperiod

INDICE

Página de autorización de impresión	I
RESUMEN.....	III
ABSTRACT	IV
INDICE	V
LISTA DE TABLAS.....	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
1. INTRODUCCIÓN	1
1.2. ANTECEDENTES	3
1.3. HIPÓTESIS	4
1.4. OBJETIVOS	4
1.4.1. OBJETIVO GENERAL.....	4
1.4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE MANGLARES (REM).....	7
2.2. CENTROS DE DISPERSIÓN.....	9
2.3. TRAYECTORIAS DE RESTAURACIÓN	10
2.4. PRINCIPALES VARIABLES.....	11
2.4.1. TOPOGRAFÍA.....	12
2.4.2. HIDROPERÍODO	12
2.4.3. SALINIDAD INTERSTICIAL	13
2.4.4. NUTRIENTES EN EL AGUA Y EL SEDIMENTO	13
2.4.5 BIOGEOQUÍMICA EN LOS HUMEDALES	14
2.4.6. POTENCIAL REDOX	18
2.4.7. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)	18
2.4.8 ÁCIDO SULFHÍDRICO.....	19
3. MATERIALES Y METODOS	20
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	20
3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL.....	20
3.3 METODOLOGÍA.....	21
3.3.1 Construcción de centros de dispersión.....	21
3.3.2 Instalación de sensores automáticos de presión	22
3.3.3 Análisis del agua intersticial y superficial.....	22

3.3.4 Caracterización y análisis de los sedimentos	23
3.3.5 Densidad Aparente.....	24
3.3.6 Materia Orgánica.....	24
3.3.7. Nitrógeno Total y Carbono Total.....	26
3.3.8 Fósforo Total	26
3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	27
4. RESULTADOS	30
4.1 HIDROPERÍODO.....	30
4.2. PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS DEL AGUA INTERSTICIAL.....	32
4.2.1. SALINIDAD INTERSTICIAL	32
4.2.2. TEMPERATURA INTERSTICIAL	32
4.2.3. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH) INTERSTICIAL	33
4.2.4. POTENCIAL REDOX INTERSTICIAL	34
4.3. PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS DEL AGUA SUPERFICIAL.....	35
4.3.1. SALINIDAD SUPERFICIAL	35
4.3.1. TEMPERATURA SUPERFICIAL	35
4.3.2. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH) SUPERFICIAL	36
4.3.3. POTENCIAL REDOX SUPERFICIAL	37
4.4. NUTRIENTES EN EL AGUA INTERSTICIAL.....	38
4.4.1. AMONIO (NH ₄).....	38
4.4.2. FOSFATOS (PO ₄)	39
4.5. SULFUROS (S ⁻²)	40
4.6 CARACTERIZACION DEL SEDIMENTO	41
4.6.1. MATERIA ORGÁNICA	41
4.6.2. DENSIDAD APARENTE.....	41
4.7 NUTRIENTES EN SEDIMENTO.....	42
4.7.1 CARBONO TOTAL	42
4.7.2 NITROGENO TOTAL	43
4.7.2 FOSFORO TOTAL.....	43
5. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	45
5.1 Modelo Lineal Generalizado	45
5.1.1 Variables a nivel Intersticial	45
5.1.2 Variables a nivel superficial	47
5.2 Random Forest	50
5.3 Análisis de varianza en Sedimentos.....	51

6. DISCUSIÓN	55
7. CONCLUSIONES	64
8. BIBLIOGRAFÍA.....	66

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Densidad aparente en g/cm ³ de los perfiles obtenidos en los núcleos colectados en los centros de dispersión para julio de 2015 y enero de 2016.....	42
Tabla 2. Nutrientes en sedimentos en cada tratamiento topográfico por perfiles.....	44
Tabla 3. Resultados del Modelo Lineal generalizado (GML) para las variables del agua intersticial.....	45
Tabla 4. Análisis <i>a posteriori</i> de las variables estudiadas en el agua intersticial.....	47
Tabla 5. Variables en el agua superficial y su relación con la inundación.....	48
Tabla 6. Análisis <i>a posteriori</i> variables en el agua superficial y su relación con la inundación.....	49
Tabla 7. Clasificación de los tratamientos de acuerdo con el escenario I Random Forest.....	50
Tabla 8. Clasificación de los tratamientos de acuerdo con el escenario II del Random Forest.....	51
Tabla 9. Análisis de Varianza % Materia Orgánica en sedimentos.....	52
Tabla 10. Análisis <i>a posteriori</i> del % de materia orgánica en sedimentos.....	52
Tabla 11. Análisis de varianza % de carbono total en sedimentos.....	52
Tabla 12. Análisis <i>a posteriori</i> del % de carbono total en sedimentos.....	52
Tabla 13. Análisis de varianza del % de Nitrógeno Total en sedimentos.....	54
Tabla 14. Análisis <i>a posteriori</i> del % de Nitrógeno total en sedimentos.....	54
Tabla 15. Análisis de varianza del % de Fosforo total en sedimentos.....	54

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Clasificación para la estructura y funcionamiento de los manglares a nivel global (clima y biogeografía), regional (geomorfología) y local (topografía) (Twilley 1998).	5
Figura 2 Localización del área de estudio y ubicación de los 15 centros de dispersión en la ciénaga de Progreso.....	20
Figura 3. Imagen y Esquema de los centros de dispersión y sus niveles topográficos	21
Figura 4. Construcción de Centros de dispersión	21
Figura 5. Descarga de los sensores.....	22
Figura 6. Toma de muestras de agua intersticial y lectura de parámetros físicos.....	23
Figura 7. Análisis de nutrientes del agua intersticial en el laboratorio.....	23
Figura 8. Colecta y análisis de muestras de sedimento.....	24
<i>Figura 9. a) Preparación de muestras en capsulas de estaño y b) autoanalizador elemental FLASH-EA-1112.....</i>	<i>26</i>
Figura 10 Preparación de muestras para determinación de Fosforo Total.....	27
Figura 11. Datos de nivel (a), tiempo (b) y frecuencia (c) de inundación en los tres sensores, ubicados en cada nivel topográfico. La línea verde continúa representa el nivel del suelo, los valores (+) indican el tiempo que los centros de dispersión se mantuvieron inundados, los valores (–) indican el periodo de tiempo en que los centros de dispersión estuvieron secos.	31
Figura 12. Salinidad intersticial promedio registrada en el interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia durante un semestre de monitoreo.....	32
Figura 13. Valores promedio de la temperatura intersticial registrado para cada uno de los meses de monitoreo en los tres tratamientos topográficos.	33
Figura 14. Valores promedio de pH intersticial registrado en el interior de los centros de dispersión de los tres tratamientos y la zona de referencia durante un semestre.....	34
Figura 15. Valores promedio de potencial redox Intersticial en los centros de dispersión para cada uno de los meses de monitoreo.	35
Figura 16. Valores promedio de salinidad superficial registrada en el exterior de cada uno de los tratamientos durante el período de monitoreo.....	35
Figura 17. Valores promedio de la temperatura superficial registrada en el interior de cada uno de los tratamientos topográficos y el sitio de referencia.	36
Figura 18. Valores promedio de pH superficial registrado en el interior de cada uno de los tratamientos topográficos y el sitio de referencia.	37

Figura 19. Valores promedio de potencial redox registrados en el agua superficial del interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia.	38
Figura 20. Valores promedio de amonio registrado en el interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia para el período de monitoreo.	39
Figura 21. Valores promedio de fosfato en el interior de los tres tratamientos y el sitio de referencia para el periodo monitoreado.	40
Figura 22. Valores promedio de sulfuro registrado en el interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia para el período de monitoreo.	40
Figura 23. Porcentaje de materia orgánica presente en los núcleos de los centros de dispersión para julio de 2015 y enero de 2016.	41
Figura 24. Valores promedio de cada uno de los núcleos extraídos en los centros de dispersión en julio de 2015 y enero de 2016.	42
Figura 25. Carbono Total en los núcleos de los centros de dispersión durante los periodos de julio de 2015 (a) y enero de 2016 (B).	43
Figura 26. Nitrógeno Total en los núcleos de los centros de dispersión durante los periodos de julio de 2015 (A) y enero de 2016 (B).	43
Figura 27. Fósforo Total en los núcleos de los centros de dispersión durante los periodos de julio de 2015 (a) y enero de 2016 (B).	44
Figura 28. Relación entre las variables respuesta a nivel intersticial con la inundación.	46
Figura 29. Relación entre las variables respuesta a nivel superficial con la inundación.	48
Figura 30. Escenario I Random Forest, las variables más importantes en esta clasificación fueron la salinidad y el pH.	50
Figura 31. Escenario II del Random Forest, las variables más importantes en esta clasificación fueron la salinidad y el sulfuro.	51

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales cubren el 4% de la superficie mundial, son uno de los ecosistemas más productivos y económicamente valiosos (Costanza *et al.*, 1997, Mitsch y Gosselink 2007), dentro de estos se ubican los ecosistemas de manglar que cubren más de 200.000 km² de los litorales tropicales y subtropicales (Duke *et al.*, 2007), debido a su ubicación son considerados entre los ecosistemas más productivos ya que dan apoyo a numerosos servicios ecosistémicos tales como: protección a desastres (tifones, huracanes, tsunamis e inundaciones), almacenamiento de nutrientes y presentan una alta disponibilidad de materia orgánica en sedimentos y pesquerías (Polidoro *et al.*, 2010, Alongi 2004,). Debido a la riqueza natural y a los servicios ambientales que sostienen, los manglares son uno de los ecosistemas más importantes en México. Su importante papel ecológico y económico ha sido reconocido tanto a nivel nacional como internacional. México, en conjunto con cinco países más, contienen el 50% de la superficie mundial de manglares (Giri *et al.*, 2010 y Spalding *et al.*, 2010), sin embargo, la destrucción de los ecosistemas de manglar se está dando en todo el mundo. De acuerdo con la FAO (2007) en los últimos 20 años se ha perdido el 23 % del total de la cobertura a nivel mundial. Valderrama *et al.*, (2014) reportaron para México una pérdida neta de la cobertura de manglar del 10% hasta el año 2005. De acuerdo con Rodríguez *et al.* (2013), la superficie de manglares en México para el 2005 se estimó en 774.090 hectáreas, de las cuales 451.573 hectáreas pertenecen a la Península de Yucatán y 91.444 hectáreas al estado de Yucatán, sin embargo, en la Península de Yucatán se han perdido grandes áreas de manglar como resultado de los cambios en la hidrología a causa de la construcción de carreteras, alcantarillas, apertura y mantenimiento de bocas que conectan la ciénaga con el mar, y que con el paso de los años han producido salinización de los sedimentos y en consecuencia la muerte del manglar (Herrera *et al.*, 2009). También se ha dado una importante pérdida de cobertura de manglares por el cambio de uso del suelo para el desarrollo turístico costero, los rellenos para asentamiento humanos irregulares y la tala para la construcción de viviendas y artes de pesca (Batllori *et al.*, 1999).

Por lo anterior, se hace necesario plantear estrategias que disminuyan el impacto en áreas con ecosistemas de manglar aún conservadas e implementar acciones tendientes a la restauración en sitios deteriorados.

De acuerdo con Flores-Verdugo (2005), en México se han seguido tres tendencias para realizar la restauración de ecosistemas de manglar:

1. La reforestación,
2. La restauración hidrológica, y
3. Una combinación de ambas.

Dentro de los aspectos más importantes a tener en cuenta en los proyectos de restauración en humedales costeros está el hidroperíodo que en los ecosistemas de manglar, va a estar determinado principalmente por la influencia de las mareas y las pequeñas variaciones en su topografía (microtopografía) y, en segundo término, por las inundaciones provocadas temporalmente por los ríos y escurrimientos terrestres de la región (Flores-Verdugo *et al.*, 1995; Rico y Palacios, 1996; Agraz, 1999).

En la ciénaga de Progreso el patrón hidrológico fue modificado debido a la construcción de las vías de comunicación entre Mérida y Progreso (vía del tren, caminos pavimentados y sus ampliaciones, ductos de Pemex, entre otros) y por los cambios en la topografía a causa de la creación de zonas de tiro de los materiales provenientes del dragado de la Pista de Remo y Canotaje (Herrera *et al.*, 2014), ocasionando la muerte del manglar en aproximadamente 100 ha.

El presente estudio pretende generar conocimiento sobre la influencia que ejercen los cambios en la topografía sobre las características físicas y químicas del agua intersticial y sobre los nutrientes presentes en el sedimento del manglar de la ciénaga de progreso, Yucatán.

1.2. ANTECEDENTES

Los manglares de la costa norte de la Península de Yucatán han sufrido un proceso creciente e intenso de modificaciones a partir de 1948, por las obras del puerto de altura, la construcción de la carretera y las vías férreas. A mediados de los setenta la construcción del puerto de abrigo de Yucalpetén ocasionó cambios en la hidrología conduciendo a la pérdida gradual de zonas de petenes y selva baja inundable. Se ha estimado una tasa de deterioro de 4 km² por año y una pérdida de manglares y petenes de 52 km² en un lapso de 43 años, entre los puertos de Sisal y Progreso, Yucatán (Batllori, *et al.*, 1999).

En el año 1980, debido al crecimiento del Puerto de Progreso y las necesidades de instalar infraestructura industrial, urbana y de servicios, los humedales de la zona fueron fragmentados en dos subcuencas ocasionando un bloqueo en la circulación natural de agua entre ambas partes conocidas como Laguna de Chelem y Ciénega de Progreso. Para 1983-1984 ya que se habían muerto aproximadamente más 200 ha de manglar. En 1985, Petróleos Mexicanos (PEMEX) y Ducks Unlimited de México A.C. (DUMAC) construyeron restablecieron parcialmente el flujo de agua con la construcción de alcantarillas y compuertas (Herrera *et al.*, 2014).

Entre 1985 y 1992 se perdieron más de 350 ha de manglar para satisfacer la demanda de vivienda por el crecimiento de la Ciudad de Progreso. Por lo que a partir de la década de los 90's y hasta ahora se han hecho intentos de restauración y conservación con la instalación de programas y comités, sin embargo, actualmente los manglares de la Ciénega de Progreso no han sido restaurados y se mantienen en un alto grado de degradación (Herrera *et al.*, 2014).

En el periodo 1997-2000 se desarrolló el programa "Construcción de Puentes y Alcantarillas en Carreteras Costeras del Estado de Yucatán y Mantenimiento de Microcuencas", sin embargo estas acciones tampoco tuvieron éxito en la restauración del área.

El presente proyecto se origina como parte de las medidas de compensación impuestas por la SEMARNAT a la Secretaría de Comunicación y Transporte, por la construcción del distribuidor vial de acceso al puerto de Progreso.

1.3. HIPÓTESIS

Existen diferencias en las características fisicoquímicas del agua intersticial y los nutrientes del sedimento, así como los patrones hidrológicos de un sitio de restauración de manglar con diferentes niveles topográficos.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. OBJETIVO GENERAL

Determinar el efecto de diferentes niveles topográficos sobre el hidroperíodo, las características fisicoquímicas del agua intersticial y los nutrientes presentes en el sedimento, durante el proceso inicial de la restauración de manglar en la ciénaga de Progreso, Yucatán.

1.4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar el hidroperíodo en tres niveles topográficos (10 cm, 20 cm y 30 cm) en un área de restauración de manglar.
2. Determinar las características fisicoquímicas (salinidad, temperatura, pH y potencial redox) del agua intersticial para cada uno de los tratamientos topográficos durante un periodo de seis meses.
3. Determinar el contenido de nutrientes en el agua intersticial para cada uno de los tratamientos topográficos en un periodo de seis meses.
4. Determinar la variabilidad temporal de las características y el contenido de nutrientes (carbono total, nitrógeno total y fósforo total) del sedimento para cada uno de los tratamientos topográficos en un periodo de seis meses.

2. MARCO TEÓRICO

Los bosques de manglares se distribuyen a nivel mundial entre las regiones tropicales y subtropicales y representan únicamente el 1% de los bosques tropicales (16 millones de hectáreas). Estos ecosistemas, así como otros humedales costeros son muy importantes para la biodiversidad y para las comunidades humanas que viven de sus recursos en las regiones tropicales y subtropicales del mundo (Field, 1996).

El esquema de clasificación jerárquica en Twilley *et al.* (1998), muestra la clasificación eco-geomorfológica de los ecosistemas de manglar, así como las escalas en las que diferentes procesos y restricciones operan en estos ecosistemas. A escala mundial la temperatura determina el límite de la distribución de los ecosistemas de manglar (Figura. 1).

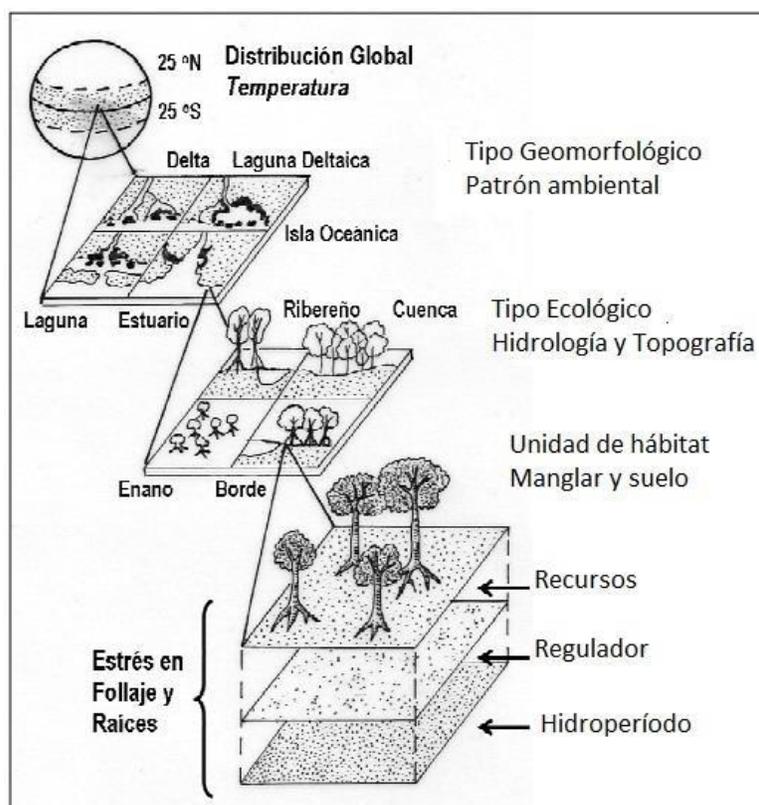


Figura 1 Clasificación para la estructura y funcionamiento de los manglares a nivel global (clima y biogeografía), regional (geomorfología) y local (topografía) (Twilley 1998).

A escala regional los factores geofísicos y geomorfológicos, tales como la amplitud de marea, entradas de agua dulce, cambios del nivel medio del mar y el oleaje, afectan el patrón de sedimentación, aporte de nutrientes, salinidad, dispersión y exportación de propágulos. La combinación de estos factores refleja la clasificación geomorfológica de los ecosistemas de manglar en diferentes escenarios ambientales (deltas, delta/laguna, estuario y laguna). A nivel local los patrones como microtopografía y la hidrología (gradientes de salinidad, nutrientes, potencial redox, sulfuros), determinan los diferentes tipos fisonómicos (Chaparro, Cuenca, Franja y Riverino), estos tipos fisonómicos difieren en los patrones de zonificación de la estructura, productividad y biodiversidad. A nivel de sitio, las plantas responden a los efectos de los reguladores del suelo, recursos (nutrientes) y a la presencia de plantas vecinas. Los reguladores en los sedimentos de manglar son la salinidad, densidad y textura del sedimento. Los recursos principales son la luz y los nutrientes (principalmente nitrógeno y fosforo).

Los manglares comprenden más de 60 especies que corresponden a bosques o matorrales, que presentan un conjunto de adaptaciones a ambientes tales como zona de mareas, de áreas tropicales y subtropicales (Chapman, 1975). Son uno de los ecosistemas más productivos del planeta ($24 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) con una productividad anual similar al más productivo de los cultivos como es la caña de azúcar ($20 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), e incluso ocho veces superior al más eficiente de los pastizales para ganado ($3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Por otro lado, el ecosistema de manglar, es un componente crítico en la zona costera, ya que mantiene funciones ecológicas y brinda servicios ambientales como: 1) la protección de la línea de costa ante fenómenos hidrometeorológicos locales (nortes), regionales (huracanes) y globales (incremento del nivel medio del mar); 2) mantenimiento de la calidad de agua debido a su capacidad de filtración de materiales; 3) hábitats críticos para una infinidad de organismos, muchos de ellos de importancia ecológica, comercial, cinegética y turística; 4) son estabilizadores del suelo y evitan la erosión de playas; 5) como fuente importante de carbono hacia las cadenas tróficas y por tanto sostén de pesquerías artesanales e industriales (Herrera *et al.*, 2009).

Recientemente han sido reconocidos como importantes ecosistemas para la mitigación al cambio climático por su capacidad de almacenar carbono en sus diferentes componentes (troncos, ramas hojas, sedimentos) (Donato *et al.*, 2011)

De acuerdo con la FAO, en 1980 los manglares abarcaban una superficie cercana a los 198 000 km² de las zonas costeras del mundo, para el año 2005 la misma FAO reporta 152 000 km², lo que significa que en los últimos 20 años se ha perdido el 23% de la superficie mundial (FAO 2007).

La superficie de manglares en la Península de Yucatán representa más del 50% del total del país, sin embargo, se ha estimado que la pérdida ha sido muy grande a consecuencia de actividades industriales, portuarias, desarrollos urbanos y turísticos, además de la acción de fenómenos meteorológicos de gran escala como los huracanes CONABIO (2008). De acuerdo con el INE (2005) en Yucatán se calcula una tasa de pérdida anual de 1.84% durante los años 1976 y 2000. En la Península de Yucatán, se desarrollan cuatro de las cinco especies presentes en México, las cuales son: *Rizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (Zaldívar, 1999).

Esto ha motivado que desde hace 15 años, el Gobierno Federal y Estatal, así como diversas ONG's de Yucatán, desarrollen acciones tendientes a recuperar la superficie de manglar a través de acciones de reforestación o forestación, construcción de pasos de agua en carreteras, desazolvar manantiales, entre otras. Sin embargo, los esfuerzos han sido poco exitosos y con alto costo económico (Herrera *et. al*, 2012).

