



El Colegio de la Frontera Sur

Evaluación estacional de los parámetros ecológicos en
hábitats críticos de la Reserva de la Biósfera Los
Petenes, Campeche.

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Kenia Paolha Conde Medina

2014



El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco; 27 de junio de 2014.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

Kenia Paolha Conde Medina

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

“Evaluación estacional de los parámetros ecológicos en hábitats críticos de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche”.

para obtener el grado de **Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.**

	Nombre	Firma
Director de Tesis	Dr. Everardo Barba Macías	_____
Codirectora de Tesis	Dra. Claudia Maricusa Agraz Hernández	_____
Asesora de Tesis	Dra. Dulce María Infante Mata	_____
Sinodal adicional	Dra. Margarita Elizabeth Gallegos Martínez	_____
Sinodal adicional	M. en B. Juan Juárez Flores	_____
Sinodal suplente	Dr. Daniel Guadalupe Pech Pool	_____

Este proyecto de tesis fue financiado por la Universidad Autónoma de Campeche, a través de los fondos institucionales asignados al Laboratorio de Humedales Costeros- Instituto de Ecología, Oceanografía y Pesquerías del Golfo de México.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para realizar estudios de maestría en el Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa.

Este trabajo no sería posible sin la participación de personas con quienes estoy agradecida:

A la Dra. Claudia M. Agraz Hernández, por permitirme realizar mi formación académica bajo su dirección y en el área que disfruto trabajar, durante cinco años; gracias por incentivarme, a continuar con los estudios de posgrado, siendo éste documento fruto de ello. Por la paciencia depositada en cada asesoría para el desarrollo de este trabajo de investigación; y, por recordarme con su tenacidad, que las cosas se obtienen con esfuerzo y dedicación.

Al Dr. Everardo Barba Macías por aceptarme como estudiante en el programa de maestría, y por el tiempo dedicado en las correcciones de este documento de tesis.

A la Dra. Dulce María Infante Mata y Dra. Margarita Gallegos Martínez, por las oportunas asesorías y recomendaciones en la mejora de este escrito.

Al M. en C. Juan Juárez Flores y Dr. Daniel Poot Pech por la revisión y corrección del escrito final.

Al Dr. Carlos Chan Keb y Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez por orientarme en el apartado de métodos estadísticos.

A mis compañeros y amigos del Laboratorio de Humedales Costeros–Instituto de Ecología, Pesquerías, Oceanografía y del Golfo de México (EPOMEX) –, por el apoyo técnico en la colecta, procesamiento y análisis de datos; gracias totales por ser equipo en todo momento, durante las salidas de campo:

Ing. Juan Osti
Lic. Gerardo
Cinthia

Ing. Jordán
Ing. Leydi,
Daniela

Fernanda

Al personal técnico del Laboratorio de Bentos del Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) por la asesoría procesamiento de muestras de infauna, en específico Juan Flores, Cintia Trinidad y José Francisco Miranda.

A mi amiga Biol. Yareli Cach Ruíz, quien fue una pieza clave no solo en este proyecto, sino también en mi formación como estudiante, amiga y persona...gracias por tu amistad y llenado el alma y mi vida de cosas positivas 🎵☀️🎵.

Al personal de la Secretaria de Pesca, por las facilidades y ayuda técnica en las salidas de campo.

DEDICATORIA

A Dios por darme vida, compañía y luz para cumplir este objetivo personal.

A mi abuelita Valeria y a mi madre María del Carmen, quienes con su espíritu de lucha y amor me han impulsado a ser una mejor persona y estudiante responsable capaz de enfrentar los retos que se presentan.

A mi padre, José Luis Conde Hernández, gracias por estar en la distancia.

A mi familia y hermanos –Adir, Israel y Vianey– por estar ahí para corregir y apoyarme.

A la familia Flores-Escalante que con su generosidad han compartido consejos, ánimos y amor durante este proceso.

Y a ti, mi compañero de viajes y vida... por enseñarme la virtud de la paciencia, **Joel**



Gente viene y gente va... y ustedes se quedaron en mi corazón:

Alberto Ansures †
Ameth
Antoño García
Bety
Borland
Cintia Trinidad
Erika
Gina
Hongos
Jorge Martinez
Lili Tlapaya
Nat Deveaux
Sofy ML
Temo

Contenido

CONTENIDO	
CONTENIDO DE FIGURAS	
CONTENIDO DE CUADROS	
RESUMEN	
ABSTRACT	
CAPÍTULO I	1
1.1. INTRODUCCIÓN	1
1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
1.3. ANTECEDENTES	6
1.3.1. Producción de biomasa en términos de hojarasca en el hábitat de manglar	6
1.3.2. Producción de biomasa en el hábitat pastos marinos	8
1.3.3. Composición y estructura de la infauna y su relación con las condiciones del hábitat de manglar	11
1.3.4. Composición y estructura de la infauna y su relación con las condiciones del hábitat de pastos marinos	12
1.4. OBJETIVOS	13
1.4.1. Objetivo general	13
1.4.2. Objetivos particulares	14
1.5. HIPÓTESIS	15
1.5.1. Manglar	15
1.5.2. Pastos marinos	15
1.5.3. Infauna	15
1.6. ÁREA DE ESTUDIO	15
CAPÍTULO II	18
2.1. MATERIALES Y MÉTODOS	18
2.1.1. Diseño de muestreo	18
2.1.2. Caracterización de las condiciones físico-químicas y biológicas	19
2.1.2.1. Parámetros fisicoquímicos del sedimento en el hábitat de manglar y pastos marinos	19
2.1.2.1.1. Textura y materia orgánica	19
2.1.2.1.2. Determinación del Nitrógeno total en sedimento (Micro-Kjedhal)	20
2.1.2.1.3. Determinación del Fósforo total en sedimento (Bray-1)	20
2.1.2.1.4. Determinación del potencial redox en sedimento	21
2.1.2.2. Comportamiento espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua e intersticial de los hábitats críticos y sitios de estudio	21
2.1.2.2.1. Parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de manglar	21

2.1.2.2.2. Parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y superficial en el hábitat de pastos marinos	22
2.1.2.3. Determinación espacio temporal de los atributos biológicos en los hábitats manglar y pastos marinos en la RBLP 23	
2.1.2.3.1. Estructura forestal del bosque de mangle	23
2.1.2.3.1.2. El Índice de valor de importancia	25
2.1.2.3.2. Producción de hojarasca en el hábitat de manglar	25
2.1.2.3.3. Producción de biomasa (aérea y subterránea) en el hábitat de pastos marinos	26
2.1.2.3.4. Determinación de la composición y estructura de la infauna en los dos hábitats críticos	26
2.1.3. Análisis estadísticos	27
2.1.3.1. Parámetros fisicoquímicos y biomasa del hábitat de manglar y pastos marinos	27
2.1.3.2. Composición y estructura faunística	28
2.1.3.2.2. Índices de diversidad faunística	29
2.1.3.2.3. Relación de la infauna con las condiciones ambientales	29
CAPÍTULO III	30
3.1 RESULTADOS	30
3.1.1 Estacionalidad	30
3.1.2. Condiciones fisicoquímicas de hábitat de manglar	31
3.1.2.1. Caracterización anual de las condiciones fisicoquímicas del sedimento	31
3.1.2.1. Comportamiento general de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial	32
3.1.2.2. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la mayor precipitación en el hábitat de manglar	39
3.1.2.3. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la menor precipitación	43
3.1.3. Comportamiento de los parámetros biológicos en el hábitat de manglar	45
3.1.3.1. Distribución espacial de los atributos forestales y tipos fisonómicos de mangle a través de perfiles de vegetación en Río Coco y Cixtab	45
3.1.3.2. Estructura forestal de los bosques de mangle	46
3.1.3.3. Comportamiento de la producción anual y estacional de la hojarasca a través de perfiles de vegetación en el hábitat de manglar	47
3.1.3.4. Producción anual por tipo fisonómico y condición de precipitación	48
3.1.3.5. Respuesta espacio temporal de la producción de hojarasca al comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y del sedimento	54
3.1.3.6. Composición y estructura faunística en los bosques de manglar	55
3.1.3.6.1. Distribución espacial y temporal	56
3.1.4. Condiciones fisicoquímicas y biológicas del hábitat de pastos marinos	60
3.1.4.1. Caracterización del sedimento en las praderas de pastos marinos	60
3.1.4.2. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua e intersticial en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i>	61

3.1.4.3. Características fisicoquímicas en la columna del agua e intersticial durante la condición de mayor precipitación	68
3.1.4.4. Características fisicoquímicas en la columna del agua e intersticial durante la condición de menor precipitación	74
3.1.4.5. Comportamiento de los parámetros biológicos en las praderas de pastos marinos	79
3.1.4.5.1. Producción de biomasa neta en el hábitat de pastos marinos por sitio y condición de precipitación en la RBLP	79
3.1.4.5.2. Producción de biomasa aérea por época del año y sitio	80
3.1.4.5.3. Producción de la biomasa subterránea por sitio y condición de precipitación	82
3.1.4.5.4. Respuesta de la biomasa aérea y subterránea a las condiciones ambientales	82
3.1.4.5.5. Composición y estructura faunística en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i>	84
3.1.4.5.5.1. Distribución espacial y temporal	86
3.1.4.5.5.2. Diversidad, densidad y composición durante la mayor precipitación faunística en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i>	93
3.1.4.5.5.3. Diversidad, densidad y composición faunística en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> durante la condición de menor precipitación	97
3.1.4.5.5.4. Relación de la densidad y biomasa de la infauna a las condiciones ambientales en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i>	101
CAPÍTULO IV	104
4.1 DISCUSIÓN	104
4.1.1 Estacionalidad	104
4.1.2. Comportamiento de las condiciones fisicoquímicas y biológicas en el hábitat de manglar	104
4.1.2.1. Caracterización de las condiciones fisicoquímicas del sedimento	104
4.1.2.2. Comportamiento general de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial	107
4.1.2.3. Comportamiento espacio temporal de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de manglar	113
4.1.2.4. Comportamiento de los parámetros biológicos en el hábitat de manglar	115
4.1.2.4.1. Distribución espacial de los atributos forestales, tipos fisonómicos y dominancia de las especies de mangle a través de perfiles de vegetación en Río Coco y Cixtab	115
4.1.2.4.2. Comportamiento de la producción general de la hojarasca a través de perfiles de vegetación en el hábitat de manglar	118
4.1.2.4.3. Comportamiento de la producción por época del año de la hojarasca a través de perfiles de vegetación en el hábitat de manglar	122
4.1.2.4.4. Composición y estructura de la infauna en el hábitat de manglar	124
4.1.3. Condiciones ambientales del hábitat de pastos marinos, ubicado perpendicular a la línea de costa hasta los 50 m	126
4.1.4. Comportamiento por época del año de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de pastos marinos	130
4.1.5. Comportamiento de la producción de biomasa neta (aérea y subterránea) en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> a 50 m de la línea de costa	133

4.1.6. Comportamiento estacional de la producción de biomasa aérea y subterránea en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> , por época del año a 50 m de la línea de costa.	137
4.1.7. Comportamiento de la infauna en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i>	140
5.1 CONCLUSIONES	144
5.1.1. Hábitat de manglar	144
5.1.2. Hábitat de pastos marinos	145
5.1.3. Infauna	147
5.1.3.1. Manglar	147
CAPÍTULO VI	149
6.1. RECOMENDACIONES	149
REFERENCIAS	150