Esto se debe a que para la recuperación y conservación de los manglares es imprescindible el conocimiento de las características ecológicas de estos ecosistemas. Para lograr la restauración de un área se debe iniciar con el entendimiento de cuál es su dinámica y su condición actual con el fin de formular un plan adecuado o "a la medida" (Herrera, *et al.*, 2012).

2.1. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE MANGLARES (REM)

En términos generales, restauración se refiere a reparar, arreglar o traer de nuevo a su estado primitivo alguna cosa que se encuentra deteriorada, devolviéndole su forma o estado originales (Woolf *et al.*, 1977). En particular, la Restauración Ecológica se refiere al proceso de recuperar integralmente un ecosistema que se encuentra parcial

o totalmente degradado, en cuanto a su estructura vegetal, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia, hasta llevarlo a condiciones semejantes a las presentadas originalmente (Bradshaw, 1987; Jordan III *et al.*, 1988; Meffé y Carroll 1994), sin dejar de considerar que se trata de sistemas dinámicos que se encuentran influenciados por factores externos que provocan que las características anteriores varíen dentro de un rango a lo largo del tiempo (Parker y Pickett, 1997).

De acuerdo a la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER-Internacional, 2004) la restauración ecológica es un proceso que ayuda a restablecer un ecosistema que ha sido degradado o destruido, y trata de retornarlo a su estado original.

En México, la restauración de manglares ha seguido tres tendencias: la reforestación, la restauración hidrológica y la combinación de las dos anteriores. Flores (2005) señala que la reforestación directa en zonas deforestadas es factible, sin embargo, se debe tomar en cuenta el hidroperíodo, debido a que la distribución de los propágulos y plántulas es más restringida que la de los adultos y está en función de las frecuencias de inundación.

Milano (2000) trabajó en la consolidación y estabilización de islas artificiales en la Florida, a través de muros de rocas en combinación con manglares, utilizando las técnicas de Riley (1999). Asegura que las islas artificiales incrementan las zonas de alimentación, refugio y hábitat para pesquerías y aumentan la biodiversidad.

Rocha (2003) trabajó en la repoblación de *L. racemosa* en la costa de Nayarit, con propósitos forestales, utilizando repoblamiento natural (apertura del dosel) y plantaciones artificiales con propágulos extraídos de su medio natural. Observó para ambos casos, una mayor supervivencia en aquellos lugares donde la marea tiene menos influencia. Por su parte, Bosire *et al.*, (2003), determinaron que la restauración (colonización) natural de manglares en sitios perturbados es posible, siempre y cuando se le apoye con reestructuración hidrodinámica.

Benítez (2007) realizó un estudio en el cual se construyeron tarquinas a manera de isletas las cuales fueron forestadas con el fin de determinar las condiciones más adecuadas para la formación artificial de nuevas áreas de manglar con especies

nativas (*R. mangle* y *A. germinans*) de la bahía de Navachiste, Sinaloa. Sin embargo no se mencionan los niveles a los cuales fueron construidas las tarquinas.

La restauración de áreas degradadas de manglar es importante no solo por la recuperación de hábitat sino también por la recuperación de los servicios ambientales que provee, entre ellos la mitigación al cambio climático. Sin embargo, para restaurar áreas de manglar se debe iniciar con el entendimiento de cuál es su dinámica, cuál es su condición actual e identificar las principales fuentes de impacto. Herrera *et al.*, (2014), mencionan que para la recuperación y conservación de los manglares es imprescindible el conocimiento de las características ecológicas de estos ecosistemas. Con base en lo anterior, la restauración de ecosistemas de manglar debe tomar en cuenta no solo la condición actual del sitio, las experiencias regionales y las fuentes de impacto sino también las variables que influyen en el establecimiento y desarrollo del mangle, entre las que destacan la topografía, la salinidad, los aportes de agua dulce o salobre y el hidropériodo.

2.2. CENTROS DE DISPERSIÓN

Existen regiones con elevada sedimentación que relativamente en poco tiempo llegan a tener los niveles topográficos óptimos (acreción natural) para el establecimiento de manglares, de forma natural o con plantaciones inducidas (Siddiqi y Khan, 1996). En los sitios en donde no existe acreción natural o ésta es muy baja, se pueden inducir acreciones artificiales con ayuda de alguna barrera física (como llantas de automóvil) contra el oleaje y las corrientes, que estimulan la sedimentación y protegen a las plántulas al reducir la energía erosiva de estos factores.

Una estrategia que se utiliza con relativa frecuencia para acreciones artificiales consiste en la construcción de plataformas o isletas, utilizando el material de relleno proveniente de dragados u otras fuentes, confinados mediante algún tipo de barrera (tablas o malla geotextil) o la construcción de canales en las marismas, en cuyos márgenes se construyen plataformas de mareas para el establecimiento natural o inducido de manglares u otros humedales. (Flores *et al.*, 1995; Agraz, 1999). Los canales con plataformas adyacentes son conocidos como unidades de forestación y cumplen con una doble función: se obtiene material para la construcción de las terrazas y se permite la entrada de la marea que reduce la salinidad de los suelos

hipersalinos. Esta estrategia sólo se aplica en marismas cuyo nivel del suelo está por abajo del nivel de los manglares (Flores *et al.*, 1995; Agraz, 1999). Además de la utilización de los dragados para isletas y plataformas, parte de este material se puede emplear en las márgenes de los canales dragados para la navegación, para estabilizar los sedimentos y para aumentar la vida media del canal (Benítez, 2003).

Para el presente proyecto se construyeron centros de dispersión a 10, 20 y 30 cm (n.m.m) utilizando el material proveniente de la construcción de canales realizados en la misma zona y conteniéndolos con malla geotextil.

2.3. TRAYECTORIAS DE RESTAURACIÓN

De acuerdo con Twilley y Rivera-Monroy (2005), los proyectos de restauración de manglares deben poder predecir la respuesta, en la estructura y función del manglar, a cambios en las condiciones de hidrología, topografía y energías geofísicas. Dichos cambios en los atributos ecológicos de un manglar degradado hacia una condición de referencia (restauración, rehabilitación o mitigación), en una escala temporal, son conocidos como *trayectoria de restauración* (Bradshaw, 1995). La trayectoria de los atributos de un ecosistema representa las metas de un proyecto y permite evaluar la efectividad de los esfuerzos de restauración.

Para obtener información específica de las características geofísicas, químicas y biológicas del ecosistema es necesario implementar un programa de monitoreo de las medidas de rendimiento, que son variables o características específicas del ecosistema que identifican o describen de manera cuantitativa los objetivos de la restauración (Zedler, 2001).

La mayoría de los planes de monitoreo fracasan debido a que las medidas de desempeño seleccionadas no son las adecuadas o carecen de conexión con los objetivos de restauración y por lo tanto dan lugar a evaluaciones ineficaces. El desafío en el seguimiento de la restauración es decidir qué atributos de los ecosistemas se deben monitorear y determinar cuáles de los cambios en los atributos observados son significativos con respecto a la variabilidad natural esperada. Existen varios criterios para la selección de puntos finales y las medidas de desempeño en un programa de monitoreo de restauración. El proceso de selección inicial se basa en modelos conceptuales que describen cómo los mecanismos asociados a la degradación de los

ecosistemas están vinculados a las alternativas de restauración propuestas (Twilley *et al.*, 2005).

Como tal, las medidas de desempeño proporcionan dos funciones importantes: (1) representan información que describe los patrones de estructura y funcionamiento del ecosistema a través del tiempo, y por lo tanto permiten documentar las trayectorias de restauración, y (2) rastrean cambios en los procesos que documentan los mecanismos relacionados a los modelos conceptuales de cómo los ecosistemas funcionan. La primera utilidad de las medidas de desempeño es documentar la eficacia de alternativas de restauración (patrones); y segunda es poner a prueba los supuestos en cuanto a qué factores de estrés se asocian con degradación del sistema (mecanismos) (Twilley *et al.*, 2005).

La construcción de modelos efectivos que simulen el comportamiento del ecosistema y por lo tanto las trayectorias de restauración se pueden utilizar para seleccionar variables de monitoreo efectivas para evaluar la restauración (Twilley *et al.*, 2005).

Los programas de monitoreo de restauración se pueden beneficiar del desarrollo de modelos de simulación, proporcionando información sobre los patrones y mecanismos de respuesta del sistema. Este proceso es necesario para probar adecuadamente las hipótesis de las causas de la degradación del sistema sobre el cual se han diseñado las medidas de restauración (Twilley *et al.*, 2005).

En la presente investigación se consideraran las variables identificadas por Flores-Verdugo (2005) y Herrera *et al* (2014) como determinantes en el establecimiento de plántulas de manglar.

2.4. PRINCIPALES VARIABLES

El establecimiento del manglar está determinado por diversos factores ambientales como la topografía y su consecuencia inmediata que es el hidroperíodo (frecuencia, nivel y duración de la inundación de cierta área), así como por la disponibilidad de nutrientes, la salinidad intersticial, y el tipo de suelo (Flores-Verdugo *et al.*, 2005). Estas características son modificadas por impactos directos derivados de la actividad humana, como la ampliación de la frontera agropecuaria y acuícola, los asentamientos humanos, la construcción de infraestructura vial, portuaria y turística.

A continuación se describen las principales variables que determinan o condicionan el buen funcionamiento de los humedales costeros y su importancia.

2.4.1. TOPOGRAFÍA

El conocimiento de la topografía de los humedales permite determinar la distribución de sus diferentes tipos de vegetación, las áreas potenciales de restauración, así como la ampliación o creación de nuevas áreas para determinado tipo de humedal (Lewis, 1982).

Las diferentes especies de mangle tienen distintas preferencias de inundación, es por ello que la presencia de una u otra especie, así como su extensión en un sitio determinado, lo definen unos cuantos centímetros de diferencia topográfica (< 90 cm) (Flores *et al.*, 2005), a esta característica se le llama “microtopografía”.

En la Laguna de la Mancha en Veracruz, México, se realizó un estudio de la microtopografía y se encontró que esa condición determina la presencia y distribución de las especies en correspondencia con las adaptaciones morfológicas de estas especies. El mangle negro (*A. germinans*) se encuentra en áreas más someras en comparación con el mangle rojo (*R. mangle*) que prefiere aquellas de mayor profundidad. Se encontró que variaciones de 11 cm en el nivel del agua, ocasionan un cambio en la distribución de las especies vegetales (Day *et al.*, 2004).

López y Ezcurra (1989) también consideran que existe una relación con el microrelieve, catalogándolo como uno de los factores principales que condicionan la zonación de las plantas de mangle.

Elster *et al.*, (2000) reportaron que la inundación estacional es el factor determinante en la sobrevivencia de propágulos de *A. germinans* y *L. racemosa* en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano; ninguna de las dos especies sobrevivió más de tres semanas cuando la inundación alcanzó 30 cm y cubrió completamente la parte aérea de las plantas.

2.4.2. HIDROPERÍODO

El hidroperíodo está dado por la frecuencia, nivel y tiempo de inundación (Mitsch y Gosselink, 2000), siendo el componente más importante para los procesos que ocurren en los manglares debido a que crea condiciones físicas y químicas únicas que

afectan varios factores como la anaerobiosis del suelo, la acumulación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes, la riqueza y composición de especies, y la productividad primaria (Flores *et al.*, 2007).

La interacción entre las tres variables del hidropériodo y la microtopografía definen el comportamiento hidrológico local y regional, y con ello regulan la entrada y salida de nutrientes, favoreciendo el desarrollo estructural y la productividad de los manglares. Sin embargo, a pesar de ser el hidropériodo una de las características fundamentales para el desarrollo de los manglares, ha sido una de las características menos conocida, estudiada y analizada, en parte por limitaciones logísticas y tecnológicas. Esta variable es fundamental para el desarrollo de planes de restauración de bosques de manglar sobre todo en México y otras latitudes neo-tropicales (Herrera *et al.*, 2014).

2.4.3. SALINIDAD INTERSTICIAL

La salinidad intersticial corresponde a la salinidad del agua en los sedimentos y es otro factor que influye en la zonación y el grado de desarrollo de los manglares. Cuando ésta es superior a los 70 ups (unidades prácticas de salinidad), provoca la disminución del desarrollo del manglar llegando a causar su muerte (Cintrón y Shaeffer, 1983). Las diversas especies de manglar tienen diferente grado de tolerancia a las altas salinidades siendo el mangle negro, *A. germínans* el más tolerante a las salinidades altas, seguido por el mangle blanco, *L. racemosa* y el mangle rojo, *R. mangle*.

2.4.4. NUTRIENTES EN EL AGUA Y EL SEDIMENTO

El manglar, a diferencia de la mayoría de los ecosistemas tropicales es un sistema abierto al flujo de materia ya que "importa" nutrientes y "exporta" materia orgánica en un ciclo continuo. Los nutrientes son transportados por los ríos y las mareas, principalmente, y una vez que llegan al manglar son absorbidos e incorporados a su biomasa mediante el proceso de la fotosíntesis. Al mismo tiempo que gran cantidad de material orgánico en forma de hojas, flores y ramas, caen al suelo o al agua en donde son degradadas por la acción de las bacterias y hongos. Este material vegetal también puede ser ingerido por vertebrados e invertebrados (peces, crustáceos y moluscos entre otros) que al defecar o excretar los desechos del metabolismo, los dejan disponibles para que sean transformados por microorganismos (Prahl *et al.*, 1990).

Los complejos lagunares-estuarino, manglares y pantanos dulceacuícolas, por su elevada productividad, generan cantidades considerables de materia orgánica, parte de la cual es incorporada a la cadena alimenticia; sin embargo, también son los cuerpos receptores de las descargas agrícolas, urbanas y, más recientemente, de los efluentes de estanques acuícolas ricos en nitrógeno y fósforo en forma de fertilizantes o materia orgánica (Flores *et al.*, 2007).

La materia orgánica que llega a las lagunas costeras o el fitodetritus —o en ocasiones detritus de macroalgas— entra en proceso de descomposición microbiana de tipo aeróbico y, posteriormente, una vez consumido por respiración bacteriana el oxígeno, se inician los procesos de descomposición anaeróbica; primero se reducen los nitratos a amonio e incluso a nitrógeno gaseoso y una vez agotados estos se continúa con la respiración anaeróbica del sulfato, el cual se transforma a sulfuro y se deposita en el fondo, en un proceso denominado piritización. El proceso de reducción del sulfato en zonas costeras es prácticamente inagotable por ser éste un ion muy abundante en el ambiente marino; en cambio, en ambientes dulceacuícolas, una vez agotado este ion o en su ausencia se inicia la metanogénesis (Flores *et al.*, 2007).

Como en todos los ecosistemas, el fósforo y el nitrógeno son los elementos esenciales para los manglares, siendo este último considerado como nutriente limitante para el manglar (Ogden y Gladfelter, 1983 en Ulloa Delgado *et al.*, 1998). En la Península de Yucatán más del 50% de los suelos poseen un pH neutro a moderadamente alcalino (Borges *et al.*, 2014), los suelos con pH más alcalino pueden influenciar la solubilidad de iones como P, Fe³⁺ y Mn²⁺ causando variaciones en sus concentraciones tanto en el suelo como en las plantas (Naidoo, 2006). La baja disponibilidad de fósforo puede limitar la descomposición y retención de nutrientes en la rizosfera complicando la adquisición de nutrientes (Johnson, *et al.*, 2003). Es por ello que en la Península de Yucatán el fósforo se ha identificado como el nutriente limitante para los manglares.

2.4.5 BIOGEOQUÍMICA EN LOS HUMEDALES

La biogeoquímica de los manglares son todas aquellas características de suelo: nutrientes, materia orgánica, gases disueltos, elementos traza y sustancias tóxicas que tienen o no un efecto sobre las propiedades ecológicas y específicas de los humedales (Twilley, 1998).

Ciclo del carbono

El ciclo del carbono es muy importante debido a que el almacenamiento de carbono de los suelos de humedales es uno de los principales servicios ambientales que dichos ecosistemas proveen. En México, los estudios sobre el secuestro de carbono en los suelos de humedales se han enfocado principalmente a ecosistemas de manglar. En suelos de manglares de Campeche se han reportado hasta 23 kg cm^{-2} ; en Nayarit, un promedio de 9.02 kg cm^{-2} ; en los suelos de manglares de Tabasco de 47 a 82 kg cm^{-2} y para la zona del Caribe, valores de 38 hasta 99 kg cm^{-2} han sido reportados para áreas de manglar y de 17.7 kg cm^{-2} en suelos de humedales herbáceos (Marín *et al.*, 2011).

En el ciclo del carbono intervienen los siguientes procesos:

1. El ciclo del carbono comienza cuando el CO_2 atmosférico es absorbido por las plantas y convertido en carbohidratos (carbono orgánico) a través del proceso de fotosíntesis con la liberación de O_2 .
2. El tejido más viejo de las plantas se convierten en tejido detrítico y se somete a la fragmentación, la lixiviación y la descomposición mientras está unido a las planta viva.
3. En los humedales, el almacenamiento de carbono no sólo se da en la parte aérea y radicular de las plantas, si no también, en el suelo. Cuando los residuos de la vegetación del humedal caen al suelo, el material vegetal se acumula y se forma una capa de suelo muy rica en materia orgánica. Parte de los residuos orgánicos de las plantas se degrada (varios procesos están involucrados en la descomposición de este material) aunque otra porción permanece sin descomponerse debido a las condiciones de inundación del suelo por lo que el material vegetal se incorpora al suelo como material orgánico no descompuesto. Aunque la biodegradación de la materia orgánica por la respiración aeróbica se limite por las condiciones reducidas de los suelos, varios procesos anaeróbicos pueden degradar carbono orgánico. La fermentación de la materia orgánica, que se produce cuando la materia orgánica es el aceptor terminal de electrones en la respiración anaeróbica forma diversos ácidos y alcoholes de bajo peso molecular (ácido láctico o etanol) y CO_2 .

4. Finalmente, el material detrítico descompuesto está integrado en materia orgánica del suelo por humificación; en esta etapa, la materia orgánica proporciona un almacenamiento a largo plazo de los nutrientes y contaminantes. Los productos gaseosos finales (dióxido de carbono y metano) producidos durante el proceso de descomposición se liberan a la atmósfera. La metanogénesis se produce cuando ciertas bacterias (metanógenas) utilizan CO_2 como un aceptor de electrones para la producción de metano (CH_4). La producción de metano requiere condiciones muy reducidas con un potencial redox de entre -250 y -350 mV, después de que otros aceptores terminales de electrones (O_2 , NO_3^-) y (SO_4^{2-}) se han reducido. (Reddy y DeLaune, 2008).

Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno tiene un ciclo biogeoquímico complejo con múltiples transformaciones bióticas y abióticas implicando siete estados de valencia (+5 a -3). El principal reservorio de nitrógeno en humedales es el sedimento (N orgánico y N inorgánico). El N orgánico está compuesto de aminoácidos, péptidos, proteínas y compuestos húmicos con bajos contenidos de N. El N inorgánico se compone de amonio, nitritos y nitratos; en sedimentos tanto nitritos como nitratos se presentan en pequeñas cantidades. El amonio es la forma predominante de N inorgánico en sedimentos y se deriva principalmente de la mineralización de N orgánico. La forma gaseosa de N que se presenta en suelos inundados y sedimentos, son el amoniaco (NH_3), el nitrógeno gaseoso (N_2) y el óxido nitroso (N_2O) (Vymazal, 2005). Las principales transformaciones en suelos de humedales son afectadas por el metabolismo microbiano (Vymazal, 2005).

Ciclo del azufre

El azufre está involucrado en una serie de importantes procesos bioquímicos tales como la reducción del sulfato, la formación de piritita, el transporte de energía, y emisiones de azufre atmosférico. En los humedales, el azufre está presente en formas inorgánicas (pirita, sulfuros de hierro e hidrógeno, monosulfuros, sulfato, y azufre elemental) y formas orgánicas (tejidos de animales y vegetales). Además, hay sumideros de sedimentación e intercambios de azufre entre los humedales y la atmósfera, incluyendo la deposición y emisión, y transferencias de formas disueltas y

particuladas de azufre en los sistemas influidos por las mareas (Reddy y DeLaune, 2008).

Bajo forma orgánica, el azufre se encuentra preferentemente en suelos de zonas húmedas, como consecuencia de una mayor presencia de restos vegetales. Este azufre orgánico es de naturaleza no conocida, pero su origen biológico hace pensar que está formado por compuestos muy diversos. Bajo esta forma no puede ser utilizado por la planta, pero por la acción microbiana puede ser transformado al estado sulfato (SO_4^{2-}) y en condiciones de poder ser asimilado. La atmósfera, aunque en pequeña proporción, es otra fuente de azufre al suelo (Reddy y DeLaune, 2008).

Ciclo del fósforo

El fósforo es uno de los nutrientes más importantes de los ecosistemas y los humedales no son la excepción. En los suelos de humedales, el fósforo se produce como complejos solubles e insolubles en formas orgánicas e inorgánicas. Las formas de fósforo orgánicos están asociados con los organismos vivos y se componen de compuestos fácilmente degradables (ácidos nucleicos, fosfolípidos y fosfatos de azúcar) y compuestos orgánicos lentamente degradables (fosfatos de inositol o fitina) (Reddy y DeLaune, 2008). El fósforo inorgánico en los suelos se encuentra en combinación con aluminio, hierro, calcio y magnesio. Es conveniente clasificar las formas de fósforo que entran en estos sistemas como (I) de fósforo inorgánico disuelto (PID), (II) fósforo orgánico disuelto (POD), (III) fósforo inorgánico particulado (PIP), y (IV) fósforo orgánico particulado (POP) (Reddy y DeLaune, 2008).

La retención de fósforo en suelos de humedales está regulada por diversas propiedades fisicoquímicas incluyendo el pH, potencial redox, hierro, aluminio, contenido de calcio, contenido de materia orgánica. La forma predominante de fósforo depende del pH. En un rango de pH de 5-8, la solubilidad del fósforo es baja a 300 mV, resultando bajas concentraciones en el suelo. Sin embargo, cuando el potencial redox disminuye de 300 a -250, la solubilidad del fósforo incrementa en todos los valores de pH, reflejando altas concentraciones de fósforo en el agua intersticial. La solubilidad del fósforo es mayor a valores de pH bajos y valores de Potencial redox bajos (Reddy y DeLaune, 2008).

El ciclo del fósforo se diferencia de otros nutrientes, el fósforo se produce en un ciclo sedimentario en lugar de un ciclo gaseoso como el del nitrógeno.

A diferencia de otros elementos esenciales, como el carbono y el nitrógeno, la deposición atmosférica y la descarga fluvial son las únicas fuentes naturales de fósforo. La transferencia de P del suelo a las fuentes de agua se da principalmente a través del agua de escorrentía, específicamente como P adherido a partículas de compuestos minerales y como P inorgánico disuelto (Sharpley *et al.*, 1992).

Otra fuente de fósforo es la materia orgánica del suelo proveniente de la descomposición de la vegetación (la biodegradabilidad del fósforo orgánico disminuye con la profundidad debido a las condiciones anaerobias) (Reddy y DeLaune, 2008). El material detrítico residual se deposita sobre la superficie del suelo y se convierte en una parte integral de la tierra; la mineralización libera P inorgánico de las fuentes orgánicas del suelo. El fósforo orgánico disuelto y las formas insolubles de fósforo orgánico e inorgánico generalmente no están biológicamente disponibles hasta que se transforman en formas inorgánicas solubles.

2.4.6. POTENCIAL REDOX

El potencial de óxido-reducción (Redox) del suelo, agua y sistemas marinos es la medición del potencial electroquímico o disponibilidad de electrones, mientras que el pH es una medida del nivel de acidez o alcalinidad del medio. El potencial Redox es una medida rápida del estado de óxido-reducción que permite estimar la estabilidad de varios compuestos que regulan la disponibilidad de nutrientes y metales de los sedimentos, así como los niveles de descomposición de la materia orgánica la cual está relacionada con el pH y el contenido de oxígeno libre para facilitar este proceso (Herrera *et al.*, 2014).

2.4.7. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)

El potencial de hidrogeno (pH) del agua de los ecosistemas acuáticos, o del suelo en los ecosistemas terrestres, se refiere a que tan ácido o que tan alcalino es el medio. Los valores de pH se miden en una escala que va de 0 (muy ácido) a 14 (muy alcalino) 7 es neutro. Los suelos y aguas de los manglares se encuentran en un amplio rango de pH. Los suelos de los bosques de manglares son generalmente ácidos (Suprayogi

y Murray, 1999). Los suelos orgánicos suelen ser ácidos, por otro lado, los suelos minerales a menudo tienen condiciones más neutras o alcalinas (Mitsch y Gosselink, 1993).

Las altas condiciones reducidas de los suelos y la consecuente acumulación de sulfitos causan condiciones de acidez extrema. Si los suelos de manglares son drenados, removidos o dragados, los depósitos de azufre son liberados y por tanto, oxidados a ácido sulfúrico, causando más acidez.

Los cambios de pH en suelos de humedales influyen significativamente en el equilibrio de óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfuros, fosfatos y silicatos. Este equilibrio regula la precipitación y disolución de los sólidos, la sorción y desorción de los iones, y las concentraciones de sustancias o iones nutricionalmente significativas tales como Al_3^+ , Fe_2^+ , H_2S , H_2CO_3 , y ácidos no disociados (Reddy y DeLaune, 2008).

2.4.8 ÁCIDO SULFHÍDRICO

El ácido sulfhídrico es producido por descomposición de materia orgánica y por respiración anaeróbica del sulfato y se caracteriza por un fuerte olor a huevo podrido, es tóxico para el manglar y su presencia está relacionada con valores negativos de redox. De acuerdo con Train (1979) el sulfuro de hidrógeno (H_2S) en concentraciones elevadas es un inhibidor de la respiración animal y cancela la incorporación de nutrientes en vegetales.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La zona donde se establecieron los centros de dispersión se conoce como la “Ciénaga de Progreso”, se encuentra localizada a la entrada del Municipio de Progreso, Yucatán a un costado de la pista de remo y canotaje. Posee una extensión aproximada de 60 ha.

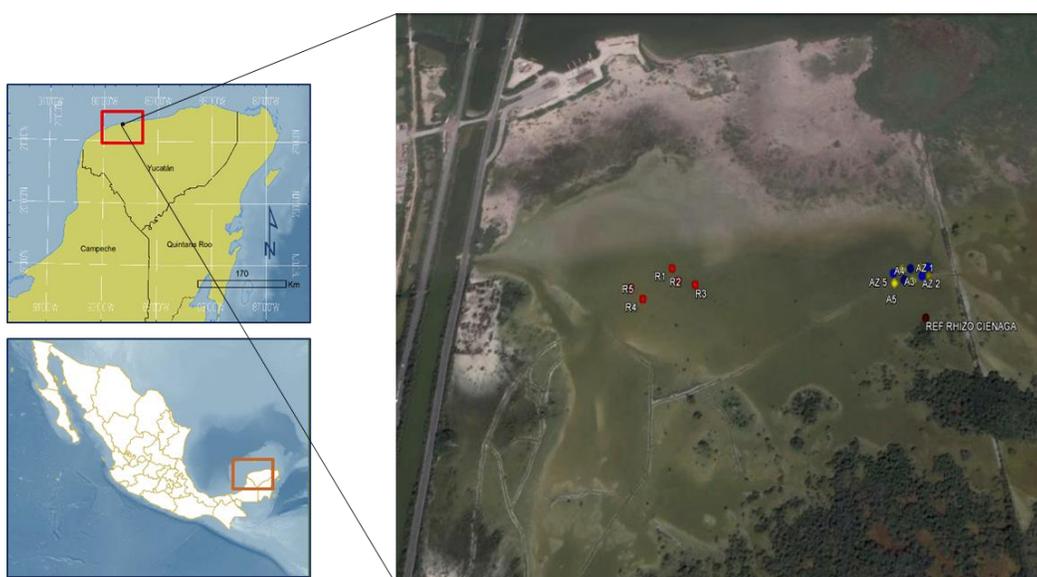


Figura 2 Localización del área de estudio y ubicación de los 15 centros de dispersión en la ciénaga de Progreso.

El clima que predomina en la región es cálido subhúmedo con lluvias regulares en verano. La temperatura media anual es de 25,6 °C, siendo la máxima 36°C se registra en el mes de mayo y la mínima se registra en enero (SEMAR 2013).

3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

Se evaluaron 3 tratamientos, que corresponden a diferentes niveles topográficos de 10, 20 y 30 cm (n.m.m) con 5 repeticiones por tratamiento (15 centros de dispersión en total) y un sitio de referencia. Durante un periodo de seis meses, cada 20 días, en cada tratamiento se tomaron datos de salinidad, temperatura, pH y Redox intersticial y superficial, sulfuro y nutrientes (amonio y fosfatos). Estas variables se midieron al interior y al exterior de cada centro de dispersión. Se tomaron 3 núcleos de sedimento

por cada centro de dispersión, y uno fuera de cada centro de dispersión. Al inicio y final del periodo de muestreo. Se instalaron tres sensores de presión automáticos (level loggers), uno por tratamiento topográfico.



Figura 3. Imagen y Esquema de los centros de dispersión y sus niveles topográficos

3.3 METODOLOGÍA

3.3.1 Construcción de centros de dispersión

Para la construcción de cada centro de dispersión se utilizaron 40 estacas de madera, separados a una distancia de 70 cm entre sí a base de palizada, para su recubrimiento se utilizó malla geotextil; tienen un diámetro de 8 m y están separados por una distancia de 6 m.



Figura 4. Construcción de Centros de dispersión

3.3.2 Instalación de sensores automáticos de presión

Para determinar del hidroperíodo (tiempo, frecuencia y nivel de inundación) se instalaron tres sensores automáticos de presión, uno en cada tratamiento topográfico. Para su instalación en los centros de dispersión se introdujeron dentro de un tubo de PVC de 3 pulgadas, y se fijaron dentro del sedimento entre 0.5 y 1 m, previamente fueron programados para tomar medidas cada hora y se dejaron instalados durante el tiempo que duró el monitoreo, es decir, 6 meses. La descarga de los datos almacenados por el medidor automático se realizó cada 20 días.



Figura 5. Descarga de los sensores.

3.3.3 Análisis del agua intersticial y superficial

En cada uno de los puntos de muestreo se colectaron muestras del agua superficial e intersticial dentro de los centros de dispersión y fuera de ellos. El agua intersticial se tomó a 30 cm de profundidad, utilizando una jeringa de 60 ml y un tubo de acrílico. La lectura de salinidad y temperatura se hizo *In Situ* con un sensor multiparametros (YSI-30). El pH y Redox se midió *In Situ* con un medidor Orion Star (Thermo Scientific). Las muestras para el análisis de nutrientes en el agua (amonio y fosfatos) y sulfatos se fueron colectadas en jeringas de 60 ml las cuales se almacenaron y se mantuvieron en frío para su análisis en el laboratorio de productividad primaria del CINVESTAV. Para el análisis de nutrientes se utilizaron los kit de prueba para análisis fotométricos de la marca Chemetrics que están basado en el APHA Standard Methods, EPA Methods for Chemical Analysis of water and Wastes y ASTM D Test Methods, las muestras se leyeron con un fotómetro V-2000 de la marca Chemetrics. Las concentraciones se expresan en la unidad mg L^{-1} .



Figura 6. Toma de muestras de agua intersticial y lectura de parámetros físicos.



Figura 7. Análisis de nutrientes del agua intersticial en el laboratorio.

3.3.4 Caracterización y análisis de los sedimentos

Para la caracterización y análisis de sedimento se tomaron núcleos de sedimento al inicio del periodo de muestreo y al final (julio de 2015 y enero de 2016).

Las muestras fueron tomadas con ayuda de un nucleador de acero inoxidable con diámetro de 5.5 cm y una longitud de 100 cm de profundidad. Se tomaron 3 núcleos por cada centro de dispersión y uno fuera de ellos. Los núcleos fueron trasladados al laboratorio de Producción Primaria del CINVESTAV donde fueron analizados para obtener datos de: densidad aparente (Bulk Density), materia orgánica (MO) y nutrientes (carbono total, nitrógeno total y fósforo total).



Figura 8. Colecta y análisis de muestras de sedimento.

3.3.5 Densidad Aparente

Para determinar la densidad aparente “Bulk Density”, las muestras de sedimento fueron divididas en intervalos de 10 cm, se les retiraron las raíces o material grueso, posteriormente se colocaron en una estufa a 60°C durante 72 horas. A cada segmento de muestra se le calculó la densidad aparente como el cociente entre el peso seco y el volumen de sedimento de la muestra (Chen y Twilley, 1999).

Posteriormente, las muestras secas se molieron y se pasaron por un tamiz de número 30 (0.54mm) para realizar la determinación de la materia orgánica y del contenido del carbono, nitrógeno y fósforo total. Para la determinación de los nutrientes se utilizó el concepto de muestra compuesta, es decir, una combinación de muestras individuales, las muestras se mezclaron de acuerdo al perfil (0-10, 10-20, 20-30 cm, etc.)

3.3.6 Materia Orgánica

La obtención del porcentaje de materia orgánica se realizó aplicando el método de determinación de la pérdida de peso por ignición (Loss on ignition-LOI) (Luque, 2003). En este método la pérdida de peso experimentada por la muestra durante estas

reacciones es determinada pesando el sedimento antes y después de ser quemado. La determinación del porcentaje en peso de materia orgánica mediante este método está basado en someter a secado la muestra a peso constante, a 60 °C durante 72 horas en un calentamiento secuencial de las muestras en un horno (Dean, 1974). Después, la materia orgánica experimenta una combustión a 500-550°C durante 4 horas provocando la oxidación de la materia orgánica, emitiendo CO₂ y ceniza. El LOI se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{LOI 550} = ((\text{DW 60} - \text{DW 550}) / \text{DW 60}) \times 100$$

Donde:

LOI 550 = Porcentaje de pérdida de peso

DW 60 = g de peso seco de la muestra antes de la combustión

DW 550 = g de peso seco de la muestra después de la combustión a 550°C

El resultado en pérdida de peso es proporcional a la cantidad de materia orgánica presente en la muestra (Luque, 2003).

En un segundo paso, se realiza la destrucción de los carbonatos a 950°C durante 4 horas, se emite CO₂, y se forman óxidos.

El LOI se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{LOI 950} = ((\text{DW550} - \text{DW950}) / \text{DW60}) \times 100$$

Donde:

LOI 950 = LOI a 950°C (como porcentaje)

DW 550 = g de peso en seco de la muestra después de la combustión a 550°C

DW 950 = g de peso seco de la muestra después de la ignición a 950°C

DW 60 = g de peso seco inicial de la muestra antes de la combustión de la materia orgánica

De nuevo, el LOI muestra una buena correlación con otros métodos de determinación del contenido en carbonatos de los sedimentos lacustres (Dean, 1974).

3.3.7. Nitrógeno Total y Carbono Total

Para la determinación de carbono total y nitrógeno total, se tomaron entre 20 a 30 mg de muestra y se encapsularon en cápsulas de estaño (Figura 9a). Las muestras fueron analizadas en un autoanalizador elemental FLASH-EA-1112 (Figura 9b), que expresa los resultados en porcentajes (Chen y Twilley, 1999).

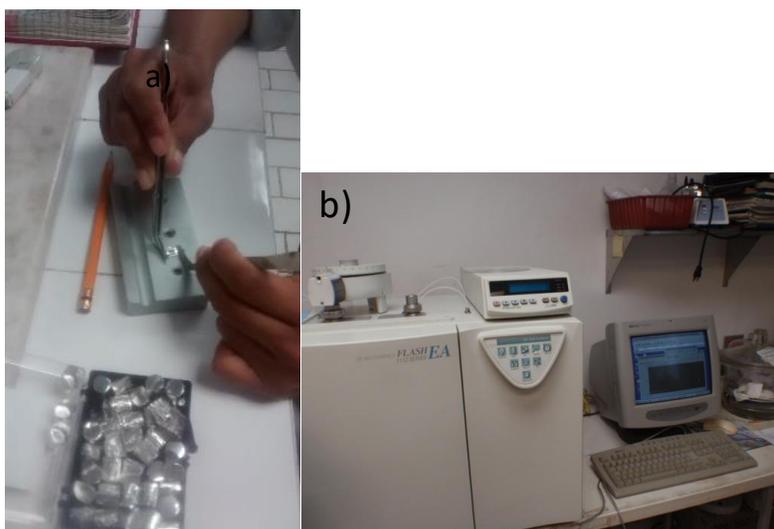


Figura 9. a) Preparación de muestras en capsulas de estaño y b) autoanalizador elemental FLASH-EA-1112.

3.3.8 Fósforo Total

Para determinar el Fósforo Total se siguió el método propuesto por Aspila *et al.*, (1976). De la muestra de sedimento previamente molida, se pesan (0.2 g), las cuales son calcinadas en una mufla a 550 °C por un periodo de 2 horas, posteriormente se vacía en matraces Erlenmeyer de 50 mL, y se les agregan 25 mL de HCl (ácido clorhídrico) al 1 N. Los matrices se colocan en un agitador orbital a 150 revoluciones por minuto durante un periodo de 16 horas. Este extracto se usa para determinar el fósforo total, basado en la reacción de los fosfatos con una mezcla de reactivos y midiendo espectrofotométricamente el desarrollo de color que es proporcional a la concentración (Parsons *et al.*, 1984).

Los cálculos para el fósforo total fueron:

$$\text{mg P/mg muestra} = \frac{(\text{concentración}) * (0.00155) * (\text{factor de dilución})}{(\text{Masa de la muestra en mg})}$$

$$\% \text{ fósforo total} = \frac{[(\text{concentración}) * (0.00155) * (\text{factor de dilución})] * (100)}{(\text{Masa de la muestra en mg})}$$



Figura 10 Preparación de muestras para determinación de Fosforo Total.

3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con el fin de evaluar si había diferencias significativas entre los tratamientos sobre las diferentes variables físico-químicas, nutrientes y sulfuro, se realizaron ANCOVAs (análisis de covarianza) a través del uso de un modelo lineal generalizado (GLM por sus siglas en inglés), donde la covariable fue la inundación ya que puede tener un efecto en las variables respuesta.

Los GLM son una extensión de la regresión lineal simple pero permite usar distribuciones de error diferentes a la Gaussiana (que es la que usa una regresión lineal simple), esto permite que de acuerdo al tipo de variable respuesta que se tenga se pueda usar una distribución que se ajuste mejor a dicha variable. Hacer esto mejora el ajuste y reduce la probabilidad de cometer un error de tipo I (afirmar que algo es estadísticamente significativo cuando no lo es).

Para validar el modelo se analizaron los residuales (la diferencia entre los valores observados y los valores estimados del modelo). Visualmente también se pudo

determinar que todas las variables cumplieron con los supuestos, de normalidad y homogeneidad de varianzas.

En los casos donde los tratamientos fueron estadísticamente diferentes se realizaron pruebas *a posteriori* para saber qué tratamiento fue diferente de los demás.

Las pruebas *a posteriori* son un conjunto de pruebas para probar todas las posibles hipótesis, entre estas pruebas se pueden mencionar las de: Duncan, Tukey, Newman-Keuls, y LSD (García *et al.*, 1998). En este estudio se utilizó la prueba de Tukey debido a que los datos cumplen con los supuestos de normalidad, homogeneidad e independencia.

Se realizó una clasificación de los tratamientos topográficos según su estado (conservado o degradado) utilizando el algoritmo “Random Forest” (Breiman, 2001). Este es un método de clasificación basado en la realización de múltiples árboles de decisión sobre muestras de un conjunto de datos. Algunas de las ventajas del algoritmo “Random Forest” son la precisión, que funciona de manera eficiente con bases de datos de gran tamaño, y que da estimaciones de qué variables son importantes en la clasificación.

Para hacer la clasificación de los centros de dispersión, primero se “entreno” al algoritmo con datos de todas las variables estudiadas pero que correspondían a muestras tomadas fuera de los centros de dispersión, es decir sin ningún tratamiento topográfico, con estos datos el algoritmo creó la categoría “degradado”, posteriormente se usaron los datos del manglar de referencia que corresponde a un manglar en buenas condiciones ubicado en la zona de estudio y se creó la categoría “conservado”, finalmente se usaron los datos de los tres tratamientos topográficos y se le solicitó al algoritmo que realizara la clasificación, los resultados expresan si un tratamiento está degradado o conservado con una probabilidad entre 0 y 1, donde 1 es la probabilidad más alta. Adicionalmente el algoritmo genera unas gráficas donde se puede ver cuáles fueron las variables con mayor importancia en la clasificación.

Para determinar si existían diferencias significativas entre los nutrientes Fósforo Total, Nitrógeno Total, Carbono Total y Materia Orgánica en el intervalo julio 2015 y enero 2016, y entre tratamientos topográficos, se llevó a cabo un análisis de varianza de dos vías (ANOVA). Cuando se presentaron diferencias significativas se realizó un análisis

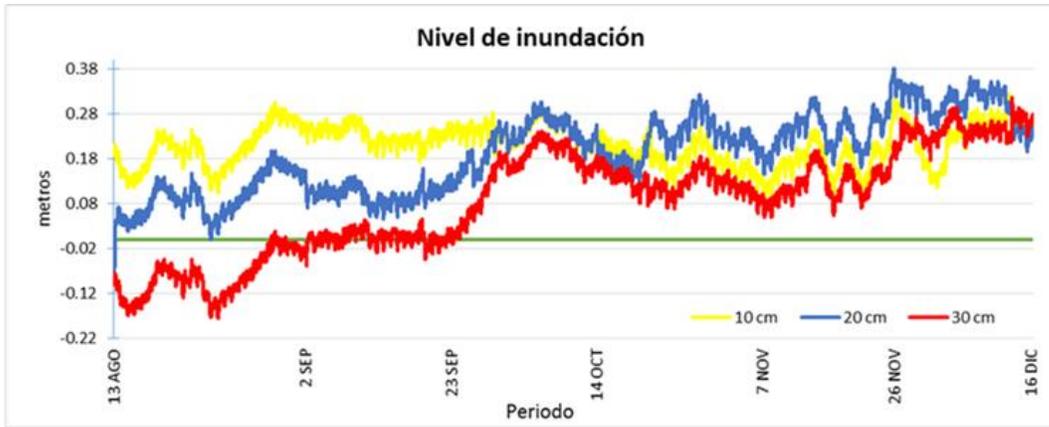
a posteriori utilizando la prueba de Tukey, para comparar la interacción: mes-tratamiento e identificar que interacción era estadísticamente significativa.

Para la realización de todos los análisis estadísticos se utilizó el programa (R Core Team 2016) versión 3.3.2., y se tuvo un 95% de nivel de confianza.