Contenido de figuras

Figura 1. Área de estudio al suroeste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP), Campeche.....	16
Figura 2. Perfil de vegetación en hábitat de manglar en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche.	18
Figura 3. Diseño de muestreo en el hábitat de pastos marinos la noroeste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche.....	19
Figura 4. Condiciones de precipitación definidas mediante un análisis de clúster a partir de los datos diarios de precipitación ambiental promedio de la estación meteorológica CM10, durante el período de Junio 2012 a Julio 2013.	30
Figura 5. Climograma del área de estudio ubicada al noreste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche.....	31
Figura 6. Comportamiento anual de los parámetros de las concentraciones de sulfatos, salinidad y temperatura del agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco	34
Figura 7. Comportamiento anual de las concentraciones de fosfatos, nitritos y nitratos del agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco.....	34
Figura 8. Comportamiento anual del potencial redox y concentración de amonio del agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.	35
Figura 9. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial y biológicos en un perfil de mangle de Río Coco, al suroeste Reserva de la Biosfera Los Petenes.....	36
Figura 10. Comportamiento anual de las concentraciones de sulfatos, salinidad y temperatura del agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab.....	37
Figura 11. Comportamiento anual de las concentraciones de fosfatos, nitritos y nitratos del agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab.....	37
Figura 12. Comportamiento anual del valor de potencial redox y concentración de amonio del agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab.....	38
Figura 13. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes.....	39
Figura 14. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de mayor precipitación	41
Figura 15. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de mayor precipitación	42
Figura 16. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de menor precipitación	44
Figura 17. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de menor precipitación	45

Figura 18. Perfil de vegetación de los bosques de mangle ubicados en Río Coco en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, al noroeste de Campeche.	46
Figura 19. Perfil de vegetación de los bosques de mangle ubicados en Cixtab de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, al noroeste de Campeche.	47
Figura 20. Aporte anual de hojarasca por fisonomía y especie de mangle a través del perfil de vegetación en a) Cixtab y b) Río Coco, durante el período Julio 2012 a Junio 2013, en la Reserva de la Biósfera los Petenes.....	52
Figura 21. Aporte de hojarasca por época del año, fisonomía y especie de mangle a través del perfil de vegetación en Río Coco	53
Figura 22. Aporte de hojarasca por época del año, fisonomía y especie de mangle a través del perfil de vegetación en Cixtab, durante las condiciones de estudio, en la Reserva de la Biósfera los Petenes..	53
Figura 23. Diagrama de Olmstead-Tukey para la infauna en el hábitat de manglar de Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes Campeche.	58
Figura 24. Diagrama de Olmstead-Tukey para la infauna en el hábitat de mangle de Cixtab al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes Campeche.	59
Figura 25. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en la columna del agua en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> , ubicadas en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.....	64
Figura 26. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en área de <i>Thalassia testudinum</i> ubicados en Río Coco, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.....	66
Figura 27. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en la columna del agua en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.....	67
Figura 28. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en áreas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicada en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.....	68
Figura 29. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua durante la condición de mayor precipitación en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicados en Río Coco, al suroeste en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.....	70
Figura 30. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> durante la condición de mayor precipitación ubicadas en Río Coco, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche	71
Figura 31. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua durante la mayor precipitación en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche	72
Figura 32. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la mayor precipitación en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> 0.4) ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche	73
Figura 33. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua durante la menor precipitación en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicadas en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche	75

Figura 34. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la menor precipitación en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicados en Río Coco, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche	76
Figura 35. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua durante la menor precipitación en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche	78
Figura 36. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la menor precipitación en área de <i>Thalassia testudinum</i> en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.....	79
Figura 37. Comportamiento espacio temporal de los parámetros fisicoquímicos y biológicos al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes..	84
Figura 38. Diagrama de Olmstead-Tukey en el sitio Río Coco en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.	87
Figura 39. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco.	88
Figura 40. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco.	89
Figura 41. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab.	92
Figura 42. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab.	92
Figura 43. Diagrama de Olmstead-Tukey en el sitio Cixtab en praderas de <i>Thalassia testudinum</i> al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.	93
Figura 44. Diagrama de Olmstead-Tukey en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche la condición de mayor precipitación.	94
Figura 45. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la mayor precipitación.	95
Figura 46. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la mayor precipitación.	95
Figura 47. Diagrama de Olmstead-Tukey en Cixtab al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante la condición de mayor precipitación.	96
Figura 48. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la mayor precipitación.	97
Figura 49. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la mayor precipitación.	97
Figura 50. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la menor precipitación.	98
Figura 51. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la menor precipitación.	99
Figura 52. Diagrama de Olmstead-Tukey en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante la condición de menor precipitación.	99
Figura 53. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la menor precipitación.	100
Figura 54. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la menor precipitación.	101

Figura 55. Diagrama de Olmstead-Tukey en Cixtab al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante la condición de menor precipitación.	101
Figura 56. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas de sedimento, densidad (a) y biomasa (b) en la infauna de Río Coco.	103
Figura 57. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas de sedimento, densidad (a) y biomasa (b) de la infauna en Cixtab.	103

Contenido de cuadros

Cuadro 1. Producción de hojarasca por sitio y tipo fisonómico en diferentes regiones geográficas.....	7
Cuadro 2. Producción de Biomasa aérea y subterránea en diferentes regiones geográficas.	10
Cuadro 3. Clasificación de la salinidad del agua intersticial en los bosques de manglar.	22
Cuadro 4. Clasificación del potencial redox del agua intersticial en los bosques de manglar.	22
Cuadro 5. Clasificación de los atributos forestales de los bosques de manglar	24
Cuadro 6. ANOVA de tres vías en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de manglar de los sitios de estudio.....	33
Cuadro 7. Clasificación de las condiciones de los parámetros químicos del agua intersticial en el hábitat de manglar de los sitios de estudio.....	40
Cuadro 8. Prueba de una ANOVA de tres vías para la producción de hojarasca en el hábitat de manglar en la RBLP, durante el 2012-2013.	48
Cuadro 9. Ecuaciones de regresión lineal múltiple entre la producción de hojarasca y los parámetros fisicoquímicos de los bosques de manglar en la RBLP.	54
Cuadro 10. Listado faunístico de la infauna en el manglar.	56
Cuadro 11. Listado faunístico de la infauna en el manglar en Río Coco.	57
Cuadro 12. Densidad y biomasa de la infauna de Río Coco en el hábitat de manglar.....	57
Cuadro 13. Listado faunístico de la infauna en el manglar en Cixtab.	59
Cuadro 14. Densidad y biomasa de la infauna de Cixtab en el hábitat de manglar.....	60
Cuadro 15. Promedio anual de los parámetros fisicoquímicos en el agua superficial del hábitat de T. testudinum de los sitios de estudio.	62
Cuadro 16. Promedio anual de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de T. testudinum de los sitios de estudio.	62
Cuadro 17. ANOVA multifactorial en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y columna de agua en el hábitat de pastos marinos de los sitios de estudio.....	63
Cuadro 18. Promedio de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en el hábitat pastos marinos en los sitios en estudio.....	69
Cuadro 19. Promedio de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat pastos marinos en las áreas en estudio.....	73
Cuadro 20. Promedio de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en el hábitat pastos marinos durante la menor precipitación en el área en estudio.....	74
Cuadro 21. Promedio de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat pastos marinos durante la menor precipitación en las áreas de estudio.....	77
Cuadro 22. Prueba de ANOVA de dos vías de la biomasa neta por época del año y sitios en estudio en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche durante junio de 2012 a julio del 2013....	80
Cuadro 23. Producción de la biomasa aérea y subterránea por época del año y sitio de estudio en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante el periodo de junio del 2012 a julio del 2013. ...	81
Cuadro 24. Prueba de ANOVA de dos vías de la biomasa aérea y subterránea por época del año y sitios en estudio al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, durante junio de 2012 a julio del 2013.	81
Cuadro 25. ANOVA de dos vías de la producción de componentes de la biomasa neta por sitio de estudio.	82

Cuadro 26. Ecuaciones de regresión lineal múltiple entre la producción de hojarasca y los parámetros fisicoquímicos de los bosques de manglar en la RBLP.	84
Cuadro 27. Listado faunístico de la infauna en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i>	85
Cuadro 28. Listado faunístico de la infauna en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> de Río Coco.	88
Cuadro 29. Listado faunístico de la infauna en las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> de Cixtab.	91

RESUMEN

Los bosques de mangle y praderas de pastos marinos son altamente vulnerables al cambio de los parámetros fisicoquímicos del agua, ocasionados por eventos meteorológicos y actividades antrópicas. Esta investigación demuestra el efecto en la producción de hojarasca de los bosques de mangle en dos sitios, con máxima y mínima precipitación, al cambio espacial y temporal de la salinidad intersticial, y por el aporte de nutrientes de origen antrópico. El constante aporte de los nutrientes y las altas concentraciones de salinidad exhibe una inhibición de la producción de hojarasca en la temporada de menor precipitación ($F=30.2$, $p<0.001$) en ambos sitios de estudio. A su vez, en ésta temporada se establece un incremento de la biomasa foliar y radicular de *Thalassia testudinum* ($F=4.69$, $p<0.04$; $F=18.2$, $p<0.001$), como respuesta del mayor aporte de fosfatos y nitratos en la columna de agua y por la mayor concentración del amonio y salinidad en el intersticial. Los resultados de este estudio evidencian la baja diversidad y riqueza de las especies de infauna asociada a ambos hábitat críticos, derivado de los cambios de marea, concentraciones de salinidad intersticial en los bosques de mangle y al continuo acarreo de sedimento a las praderas de *T. testudinum*. Entre los hábitat críticos, por sitio y condición de precipitación, no se mostraron diferencias significativas al aplicar un análisis de varianza; sin embargo las máximas densidades y biomasa se detectaron en las condiciones de menor precipitación. En Río Coco las familias Hydrobiidae y Physidae, marcaron una amplia distribución y abundancia, como respuesta del mayor aporte de agua dulce. Caso contrario a Cixtab, donde la densidad, biomasa y dominancia de las especies, se rigieron por las concentraciones en salinidad del agua intersticial y fósforo total del sedimento.

Palabras claves: humedales, calidad del agua, macroinvertebrados.

ABSTRACT

Mangrove forests and seagrass beds are highly vulnerable to physicochemical changes of the water parameters under natural phenomena and human activities. This research demonstrates the effect on litter production of mangrove forests at two sites, with maximum and minimum precipitation, caused by spatial and temporal change of the interstitial salinity and by the contribution of anthropogenic nutrients. The constant supply of nutrients and high salinity concentrations exhibits inhibition of litter production in lower rainfall season ($F = 30.2, p < 0.001$) in both study sites. Furthermore, in this season was recorded an increased in foliar and root biomass of *Thalassia testudinum* ($F = 18.2, p < 0.001$ $F = 4.69, p < 0.04$), that is because of the greater contribution of phosphates and nitrates in the water column and the higher concentration of ammonium and salinity in the interstitial. The results of this study show low diversity and species richness of infauna associated with both critical habitats, derived from tidal changes, interstitial concentrations of salinity in the mangrove forest and the continued carrying sediment to the prairies of *T. testudinum*. Between critical habitats, no significant differences were shown by applying an analysis of variance by location and condition of precipitation; however the maximum densities and biomass were detected under the conditions of lower rainfall. In Rio Coco, the Physidae and Hydrobiidae families marked a wide distribution and abundance, in response of the greater freshwater contribution. Otherwise in Cixtab, where the density, biomass and species dominance, were ruled by salinity concentrations in the interstitial water and the total phosphorus in the sediment.