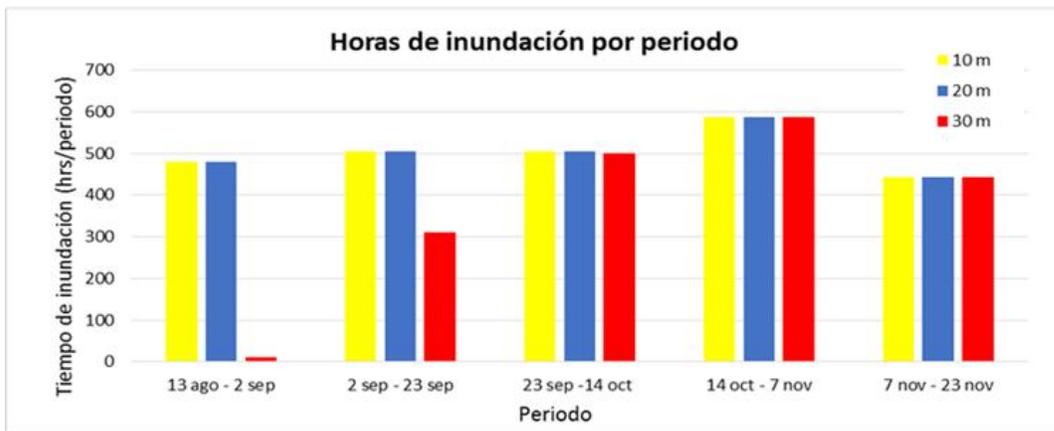
4. RESULTADOS

4.1 HIDROPERÍODO

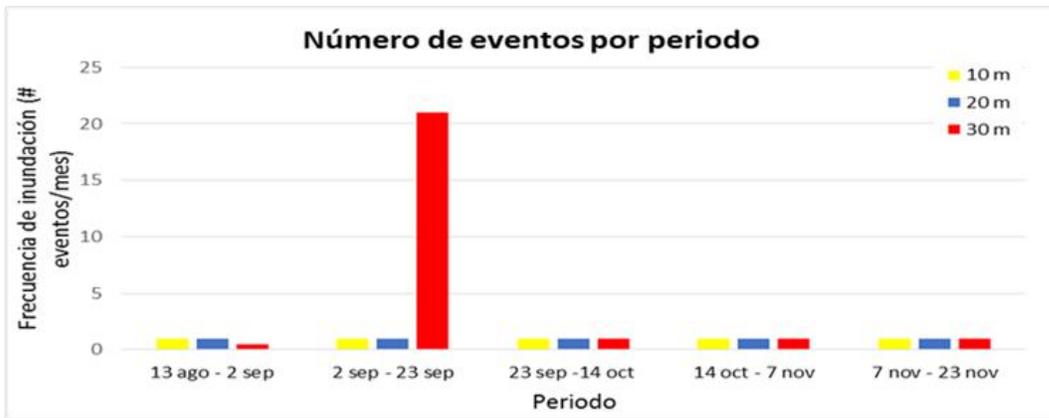
El nivel de inundación más alto se registró en los centros de dispersión de 20 cm, con un valor de 37.4 cm el 26 de noviembre de 2015 a las 9:00 horas y el nivel más bajo se registró en los centros de dispersión de 30 cm con un valor de -17.5 cm el día 20 de agosto de 2015 a las 18:00 horas. El mayor tiempo de inundación se registró entre el 7 y el 26 de noviembre de 2015 con 588 horas en los tres tratamientos. En el periodo entre el 8 de agosto al 2 de septiembre de 2015 se observó el menor tiempo de inundación en los centros de dispersión de 30 cm con 12 horas. Respecto a la frecuencia de inundación, los centros de dispersión de 10 y 20 cm presentan un comportamiento similar principalmente a partir del mes de septiembre de 2015 cuando para cada periodo de muestreo se registró un evento de inundación respectivamente. Los centros de dispersión de 30 cm presentaron la mayor variación en la frecuencia de inundación en el periodo entre el 2 de septiembre al 23 de septiembre de 2015 con un total de 20 eventos. (Figura11).



a



b



c

Figura 11. Datos de nivel (a), tiempo (b) y frecuencia (c) de inundación en los tres sensores, ubicados en cada nivel topográfico. La línea verde continúa representa el nivel del suelo, los valores (+) indican el tiempo que los centros de dispersión se mantuvieron inundados, los valores (-) indican el periodo de tiempo en que los centros de dispersión estuvieron secos.

4.2. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL AGUA INTERSTICIAL

4.2.1. SALINIDAD INTERSTICIAL

La salinidad promedio de la zona de referencia fue 61.5 ups, mientras que para el interior de los centros de dispersión de 10 cm, 20 cm y 30 cm se obtuvieron valores promedio de 58.2 ups, 54.7 ups y 35.1 ups, respectivamente.

Con respecto a los valores registrados para cada uno de los tratamientos, se pudo observar un comportamiento relativamente constante. En el tratamiento de 10 cm el valor más bajo fue de 55.2 ups obtenido en el mes de septiembre, y el más alto de 62.3 ups que se registró a finales del mismo mes. Para el tratamiento de 20 cm, el valor más elevado de 66.7 ups se registró durante el mes de septiembre, mientras que el más bajo (48.7 ups) se registró durante el muestreo del 7 de noviembre. En el centro de dispersión de 30 cm se observaron los valores más bajos con variación de ± 2 ups con relación al promedio obtenido. Por el contrario, en el sitio de referencia, se observó disminución gradual hacia los meses intermedios del monitoreo, seguido por un incremento hacia el último mes. El valor más alto de registró en el mes de noviembre (54 ups) y el más alto en el mes de septiembre (78.4) (Figura12).

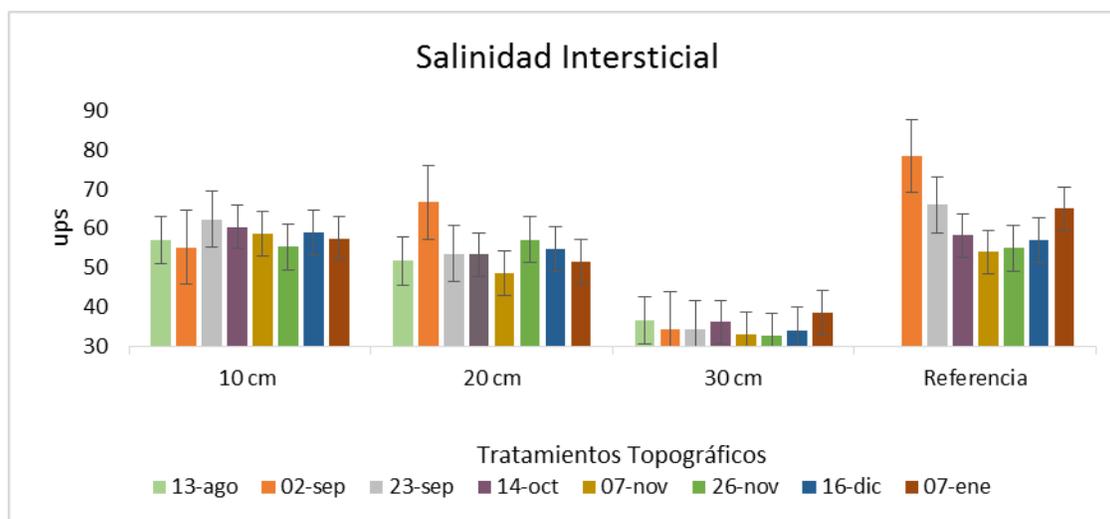


Figura 12. Salinidad intersticial promedio registrada en el interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia durante un semestre de monitoreo.

4.2.2. TEMPERATURA INTERSTICIAL

Los valores de temperatura se mantuvieron relativamente constantes, tanto en el interior de los centros de dispersión como en el sitio de referencia. El promedio fue de

30.7°C, 30.9°C y 29.7° para los tratamientos de 10 cm, 20 cm y 30 cm, respectivamente, y de 31.1°C para el sitio de referencia.

El valor promedio más alto para los tres centros de dispersión se presentó durante el mes de septiembre, con la diferencia de que para el tratamiento de 30 cm éste se registró a finales del mes. Los valores más altos fueron de 33.9°C, 33.0°C y 31.9°C para los centros de dispersión de 10 cm, 20 cm y 30 cm, respectivamente. Los centros de dispersión de 10 cm y 20 cm presentaron su valor más bajo de 27.6°C y 28.7°C respectivamente en el mes de enero, mientras que el de 30 cm lo hizo a finales de noviembre con 27.9°C. Los valores del sitio de referencia presentaron un ligero gradiente descendente, ya que su valor más alto se presentó en el mes de agosto (35°C), y el más bajo en enero con 29°C (Figura13).

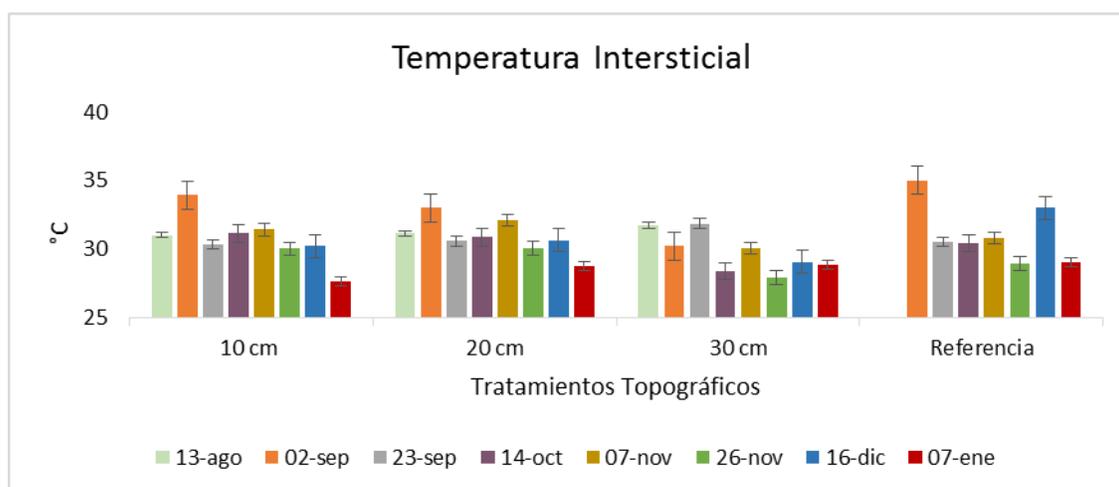


Figura 13. Valores promedio de la temperatura intersticial registrado para cada uno de los meses de monitoreo en los tres tratamientos topográficos.

4.2.3. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH) INTERSTICIAL

El valor promedio del pH registrado en el interior de la tarquina de 10 cm para todo el período de monitoreo fue de 6.9 (± 0.2). El valor más alto registrado fue de 7.0 en el mes de diciembre, mientras que el menor fue de 6.7 en enero. Para el centro de dispersión de 20 cm el valor más elevado fue de 7.3 y se registró en el mes noviembre mientras que el más bajo fue de 6.8 y se registró en septiembre. El tratamiento de 30 cm mostró los valores más elevados de los tres tratamientos. El promedio en este centro de dispersión fue de 7.2 con una variación de ± 0.1 . Contrario al centro de dispersión de 30 cm, el sitio de referencia presento los valores de pH más bajos, con

un promedio de 6.7, el valor más alto fue de 6.8 en los meses de diciembre y enero y el más bajo de 6.6 en septiembre. (Figura14).

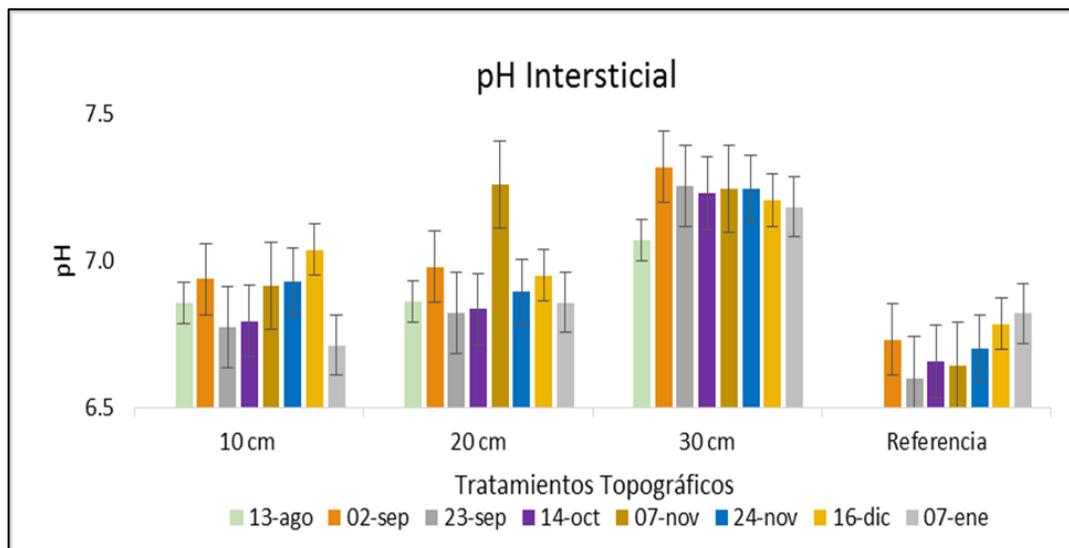


Figura 14. Valores promedio de pH intersticial registrado en el interior de los centros de dispersión de los tres tratamientos y la zona de referencia durante un semestre.

4.2.4. POTENCIAL REDOX INTERSTICIAL

El valor promedio para el centro de dispersión de 10 cm fue de -339 mV. El valor más bajo se dio a principios de noviembre (-367 mV), y el más alto en enero (309 mV). Se observó un ligero descenso en los valores de septiembre a noviembre y un incremento hacia enero (Figura 15). En el tratamiento de 20 cm, los valores promedio fueron relativamente constantes con $-337 \text{ mV} \pm 12 \text{ mV}$. El tratamiento de 30 cm, mostró un descenso de agosto a noviembre con valores promedio de -285 mV a -345 mV respectivamente. Para el sitio de referencia se observó un comportamiento descendente que fue de septiembre a enero, con valores promedio de -98 mV a -306 mV (Figura15).

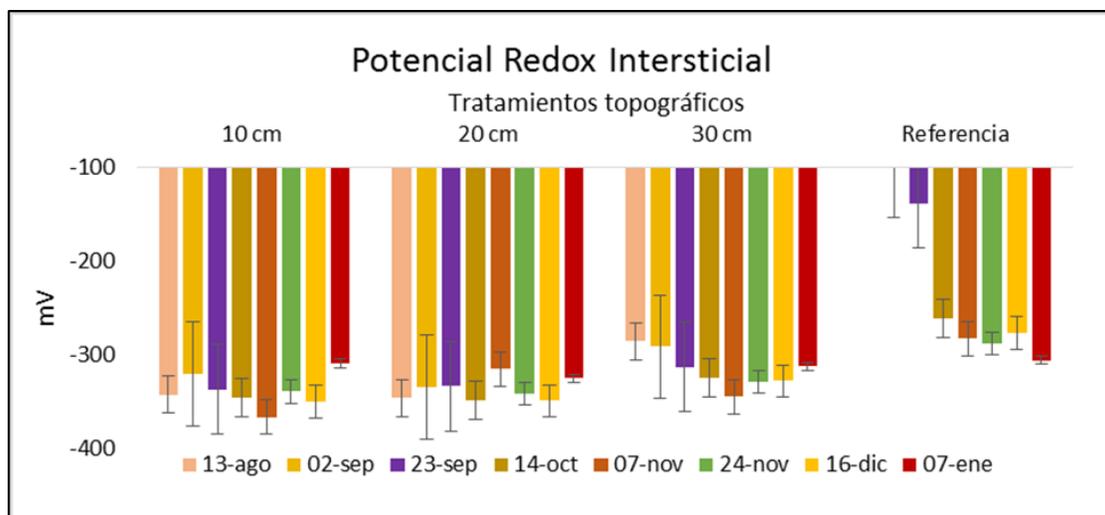


Figura 15. Valores promedio de potencial redox Intersticial en los centros de dispersión para cada uno de los meses de monitoreo.

4.3. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA SUPERFICIAL

4.3.1. SALINIDAD SUPERFICIAL

Tanto en el sitio de referencia como en los tres tratamientos topográficos, los valores promedio de salinidad presentaron el mismo comportamiento, descenso de septiembre a diciembre seguido de incremento en enero (Figura16).

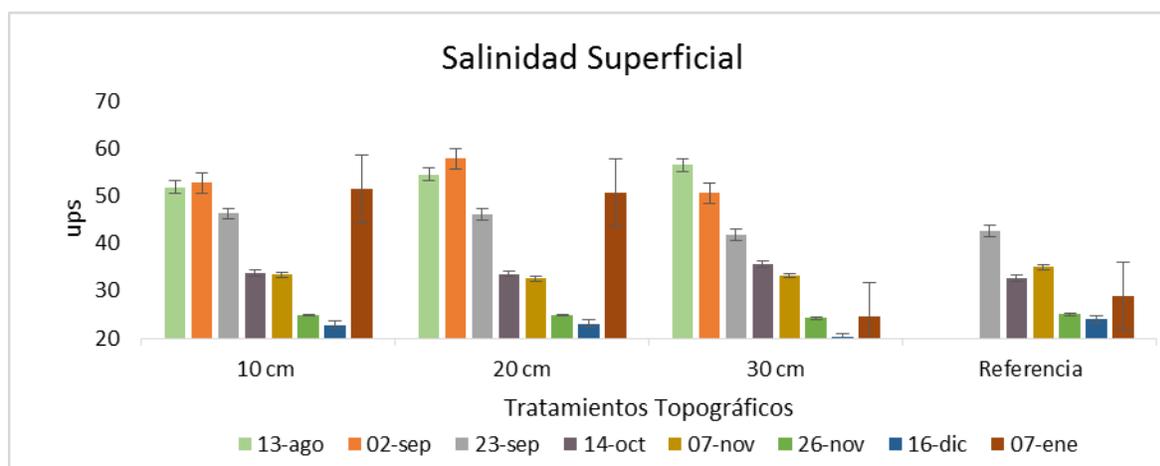


Figura 16. Valores promedio de salinidad superficial registrada en el exterior de cada uno de los tratamientos durante el período de monitoreo.

4.3.1. TEMPERATURA SUPERFICIAL

Los valores promedio mostraron un pequeño gradiente descendente para los tres tratamientos, no así en el sitio de referencia en el cual la temperatura superficial fue

más constante. En el centro de dispersión de 10 cm, los valores registrados fueron de 35.9°C a 28.1°C. En el centro de dispersión de 20 cm se registró 35°C de agosto a septiembre, y disminuyó a 29.1°C en enero. Del mismo modo, en el centro de dispersión de 30 cm se observaron valores constantes de agosto a septiembre, con un promedio de 31.68°C y una ligera disminución hacia enero con un valor de 28.82°C. El sitio de referencia se mantuvo constante con 30°C \pm 0.8°C (Figura17).

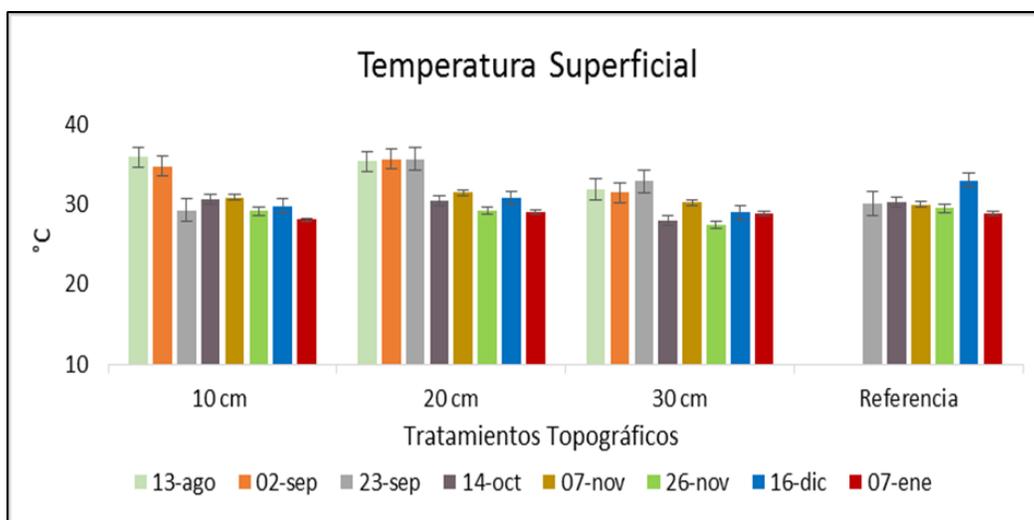


Figura 17. Valores promedio de la temperatura superficial registrada en el interior de cada uno de los tratamientos topográficos y el sitio de referencia.

4.3.2. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH) SUPERFICIAL

En los tres tratamientos los valores promedio de pH disminuyeron en el último mes de muestreo. En los centros de dispersión de 10 cm el valor más alto se registró en septiembre (8.6) y el más bajo en enero (6.8), en los centros de dispersión de 20 cm valor más alto se registró en agosto (8.4) y el más bajo en enero (6.8), en los centros de dispersión de 30 cm valor más alto se registró en noviembre (8.3) y el más bajo en enero (7.2), igualmente en la zona de referencia el valor más alto se registró en septiembre (8.2) y el más bajo en enero (6.7) (Figura18).

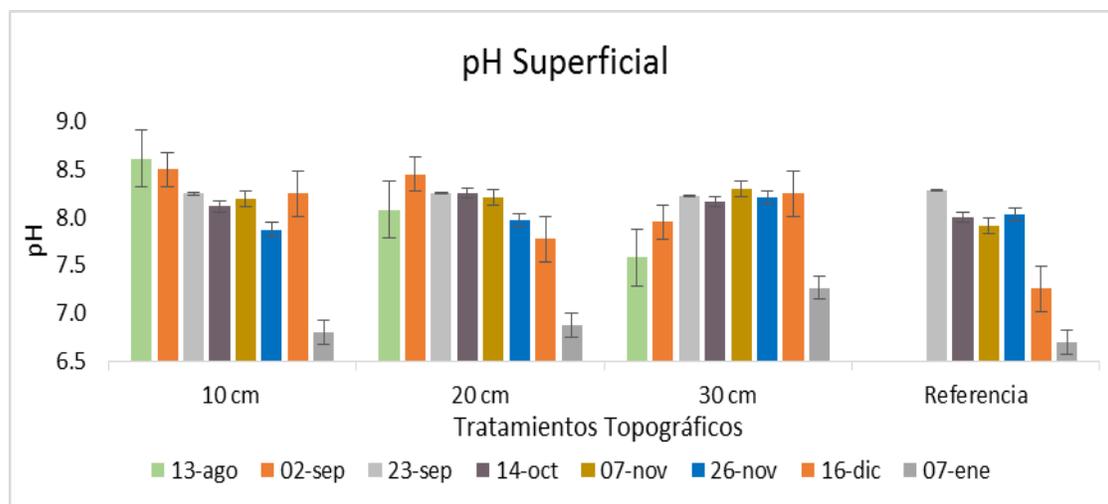


Figura 18. Valores promedio de pH superficial registrado en el interior de cada uno de los tratamientos topográficos y el sitio de referencia.

4.3.3. POTENCIAL REDOX SUPERFICIAL

Los valores promedio registrados en los centros de dispersión de 10 cm mostraron un descenso gradual de septiembre a enero con valores que van de -132.2 mV a -311 mV. En los centros de dispersión de 20 cm los valores fueron relativamente constantes, para seis de los ocho muestreos realizados, con registros de -218 mV en promedio y un marcado descenso en enero con -327.2 mV. Los centros de dispersión de 30 cm presentaron valores similares de agosto a finales de septiembre y gradual descenso hacia los últimos meses del monitoreo; sus valores fueron de -172.8 mV a -285.2 mV. En la zona de referencia se registró el valor promedio más elevado con -82 mV observado a finales de noviembre. Al igual que en los tratamientos el valor promedio más bajo de la zona de referencia se presentó en el mes de enero con -285.2 mV (Figura19).

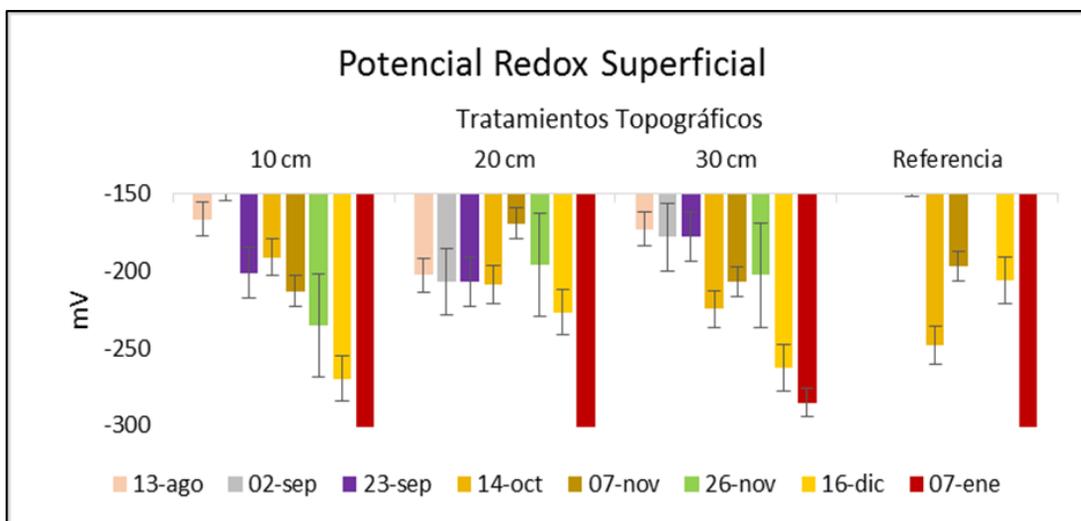


Figura 19. Valores promedio de potencial redox registrados en el agua superficial del interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia.

4.4. NUTRIENTES EN EL AGUA INTERSTICIAL

4.4.1. AMONIO (NH_4)

Los valores promedio de amonio registrados en cada uno de los tratamientos mostraron un comportamiento relativamente constante. En los centros de dispersión de 10 cm se tuvo una concentración promedio de 116.9 mg L^{-1} , con el valor más elevado registrado a finales de septiembre y el más bajo en diciembre. En los centros de dispersión de 20 cm presentó su valor más bajo a principios de septiembre con 52.4 mg L^{-1} y el más elevado a finales de noviembre con 135.1 mg L^{-1} . Los valores de los centros de dispersión de 30 cm fueron los más bajos de los tres tratamientos, con registros de 54.3 mg L^{-1} en el mes de agosto a 77.1 mg L^{-1} en el mes de noviembre. A principios de septiembre se presentó el valor más elevado (135.6 mg L^{-1}). En el sitio de referencia se registró un promedio de 18.6 mg L^{-1} con variaciones de $\pm 8 \text{ mg L}^{-1}$. (Figura 20)

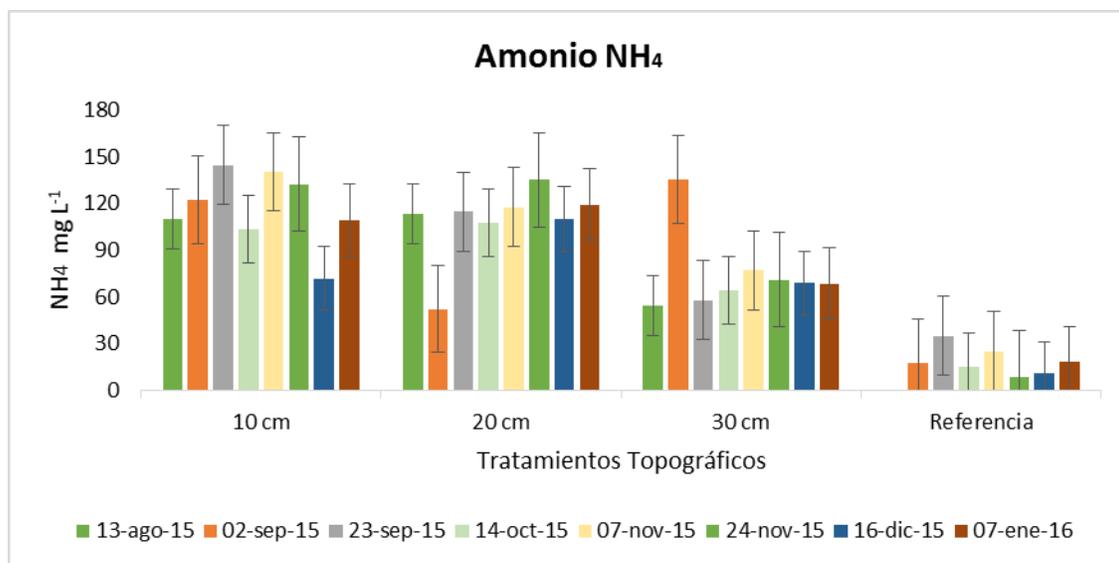


Figura 20. Valores promedio de amonio registrado en el interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia para el período de monitoreo.

4.4.2. FOSFATOS (PO₄)

Los valores de fosfato en los centros de dispersión de 10 cm muestran un crecimiento de agosto a noviembre y luego un descenso hacia el último mes del monitoreo. El valor más elevado se registró a finales de noviembre con 7.2 mg L⁻¹ y el valor más bajo en enero con 1.8 mg L⁻¹. En los centros de dispersión de 20 cm, se observa un patrón similar a la de 10 cm con valores promedio más elevado. El valor más elevado se dio a finales de noviembre con 8.4 mg L⁻¹ y el más bajo con 2.1 mg L⁻¹ en enero. Los valores promedio de los centros de dispersión de 30 cm presentan un incremento hacia los meses intermedios y un descenso hacia el final del monitoreo. El valor más elevado se dio a finales de noviembre con 2.37 mg L⁻¹ y el más bajo se registró en enero con 1.1 mg L⁻¹. El sitio de referencia presentó valores constantes con un promedio general de 0.44 ± 0.3 mg L⁻¹. Los valores en este sitio fueron los más bajos registrados para toda el área monitoreada (Figura 21).

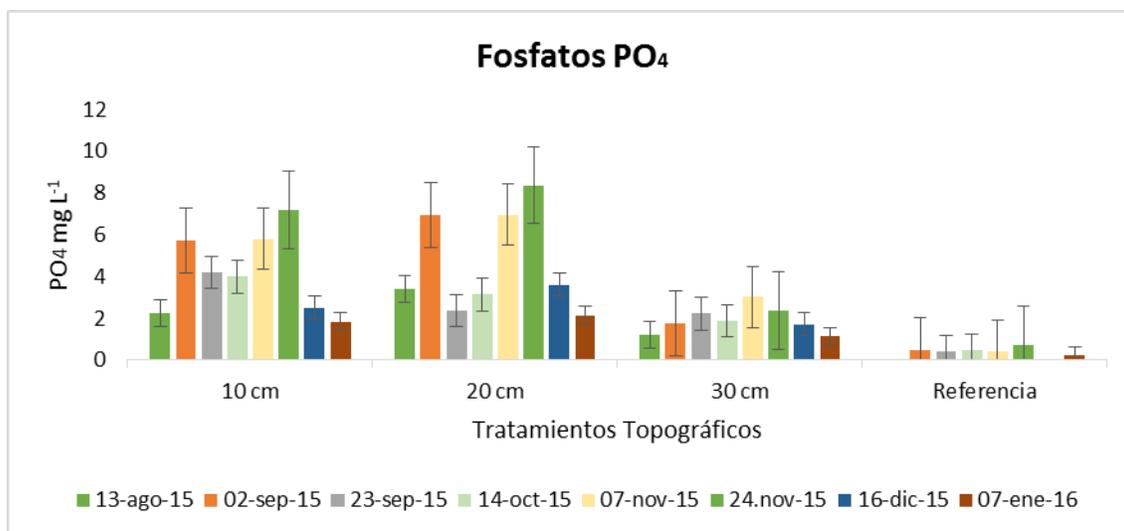


Figura 21. Valores promedio de fosfato en el interior de los tres tratamientos y el sitio de referencia para el periodo monitoreado.

4.5. SULFUROS (S⁻²)

Para los tres tratamientos, la menor concentración de sulfuro se presentó en el mes de agosto con valores de 28.52 mg L⁻¹, 28.97 mg L⁻¹ y 15.45 mg L⁻¹ en 10 cm, 20 cm, 30 cm, respectivamente. En el tratamiento de 10 cm y 30 cm, la concentración más elevada se registró a principios de noviembre con un valor de 161.95 mg L⁻¹ y 103.81 mg L⁻¹, respectivamente; mientras que para el tratamiento de 20 cm se presentó en enero con un valor de 80.91 mg L⁻¹. En el sitio de referencia se registraron los valores más bajos, de 1.03 mg L⁻¹ a finales de septiembre hasta 20.1 mg L⁻¹ a finales de noviembre (Figura 22).

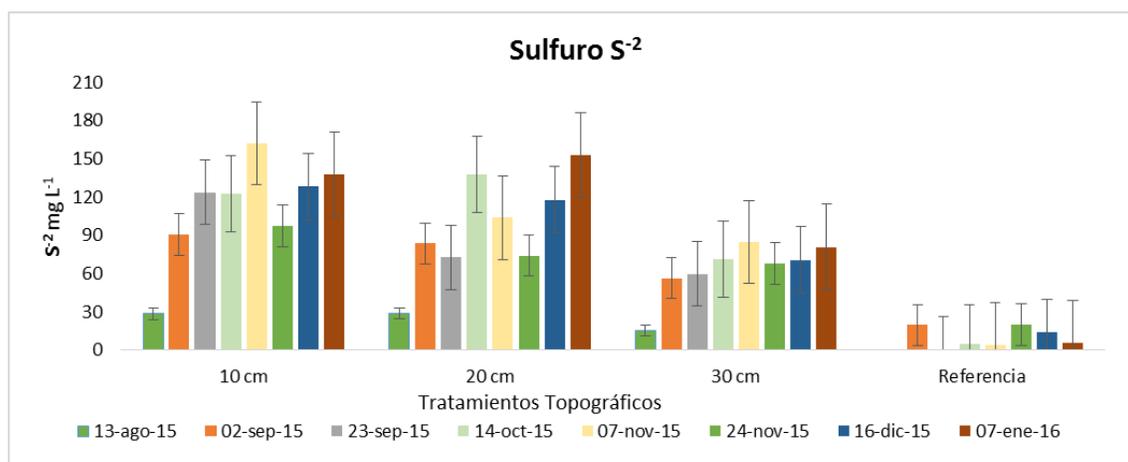


Figura 22. Valores promedio de sulfuro registrado en el interior de los centros de dispersión y el sitio de referencia para el período de monitoreo.

4.6 CARACTERIZACION DEL SEDIMENTO

4.6.1. MATERIA ORGÁNICA

Para los núcleos obtenidos de los centros de dispersión de 10 cm y 20 cm en julio de 2015, el mayor porcentaje de materia orgánica se encontró entre 20-30 cm de profundidad con valores de 17.9% y 19.7%, respectivamente. Para los núcleos de los centros de dispersión de 30 cm, el mayor porcentaje de materia orgánica se encontró en la capa más superficial, entre 0-10 cm, con un valor de 17.2% (Figura 23).

El mayor porcentaje de materia orgánica en los núcleos obtenidos en enero de 2016 se observó entre 10-20 cm de profundidad para los 3 tratamientos. Los valores fueron de 17%, 15.8% y 19.9% para 10 cm, 20 cm y 30 cm, respectivamente (Figura 23).

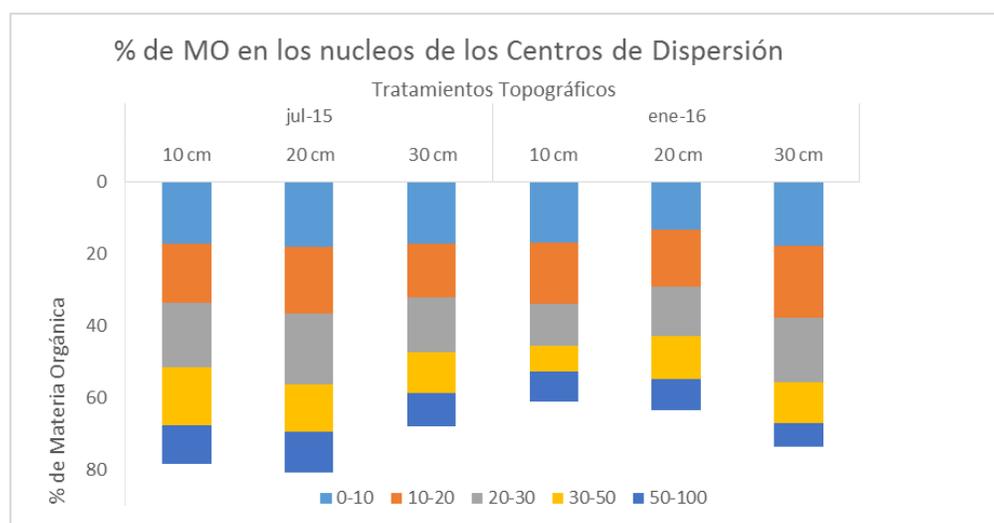


Figura 23. Porcentaje de materia orgánica presente en los núcleos de los centros de dispersión para julio de 2015 y enero de 2016.

4.6.2. DENSIDAD APARENTE

Los valores de densidad registrados en cada uno de los perfiles de los núcleos obtenidos para julio de 2015 y enero de 2016 fueron superiores a los 0.3 g/cm^3 . Para 2015, los valores promedio más elevados fueron de 0.56 g/cm^3 . En 2016, los núcleos presentaron valores promedio superiores a los 0.55 g/cm^3 . Los valores más elevados para cada núcleo se presentaron en la segunda mitad del núcleo, es decir en los perfiles de 30-50 cm de profundidad (Tabla 1).

Tabla 1. Densidad aparente en g/cm^3 de los perfiles obtenidos en los núcleos colectados en los centros de dispersión para julio de 2015 y enero de 2016.

Fecha	Perfil	10 cm	20 cm	30 cm
		Promedio \pm DE	Promedio \pm DE	Promedio \pm DE
Julio 2015	0-10	0.41 \pm 2.12	0.33 \pm 1.73	0.40 \pm 1.67
	10-20	0.42 \pm 2.08	0.36 \pm 1.74	0.53 \pm 1.67
	20-30	0.39 \pm 2.08	0.33 \pm 1.74	0.58 \pm 1.64
	30-50	0.45 \pm 2.31	0.57 \pm 1.76	0.69 \pm 1.73
	50-100	0.70 \pm 2.10	0.71 \pm 1.63	0.60 \pm 1.80
Enero 2016	0-10	0.63 \pm 2.06	0.45 \pm 1.55	0.53 \pm 1.38
	10-20	0.67 \pm 2.06	0.43 \pm 0.83	0.59 \pm 0.90
	20-30	0.74 \pm 2.52	0.48 \pm 1.26	0.73 \pm 0.80
	30-50	0.96 \pm 3.56	0.67 \pm 1.87	0.74 \pm 1.22
	50-100	0.91 \pm 2.06	0.72 \pm 1.75	0.80 \pm 1.38

Los valores promedio de densidad aparente durante los dos muestreos. Los núcleos extraídos en enero de 2016 presentaron una densidad aparente mayor con relación a lo registrado en julio de 2015 (Figura 24).

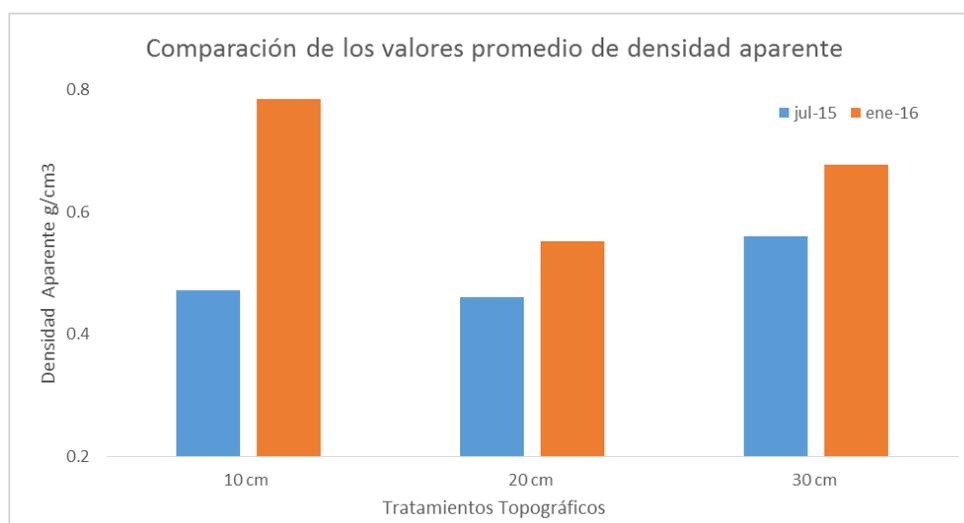


Figura 24. Valores promedio de cada uno de los núcleos extraídos en los centros de dispersión en julio de 2015 y enero de 2016.

4.7 NUTRIENTES EN SEDIMENTO

4.7.1 CARBONO TOTAL

El porcentaje de carbono total presentó ligeros cambios durante los dos periodos de muestreo, en los centros de dispersión de 10 cm fue de 16.75 a 15.28, los centros de

dispersión de 20 cm presentaron un ligero aumento de 14.37% a 15.64% mientras que los de 30 cm el porcentaje bajo de 16.35% a 12.98%.

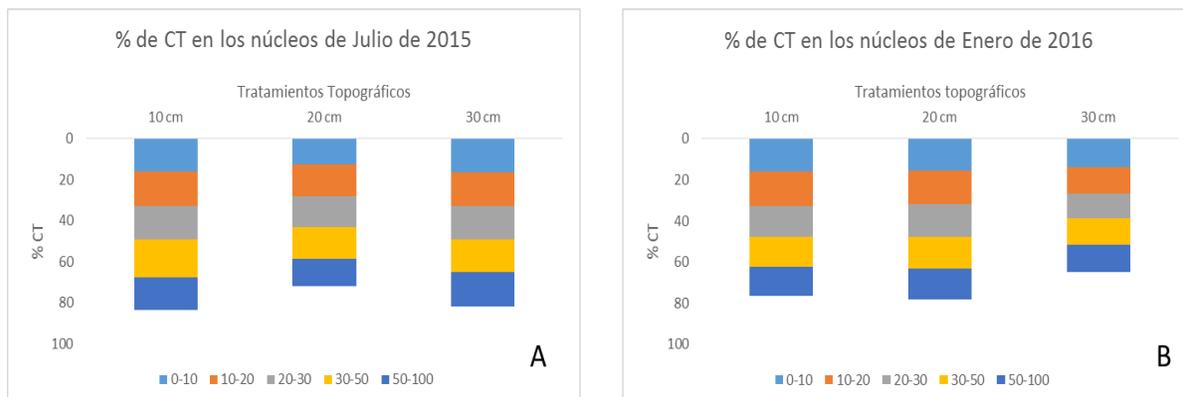


Figura 25. Carbono Total en los núcleos de los centros de dispersión durante los periodos de julio de 2015 (a) y enero de 2016 (B).

4.7.2 NITROGENO TOTAL

Los porcentajes de nitrógeno total presentaron cambios durante los dos periodos de muestreo con un promedio de 0.259 en julio de 2015 a 0.527 en enero de 2016. En general el porcentaje de NT aumento en los tres tratamientos especialmente en el de 20 cm de 0.279 a 0.833. También se pudo observar que el aumento de NT fue más alto en los primeros 30 cm del núcleo en los tratamientos de 10 y 30 cm.

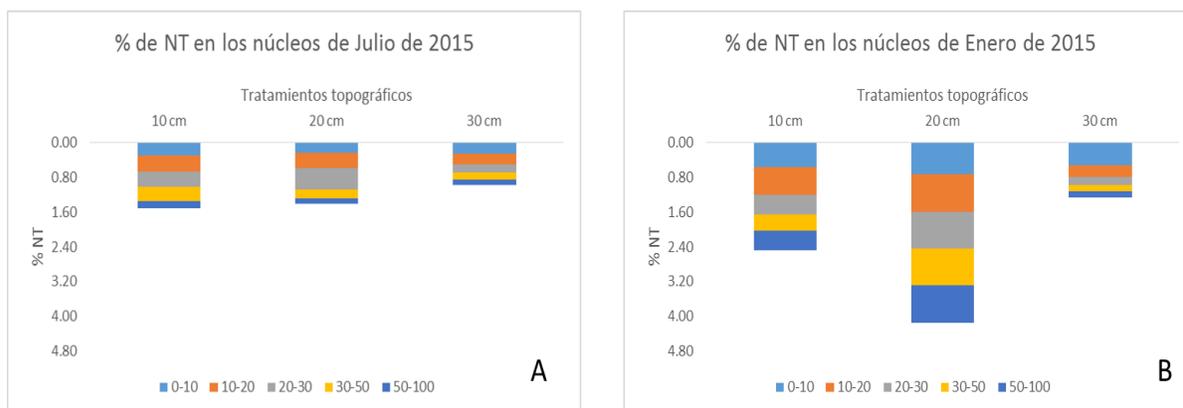


Figura 26. Nitrógeno Total en los núcleos de los centros de dispersión durante los periodos de julio de 2015 (A) y enero de 2016 (B).

4.7.2 FOSFORO TOTAL

El porcentaje de fósforo en el sedimento en general es bajo en ambos periodos, en julio 2015 de 0.120% y en enero de 2016 de 0.104%. Sin embargo, en julio de 2015

los centros de dispersión de 30 cm presentaron el mayor porcentaje (0.147%). En ambos periodos, el mayor porcentaje se encuentra en los primeros 30 cm del núcleo. En enero de 2016, se presentó un pequeño aumento en los centros de dispersión 10 cm y 20 cm, mientras que en el de 30 cm hubo una disminución (0.097%).