Palabras claves: Wetlands, Water quality, Macroinvertebrates.

CAPÍTULO I

1.1. INTRODUCCIÓN

En los ambientes costeros, los bosques de manglar y praderas de pastos marinos son sistemas dinámicos y altamente productivos (Kjerfve 1994; de Boer 2000). Estos ecosistemas transforman la energía que será utilizada por los subsecuentes niveles tróficos (Contreras 2001), y su productividad depende de requerimientos de luz, bióxido de carbono, y nutrientes aportados por lluvias, ríos y de la mineralización microbiana (Nixon 1981; Aké-Castillo et al. 2006).

Es reconocida la relación directa entre los dos humedales con la producción de material orgánico, que genera áreas con un alto desarrollo de diversidad de organismos bentónicos y criaderos de especies de importancia comercial (Lara-Domínguez et al. 1998; Hosack et al. 2006; Agraz-Hernández et al. 2011). Turner (1991) estimó una producción de crustáceos y peces de importancia comercial en el hábitat de manglar de 786 kg año⁻¹. McArthur y Boland (2006) estimaron que la contribución económica de los pastos marinos en la producción secundaria es de 1 millón de dólares por año. Kaldy et al. (2002) mencionan que en el Golfo de México, los pastos marinos son la principal fuente de apoyo a la cadena trófica.

Además de presentar alta productividad, los bosques de manglar y praderas de pastos marinos, ayudan en el mantenimiento de servicios ecosistémicos, tales como; sistemas naturales de control de inundaciones, erosión de las costas (Zieman y Wetzel 1980) e intrusión salina, disminución del efecto de huracanes (Mazda et al. 1997), mejora de la calidad del agua, y reciclamiento de nutrientes, por lo cual se acelera la

fijación de nitrógeno e incrementa el flujo de nutrientes difusos hacia las aguas locales (Twilley y Rivera-Monroy, 2009; Zaldívar-Jimpenez et al. 2012).

Actualmente, los ecosistemas de manglar y pastos marinos han sido modificados por fenómenos de origen antrópico y natural. Las causas del deterioro se atribuyen a cambios de uso de suelo, aporte de sedimentos dado por la erosión, fragmentación, descargas de contaminantes tóxicos y eutrofización, así como a fenómenos hidrometeorológicos (Comín et al. 1999; Schaffelke et al. 2005; Gallegos-Martínez 2010; Villanueva-Fragoso et al. 2010). En consecuencia estos hábitats han disminuido su valor y función ecológica natural, al reducirse el nivel de captación de agua y calidad del hábitat para la fauna silvestre (Sánchez y Barba 2005); convirtiéndolos en sistemas frágiles debido a que su integridad depende de múltiples factores y procesos ecológicos que se expresan a diferentes escalas espaciales y temporales.

En los bosques de manglar y praderas de pastos marinos, los componentes abióticos y bióticos interactúan en el desarrollo de los procesos reguladores de los ciclos de materia y energía (Mitsch y Gosselink, 1993). La mayoría de estos procesos ocurren predominantemente entre el suelo y la columna de agua (Chen y Twilley 1999). Es por ello que las condiciones óptimas de un humedal se ven afectadas por la modificación de los parámetros físicos y químicos del agua intersticial y columna (Fourqurean et al. 1992; Hemminga y Duarte 2000; Gallegos-Martínez 2010; Agraz-Hernández et al. 2011).

Tal es el caso de la salinidad que puede llegar a causar un estrés en los bosques de manglar, por la energía que es requerida para regular las entradas de la misma, es por ello que autores como McKee y Mendelson (1989) han documentado disminución en la producción de biomasa aérea al incremento en las concentraciones de salinidad.

En el caso de las praderas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*), se ha documentado que la hipersalinidad provoca disminución en la producción de biomasa (Koch y Erskine, 2007).

Por otra parte, cambios en los valores del potencial redox hacia de condiciones oxidadas a reducidas, por el aumento en la producción de materia orgánica (Day et al. 2003), han establecido inhibición fotosintética en los bosques de mangle por la acumulación de materiales tóxicos para las plantas, tales como Fe^{2+} y CH_4 (Godsshalk y Wetzel, 1978; Boto, 1984).

Estos cambios producidos en el agua y sedimento de los dos hábitats críticos, influyen en la composición y estructura de la infauna asociada en los bosques de manglar y praderas de pastos marinos (Sasekumar 1974; Cruz-Abrego et al. 1994; Wilber y Clarke, 1998; Netto y Gallucci 2003). Sánchez y Raz-Guzmán (1997) mencionan que cada especie bentónica presenta una tolerancia particular ante una gama de valores de un parámetro.

El uso de especies de la infauna como indicadores de las condiciones ambientales debe a: 1) que son sedentarios; 2) residen en la interfaz sedimento-agua; 3) son comunidades taxonómicamente y funcionalmente diversas; 4) la comunidad integra y refleja las fuentes de estrés en el tiempo (Weston 1990). De acuerdo con Barba et al. (2000) los crustáceos se encuentran entre la fauna representativa de los humedales y desempeñan un papel importante como indicadores de la calidad del agua. Asimismo, Beasley et al. (2010) establecen a los poliquetos bioindicadores de disturbio.

1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El deterioro y fragmentación de los ecosistemas costeros, el cambio en el patrón hidrológico y las descargas residuales vertidas, son consecuencias de las actividades antrópicas en el área adyacente terrestre; lo cual ha propiciado que existan cambios locales y regionales en las características del agua y sedimento de los humedales, que repercuten en aspectos de producción primaria y secundaria (Villanueva-Fragoso et al. 2010). Tal motivo, ha llevado al reconocimiento de la importancia de la interacción ecológica, hidrológica y de pesquerías de los hábitats de manglar y pastos marinos (Waycott et al. 2009; Mendoza-Carranza et al. 2010).

A nivel global los bosques de manglar se han reducido en un 23.3% en el período de 1980-2005 (FAO 2007; CONABIO 2013). A su vez, las praderas de pastos marinos presentan una pérdida de 51,000 km² de la extensión real (29%), en los últimos 127 años (Waycott et al. 2000; Gallegos-Martínez 2010), además de favorecer el desarrollo de al menos 28 especies no nativas de macroalgas en las comunidades de pastos, de las cuales el 64% ha ocasionado efectos negativos (Gallegos-Martínez 2010), por ejemplo la presencia de macroalgas ocasiona competencia por luz y nutrientes. Por lo tanto ambos humedales se sitúan dentro de los más vulnerables (Lacerda y Schaeffer, 1999; Lugo 2002).

Lo anterior ha propiciado la generación de investigaciones relacionadas con la hidrología, dinámica de nutrientes, productividad primaria, sedimentos y gradientes de salinidad en espacio y tiempo, además de aquellos enfocados en los componentes bióticos, tales como; estudios sobre composición y estructura de los componentes florísticos y faunísticos (Roldán 1999; Barba 2010; Agraz-Hernández et al. 2011).

El estudio de la dinámica de estos ecosistemas es de vital importancia para aspectos de conservación; es por lo anterior que la generación de la presente investigación facilitará instrumentos de carácter científico a los sectores públicos y privados que a su vez coadyuven a resolver problemas a través de la definición de estrategias encaminadas a la conservación y mitigación del ecosistema manglar-pastos marinos.

De acuerdo a lo descrito, este trabajo propone analizar de manera integrada a los componentes fisicoquímicos del agua y sedimento, biológicos, en los hábitats de manglar y pastos marinos en la Reserva de la Biósfera los Petenes (RBLP) para responder las siguientes interrogantes:

¿Existen diferencias en la producción de hojarasca (del manglar) espacial y temporalmente?

¿Qué relación existe entre los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y la producción de hojarasca (del manglar) espacial y temporalmente?

¿Cuál es el factor determinante en el comportamiento de la producción de hojarasca (del manglar) espacial y temporalmente?

¿Existen diferencias en la producción de los componentes de la biomasa neta (aérea y subterránea) espacial y temporalmente en las praderas de pastos marinos?

¿Qué relación existe entre los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua e intersticial, con respecto a la producción de los componentes de la biomasa neta (aérea y subterránea) espacial y temporalmente en la pradera de pastos marinos?

¿Cuál es el factor que determina el comportamiento de la producción de los componentes de la biomasa (aérea y subterránea) espacial y temporalmente en las praderas de pastos marinos?

¿Existen diferencias en la composición y estructura de la infauna espacial y temporalmente en hábitat críticos?

1.3. ANTECEDENTES

1.3.1. Producción de biomasa en términos de hojarasca en el hábitat de manglar

Los bosques de manglar corresponden a la vegetación arbórea y arbustiva de la zona intermareal de las regiones tropicales y subtropicales (Agraz-Hernández et al. 2006). Una de las características más importantes de los elementos arbóreos, es su adaptación a condiciones específicas de periodicidad de inundación y desecación, diferente para cada especie; lo cual determina la distribución y zonación y tipos fisonómicos de especies de manglar (Agraz-Hernández et al. 2006; Flores-Verdugo et al. 2007).

Por considerarse ecosistemas abiertos, los bosques de manglar exhiben variación espacial y temporal en su estructura y productividad como respuesta a cambios en los parámetros ambientales (Day et al. 1996), fisicoquímicos del agua y sustrato donde crecen (cambio en el patrón hidrológico, temperatura, salinidad del agua, pH, redox del agua intersticial y composición del sustrato. Flores-Verdugo et al. 2007; Conde Medina 2010, Agraz-Hernández et al. 2011; Chan-Keb 2014).

En los bosques de manglar, diversos autores han cuantificado la productividad en términos de biomasa aérea y caída de hojarasca (Léma y Polania 2007). En el Golfo de México, Rico (1979) estudió un bosque de manglar mixto (de tipo cuenca) en una laguna costera en Veracruz y registró una caída media de hojarasca $1,025 \text{ g m}^{-2}(\text{p.s})$ año⁻¹. López-Portillo y Ezcurra (1985) estudiaron un manglar monoespecífico de *Avicennia germinans* L. (L.) en la Laguna de Mecoacán, Tabasco encontrando una

caída media de 614g m⁻² (p.s) año⁻¹. Day et al. (1987) determinaron que la caída de hojarasca fue de 835 g m⁻² (p.s) año⁻¹ en una orilla dominada por *Rhizophora mangle* (L.) y 1,252 g m⁻² (p.s) año⁻¹ en un manglar ribereño con *A. germinans* como especie dominante en dos sitios con diferencias de salinidad (altas y bajas). Así mismo, al norte de la Laguna de Términos, pero en un bosque monoespecífico de *R. mangle*, Agraz-Hernández et al. (2014) determinaron temporal y espacialmente, la caída de hojarasca con intervalos de 706.6 a 1260 g m⁻² (p.s) año⁻¹ en un bosque monoespecífico de *R. mangle*, al norte de la Laguna de Términos, Campeche.

En la zona del Caribe, Agraz-Hernández et al. (2006) registraron promedios de defoliaciones de 908.3 ±304.1 g m⁻² (p.s) año⁻¹ en un bosque mixto (*R. mangle*, *A. germinans*, *Conocarpus erectus* (L.) y *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn f. y defoliaciones de 1,258.6 ± 64.0 g m⁻² (p.s) año⁻¹ y 3,850.5 ± 230 g m⁻² (p.s) año⁻¹ en bosques monoespecíficos de *C. erectus* (tipo borde) y *R. mangle* (sobrelavado).