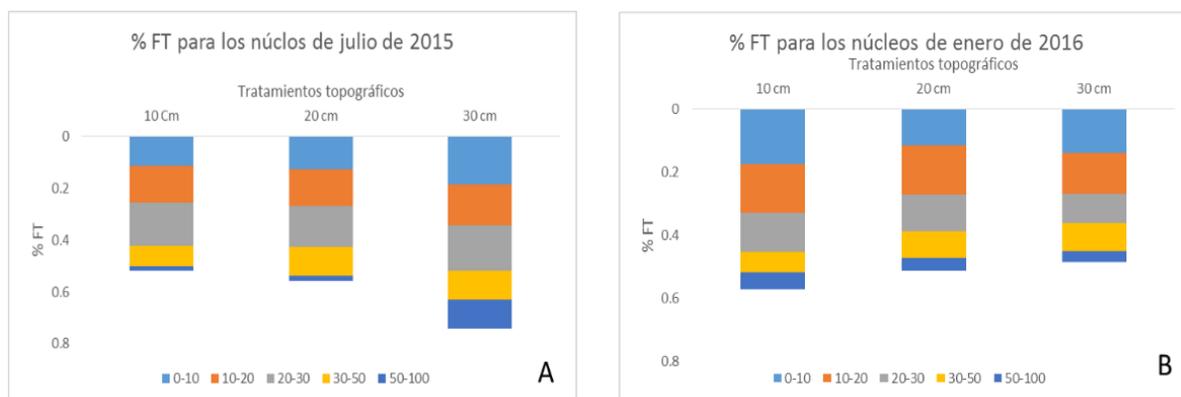


Figura 27. Fósforo Total en los núcleos de los centros de dispersión durante los periodos de julio de 2015 (a) y enero de 2016 (B).

Por otra parte, se calculó el indicador del nutriente limitante del sedimento mediante la relación atómica N:P Retfield (1958). De acuerdo a la relación N:P el nutriente limitante es el fósforo. (N:P = valores mayores a 14).

Tabla 2. Nutrientes en sedimentos en cada tratamiento topográfico por perfiles.

Periodo de Muestreo	Centro de Dispersión	Perfil	CT%	NT%	PT%	C:N	N:P
Julio-2015	10 cm	0-10	16.29	0.30	0.020	78.85	38.20
		10-20	16.46	0.36	0.028	53.39	33.73
		20-30	16.46	0.36	0.028	53.39	33.73
	20 cm	0-10	12.84	0.24	0.025	64.56	21.93
		10-20	15.31	0.36	0.028	55.45	27.92
		20-30	15.11	0.48	0.032	38.69	34.22
	30 cm	0-10	16.42	0.25	0.037	101.69	15.77
		10-20	16.32	0.25	0.032	78.44	18.00
		20-30	16.25	0.18	0.033	129.92	12.71
Enero-2016	10 cm	0-10	16.14	0.56	0.035	47.93	33.95
		10-20	16.48	0.63	0.031	46.87	43.21
		20-30	15.24	0.47	0.025	88.78	41.98
	20 cm	0-10	15.46	0.73	0.023	37.54	70.22
		10-20	16.29	0.87	0.031	30.50	60.36
		20-30	15.90	0.85	0.024	45.07	78.25
	30 cm	0-10	13.62	0.51	0.028	49.30	47.26
		10-20	13.10	0.27	0.026	61.10	24.42
		20-30	11.98	0.19	0.019	78.53	23.56

5. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

5.1 Modelo Lineal Generalizado

5.1.1 Variables a nivel Intersticial

De acuerdo con los resultados de las ANCOVAS (Tabla 3) las variables que presentaron diferencias entre los tratamientos fueron: la salinidad, la temperatura, el pH, y los fosfatos, todas con $p < 0.0001$). Los tratamientos de 10 y 20 cm fueron más parecidos entre sí y el tratamiento de 30 cm presentó mayores diferencias. En la Figura 28 se puede observar la relación de las variables fisicoquímicas del agua intersticial con el nivel de inundación y permite una mejor interpretación de las ANCOVAS.

En el efecto de la inundación sobre las variables de respuesta, se observa que la temperatura disminuye a medida que aumenta la inundación en los tres tratamientos (Tabla 3; Figura 28b). Se observó que la inundación tuvo efecto en el potencial redox, (Tabla 3; Figura 28d), y en el caso de los sulfuros a medida que aumenta la inundación aumenta la concentración de esta variable (Tabla 3; Figura 28e).

Tabla 3. Resultados del Modelo Lineal generalizado (GML) para las variables del agua intersticial.

Variable		SS	gl	F	Pr(>F)
Salinidad	Inundación	0.0648	1	1.644	0.201
	Tratamiento	8.6458	2	109.730	<0.0001
Temperatura	Inundación	0.06727	1	20.088	<0.0001
	Tratamiento	0.14893	2	22.236	<0.0001
pH	Inundación	0.001415	1	1.292	0.2571
	Tratamiento	0.069809	2	31.866	<0.0001
Redox	Inundación	4775	1	4.724	0.030937
	Tratamiento	10845	2	5.366	0.005386
Sulfuro	Inundación	7.203	1	18.718	<0.0001
	Tratamiento	1.023	2	1.329	0.2688
Amonio	Inundación	0.0175	1	0.117	0.732815
	Tratamiento	2.9296	2	9.807	0.0001189
Fosfatos	Inundación	1.464	1	2.688	0.10388
	Tratamiento	10.555	2	9.688	0.00013

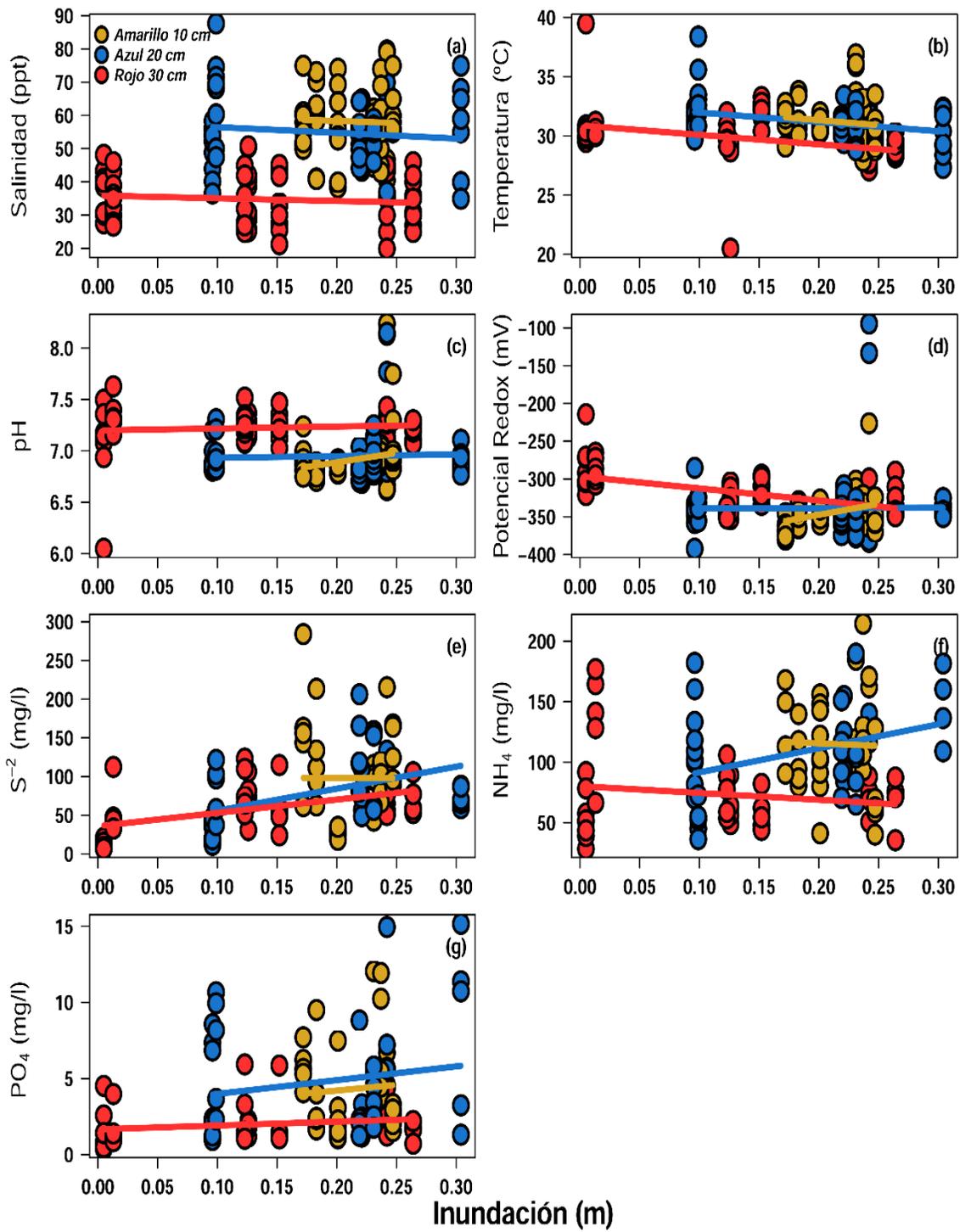


Figura 28. Relación entre las variables respuesta a nivel intersticial con la inundación.

El análisis *a posteriori* permitió saber cuáles tratamientos presentan diferencias significativas entre sí. De acuerdo con los resultados en todos los casos los tratamientos de 10 y 20 presentaron diferencias respecto al tratamiento de 30 cm, (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis *a posteriori* de las variables estudiadas en el agua intersticial.

	Hipótesis Lineales	Estimación	Error Est.	Valor z	Pr(> z)
Salinidad	10 cm - 20 cm	0.06437	0.03379	1.905	0.137
	10 cm - 30 cm	0.53473	0.03781	14.143	<0.001
	20 cm - 30 cm	0.47037	0.03655	12.869	<0.001
Temperatura	10 cm - 20 cm	0.004768	0.009852	0.484	0.879
	10 cm - 30 cm	0.067036	0.011023	6.081	<0.0001
	20 cm - 30 cm	0.062268	0.010656	5.843	<0.0001
pH	10 cm - 20 cm	-0.005377	0.005717	-0.94	0.614
	10 cm - 30 cm	-0.046763	0.006356	-7.357	<0.0001
	20 cm - 30 cm	-0.041386	0.006118	-6.764	<0.0001
Redox	10 cm - 20 cm	-3.623	5.492	-0.66	0.78657
	10 cm - 30 cm	-19.047	6.105	-3.12	0.00505
	20 cm - 30 cm	-15.424	5.877	-2.625	0.02365
Sulfuro	10 cm - 20 cm	0.1473	0.141	1.044	0.548
	10 cm - 30 cm	0.2584	0.1592	1.624	0.235
	20 cm - 30 cm	0.1112	0.15	0.741	0.739
Amonio	10 cm - 20 cm	0.05377	0.08929	0.602	0.818494
	10 cm - 30 cm	0.43047	0.1002	4.296	<0.0001
	20 cm - 30 cm	0.3767	0.09361	4.024	0.000152
Fosfatos	10 cm - 20 cm	-0.1367	0.1678	-0.815	0.69302
	10 cm - 30 cm	0.6511	0.1894	3.438	0.00162
	20 cm - 30 cm	0.7878	0.1785	4.413	<0.0001

5.1.2 Variables a nivel superficial

A nivel superficial se observa que la inundación tiene un efecto significativo (Tabla 5) en la salinidad en los tratamientos de 20 y 30 cm, a mayor inundación menor salinidad (Figura 29a). Al igual que con la salinidad, la temperatura tiende a disminuir conforme

se incrementa el nivel de inundación lo cual se aprecia en los tres tratamientos. (Figura 29b). No se observó ningún efecto de la inundación en el pH y potencial redox.

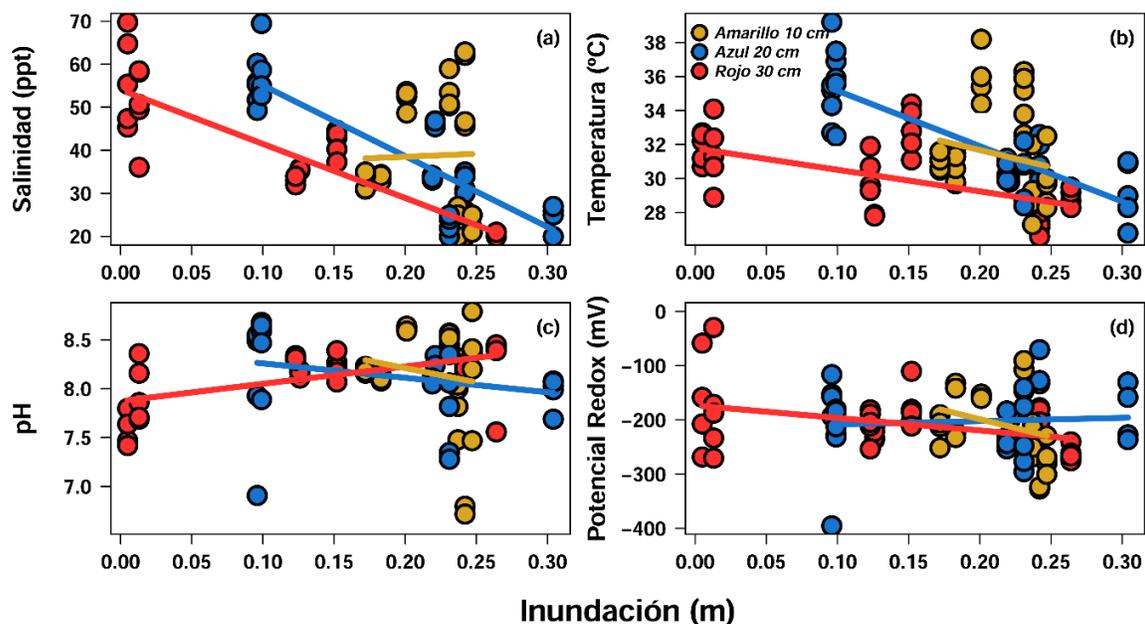


Figura 29. Relación entre las variables respuesta a nivel superficial con la inundación.

Tabla 5. Variables en el agua superficial y su relación con la inundación.

Variable		SS	gl	F	Pr(>F)
Salinidad	Inundación	6.228	1	96.429	<0.0001
	Tratamiento	2.1304	2	16.493	<0.0001
Temperatura	Inundación	0.20706	1	41.313	<0.0001
	Tratamiento	0.17318	2	17.276	<0.0001
pH	Inundación	0.000827	1	0.3695	0.5447
	Tratamiento	0.000491	2	0.1097	0.8962
mV	Inundación	10929	1	3.3302	0.07109
	Tratamiento	2180	2	0.3322	0.71819

El análisis *a posteriori* (Tabla 6) permitió identificar que los tratamientos de 10 y 20 cm no presentan diferencias estadísticamente significativas entre sí, mientras que el tratamiento de 30 cm tanto en la salinidad como en la temperatura es estadísticamente diferente de los tratamientos de 10 y 20 cm ($p < 0.0005$).

Tabla 6. Análisis *a posteriori* variables en el agua superficial y su relación con la inundación

	Hipótesis Lineales	Estimación	Error Est.	Valor z	Pr(> z)
Salinidad	10 cm - 20 cm	0.11543	0.06195	1.863	0.149
	10 cm - 30 cm	0.39288	0.06795	5.782	<0.0001
	20 cm - 30 cm	0.27745	0.06633	4.183	<0.0001
Temperatura	10 cm - 20 cm	-0.004896	0.017259	-0.284	0.957
	10 cm - 30 cm	0.094478	0.018929	4.991	<0.0001
	20 cm - 30 cm	0.099374	0.018479	5.378	<0.0001
pH	10 cm - 20 cm	0.00539	0.011536	0.467	0.887
	10 cm - 30 cm	0.002436	0.012655	0.192	0.98
	20 cm - 30 cm	-0.002954	0.012362	-0.239	0.969
Redox	10 cm - 20 cm	-4.981	14.06	-0.354	0.933
	10 cm - 30 cm	7.219	15.388	0.469	0.886
	20 cm - 30 cm	12.2	14.968	0.815	0.693

5.2 Random Forest

Se aplicó el algoritmo de “random forest” el cual permitió hacer una clasificación de cada tratamiento topográfico como conservado o degradado (donde 0 es la posibilidad más baja y 1 la más alta) a partir de las características fisicoquímicas y nutrientes tomados en cada sitio de muestreo. Se analizaron dos escenarios, en el primero se usaron datos de salinidad, temperatura, pH y redox, y el segundo escenario además de las variables ya mencionadas se usó también datos de sulfuro y amonio.

Escenario I

De acuerdo con este escenario los centros de dispersión de 10 y 20 cm se pueden clasificar como conservados, siendo el del 10 cm el que tiene la probabilidad más alta (0.928), seguido del de 20 cm con una probabilidad de 0.798. El centro de dispersión de 30 cm se clasificó como deteriorado con una probabilidad de 1 (Tabla 7). Las variables más importantes en este escenario fueron la salinidad y el pH, seguidas por el potencial redox y la temperatura (Figura 30).

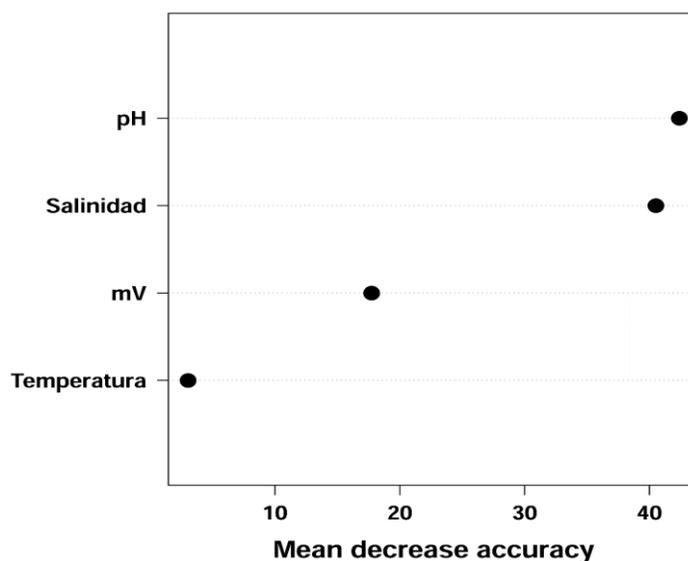


Figura 30. Escenario I Random Forest, las variables más importantes en esta clasificación fueron la salinidad y el pH.

Tabla 7. Clasificación de los tratamientos de acuerdo con el escenario I Random Forest

Clasificación			
Tratamiento	Estado	Conservado	Deteriorado
10 cm	Conservado	0.928	0.072
20 cm	Conservado	0.798	0.202
30 cm	Deteriorado	0	1

Escenario II

De acuerdo con este escenario los centros de dispersión de 10, 20 y 30 cm se clasifican como deteriorados (Tabla 8). Para los centros de dispersión de 10 y 20 cm la probabilidad es de 0.501 y 0.564 respectivamente, mientras que el centro de dispersión de 30 cm presenta una probabilidad de 1. Las variables más importantes para la clasificación en este escenario fueron la salinidad y el sulfuro, seguidas por el pH y el amonio (Figura 31).

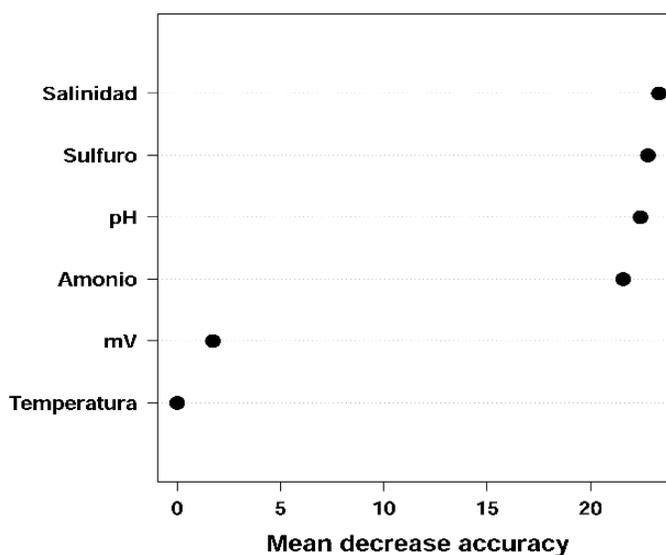


Figura 31. Escenario II del Random Forest, las variables más importantes en esta clasificación fueron la salinidad y el sulfuro.

Tabla 8. Clasificación de los tratamientos de acuerdo con el escenario II del Random Forest

Clasificación			
Tratamiento	Estado	Conservado	Deteriorado
10 cm	Deteriorado	0.498	0.501
20 cm	Deteriorado	0.436	0.564
30 cm	Deteriorado	0	1

5.3 Análisis de varianza en Sedimentos

El contenido de materia orgánica en los sedimentos del mes de julio de 2015 mostró diferencias significativas ($p=0.0394$) con respecto al del mes de enero de 2016 (Tabla 9). Igualmente la interacción mes-tratamiento fue significativa, ($p=0.0005$).

Tabla 9. Análisis de Varianza % Materia Orgánica en sedimentos

	SS	Df	F	Pr(>F)
Mes (Julio-Enero)	0.052774	1	4.7448	0.0394401
Tratamiento (10, 20, 30 cm)	0.019134	2	0.8601	0.4357419
Mes: Tratamiento	0.232145	2	10.4359	0.0005481

En el análisis *a posteriori* se pudo observar que en los tratamientos de 10 cm y 30 cm no existe diferencia. Contrario a esto, el tratamiento de 20 cm mostró un cambio significativo.

Tabla 10. Análisis *a posteriori* del % de materia orgánica en sedimentos

	Estimación	Error Est.	Valor z	Pr(> z)
Julio-10 cm - Enero-10 cm	0.13245	0.0667	1.986	0.35029
Julio-20 cm - Enero-20 cm	0.27141	0.0667	4.069	< 0.001
Julio-30 cm - Enero-30 cm	-0.15173	0.0667	-2.275	0.20452

De acuerdo con el análisis de varianza (Tabla 11), el Carbono presenta diferencias significativas entre los periodos de muestreo ($p=0.0039$), los tratamientos ($p=0.0004$) y la interacción mes-tratamiento, ($p<0.001$).

Tabla 11. Análisis de varianza % de carbono total en sedimentos.