Cuadro 1. Producción de hojarasca por sitio y tipo fisonómico en diferentes regiones geográficas

Autor	Sitio	Especie	Tipo fisonómico	g (p.s)m ⁻² año ⁻¹
Rico (1979)	Laguna de La Mancha, Veracruz.	---	Cuenca	1,025
López Portillo y Ezcurra (1985)	Laguna de Mecoacán, Tabasco.	<i>A.g</i>	--	614
Day et al. (1987)	Laguna de Términos.	<i>R. m</i>	Borde Ribereño	835 1,252
Agraz-Hernández (2004)	Laguna del Inglés (Nipchupté-Bojórquez, Cancún, Q.Roo).	<i>R. m</i>	Cuenca-matorral	1,818
Agraz-Hernández et al. (2006)	Laguna de Bojórquez, Quintana Roo.	<i>C. e</i> <i>R. m</i>	Borde Sobrelavado	908.3 ±304.1 y 1,258.6 ± 64.0
Agraz-Hernández et al. (2011)	Área Paraíso en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.	<i>R.m, L.r,</i> <i>A. g.</i>	Matorral	614
Agraz-Hernández et al. (2014)	Laguna de Términos, Campeche.	<i>R. m.</i>	Borde	706.6 a 1,260

Nota: *A.g*= *Avicennia germinans*, *R.m*=*Rhizophora mangle*, *L.r*= *Laguncularia racemosa*

1.3.2. Producción de biomasa en el hábitat pastos marinos

Los estudios sobre pastos marinos en ecosistemas costeros se iniciaron con los trabajos de Petersen a principios del siglo XX (Solana 2001); sin embargo, no fue hasta la década de los sesenta cuando se les ubicaba dentro de los ecosistemas más productivos. La necesidad de obtener información básica sobre los aspectos de la ecología de pastos marinos fue indicada desde el primer International SeaGrass Workshop (1993). Los pastos marinos se ubican dentro de las fanerógamas y se dividen en cuatro familias: Zosteraceae, Posidoniaceae, Cymodoceaceae e Hydrocharitaceae; y doce géneros (Kuo y den Hartog, 2006).

En México se tienen registros de seis géneros y 9 especies, dentro de las que se encuentra a *Thalassia testudinum* Baks ex König (Den Hartong 1970). *T. testudinum* forma praderas que se distribuyen desde Florida (norte del Golfo de México) hasta las costas de Sudamérica y Caribe (Ibarra-Morales y Abarca-Arenas, 2007). La distribución de *T. testudinum* está limitada por factores como profundidad, luminosidad, hidrodinámica, variaciones en temperatura, salinidad, nutrientes y sedimento (Van Tunsssenbroek et al. 2010). Por lo tanto, la biomasa de *T. testudinum* puede variar dependiendo de la estación del año (Day et al. 1982; Gallegos et al. 1993; McCauley et al. 1998, van Tussenbroek 1998; Martínez-Daranas et al. 2005).

A nivel global, Zieman et al. (1989) analizaron la distribución, abundancia y productividad de los pastos marinos y su asociación en la bahía Florida, y encontraron una correlación positiva entre la producción de *T. testudinum* con la profundidad del sedimento ($r=0.64$), y una correlación negativa con la profundidad del agua ($r=-0.41$).

Jiménez y Alcolado (1989) y Martínez-Daranas et al. (2005), registraron en la Habana, Cuba los valores máximos de biomasa aérea de *T. testudinum* y de

Syringodium filiforme Kütz durante la temporada de secas; donde la turbidez por contaminación orgánica y el incremento en la salinidad fueron los factores que modificaron la producción de biomasa. Albis-Salas (2010) analizaron la estructura y fisiología de las praderas de *T. testudinum* en respuesta a la nitrificación de las aguas costeras en la Isla de San Andrés, Colombia; donde registraron una producción de biomasa alta en temporadas de secas ($7 \text{ g m}^{-2} \text{ (p.s) día}^{-1}$) y la biomasa de rizoma presentó valores altos ($2,155.11\text{-}2,672.71 \text{ g (p.s) m}^{-2}$) en las praderas con bajo nivel de nitrificación.

En Puerto Morelos, México, Van Tussenbroek (1998) reportó los valores máximos de biomasa aérea en abril y los de densidad de vástagos en junio. Gallegos et al. (1993) estudiaron la dinámica de la biomasa del rizoma en Puerto Morelos, reportando una producción de biomasa en términos del rizoma de $1,500 \text{ a } 4,500 \text{ g m}^{-2} \text{ (p.s) año}^{-1}$. Duarte et al. (2006) encontraron que la biomasa de los pastos puede cambiar marcadamente en el ciclo anual debido a las variaciones de luz y la temperatura, con los máximos en verano; disminuyendo bajo condiciones de poca luz.

En Veracruz, Parque Nacional Sistema Arrecifal, Ibarra-Morales y Abarca-Arenas (2007) estudiaron el cambio en la producción de biomasa de acuerdo a la temporada del año; quienes registraron valores más altos durante la temporada de secas ($1,928 \text{ g (p.s) m}^{-2}$).

Cuadro 2. Producción de Biomasa aérea y subterránea en diferentes regiones geográficas.

Autor	Sitio	Biomasa aérea	Biomasa subterránea
Day et al. (1982)	Laguna de Términos	1.8 a 12.7 g (p.s) m ⁻² día ⁻¹	
Moore y Wetzel (1988)	Laguna de Términos	2 y 13 g (p.s) m ⁻² día ⁻¹	
Ibarra_Morales y Abarca-Arenas (2007)	Parque Arrecifal, Veracruz.	1,928 g (p.s) m ⁻² año ⁻¹	
Puentes (1990)	Bahía de Neguange, Colombia	874.2 g (p.s) m ⁻² año ⁻¹	
Gallegos et al. (1993)	Puerto Morelos, México		1,500 a 4500 g (p.s) m ⁻² año ⁻¹
Duarte et al. (1998)	Caribe mexicano		813 g (p.s) m ⁻² año ⁻¹
Kaldy y Dunton (2000)	Laguna Madre, Texas	614 g (p.s) m ⁻² año ⁻¹	339 g (p.s) m ⁻² año ⁻¹
Zieman (1973)	Bahía de Neguange, Colombia	2.3 a 5 g (p.s) m ⁻² día ⁻¹	
Herrera (1997)	Bahía de Neguange, Colombia	25 g (p.s) m ⁻² día ⁻¹	
Albis salas (2010)	San Andrés, Colombia		2,155.11-2,672.71 g (p.s) m ⁻²

En la Laguna de Términos Day et al. (1982) establecieron un intervalo de 1.8 a 12.7 g m⁻² (p.s) día⁻¹ (peso seco; 0.7 a 5.1 g C m⁻² día⁻¹), con el máximo de productividad durante la temporada de secas, cuando la claridad del agua estuvo en su máximo pico. Kemp et al. (1988) analizaron la formación del amonio en sedimentos y la relación con las condiciones de luz y producción de *T. testudinum* y epifitas. Moore y Wetzel (1988) estudiaron la distribución y productividad de los pastos marinos en la Laguna de Términos; encontraron que la productividad de *T. testudinum* variaba entre 2 y 13 g m⁻² (p.s) día⁻¹ con las tasas más altas ocurriendo durante la estación de secas; así mismo estimaron una producción primaria total de *T. testudinum* de 260 ton año⁻¹

1.3.3. Composición y estructura de la infauna y su relación con las condiciones del hábitat de manglar

Sasekumar (1974) en Malaysia y Taiwan registró cambios en los patrones espaciales y temporales de las comunidades de poliquetos en un manglar subtropical en Taiwán, en el periodo de 1991 a 1993, debido a condiciones de disturbio. Alongi (1987) estudió la variación en la densidad y estructura de la población de nemátodos dentro de cinco sistemas de manglares tropicales en el noreste de Australia; quien reporto que las densidades y diversidad de la población de nematodos fue baja en comparación a otros hábitats litorales debido a que están sometidos a cambios en las condiciones ambientales (e.g. taninos).

Schrijvers et al. (1995) estudiaron la infauna en sitios con/sin perturbación humana en Gazy, Kenia; registraron 16 taxones, y las densidades de la infauna variaron desde 265 a 6,025 indiv.m⁻². Fondo y Martens (1998) en Gazy, Kenia, en áreas con deforestación y prístinas de manglar, documentaron que no existieron cambios en la densidad de macrofauna. Netto y Gallucci (2003) evaluaron la composición y abundancia de la infauna en seis localidades de manglar en Santa Catarina, Brazil, aportando nuevos registros de nemátodos, poliquetos y ostrácodos.

En el Golfo de México, Cruz-Abrego et al. (1994) registraron en la Laguna de Términos, 23 especies de poliquetos y al bivalvo *Tellina lineata* Turton en un bosque de *R. mangle*. Barba et al. (2010) estudiaron la distribución y abundancia de crustáceos en humedales de Tabasco, y el 67% de la abundancia correspondió a la infauna y el 33% a la epifauna, contribuyendo con nuevos registros de crustáceos en humedales de Tabasco (incluido el hábitat de manglar); dónde las especies más abundantes fueron

Discapseudes holthuisi Bacescu y, *Macrobrachium acanthurus*, *Leptochirus* sp. Zaddach, 1844 y *Palaemonetes vulgaris*.

Finalmente, Estrada (2011) estudió las comunidades de la infauna en relación con variables fisicoquímicas en diferentes paisajes en Tenosique, Tabasco (incluido el hábitat de manglar); esta autora reportó cambios temporales y espaciales en la dinámica del agua y sedimento en las áreas de cultivos y pastizales las cuales tienen un impacto negativo en los componentes de la infauna, se determinaron un 14 % de especies indicadores y 26% detectoras, así como un total de 122,854 organismos perteneciente a 40 especies de mollusca, artrópoda y anélida.

1.3.4. Composición y estructura de la infauna y su relación con las condiciones del hábitat de pastos marinos

En las últimas dos décadas las investigaciones que involucran a la infauna están dirigidas hacia: 1) los patrones estacionales o anuales de abundancia, 2) la alimentación de las actividades de los principales taxones, y 3) relaciones entre plantas y organismos (Bell et al. 1984). Sin embargo, las variaciones de la infauna ante la eutrofización, contaminantes, estructura y complejidad del hábitat son los que rigen actualmente las publicaciones que confieren la interacción pasto marino-infauna.

Stoner (1983) estudió el comportamiento de anfípodos y tanaidáceos asociados a praderas de pastos marinos y sustrato al descubierto; quien reportó que la abundancia relativa de los tipos infaunales disminuyeron en el sustrato arenoso. Wilber y Clarke (1998) en la Bahía de Galveston, Texas, EE.UU. estudiaron los efectos de la eliminación de materiales dragados en la infauna, en donde no se registró un efecto

negativo del material dragado sobre la producción bentónica; sin embargo, al año siguiente del estudio, la producción fue baja.

Por otra parte, en Europa, Bustos-Báez y Frid (2003) reportaron la utilidad de taxones indicadores bentónicos a través de medidas de la estructura de la comunidad bentónica en los ecosistemas marinos (pastos marinos); encontraron que *Amphiura filiformis* y *Abra alba* son buenos indicadores de contaminación.

En México son escasos los estudios que consideran a la infauna; sin embargo; Barba (2012) correlacionó la densidad y diversidad de camarones carideos con los parámetros ambientales y biomasa de *Halodule wrightii* Asch (1968) y *Thalassia Testudinum* Banks ex König (1805); donde la familia Alpheidae de hábitos infaunales fue representada por un sólo género. Hernández-Arana y Amenyro-Angeles (2011) evaluaron cambios en la diversidad bentónica como resultado de los impactos humanos como lo fue la apertura de un canal en una laguna de la bahía de Chetumal, afectando significativamente la diversidad de especies bentónicas.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. Objetivo general

Determinar la variación espacio-temporal de los parámetros biológicos y su relación con las condiciones ambientales en dos hábitats críticos al noreste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP).

1.4.2. Objetivos particulares

Caracterizar las condiciones fisicoquímicas del sedimento (NT, PT, textura y materia orgánica) en los hábitats críticos (manglar y pastos marinos) y sitios de la RBLP.

Determinar el comportamiento espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua e intersticial (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , temperatura, salinidad (UPS), potencial redox (mV), pH, sólidos totales suspendidos (STS)) de los hábitats críticos y sitios de estudio de la RBLP.

Definir la distribución espacial de los atributos forestales y tipos fisonómicos en el manglar mediante la determinación de la estructura forestal a lo largo de perfiles de vegetación y sitios de estudio de la RBLP.

Establecer una comparación espacio-temporal de la producción de hojarasca (hábitat manglar); y los componentes de la biomasa neta (aérea y subterránea) en las praderas de pastos marinos y sitios de estudio de la RBLP.

Establecer la relación espacio-temporal que existe entre los parámetros biológicos y fisicoquímicos de la columna de agua e intersticial; y definir el parámetro que influye en el comportamiento biológico en los dos hábitat críticos (manglar y pastos marinos) y sitios de estudio.

Determinar la composición en la escala espacial y temporal de la infauna en los hábitats crítico (manglar y pastos marinos).

Describir la estructura de la infauna en las escalas espacial y temporal en los hábitats críticos (manglar y pastos marinos).

Establecer las relaciones entre la densidad y biomasa de la infauna con las condiciones ambientales.

1.5. HIPÓTESIS

1.5.1. Manglar

El incremento de los aportes de nutrientes (NO_3^- , PO_4^{-3}) a la zona costera inhiben la producción de hojarasca en los bosques de manglar.

La máxima producción de hojarasca (hábitat manglar) en el año se establece durante la mayor precipitación, con bajas concentraciones de salinidad; y, las menores producciones de hojarasca durante la menor precipitación, con altas concentraciones de salinidad a través de los perfiles de vegetación.

1.5.2. Pastos marinos

El aporte de fosfatos (PO_4^{-3}) y nitratos (NO_3^-) de la columna de agua hacia la zona costera inhibe la producción de biomasa aérea en las praderas de *T. testudinum*.

El incremento de la salinidad, sulfatos (SO_4^{-2}) y el amonio (NH_4^+) del agua intersticial establecen mayor producción de biomasa subterránea.

La máxima producción de los componentes de la biomasa se establece durante la época de secas; con altas concentraciones de fosfatos en la columna de agua y de salinidad y amonio del agua intersticial.

1.5.3. Infauna

La densidad y biomasa de la infauna varía en espacio y tiempo en respuesta a las condiciones ambientales de los sitios y hábitats en estudio; registrando valores altos durante la época de secas.

1.6. ÁREA DE ESTUDIO

El Estado de Campeche comprende una extensión litoral de 523 km dentro de los cuales se encuentra la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP) que ocupa una

extensión de 3,826.96 km². El área de estudio se sitúa en la RBLP, en la parte noroeste del Estado de Campeche, la cual se sitúa entre los paralelos 20°51'30" y 19°49'00" de latitud Norte y los 90°45'15" y 90°20'00" de longitud Oeste, en la costa norte del Estado de Campeche, en los municipios de Calkiní, Hecelchakán, Tenabo y Campeche. Posee una superficie total de 282, 858 ha (CONANP 2006. Fig. 1).

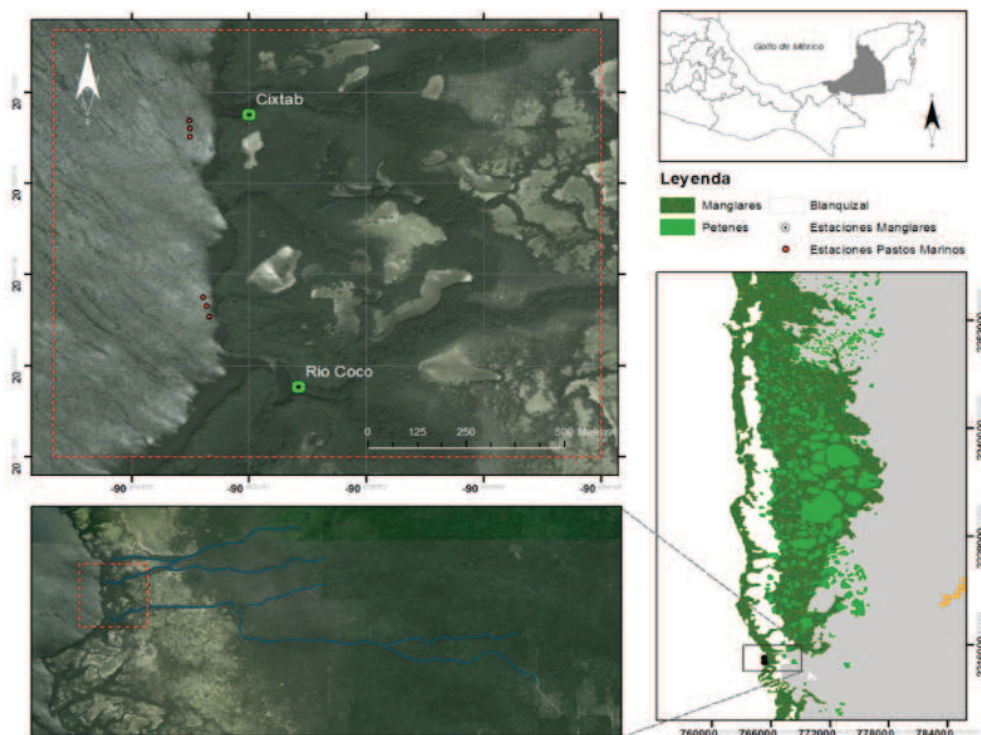


Figura 1. Área de estudio al suroeste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP), Campeche. Estación 1: Cixtab, Estación 2: Río Coco (Mapa elaborado en base a la interpretación de fotografías aéreas escala 1:75, 000. INEGI 1991. Elaborado por Reyes-Castellanos).

El clima en la RBLP se caracteriza de acuerdo a la CONAGUA (2012) como de tipo cálido sub-húmedo con una precipitación de 1000 a 1500 mm. Esta región presenta tres épocas climáticas a lo largo del año: secas (febrero a mayo), lluvias (junio a septiembre) y nortes de octubre a enero (Yáñez-Arancibia y Day, 1988). La vegetación

del área de estudio la constituyen 678 especies de plantas superiores, de 103 familias y 404 géneros; entre ellos el manglar (*R. mangle*, *A. germinans*, *L. racemosa* y *C. erectus*), tular, popal y pastos marinos (*T. testudinum*, *Ruppia maritima* L., *H. wrightii*, y *S. filiforme*) (Durán 1987; CONANP 2006).

CAPÍTULO II

2.1. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1.1. Diseño de muestreo

El diseño de muestro comprendió la elección de dos sitios de estudio en la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP. Fig. 2). Los sitios fueron elegidos de acuerdo a criterios de tipo hidrológicos y de vegetación. Cada sitio presenta vegetación de manglar y vegetación acuática sumergida (VAS; pastos marinos).

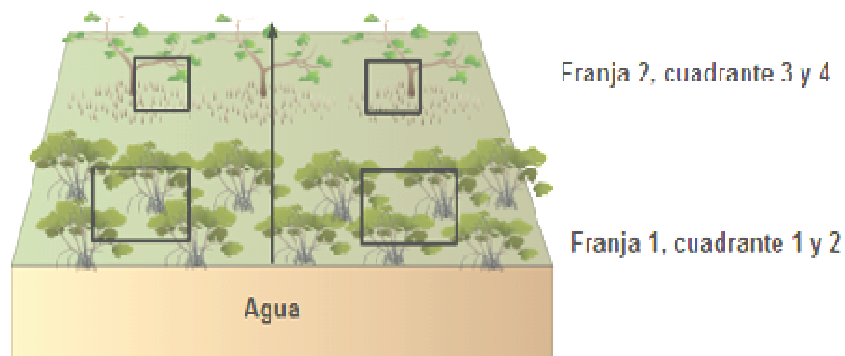


Figura 2. Perfil de vegetación en hábitat de manglar en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche.

En la vegetación de manglar se establecieron perfiles de vegetación, partiendo de la línea de costa hacia tierra adentro; el cual se dividió en franjas de acuerdo a las diferencias en los atributos forestales (área basal, densidad y número de especies) por bosque de manglar encontrado. En la VAS se estableció un transecto paralelo a la línea de costa considerando los criterios de Shorth et al. (2008), a una distancia aproximada de 50 m (Fig.3).

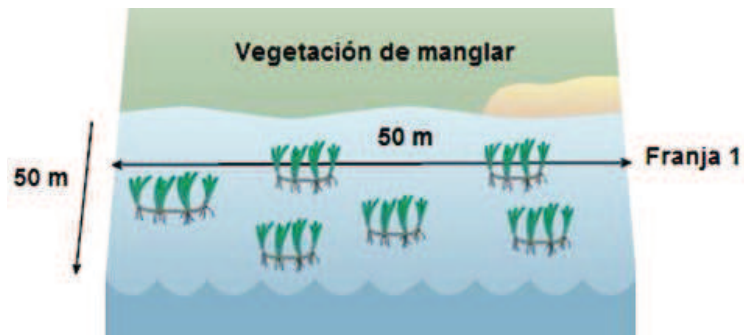


Figura 3. Diseño de muestreo en el hábitat de pastos marinos la noroeste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche.

Finalmente se realizaron muestreos mensuales para representar un ciclo anual. Se realizó un análisis de la variación de la precipitación acumulada y temperatura en el área de estudio de acuerdo con los datos proporcionados por la CONAGUA de la estación CM10, ubicada en la Reserva de la Biósfera los Petenes. Esto mediante la aplicación de un análisis clúster, para definir las condiciones ambientales (condiciones de precipitación. Agraz-Hernández et al. 2011).

2.1.2. Caracterización de las condiciones físico-químicas y biológicas

2.1.2.1. Parámetros fisicoquímicos del sedimento en el hábitat de manglar y pastos marinos

Se colectaron núcleos de sedimento a 60 cm y 30 cm de profundidad por fisonomía en el manglar y pastos marinos, respectivamente. Esto mediante un nucleador de PVC de 4" de diámetro de diámetro y una longitud total de 70 cm para manglares y 2.0 m para pastos marinos. Las determinaciones (análisis) efectuadas a los sedimentos de manglares y pastos marinos, fueron los siguientes:

2.1.2.1.1. Textura y materia orgánica

Con la finalidad de establecer y caracterizar la composición del tipo de suelo por hábitat y sitio; la textura del sedimento se analizó con base al procedimiento de Bouyoucos

(1963), el tiempo de lectura fue de 40 segundos para la separación de partículas mayores de 0.05mm (arenas) y de 2 horas para partículas de diámetros mayores de 0.002mm (limo y arena), y las arcillas fueron calculadas por las diferencias del 100%. El contenido de materia orgánica (MO) fue obtenido mediante la técnica de Craft et al. (1991), mediante una muestra de 4.0g, la cual se colocó en un horno de convección hasta alcanzar el peso seco constante, posteriormente cada muestra fue sometida bajo 550 °C durante dos horas.