	SS	Df	F	Pr(>F)
Mes (Julio-Enero)	0.030417	1	10.393	0.003906
Tratamiento (10, 20, 30 cm)	0.065995	2	11.275	0.000426
Mes: Tratamiento	0.137879	2	23.556	<0.001

En el análisis *a posteriori* se observa que el tratamiento que es estadísticamente significativo corresponde al de 30 cm, los tratamientos de 10 cm y 20 cm no presentaron ningún cambio significativo (Tabla 12).

Tabla 12. Análisis *a posteriori* del % de carbono total en sedimentos.

	Estimación	Error Est.	Valor z	Pr(> z)
Julio-10 cm - Enero-10 cm	0.059026	0.039508	1.494	0.66668
Julio-20 cm - Enero-20 cm	-0.096532	0.034215	-2.821	0.05386
Julio-30 cm - Enero-30 cm	0.235597	0.034215	6.886	< 0.001

En el caso del Nitrógeno Total (Tabla 13) se registraron diferencias significativas entre los periodos de muestreo ($p=0.0041$), los tratamientos ($p=0.0067$) y la interacción mes-tratamiento ($p=0.002$).

Tabla 13. Análisis de varianza del % de Nitrógeno Total en sedimentos

	SS	Df	F	Pr(>F)
Mes (Julio-Enero)	1.916	1	10.0376	0.004147
Tratamiento (10, 20, 30 cm)	2.3646	2	6.1936	0.006779
Mes: Tratamiento	5.0424	2	5.2831	0.002064

En el análisis *a posteriori* se pudo observar que en los tratamientos de 10 cm y 30 cm no existía diferencia. Contrario a esto, el tratamiento de 20 cm mostró un cambio significativo (Tabla 14).

Tabla 14. Análisis *a posteriori* del % de Nitrógeno total en sedimentos.

	Estimación	Error Est.	Valor z	Pr(> z)
Julio-10 cm - Enero-10 cm	-0.36194	0.27632	-1.31	0.7798
Julio-20 cm - Enero-20 cm	-0.82281	0.27632	-2.978	0.0345
Julio-30 cm - Enero-30 cm	-0.35043	0.27632	-1.268	0.8025

El Fósforo Total no presentó diferencias significativas entre los periodos de muestreo, ni entre tratamientos, ni en la interacción mes-tratamiento (Tabla 15).

Tabla 15. Análisis de varianza del % de Fosforo total en sedimentos

	SS	gl	F	Pr(>F)
Mes (Julio-Enero)	0.11281	1	2.8295	0.10551
Tratamiento	0.03459	2	0.4338	0.65305
Mes: Tratamiento	0.23508	2	2.9482	0.07163

6. DISCUSIÓN

Se presentaron diferencias significativas estadísticamente entre tratamientos respecto a las variables fisicoquímicas del agua intersticial y de sedimentos, indicando que las diferencias topográficas entre los centros de dispersión experimentales que controlan las características del hidroperiodo como tiempo y frecuencia de inundación son reguladores de las características fisicoquímicas del agua y el suelo, lo cual ha sido reportado para áreas de manglares conservados (Flores-Verdugo *et al.*, 2007). También, se ha reportado en manglares conservados y degradados, que el hidroperiodo es un factor regulador de las características del agua intersticial que influye en el desarrollo de los manglares como los recursos (nutrientes: nitrógeno y fósforo), y los estresores (exceso de salinidad, potencial Redox y sulfuro entre otras) (Twilley y Rivera-Monroy, 2005).

En este estudio se evaluaron las características físicas y químicas del agua intersticial, superficial y contenido de nutrientes en los sedimentos, en centros de dispersión contruidos a diferente nivel topográfico e influenciados con el mismo régimen de marea en una zona de restauración ecológica de manglar. Los análisis de resultados de los MLG indican que a nivel intersticial las variables de salinidad ($p < 0001$), temperatura ($p < 0001$), pH ($p < 0001$), y fosfatos ($p < 0001$) fueron diferentes estadísticamente entre los tratamientos (Tabla 2), mientras que la inundación presentó relación con la temperatura ($p < 0001$), y el sulfuro ($p < 0001$).

A nivel superficial se observó que a mayor inundación tiende a bajar la salinidad y a aumentar los niveles de sulfuro (Figura 28). Los tratamientos de 10 y 20 cm fueron similares entre sí y el de 30 cm fue el diferente. Estos resultados pueden atribuirse a que al mantenerse inundado durante un periodo prolongado la salinidad no se concentra, por el contrario disminuye, contrario a lo que sucede cuando se presenta hipersalinidad que se da cuando la tasa de evaporación del agua es superior a los recambios de agua por mareas, aumentando la salinidad por arriba de la salinidad del mar (35‰), llegando incluso a cristalizar la sal ($> 200‰$), como ocurre en Bahía de Ceuta y Huizache-Caimanero en Sinaloa (Flores, *et al.*, 2007). Esto concuerda con lo observado por Rico y Palacios (1996) en una región costera del estado de Campeche,

donde se reportó que la salinidad se incrementaba con la sequía y disminuía rápidamente con las lluvias (aproximadamente un 60% en *Rizophora*). Benítez y Martínez (2007) reportaron en la bahía de Navachiste, que la salinidad presentaba variaciones en función del gradiente topográfico.

Por otro lado, el incremento en los niveles de sulfuro a medida que aumenta la inundación, está relacionado con la escasez de oxígeno libre para la oxidación de la materia orgánica, así como la ausencia de moléculas de nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2), esto hace que bajo condiciones anaerobias el sulfato (SO_4) sea usado como aceptor de electrones y posteriormente se reduzca a sulfuros (S^{-2}) (Reddy y DeLaune, 2008). La inundación no tuvo ningún efecto sobre las demás variables, esto se podría atribuir a que a partir del mes de octubre fue constante en los tres tratamientos topográficos posiblemente por la influencia de las mareas altas (de otoño) (Figura 9). De acuerdo con los calendarios mensuales de marea del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), en Progreso los meses de octubre, noviembre y diciembre presentaron mareas altas de hasta 40 cm sobre el nivel medio del mar.

Benítez (2007) observó que el efecto de las mareas es fundamental en el éxito del establecimiento del manglar. En el caso de este estudio, la inundación por causa de las mareas permitió tener mejores condiciones para el proceso de restauración del manglar, como es el caso de la salinidad. Sin embargo, debido a que la inundación se mantuvo por tiempo prolongado, otra variable como el sulfuro permaneció con valores altos, lo cual puede indicar no solamente que el hidropereodo es muy importante para mejorar las condiciones físico-químicas en el proceso de restauración, sino que se requiere un periodo más largo de observaciones para registrar cómo se comporta esta variable en mareas bajas.

En la ciénaga de Progreso durante el periodo del muestreo se observó disminución en los valores de salinidad superficial, donde el valor promedio registrado en agosto de 2015 fue de 54.3 ups (unidades prácticas de salinidad) y en diciembre fue 22 ups. De acuerdo con Herrera (2014) los valores promedio de salinidad superficial en la zona para 2013 fueron de 44.8 ups y en 2014 de 36.6 ups.

Esto concuerda con los resultados de la aplicación del algoritmo Random Forest, en el escenario I (Figura 30) donde los tratamientos topográficos de 10 y 20 cm fueron clasificados como conservados, siendo el de 10 cm el mejor y la salinidad fue una de las variables con mayor importancia en esa clasificación, esto podría indicar que bajo ese escenario el sistema en sus condiciones físico químicas del agua intersticial se está recuperando.

En diferentes estudios, se ha reportado que la salinidad es una variable muy importante en el establecimiento de los manglares (Lugo *et al.*, 1976; Smith, 1987; Jiménez, 1998); Ellison y Farnsworth, (1993) en Koch, (1997); Zaldívar *et al.*, (2012), y por ende en la restauración ecológica. El gradiente de salinidad ha sido ampliamente conocido como un potente estresor y un factor importante que regula procesos fisiológicos como crecimiento, altura, supervivencia y los patrones de zonación del manglar (Lin y Sternberg, 1993). Del mismo modo, Tomlinson (1994) destaca que el establecimiento de los manglares depende del grado de salinidad, que permite la distribución de las especies según su tolerancia. Elster y Polanía (2000) en un estudio en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, observaron que tan pronto como la salinidad disminuye suficientemente, el manglar se recupera y crece nuevamente.

La temperatura tanto a nivel intersticial como superficial no presentó variaciones considerables, el comportamiento fue similar al patrón anual de temperatura en la zona de estudio. A nivel superficial el promedio fue de 30.1°C y a nivel intersticial 30.6°C. Los registros más bajos a nivel superficial (28°C) se presentaron en el manglar de referencia posiblemente por la presencia de vegetación que amortigua las variaciones de temperatura.

Los valores de pH a nivel intersticial tienen a ser ligeramente ácidos, especialmente en los centros de dispersión de 10 y 20 cm, con valores promedio de 6.9 en ambos casos, lo cual es una condición normal en los manglares (Suprayogi y Murray, 1999). Esto se debe a las condiciones reducidas de los suelos y la consecuente acumulación de sulfitos que causan condiciones de acidez extrema. Se ha reportado que los sedimentos de manglares pueden acumular hasta 0.1 kg S m⁻³ año⁻¹ (Dent, 1992). Adicionalmente, de acuerdo con Olguín *et al.*, (2007), si los suelos de manglar son drenados, removidos o dragados, los depósitos de azufre (en forma de piritita) son

liberados y, por tanto, oxidados a ácido sulfhídrico, causando más acidez. Esto es probablemente el proceso que favorece los valores de pH y las concentraciones de sulfuro observadas en este estudio en los diferentes niveles de los centros de dispersión. (Figura 20).

A nivel superficial en los centros de dispersión se observó un pH alcalino con un promedio de 8.16, a excepción del último mes de muestreo donde los valores fueron ligeramente ácidos con un promedio de 6.91 (Figura 16). El pH del mar es de 8.1 (Millero, 2006), y de acuerdo con Benítez (2007) los valores de pH ligeramente alcalinos se pueden atribuir a los compuestos "buffer" del agua de mar como los carbonatos y bicarbonatos hasta un pH similar al mar. Martínez (2007) reportó valores de pH básicos en un experimento con isletas de dragado en Sinaloa y lo atribuyó a la elevada presencia de sedimentos gruesos de carbonatos biogénicos como restos conchados. Esto es similar a lo observado a nivel superficial en los centros de dispersión en la Ciénaga de Progreso donde el material de relleno utilizado tenía un contenido alto de conchuela, y los sedimentos de la Península de Yucatán son principalmente carbonatados.

Los valores de redox a nivel superficial se registraron entre -132, a -327 mV, los cuales pueden indicar que se estaban llevando a cabo procesos de descomposición de la materia orgánica y que el agua permanece relativamente estancada. Las observaciones de los intersticiales de redox tienen valores negativos aún más altos (-261 a -348 mV) posiblemente por el largo periodo de inundación que se presentó en los centros de dispersión, 504 horas en los de 10 y 20 cm, y 371 horas en los de 30 cm en promedio por periodo de muestreo, lo cual concuerda con lo descrito por Mitsch y Gosselink (2000), quienes atribuyen que los suelos de bosques de manglar presenten condiciones reducidas con potenciales de óxido-reducción en el rango de -100 a -400 mV, como consecuencia de las condiciones de inundación que prevalecen en ellos.

Serrano (1995) en un estudio en la ciénaga grande de Santa Marta Colombia, reporta valores de potencia redox entre +500 mV y -430 mV, y atribuye los valores negativos a procesos microbiológicos de descomposición la materia orgánica presente en los suelos anaeróbicos. La penetración de oxígeno y consecuentemente la

descomposición aeróbica en los suelos de ecosistemas costeros están limitados a unos cuantos milímetros de profundidad (Holmboe *et al.*, 2001). Más abajo, los suelos de bosques de manglar presentan condiciones reducidas con potenciales de oxidoreducción en el rango de -100 a -400 mV, esto como consecuencia de altos tiempos de inundación que prevalecen en ellos (Mitsch y Gosselink, 2000).

De acuerdo con DeLaune *et al.*, (1990), valores muy negativos de redox de los suelos pueden afectar las funciones fisiológicas de la vegetación por las implicaciones que el estado reductor tiene sobre la disponibilidad de nutrientes y acumulación de sustancias tóxicas.

Los valores de sulfuros registrados en promedio fueron de 111.5 mg L⁻¹, 96.5 mg L⁻¹ y 63.5 mg L⁻¹ en los centros de dispersión de 10 cm, 20 cm y 30 cm respectivamente. Estos valores son altos respecto al promedio registrado en el manglar de referencia de 10.1 mg L⁻¹. En otro estudio, Echeverría (2016) observó valores ligeramente altos de 25 mg L⁻¹, 16 mg L⁻¹, 8 mg L⁻¹ y 8.53 mg L⁻¹ en un estudio realizado en Laguna de Términos en el estado de Campeche y lo atribuyó a los procesos de anaerobiosis en la competencia por ceder electrones y al proceso de reducción del sulfuro que generalmente conduce hacia la metalogénesis. En otro estudio, Monserrate *et al.*, (2011) reportó un nivel promedio de sulfuro de hidrógeno de 0.04 mg L⁻¹, en una zona intermareal dentro de la Reserva de Producción Faunística Manglares el Salado (RPFMS), Guayaquil, Ecuador, este valor es bajo respecto a los valores reportados en la Ciénega de Progreso, posiblemente porque corresponden a una zona con cobertura vegetal y conservada.

En este estudio, los valores altos de sulfuros registrados pueden obedecer al largo periodo de inundación que se presentó desde septiembre hasta enero, lo cual promueve condiciones anóxicas, favoreciendo la acumulación de sulfuro de hidrógeno (ácido sulfhídrico) como producto final de la respiración anaerobia (Korhonen *et al.*, 2012). Esto concuerda con los resultados del modelo lineal generalizado, donde a mayor inundación los valores de sulfuro aumentan (Figura 27e).

En el escenario II del Ramdon Forest (Figura 31) además de las variables usadas en el escenario I, se incluyeron los resultados de amonio y sulfuro, el resultado fue que los tres tratamientos topográficos (10, 20 y 30 cm) se clasificaron como degradados,

siendo el sulfuro la variable más importante en esa clasificación. Esto puede atribuirse a que los niveles de sulfuro registrados en los tres tratamientos topográficos fueron altos respecto a la zona de referencia, (Figura 22). El sulfuro es considerado un estresor para los manglares debido a su toxicidad. Las especies de sulfuro soluble en los humedales, incluyendo H_2S , HS^- y S^{2-} , pueden ser tóxicas para las plantas de humedales (Reddy y DeLaune, 2008). De acuerdo Linthurst (1979) reportó que el sulfuro redujo el crecimiento de las plantas en un estudio realizado con *Spartina alterniflora*, donde los valores más altos ($277 \pm 71 \text{ mg L}^{-1}$) se registraron en un sistema estancado, sin embargo, este valor es mucho más alto a los registrados en los centros de dispersión. King *et al.*, (1982) documentaron los cambios en la altura de la planta y la productividad asociada con los niveles de S_2H en el suelo. DeLaune *et al.*, (1983) demostraron que el sulfuro en el sedimento limitaba el desarrollo de las raíces; Se observó que la distribución de las raíces estaba inversamente relacionada con las concentraciones de sulfuro en el sitio interior de los pantanos costeros de Luisiana. Pezeshki *et al.*, (1988) estudiaron las concentraciones de sulfuro en el sedimento e informaron que la tasa fotosintética neta de *Spartina alterniflora* disminuyó significativamente cuando las concentraciones de H_2S excedieron 34 mg L^{-1} .

De acuerdo con Koch *et al.*, (1990) la toxicidad del sulfuro se ha considerado como un factor causal en la muerte de los pantanos salados (marismas) de Europa y Norte América. Mendelssohn y Morris (2000) observaron que el sulfuro reduce la toma de amonio, lo que trae consigo un déficit de nitrógeno en la planta y tasas de crecimiento y producción primaria más bajas en marismas interiores. Lo anterior podría explicar porque para este escenario el resultado es que los tres tratamientos aparezcan clasificados como degradados. Los resultados de este escenario sugieren que se debe continuar los muestreos por un periodo más largo con el fin de registrar el comportamiento de esta variable en condiciones de inundación-sequía, ya que durante el periodo de estudio se presentaron condiciones atípicas de inundación que favorecieron que los niveles de sulfuros fueran altos.

Los valores promedio de amonio en los centros de dispersión de 10 y 20 cm (116.91 mg L^{-1} y 108.82 mg L^{-1}) fueron más altos que los registrados en los centros de dispersión de 30 cm (74.80 mg L^{-1}). Esto contrasta con lo registrado en la zona de

referencia que presenta valores más bajos (18.59 mg L^{-1}). El amonio es un producto de la descomposición de materia orgánica, por lo que las concentraciones en los centros de dispersión experimentales probablemente se relacionen con procesos de descomposición de materia orgánica, los valores registrados en los centros de dispersión son similares a los reportados por Echeverría (2016) cuyos valores fueron de 101.80 mg L^{-1} , 82.77 mg L^{-1} , 64.85 mg L^{-1} y 58.14 mg L^{-1} en un estudio realizado en Laguna de Términos en el estado de Campeche.

Los valores de fosfatos observados en promedio fueron de 4.19 mg L^{-1} para los centros de dispersión de 10 cm, 4.62 mg L^{-1} para los de 20 cm y 1.91 mg L^{-1} para los de 30 cm. Los centros de dispersión de 30 cm, presentan valores más bajos, junto con la zona de referencia (0.44 mg L^{-1}). Resultados similares fueron reportados por Echeverría (2016) en Campeche donde los valores promedio estuvieron en el rango de 5.43 mg L^{-1} a 2.48 mg L^{-1} . Sin embargo, los valores en los centros de dispersión de 10 y 30 cm fueron altos con respecto a lo registrado por Teutli, (2004) en la costa de Yucatán con valores medios anuales entre 0.047 mg L^{-1} en la localidad de Telchac y 0.163 mg L^{-1} en Chabihau. Estos valores altos podrían atribuirse a la presencia de aves en la zona. Las aves pueden transportar grandes cantidades de nutrientes de un hábitat a otro en forma de guano, de acuerdo con Powell *et al.*, (1991) y Maron *et al.*, (2006), los nutrientes del guano de aves pueden promover la producción primaria y modificar la composición de especies en sistemas terrestres y acuáticos. En un estudio realizado en Celestún, Yucatán, Adame *et al.*, (2015) observaron que en islas donde las colonias de aves son permanentes las concentraciones de P en el suelo son significativamente mayores, hasta 8 veces más altas que la media regional, en comparación con las islas con aves temporales.

La densidad aparente del suelo puede servir como un indicador de compactación, además Existe una relación inversa entre la densidad aparente de los sedimentos y el contenido de materia orgánica (Brady, 1984). Los suelos que están compactados tienen densidades aparentes muy elevadas ($<1.70 \text{ g/cm}^3$), lo que restringe el crecimiento de raíces e inhibe el movimiento del aire y agua a través del suelo (Arshad, *et al.*, 1996). La densidad aparente promedio registrada en los centros de dispersión fue de 0.49 g/cm^3 y 0.67 g/cm^3 para julio de 2015 y enero de 2016 respectivamente,

valores similares fueron reportados por Herrera *et al.*, (2013) en tres sitios de Progreso donde el mayor valor fue de 0.73 g/cm³ seguido de 0.34 g/cm³ y 0.30 g/cm³ y por Agraz *et al.*, (2012) en Laguna de Términos, Campeche, con intervalos de 0.189 a 0.619 g/cm³.

La densidad aparente es una variable que tiende a mejorar con el paso del tiempo, Echeverría (2014) reporta para una zona de restauración en Progreso, Yucatán conocida como “Curva de Yucalpeten” valores de 2.59 g/cm³ durante el año 2009, los cuales fueron disminuyendo a 0.49 g/cm³ para el año 2013. Sin embargo, en los centros de dispersión los valores promedio presentaron un ligero incremento, lo cual puede atribuirse al material con el cual fueron construidos, ya que en su mayoría corresponde a limo y arcilla.

La materia orgánica es un factor importante para la formación de suelos en los ecosistemas de manglar y la dinámica de ella en los sedimentos está fuertemente relacionada con los aportes tanto internos como externos (Herrera, *et al.*, 2012). En julio de 2015 la mayor concentración de materia orgánica se registró en la parte superior de los núcleos (primeros 30 cm) de los centros de dispersión, mientras que en enero de 2016 se observó disminución en el porcentaje de materia orgánica en los centros de dispersión de 10 y 20 cm, y un incremento en los de 30 cm (Figura 22). El promedio de materia orgánica en los centros de dispersión en el mes de julio fue de 15.15% y en enero de 13.22%, estos resultados son similares a los reportados por Herrera, *et al.*, (2012) en Progreso quien reportó valores entre 12.4 y 20.4 %, igualmente Echeverría (2014) en la zona conocida como “Curva de Yucalpetén” Progreso, reportó valores entre 13.55 a 22.30 %; en otro estudio realizado en el sur de la Florida, Rambok, *et al.*, (2010) reportaron valores de materia orgánica entre 10 y 20%. Sin embargo, los valores de materia orgánica reportados en la ciénaga de Progreso son menores en comparación a los registrados por Alonso (2009) cuyos valores variaron entre 20 y 30 % para un sitio de Progreso. A pesar de que los valores registrados están dentro del rango reportado por diferentes autores, los valores son bajos comparados con otras zonas como Celestún, donde Herrera, *et al.*, (2012) reportan valores entre 27,2 y 40%, esto puede atribuirse al material de relleno que se usó para la construcción de los centros de dispersión, y a la ausencia de vegetación.

La materia orgánica, carbono total y nitrógeno total presentaron diferencias significativas tanto entre temporadas de muestreo como entre tratamientos (Tabla 14), esto puede indicar que se están dando cambios en los centros de dispersión en cuanto a transformación de materia orgánica.

Los resultados de los análisis obtenidos en los sedimentos de fósforo total, no presentaron cambios estadísticamente entre temporadas ni tratamientos (Tabla 15). El no encontrar diferencias significativas se puede atribuir a que se usó el mismo material de relleno para la construcción de los centros de dispersión de 10, 20 y 30 cm, y también puede estar relacionado con la baja disponibilidad del nutriente. El porcentaje registrado en los sedimentos en promedio fue de 0.026%, el cual es bajo comparado con estudios realizados en una zona de rehabilitación hidrológica y reforestación en Celestún, Yucatán, donde se observaron valores promedio de 0.129% (Andueza, 2011). Los valores observados son similares o ligeramente más bajos a los registrados en una zona de manglar degradado en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia), donde los valores de fósforo total estuvieron en un rango de 0.045 a 0.35% en toda la zona de estudio (Serrano, 1995).