2.1.2.1.2. Determinación del Nitrógeno total en sedimento (Micro-Kjedhal)

Este método consiste en la conversión de nitrógeno-proteína a sulfato ácido de amonio mediante la digestión de la materia orgánica con ácido sulfúrico y calor (360 °C) en presencia de un catalizador. Una vez que la materia orgánica se ha desintegrado completamente, la solución se neutraliza con hidróxido de sodio, liberándose amoniaco el cual es destilado por arrastre de vapor y recibido en una solución de ácido bórico para formar un complejo boro-amoniaco. La cuantificación del nitrógeno se logra cuando una solución de ácido previamente valorado (ácido sulfúrico al 0.01 N) se añade a la solución. El resultado se reporta en porcentaje del Nitrógeno total (N%); Sparks et al. (1996).

2.1.2.1.3. Determinación del Fósforo total en sedimento (Bray-1)

El fósforo total fue analizado mediante la técnica Bray-1. El fósforo es extraído mediante una solución extractora ácida con la finalidad de remover las formas de fósforo en gran parte, los fosfatos de calcio y una porción de los fosfatos de aluminio y de hierro. Los cuales forman un complejo que se genera cuando se agrega un exceso de iones molibdato; posteriormente es leído a 410 nm en un espectrofotómetro.

2.1.2.1.4. Determinación del potencial redox en sedimento

El potencial redox por hábitat crítico y sitio fue medido mediante un equipo multiparamétrico Hach® sension, a una profundidad de 60 y 30 cm.

2.1.2.2. Comportamiento espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua e intersticial de los hábitats críticos y sitios de estudio

La determinación de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y superficial se realizó mensualmente por cada hábitat y sitio.

2.1.2.2.1. Parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de manglar

En la vegetación de manglar se instalaron dos tubos de PVC de 4" de diámetro y 1.5 m de largo, a una profundidad de 50 cm del suelo, con orificios de 0.5 cm de diámetro en los primeros 30 cm de profundidad para la toma de muestras de agua intersticial, por tipo fisonómico a través del perfil de vegetación. Previo a cada muestreo se procedió a drenar el agua en los tubos con el fin de evitar efectos de dilución en las muestras de agua intersticial con agua de lluvia o agua superficial y a fin de no obtener muestras alteradas por exposición al aire.

La lectura del potencial redox, pH y temperatura fue determinada mediante un YSI 100 multiparamétrico; y la salinidad con un refractómetro marca A&O, con un ámbito de valores de 0 a 100 ups; y posteriormente, se clasificaron las condiciones de salinidad y potencial redox, de acuerdo a lo descrito por Cronk y Fennessy (2001); Agraz-Hernández et al. (2007); Chan-Keb (2007) (Cuadro 3 y 4).

Por otra parte, la determinación de los nutrientes en el agua intersticial, se realizó con base a la descripción de Gasshoff y Johansesen (1973) y Koroleff (1983); de tal manera que las muestras fueron extraídas a través de una bomba de mano conectada

a un frasco de plástico, con capacidad de 50 ml, previamente lavado con HCl al 5% y enjuagado con agua desionizada (un frasco para nitritos, nitratos y fosfato y otro para amonio). En el caso del frasco de amonio, se le agrega una gota de fenol, como fijador. Las muestras se conservaron en hielo durante el trabajo de campo y una vez en el laboratorio se congelaron a -4 °C hasta ser procesadas, en un tiempo no mayor a 3 meses. Finalmente en el laboratorio cada muestra fue procesada mediante cromatografía iónica (IC avanzada 861).

Cuadro 3. Clasificación de la salinidad del agua intersticial en los bosques de manglar.

Salinidad	Intervalo (ups)
Dulceacuícola	0-9
Oligohalino	10-19
Mesohalino	20-45
Ehualino	46-70
Hiperhalino	>71

Fuente: Cronk y Fennessy (2001); Agraz Hernández et al. (2007); Chan Keb (2010).

Cuadro 4. Clasificación del potencial redox del agua intersticial en los bosques de manglar.

Potencial redox	Intervalo (mV)
Óxico	> (-200)
Óxico-hipóxico	-221 a -290
Hipóxico	-291 a -350
Anóxico	-351 a -500

Fuente: Cronk y Fennessy (2001); Agraz Hernández et al. (2007); Chan Keb (2010).

2.1.2.2.2. Parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y superficial en el hábitat de pastos marinos

En el caso de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial (salinidad, temperatura, potencial redox, pH y nutrientes) y superficial (temperatura, salinidad, Sólidos totales suspendidos (STS)) del hábitat de pasto marino; las muestras fueron tomadas mediante un colector fabricado con dos tubo de PVC de 1 ¾ “y 1 ½” de diámetro y 3 m de largo, con orificios de 0.5 cm de diámetro en los primeros 15 cm de profundidad para la toma del agua intersticial (Osti-Sáenz y Agraz-Hernández, 2008); las lecturas de los parámetros fueron medidos de acuerdo a lo descrito para el agua intersticial en los bosques de mangle. Así mismo, se tomaron muestras de agua en frascos de 250 ml para sólidos suspendidos totales (STS). Todas las muestras se preservaron por congelación hasta su análisis químico en el Laboratorio de Manejo de Ecosistemas Costeros de la Universidad Autónoma de Campeche, siguiendo la metodología aceptada para este tipo de trabajos (Strickland y Parsons 1972; Standard Methods, 1995).

2.1.2.3. Determinación espacio temporal de los atributos biológicos en los hábitats manglar y pastos marinos en la RBLP

2.1.2.3.1. Estructura forestal del bosque de mangle

Para la caracterización de la estructura forestal de los bosques de mangle se aplicó el método de cuadrantes, con base a los criterios de Moreno-Casasola y López-Rosas (2009), con un total de 4 cuadrantes por perfil de vegetación (0.01 ha; dos al inicio, dos hacia el interior del bosque). En cada parcela se contabilizo el número de total de árboles, el diámetro a la altura del pecho (DAP) en árboles de *Avicennia germinans* y

Laguncularia racemosa y a 30 cm por arriba de la última raíz para árboles de *Rhizophora mangle*. Posteriormente se calcularon los parámetros de vegetación: densidad, área basal y altura:

$$DeA = N^{\circ} \text{ de árboles} * 1000 / \text{área de cuadrantes}$$

Donde; DeA = Densidad Absoluta

Por cada árbol registrado en el cuadrante, se mide el diámetro mediante una cinta dapométrica. Cada diámetro es dividido entre 100 para convertir las unidades de centímetros a metros. El resultado, se divide entre dos para obtener el radio y se eleva al cuadrado. El radio elevado al cuadrado se multiplica por 3.1416 (Pi). De esta manera se obtiene el área en cm² de cada árbol. Posteriormente, se agrupan las áreas por especies y se determina el promedio por especie. Este promedio se multiplica por la densidad de la especie, obteniéndose así, el área basal por especie, la suma de las especies establece el área basal del bosque.

$$\text{Área basal: } ABP = DeA * AB$$

Donde ABP=Área basal promedio

Finalmente se realizará la clasificación del tipo de bosque de manglar con base a lo descrito por Lugo y Snedeker (1974) y Flores-Verdugo et al. (1992) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Clasificación de los atributos forestales de los bosques de manglar

Atributos forestales	Ribereño	Borde	Cuenca	Matorral
Área Basal (m ² .ha ⁻¹)	41.5 ± 8.8	17.9 ± 2.9	18.5 ± 1.6	0.6
Densidad (árboles.ha ⁻¹)	1730 ± 350	5930 ± 3009	3580 ± 394	25030
Altura (m)	17.7 ± 3.7	8.2 ± 1.1	9.0 ± 0.7	1.0

Fuente: Flores-Verdugo et al. (1992).

2.1.2.3.1.2. El Índice de valor de importancia

El Índice de Valor de Importancia (IVI), es la suma de la densidad relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa de las especies; siendo 300 el valor más alto esperado en una especie. Esto con base a los criterios de Stiling (1999); y Lamprecht (1990). Donde el valor que se obtiene de este índice, indica el valor de importancia estructural, con respecto a la comunidad florística muestreada:

$$IVI = DeR + DoR + FR$$

Dónde:

IVI = Índice de Valor de Importancia
DeR = Densidad Relativa,
DoR = Dominancia Relativa
FR = Frecuencia Relativa

2.1.2.3.2. Producción de hojarasca en el hábitat de manglar

Para cuantificar la productividad en términos de hojarasca en el hábitat de manglar, se instalaron 10 canastas de 0.25 m² (0.5 x0.5 m) siguiendo un patrón espacial en cada franja por sitio de estudio; obteniendo un total de 20 canastas por sitio de estudio. Las canastas fueron sostenidas por debajo de las copas de los árboles, en los cuatro puntos cardinales y por arriba del nivel de mar.

Posteriormente, el material biológico acumulado se colecto mensualmente durante las temporadas de lluvias, nortes y estiaje, y se colocó en un horno a 65°C hasta peso seco constante. Finalmente, el peso de la hojarasca total fueron expresados en gramos en peso seco por metro cuadrado por día (g m⁻² (P.S) día⁻¹. Agraz-Hernández et al. 2011).

2.1.2.3.3. Producción de biomasa (aérea y subterránea) en el hábitat de pastos marinos

La biomasa de pastos marinos se obtuvo mensualmente extrayendo a través de tres a cinco cuadrantes aleatorios de 0.25 m² (0.5 x 0.5 m) en el transecto paralelo a la línea de costa. De los cuales, solo se extrajo una cuarta parte del área total (0.0625 m²). Cada muestra fue trasladada al laboratorio, enjuagada hasta eliminar el sedimento y separada en biomasa aérea y subterránea.

Se registró el peso húmedo fresco y posteriormente cada muestra fue sometida a una temperatura de 60 °C hasta alcanzar el peso seco constante (aprox. 48 horas) en un horno de convección para obtener el peso seco, posteriormente se pesó en una balanza granataria tipo INMENSA, con precisión de 0.1 g. El peso de la biomasa aérea y de subterránea se expresó en gramos en peso seco por metro cuadrado por día (g m⁻² (P.S) día⁻¹) (Day et al. 1982). La cuantificación de la producción de hojarasca y biomasa (aérea y de subterránea) fue obtenida mensualmente por sitio y temporada.

2.1.2.3.4. Determinación de la composición y estructura de la infauna en los dos hábitats críticos

Las muestras de infauna (macrofauna; organismos mayores a 1 mm) fueron colectadas utilizando un nucleador de PVC de 20.5cm de diámetro, y 40cm de longitud, cubriendo un área un total de 0.03 m² y pasadas por un tamiz de abertura de 1mm. Posteriormente, cada muestra fue fijada en formol al 10%. El número de réplicas fue de tres por franja y tipo de hábitat.

Las muestras fueron separadas, lavadas, re-etiquetadas, y fijadas en etanol al 96%, en el Laboratorio de Bentos del El Colegio de la Frontera Sur, unidad

Villahermosa. La identificación taxonómica de la infauna se realizó empleando las claves de identificación de los principales grupos: Anélidos poliquetos (Fauchald 1977); Moluscos (García-Cubas 1968); Crustáceos decápodos (Chace 1972); Crustáceos peracáridos (anfípodos: Bousfield 1969; Ledoyer 1986).

Los organismos fueron contabilizados, previamente retirado el exceso de alcohol y después pesados con una balanza analítica Precisa modelo XT220A (0.001 g), reportados como gramos de peso húmedo fresco (gphf). La densidad (indiv. m⁻²) y biomasa (g m⁻²) de los organismos se determinó dividiendo la abundancia (indiv) y el peso (g) entre el área de muestreo.

2.1.3. Análisis estadísticos

2.1.3.1. Parámetros fisicoquímicos y biomasa del hábitat de manglar y pastos marinos

Para el cumplimiento de los objetivos e hipótesis planteadas se elaboró una base de datos de los parámetros biológicos y ambientales. En el hábitat de manglar se realizó una ANOVA de tres vías para en la producción de hojarasca y parámetros fisicoquímicos del agua intersticial, para establecer las diferencias entre el tipo de bosque (franja), sitio y condición de precipitación, así como la interacción de estos factores.

Para la reducción de dimensión de variables y la relación entre la producción de hojarasca y parámetros fisicoquímicos, se aplicó el análisis factorial y análisis de componentes principales en diferentes condiciones ambientales, por sitio y condición de precipitación. El análisis factorial se realizó cuando la cantidad de observaciones de cada variable fueron las adecuada y cuando estas fueran menores se aplicó el análisis

de componentes principales. Posteriormente, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple por sitio y condición de precipitación, para establecer un modelo predictivo en la producción de la hojarasca con base a la relación de las variables fisicoquímicas del agua intersticial. Finalmente, se aplicaron. Así mismo, se aplicaron correlaciones de *Pearson* por sitio y condición de precipitación.

En el hábitat de pastos marinos se aplicó una ANOVA multifactorial para la validación de las diferencias significativas en los parámetros biológicos y fisicoquímicos; lo anterior, para establecer diferencias por sitio, condición de precipitación, columna y agua intersticial. Posteriormente, se aplicaron análisis de componentes principales y regresiones lineales múltiples por sitio, condición de precipitación y estrato de la gua (columna y agua intersticial). Finalmente, se aplicaron correlaciones de *Pearson* en las mismas escalas. Para la realización de las estimaciones y los análisis estadísticos utilizaron los paquetes de software STATGRAPHICS Plus for Windows 4.1, MINITAB Release 16 y el Sigma Stat versión 3.1. Asimismo todas las pruebas estadísticas fueron realizadas con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$ y de acuerdo a los criterios de Zar (2010) y Linares (2006).

2.1.3.2. Composición y estructura faunística

Los organismos capturados fueron contabilizados para obtener su abundancia relativa en términos de densidad (No. Individuos/área de muestreo). La abundancia se graficó mediante diagramas de Olmstead-Tukey, lo que permite agrupar a las especies en:

- Dominantes: frecuencia y abundancia mayores al promedio de la mediana.
- Constantes: frecuencia mayor al promedio de la mediana y abundancia menor.
- Ocasionales: frecuencia menor y abundancia mayor al promedio de la mediana.
- Raras: frecuencia y abundancia menores al promedio de la mediana (Sokal y Rohlf 1969).

Finalmente se aplicó un análisis de varianza de dos vías a las variables de densidad, biomasa y diversidad, utilizando el paquete estadístico Minitab 16.

2.1.3.2.2. Índices de diversidad faunística

Se obtuvo la riqueza, equitatividad y diversidad de macroinvertebrados bentónicos en cada uno de los sitios de estudio utilizando los datos de densidad. Para determinar la riqueza se utilizó el índice de riqueza de Margalef: $(D = (S-1)/\ln N)$, donde D es la riqueza de Margalef, S es el número de especies, N es el número total de individuos y Ln es el logaritmo natural.

En Equidad se usó el índice de Equidad de Pielou: $J' = H'/\ln(S)$, donde J' es la equidad de Pielou, H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener, S es el número de especies.

La diversidad se determinó mediante el índice de Shannon-Wiener: $H' = -\sum (P_i \cdot \ln(P_i))$, donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener, P_i es el número de individuos de la especie i) (Krebs 1989).

2.1.3.2.3. Relación de la infauna con las condiciones ambientales

Se aplicó un análisis de componentes principales a las variables fisicoquímicas y biológicas en cada sitio y época de estudio, para evaluar las variables de mayor importancia. El análisis de ordenamiento de se realizó mediante el Software STATISTICA 6.0 (StatSoft. Inc. 2001).

CAPÍTULO III

3.1 RESULTADOS

3.1.1 Estacionalidad

La estacionalidad anual durante el periodo que comprendió este estudio (de julio de 2012 a junio del 2013), fue establecida con base a los datos diarios de precipitación acumulada y temperatura ambiental que proporcionó la CONAGUA de la estación CM10. Así como, con la aplicación de un análisis *clúster*, definiéndose dos condiciones de precipitación (Fig.4): 1) máximas precipitaciones (de junio a septiembre), con intervalos de 123.4 a 342.8 mm mes⁻¹; y 2) mínimas precipitaciones (de octubre a mayo), con intervalos de 0 a 61.6 mm mes⁻¹ (Fig.5).

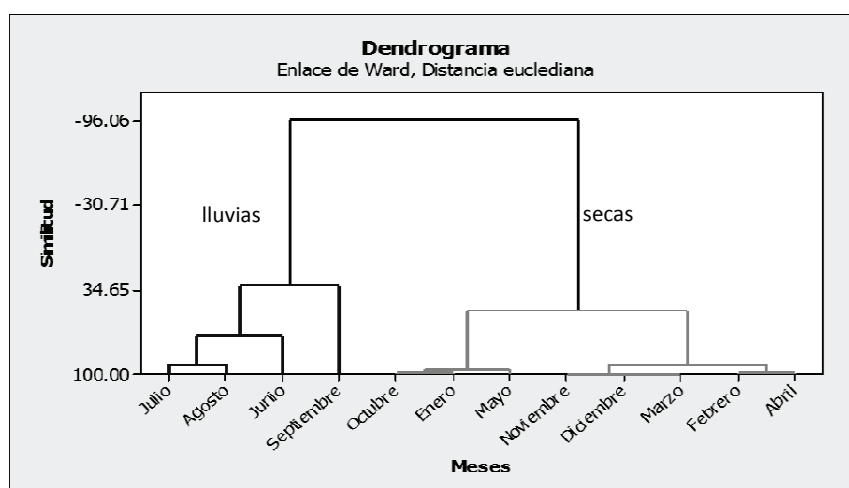


Figura 4. Condiciones de precipitación definidas mediante un análisis de clúster a partir de los datos diarios de precipitación ambiental promedio de la estación meteorológica CM10, durante el período de Junio 2012 a Julio 2013.

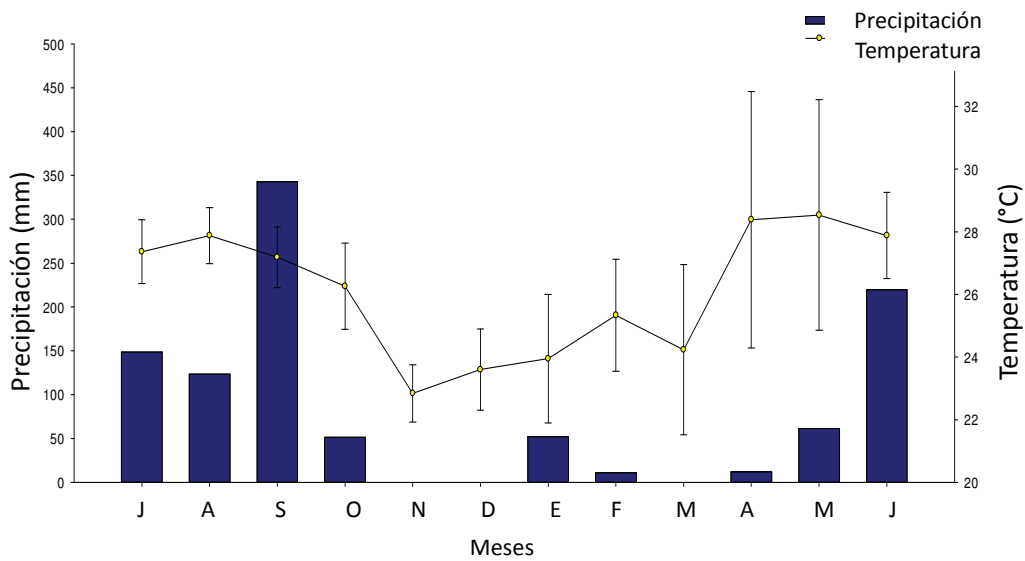


Figura 5. Climograma del área de estudio ubicada al noreste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche, durante el período Junio 2012 a Julio 2013 (Estación meteorológica CM10).

3.1.2. Condiciones fisicoquímicas de hábitat de manglar

3.1.2.1. Caracterización anual de las condiciones fisicoquímicas del sedimento

Los bosques de mangle que componen el perfil de vegetación en Río Coco presentaron una textura de tipo limo arcilloso (24.6% arena, 11.4% arcilla, 64% limo).

El comportamiento promedio anual, establece en el boque que bordea a la línea de costa, valores de potencial redox óxicos-hipóxicos (-155 ± 130 mV), con tendencias ácidas de pH (6.5 ± 0.02). La temperatura fluctuó en 23.4 ± 5 °C. La materia orgánica fue de $70 (\pm 5)$ %; y el nitrógeno y fósforo total presentaron un porcentaje anuales de $0.2 (\pm 0.08)$ % $0.4 (\pm 0.09)$ %, respectivamente.

Hacia el interior de bosque, el promedio anual establece tendencias hipóxicas (-205 ± 149.5 mV), pH de tipo ácido (6.7 ± 0.3). Asimismo, la temperatura estableció un

promedio anual de 24.7 ± 5.6 °C. El porcentaje de materia orgánica producida fue 60.3 ± 4.5 %; el nitrógeno total registró un 0.2 ± 0.1 % y el fósforo total 0.5 ± 0.04 %.

En Cixtab los bosques de mangle que componen el perfil exhibieron una textura en la turba de tipo arcilla arenoso (21.8% arena, 57.4% arcilla y 20.7% limo). El bosque que bordea a la línea de costa presentó valores anuales de potencial redox de tipo óxicos (-39.4 ± 138 mV), así como tendencias alcalinas (8.1 ± 1.8). La temperatura registró un promedio anual de 25.7 ± 2.4 °C. El porcentaje anual de materia orgánica fue de 66.2 ± 5.4 %, de nitrógeno total de 0.2 ± 0.1 % y de fósforo total de 0.4 ± 0.05 %.

Hacia la parte interna del perfil, las tendencias anuales establecen condiciones óxicas (-24.9 ± 91.3 mV) y alcalinas (8.3 ± 2.8). La temperatura promedio anual fue de 28.1 ± 2 °C. El porcentaje promedio anual de materia fue de 62.8 ± 12.8 %, de nitrógeno y fosforo total de 0.2 ± 0.1 y 0.4 ± 0.05 %, respectivamente.

3.1.2.1. Comportamiento general de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial

El comportamiento promedio anual de la concentración de la salinidad del agua intersticial, presentaron diferencias significativas entre sitios, épocas del año y tipos fisonómicos ($p < 0.05$) (Cuadro 6). Así mismo, los valores del potencial redox y la concentración de los nitritos y sulfatos establecieron diferencias significativas a su vez, por época del año y tipo fisonómico de bosque ($p < 0.05$) (Cuadro 6).

En particular, en Río Coco, el bosque de mangle que bordea a la línea de costa, registró un promedio anual de la salinidad del agua intersticial que corresponde a condiciones mesohalinas; estableciendo este parámetro correlación directa con las concentraciones de los sulfatos ($r = 0.623$, $p < 0.003$). El promedio anual de potencial

redox fue de tipo óxico-hipóxico; y características neutras (pH). La temperatura promedio anual del agua intersticial fue de 25.9 ± 0.7 °C. El nivel trófico del agua intersticial se tipificó como oligotróficos con tendencia a mesotróficos (Cuadro 7).