De acuerdo a la relación N:P, los valores altos (mayores a 16) en los centros de dispersión (Tabla 2), indican que el nutriente limitante es el Fósforo. De acuerdo con Koch y Snedaker, (1997) los altos valores de la relación N:P en sistemas carbonatados controlan la captación de nutriente y el crecimiento de manglares, reconociéndose al fósforo como un importante macro-nutriente limitante en este tipo de ecosistemas. Resultados similares fueron reportados por Herrera *et al.*, (2014) en manglares de Sian Ka'an con valores de 46 y 24, en Puerto Morelos con valores promedio >40, Celestún con valores promedio de 30, en Dzilam con 47, Rio Lagartos con valores promedio de 30, El Cuyo con valores promedio de 20.

7. CONCLUSIONES

-Con el Modelo Lineal Generalizado se demostró que estadísticamente existen diferencias en las características fisicoquímicas del agua intersticial y superficial entre los niveles topográficos de 10 y 20 cm respecto al de 30 cm de los centros de dispersión. Esto indica que la topografía es un factor que influye en procesos relacionados con las características de salinidad, temperatura, pH y fosfatos.

-Las diferencias observadas en las características del hidropериодо entre los tratamientos de diferente nivel topográfico, indican que esta variable es un controlador de características hidrológicas en los manglares. Por lo tanto, se debe poner mayor atención a esta característica tanto para definir acciones de restauración como para entender la zonación de especies de manglar o la condición que estos presentan.

-El tiempo de inundación presentó relación significativa con la temperatura y los sulfuros, por lo que procesos biogeoquímicos están asociados a la velocidad de funciones metabólicas debidas a la temperatura, y a los donadores de electrones por las condiciones anaeróbicas.

-Durante el tiempo muestreo el sistema presentó recuperación respecto a una de las variables más importantes y críticas en el establecimiento del manglar como lo es la salinidad.

-Los resultados del Random Forest bajo el escenario I indican que los niveles topográficos menores (10, 20 cm) cuentan al final de este estudio con condiciones de salinidad favorables para el establecimiento del manglar en la Ciénega de Progreso. Sin embargo, los resultados del Random Forest bajo el escenario II (que incluye sulfuro) sugieren que las condiciones al final del estudio aún no son favorables para el establecimiento del manglar en ninguno de los tratamientos.

-Estos resultados indican que el restablecimiento de condiciones para el desarrollo de manglar en proyectos de restauración sigue una cronología hidrológica, ya que en términos de estresores como la salinidad se ha recuperado pero los niveles de sulfuro aun no son favorables.

-Las características de los sedimentos en los centros de dispersión de diferente nivel topográfico presentan cambios, sin embargo, estos son menos pronunciados que las variables hidrológicas. Los procesos en los sedimentos son más lentos que los del

agua, por lo que se requiere de un periodo más largo de monitoreo de este componente para observar si entre tratamientos de nivel topográfico se presentan o no diferencias.

-En manglares degradados donde la topografía favorece altos niveles de inundación, la creación de centros de dispersión que elevan el nivel topográfico a alturas similares a las de manglares conservados, es una estrategia que mejora condiciones hidrológicas para el establecimiento del manglar.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Adame, M. F., Fry, B., Gamboa, J. N., y Herrera, Silveira, J. A. (2015). Nutrient subsidies delivered by seabirds to mangrove islands. Marine Ecology Progress Series. 525: 15–24.
- Agraz, C. M. (1999). Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Agraz C. M., Osti, J., Chan, C. A., Chan, E., Gómez, D., Requena, G. y J. E. Reyes. (2012). Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto FN010. México, D.F.
- Alongi D. M, Wattayakorn G. (2004) Influence of roots and climate on mineral and trace element storage and flux in tropical mangrove soils. Biogeochemistry 69:105–123.
- Alonso M.N., (2009). Regeneración de zonas de manglar bajo diferentes escenarios ambientales, tipo y nivel de impacto en sistemas cársticos carbonatados. Tesis de maestría. Cinvestav-IPN Unidad Mérida. pp 83.
- Andueza, M. (2011). Análisis del crecimiento de manglar bajo gradientes ambientales en una zona de rehabilitación hidrológica y reforestación en Celestún, Yucatán. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán.
- Arshad, M., Lowery, B. y Grossman, B., (1996). Physical tests for monitoring soil quality. p.123-142. En: J.W. Doran y A.J. Jones (Edis.) Methods for assessing soil quality. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.
- Aspila, K., Agemian, H y Chau. A (1976). A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. Analyst. 101: 187-197.
- Batlloori, E., Febles, J y Díaz, J. (1999). Landscape change on Yucatan's northwest coastal wetlands (1948-1991). Human Ecology Review. (6)1
- Bradshaw, A (1995), Alternatives endpoints for reclamation In: Cairns, J.: Rehabilitating Damaged Ecosystems. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, pp. 65-185.
- Benítez, D. (2007). “Forestación artificial con mangles en isletas de dragados en una región semiárida de México” Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional, México.
- Borges, L., Moo, C, Ruíz, J., Osalde, M., González, C., Yam, C., y Can. F. (2014). Suelos destinados a la producción de chile habanero en Yucatán: características físicas y químicas predominantes. Agrociencia 48:347-359.
- Bosire, J. O., F. Dahdouh, J., Kairo, G y Koedam, N. (2003). Colonization of non-planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. Aquatic Botany. 76: 267-279.
- Bradshaw, A. (1987). Restoration: an acid test for ecology. Pages 23–33 in W. R. Jordan, M. E. Gilpin, y J. D. Aber, Edit. Restoration ecology, a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Breiman, L. (2001). Machine Learning, disponible en: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1010933404324>. Recuperado el 4 de mayo de 2016.

- Chapman, V. (1975). Mangrove biogeography. En: C. E. Wals, S. C. Snedaker y H. Teas eds.l. Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves. Vol.1, Universidad de Florida, Cainsville, E.U.A. 3-22.
- Chen, R. y Twilley, R.R. (1999). A simulation model of organic matter and nutrient accumulation in mangrove wetland soils. Biogeochemistry. 44:93-118.
- Cintrón M., y Schaeffer N. (1983). Introducción a la Ecología del Manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura para America Latina y el Caribe – ROSTLAC, Montevideo.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad CONABIO. (2008). Manglares de México. México
- Day J., Lara A., y Yáñez., A. (2004). Informe Final. Segundo Curso de Ecología de Ecosistemas Costeros Tropicales, Módulo 2 Costero - Acuático. Organization of Tropical Studies, Instituto de Ecología, A.C. y Louisiana State
- Costanza R., D'arge R., Groots R., Farber S., Grassot M., Hannon B., Limburgstar K., Naeem S., O'neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P., y Van Den Belt M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253 - 260
- Dean, W. E. Jr., (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. J. Sed. Petrol. 44: 242–248.
- DeLaune, R. D., Pezeshki, S., y Pardue J. (1990) An oxidation-reduction buffer for evaluating the physiological response of plants to root oxygen stress. Environ, and Exper. Botany, 30(2): 243- 247.
- DeLaune, R. D., Smith, C. J. y Patrick Jr, W. H. (1983). Relationship of marsh elevation, redox potential, and sulfide to *Spartina alterniflora* productivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 47:930–935.
- Dent D.L. (1992). Reclamation of acid sulfate soils. En: Soil restoration. (R. Lal, B.A. Stewart, Eds). Springer Verlag. Nueva York. Vol. 17. pp. 29–122
- Donato, D., Boone J., Murdiyarsa D., Kurnianto S., Stidham M., y Kanninen M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nature Geoscience Doi. 10.1038
- Duke, S.O., y Sinclair, D. A. (2007). Biological stress response terminology: Integrating the concepts of adaptive response and preconditioning stress within a hormetic dose–response framework. Toxicology and applied pharmacology, 222(1), 122-128.
- Echeverria, S. (2014) Evaluación del crecimiento de *Avicennia germinans* (L.) stearn en un sitio de restauración ecológica en el puerto de progreso, Yucatán Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán. México.
- Echeverria, S. (2016) Evaluación de la restauración ecológica a través de la estructura forestal en un ecosistema de manglar en la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Maestría. Universidad del Carmen. México
- Ellison, A., y Farnsworth E. (1993). Seedling survivorship, growth, and response to disturbance in Belizean manglar. American journal of Botany. 80 (10): 1137-1145.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO. (2007) En: Manglares de México. Extensión, Distribución y Monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad-CONABIO, (2013) México
- Elster, C y Polanía, J. (2000). Posibilidades de recuperación del manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Actual. Biol.22 (72):29-36.

- Field, C. (1996). La restauración de ecosistemas de manglar. International Society for Microbial Ecology ISME y Organización Internacional de Maderas Tropicales OIMT, 278 p.
- Giri, C., Ochieng E., Tieszen L., Zhu Z., Singh, A., Loveland T., Masek J. y Duke N. (2010). Status and distribution of mangrove forest of the world using earth observation satellite data. Global Ecology and Biogeography, 1-6.
- Field, C. D. (1996). Rationale for restoration of mangrove ecosystems. In: C. D. Field (Edit), Restoration of Mangrove Systems. Okinawa, Japan: ISME and OIMT. Pp. 28-35.
- Flores, F. J., Agraz M y Martínez F. (1995). Programa de reforestación de manglares por el desarrollo acuícola de Agua Nova Boca Cegada (Nayarit): Evaluación ecológica integral y medidas de mitigación. Anteproyecto. Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, CIAD y Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Flores, F.J, Agraz M y Benítez H (2005) Creación y Restauración de Ecosistemas de Manglar: Principios Básicos. México.
- Flores, F. J, Moreno P, Agraz M, López C, Benítez D, Travieso D, (2007). La topografía y el hidoperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. Boletín de la Sociedad Botánica de México.
- Flores, F.J., Agraz, C.M. y Benítez D. (2007). Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. p. 145-147. En: O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez, y L. Zambrano. (Edit.). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. United States Fish and Wildlife Service. Unidos para la Conservación A.C. Escuela de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.
- Herrera, J.A., Teutli, Zaldívar, A., Pérez, R., Cortés, O., Osorio, I., Ramírez, J., Caamal, J., Andueza M.T., Torres, R., Hernández H. (2013). Programa Regional Para La Caracterización Y El Monitoreo De Ecosistemas De Manglar Del Golfo De México Y El Caribe Mexicano: Inicio De Una Red Multi-Institucional. Península De Yucatán. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1307-N009/08. Informe Final, Noviembre 2013
- García L, J. y Lara P, A. (1998). Diseño Estadístico de Experimentos. Análisis de la Varianza. Grupo Editorial Universitario.
- Herrera, J.A., Teutli H.C., Zaldívar J.A., Caamal S.J., Alvarado E., Andueza T, Pérez C. R., Morales, O.S., y Cortés, B.O. (2009). Propuesta metodológica para evaluar el grado de deterioro de los ecosistemas de manglar: El caso Yucatán. CINVESTAV/SEMARNAT-INE.
- Herrera, J.A., Zaldívar, A., Teutli, C., Pérez, R., Caamal, J. y Andueza T. (2012). Rehabilitación de manglares en el estado de Yucatán sometidos a diferentes condiciones hidrológicas y nivel de impacto: el caso de Celestún y Progreso. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados. Unidad Mérida. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto GH009. México, D.F.
- Herrera, J. A (2014) Avance del "Programa de Restauración Ecológica mediante la Conectividad Hidráulica del Ecosistema de Manglar de Progreso" México.
- Holmboe N., Kristensen E. y Andersen F.O. (2001). Anoxic decomposition in sediments from a tropical mangrove forest and the temperate wadden sea: implications of N and P additions. Estuar. Cost. Shelf S. 53, 125-140.

- Jiménez, J.A. (1998). The dynamics of *Rhizophora racemosa* Meyer, forest on the Pacific COSAT of Costa Rica. *Brenesia*. 30:1-12.
- Johnson, P., Koenig, R y Kopp.K., (2003). Nitrogen, phosphorus and potassium responses and requirements in calcareous sand greens. *Agronomy journal* 95:697-702.
- Jordan, W., Peters R., y Allen E. B. (1988). Ecological restoration as a strategy for conserving biological diversity. *Environmental Management* 12:55–72
- King G., Klug M., Wiegert R., y Chalmers A. (1982). Relation of soil water movement and sulfide concentration to *Spartina alterniflora* production in a Georgia salt marsh. *Science* 218: 61-63.
- Koch M., Mendelssohn I., y McKee K. (1990). Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limn. Ocean.* 35(2), 399-408
- Koch S., y Snedaker C. (1997). Factors influencing *Rhizophora mangle* L. seedling development in Everglades carbonate soils. *Aquatic Botany.* 59:87-98.
- Korhonen L.K, V Macías-Carranza, R Abdala, FL Figueroa, A Cabello-Pasini (2012). Effects of sulfide concentration, pH, and anoxia on photosynthesis and respiration of *Zostera marina*. *Ciencias Marinas México.* 38(4): 625–633
- Lewis, R. R (1982). Mangrove forest. En: Lewis R. R. (Edit). Creation and restoration of coastal plant communities. CRC Press, Boca Ratón, Florida, pp. 153-171.
- Lin G. y Sternberg L, (1993). Effects of salinity fluctuation on photosynthetic gas exchange and plant growth of the red mangrove (*Rhizophora mangle*). *Journal of Experimental Botany.* 44: 9-16.
- Linthurst, R.A. (1979). The effect of aeration on the growth of *Spartina alterniflora* Loisel. *American Journal of Botany* 66: 685-691.
- López P y E. Ezcurra. (1989). Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacán, México. *Biotropica* 21: 107-114.
- Lugo, A. E., Sell M. y Snedaker S. C. (1976). Mangrove ecosystem analysis. In: B.C. Patten Edit. *Systems analysis and simulation in ecology*, p.114-145. Academic Press, New York.
- Luque J A. (2003) El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. Tesis de doctorado. Barcelona: Facultad de Geología, Universidad de Barcelona, España. p. 384.
- Marín J., Hernández M., Moreno C.P. (2011). Secuestro de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce en Veracruz. *Tropical and Subtropical Agroecosystems.* 13: 365-372
- Maron, J.L., Estes, J.A., Croll, D.A., Danner, E.M., Elmendorf, S.C., Buckelew, S.L., (2006) An introduced predator alters Aleutian Islands plant communities by thwarting nutrient subsidies. *Ecol Monogr* 76: 3–24
- Martinez I. (2007) Forestación de isletas de dragado con *Avicennia germinans* L, stearn con apoyo de manipulación hidrodinámica en la laguna de navachiste, sinaloa. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional.
- Meffe, G.K. y Carroll C.R. (1994). Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, EE.UU.
- Mendelssohn, I.A., y J.T. Morris. (2000). Ecophysiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. In: M.P. Weinstein and D.A. Kreeger (Edit), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*, Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 59-80.

- Milano, G. R. (2000). Island restoration and enhancement in Biscayne Bay, Florida, 1-17. En: P. J. Cannizarro (Ed.) Proceedings of the 26th Annual Conference on Ecosystem Restoration and Creation Hillsborough Community College, Tampa, Fl.
- Millero, J. F., T. B. Graham, F. Huang, H. Bustos-Serrano & D. Pierrot. (2006). Dissociation constants of carbonic acid in seawater as a function of salinity and temperature. *Marine Chemistry* 100: 80-94
- Mitsch, W.J. y Gosselink J. G. (2000). Wetlands. John Wiley and Sons. New York. 722p.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. (2007). Wetlands, 4th ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, 582 pp.
- Monserate, L., Medina, J. F., Calle, P. (2011) Estudio de condiciones físicas, químicas y biológicas de dos sectores del estero salado con diferente desarrollo urbano. Tesis de Maestría. Escuela Superior Politécnica del Litoral. ESPOL. Guayaquil, Ecuador.
- Naidoo, G. (2006). Factors contributing to dwarfing in the mangrove *Avicennia marina*. *Annals of Botany* 97:1095-1101.
- Olguín, E., Hernández, M y Sánchez, G. (2007). Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23(3), 139-154.
- Parker, V. T. y Pickett S. T. A. (1997). Restoration as an ecosystems process: implications of the modern ecological paradigm. En *Restoration ecology and sustainable development*, K. M. Urbanska, N. R. Webb y P. J. Edwards (eds.), Cambridge University Press, pp. 17-32.
- Parsons, T.R., Maita, Y., y Lalli, C.M. (1984). A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon press, New York.
- Prahl, H. C. (1990). Manglares. Villegas Editores, 200 pp. Bogotá.
- Pezeshki, S. R., DeLaune, R. D. y Patrick, Jr. W. H. (1988). Effect of fluctuating rhizosphere redox potential on carbon assimilation of *Spartina patens*. *Oecologia* 80:132–135.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., y Yong, J. W. H. (2010). The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS One*, 5(4), e10095
- Powell, G. V, Fourqurea, J.W, Kenworthy, W, Zieman, J.C (1991) Bird colonies cause seagrass enrichment in a subtropical estuary: observational and experimental evidence. *Estuar Coast Shelf Sci* 32: 567–579
- Reddy, K. R., y DeLaune, R. D. (2008). Biogeochemistry of wetlands: science and applications. CRC press.
- R Development Core Team (2011), R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: the R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Available online at <http://www.R-project.org/>.
- Rambok, E., Gandeseca S., Haruna, O. y Muhammad, A.N.D., (2010). Comparison of Selected Soil Chemical Properties of Two Different Mangrove Forests in Sarawak. University Putra Malaysia, Bintulu Sarawak Campus, 97008 Bintulu, Sarawak, Malaysia. *American Journal of Environmental Sciences* 6 (5): 438-441, 2010. ISSN 1553-345X.
- Reddy. R y DeLaune. R, (2008) Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. 1er Edición Taylor and Francis. New York.

- Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. American Science 46: 206-221.
- Rico, V y Palacios M., (1996) Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del nw de Campeche, México. Acta Botánica Mexicana. Instituto de Ecología, A.C. Apdo. Postal 63 Xalapa,
- Rocha, G. V. (2003). Repoblación de *Laguncularia racemosa* (L.) en el ejido Villa Juárez, Nayarit. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Rodríguez, M., Troche C., Vázquez, A., Márquez, J., Vázquez, B., Valderrama, L., Velázquez, S., Cruz, M., Ressler, R., Uribe, A., Cerdeira, S., Acosta, J., Díaz, J., Jiménez, R., Fueyo, L. y Galindo, C. (2013). Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F.
- Riley, R. W. (1999). Riley encased methodology: principles and processes of mangrove habitat creation and restoration. Mangrove and Salt Marshes. 3 (4): 207-213.
- Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER) (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Serrano, I, A., Botero L., Cardona P., y Mancera J.E. (1995) Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta, una zona tensionada por la alteraciones del equilibrio hídrico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Santa Marta, Colombia.
- Sharpley, A., Smith, S., Jones, O Berg, W., y Coleman, G. (1992). The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. J Environ. Qual. 21:30-35.
- Siddiqi N. y Khan M. (1996). Técnicas de Plantación para Manglares sobre nuevas acreaciones en las áreas costeras de Bangladesh. En: Field C. Ed. La restauración de Ecosistemas de Manglar, pp. 157-175, Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar, y Organización Internacional de las Maderas Tropicales, Okinawa.
- Smith, T.J.III. (1987). Effects of light and intertidal position on seedling survival and growth in tropical tidal forest. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 110:133-146.
- Spalding, M., Kainuma, M. y Collins, L. (2010). World Atlas of Mangroves. London, UK and Washington, DC, USA: Earthscan.
- Suprayogi B. y Murray F. (1999). A field experiment of the physical and chemical effects of two oils on mangroves. Environ. Exp. Bot. 42, 221-229.
- Tomlinson, B. (1986). The Botany of Mangroves. Cambridge Tropical Biology Series. (Cambridge: Cambridge University Press).
- Teutli, C. (2004) Estimación del éxito de la restauración hidrológica de zonas de manglar en el norte de Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Puebla. México.
- Tomlinson, B. (1994). The botany of mangroves. First Paperback Edition. Cambridge University Press. New York. 419 p.
- Train, R. E. (1979). Quality Criteria for Water. Castle House Publications. Great Britain. 256 p.
- Twilley R, Rivera V, Ronghua Chen R y Botero L. (1998) Adapting an Ecological Mangrove Model to Simulate Trajectories in Restoration Ecology. Marine Pollution Bulletin Vol. 37, Nos. 8-12, pp. 404-419.

- Twilley R y Rivera V. (2005) Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. Journal of Coastal Research. SI140. 79-93, West Palm Beach, Florida.
- Ulloa G, Sánchez H, Gil W, Pino J, Álvarez R (1998) Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe Colombiano. Ministerio de Ambiente. Bogotá
- Valderrama, L., C. Troche, M. T. Rodríguez, D. Márquez, B. Vázquez, S. Velázquez, A. Vázquez, M. I. Cruz, y R. Ressi. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. Wetlands 34: 747-758.
- Vymazal J, (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering
- Wolf H, B., Artin E., F Crawford F, S. (1977) Webster's new collegiate dictionary.1 Edición. G. y C. Merriam Company. EE.UU.
- Zaldívar, A. (1999). Estructura de la Comunidad de Manglar y su Relación con la Características Físicas y Químicas del Sedimento en la Ciénega Sisal-Chuburna, Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán. Laboratorio de Producción Primaria, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. Mérida, Yucatán, México.
- Zaldívar A, Guevara E, Pérez R, Amador LE, Endañu E, Alderete A. (2012). Programa de Conservación y Restauración Ecológica de Manglares en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche Fase II: Conservación y Restauración de Manglares en Isla del Carmen. Anexo Técnico para la Operación de Proyectos de Compensación Forestal por Cambio de Uso de Suelo en Terrenos Forestales 2012. Centro de Investigación de Ciencias Ambientales de la UNACAR y Proyecto del Gran Ecosistema Marino del Golfo de México. Campeche, México.
- Zedler, J. (2001). Introduction. In: Zedler, J. Restoring Tidal Wetlands. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 1-17