Cuadro 6. ANOVA de tres vías en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de manglar de los sitios de estudio.

	gl	F	p	F	p	F	p	F	p
		Salinidad UPS		Potencial redox mV		Nitritos mg L ⁻¹		Sulfatos mg L ⁻¹	
Sitios	1	4.1	0.049*	1.9	0.17	0.0	0.78	0.00	0.98
condición de precipitación	1	9.9	0.003*	24.1	0.001*	6.8	0.01*	5.88	0.021*
Franjas	1	52	0.001*	3.4	0.04*	3.6	0.06**	10.01	0.001*
Sitios/condición de precipitación	1	0.4	0.50	0.5	0.45	0.8	0.35	0.21	0.64
Sitios/franjas	1	0.5	0.47	0.4	0.64	1.0	0.31	0.60	0.44
Condición de precipitación/franjas	1	0.1	0.71	0.2	0.82	1.1	0.28	0.30	0.58
Sitios/condición de precipitación/franjas	1	0.3	0.56	0.3	0.69	4.7	0.03*	0.15	0.70
Residual	32								
Total	39								

Dónde; gl=grados de libertad; p<0.05*, p<0.1**.

En el bosque ubicado en la parte interna del perfil de Río Coco, se observó incremento en la salinidad del agua intersticial, con respecto a Cixtab, definiéndose condiciones de tipo mesohalinas con tendencias a euhalinas. Los valores del potencial redox en el bosque interno del perfil (cuenca matorral), se caracterizaron como óxica-hipóxica; definiéndose una correlación inversa, con respecto a la salinidad ($r=-0.485$, $p<0.030$. Figs.6, 7 Y 8). Asimismo, este bosque cuenca-matorral, estableció condiciones ácidas con tendencia a neutras, con respecto al bosque cuenca-matorral de Cixtab.

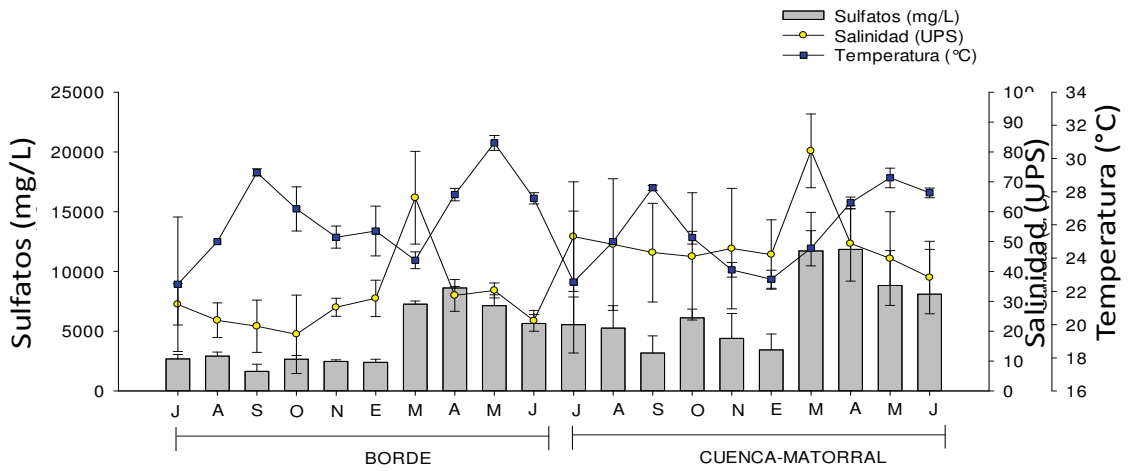


Figura 6. Comportamiento anual de los parámetros de las concentraciones de sulfatos, salinidad y temperatura del agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.

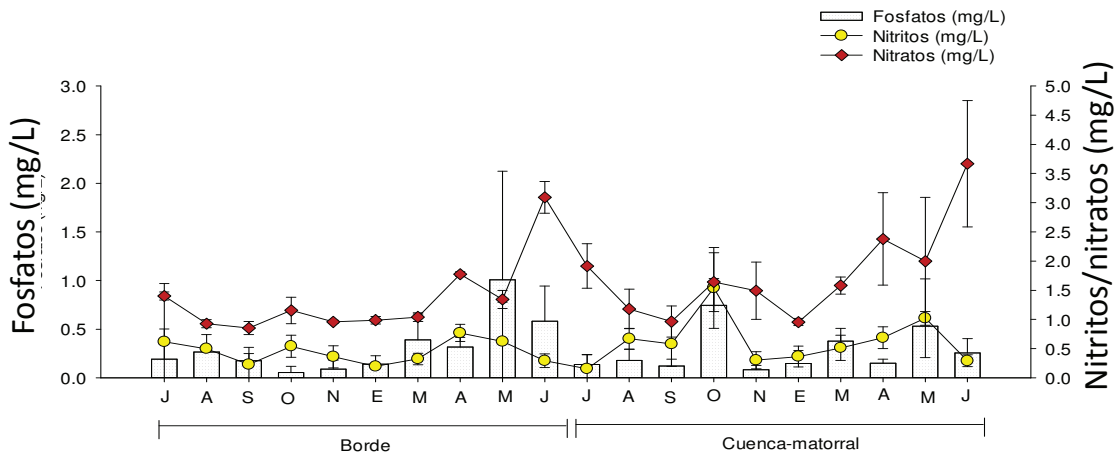


Figura 7. Comportamiento anual de las concentraciones de fosfatos, nitritos y nitratos del agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.

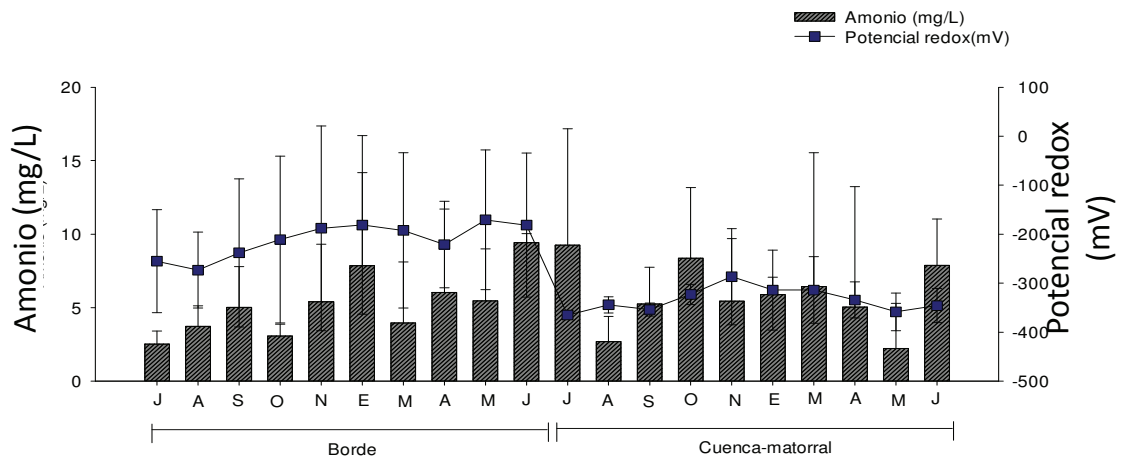


Figura 8. Comportamiento anual del potencial redox y concentración de amonio del agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.

De acuerdo a lo descrito, y al aplicar un análisis factorial (Linares-Fleites 2006; Zar 2010; Agraz-Hernández et al. 2011), se define que el nivel trófico (oligotrofico con tendencia a mesotrofico) y las concentraciones de sulfatos caracterizan las condiciones fisicoquímicas a lo largo de un perfil de vegetación en Río Coco; en un 32% de la varianza total (58%. Fig.9).

$$F1 (32\%) = 0.826 \text{ SO}_4^{-2} (\text{mg L}^{-1}) + 0.674 \text{ PO}_4^{-3} (\text{mg L}^{-1}) + 0.589 \text{ NO}_3^{-} (\text{mg L}^{-1}) + 0.548 \text{ NO}_2^{-} (\text{mg L}^{-1}) - 0.500 \text{ Hojarasca (g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}).$$

$$F2 (26\%) = -0.793 \text{ UPS} + 0.763 - 0.568 \text{ Hojarasca (g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}).$$

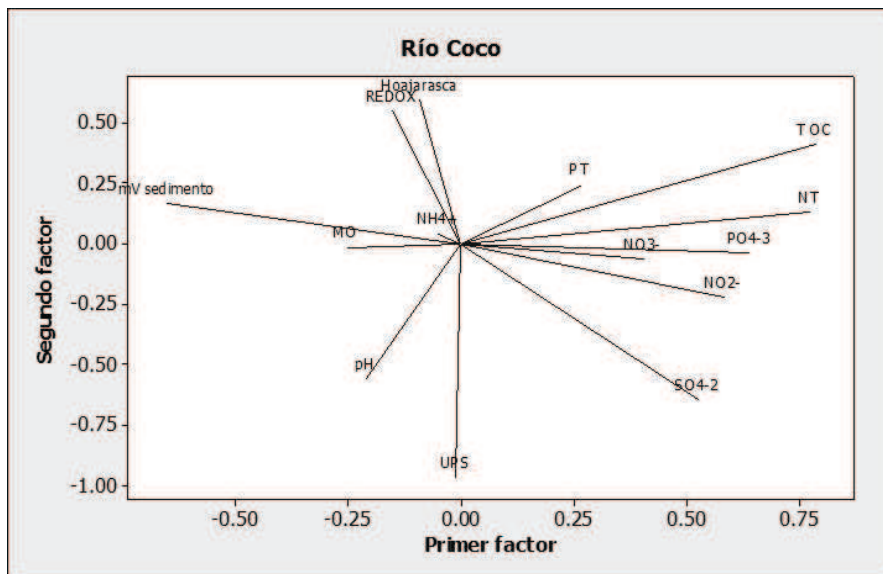


Figura 9. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial y biológicos en un perfil de mangle de Río Coco, al suroeste Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (58% de la varianza total; F1=32%, F2=26%).

En Cixtab, las condiciones ambientales del agua intersticial del bosque de mangle que bordea la línea de costa, se caracterizaron como mesohalinas (Figs.10, 11 Y 12). Los valores del potencial redox corresponden a condiciones óxicas-hipóxicas. Estableciendo este parámetro una correlación inversa con la salinidad ($r=-0.670$, $p<0.001$) y directa con el amonio ($r=0.493$, $p<0.027$). Asimismo, la temperatura promedio anual fue de 25.3 ± 0.8 °C. Además, el pH registró tendencias neutras-alcalinas. Con respecto al nivel trófico del agua intersticial, se establecieron condiciones oligo-mesotróficas (Cuadro 6).

En particular el bosque ubicado al final del perfil de vegetación (cuenca-matorral) exhibió mayor concentración en la salinidad del agua intersticial, con respecto a Río Coco, definiéndose la masa de agua como euhalinas con tendencia a hiperhalinas (Figs.10, 11 Y 12). La salinidad presentó una correlación directa, con las concentraciones de sulfatos ($r=0.626$, $p<0.003$). Las condiciones que se establecieron

del potencial redox en el bosque cuenca-matorral, fueron de tipo hipóxicas-anóxicas (Figs.10, 11 Y 12). La temperatura promedio anual en el bosque tipo cuenca matorral fue de 25.6 ± 0.7 °C. Así mismo, presentó la masa de agua intersticial condiciones neutras.

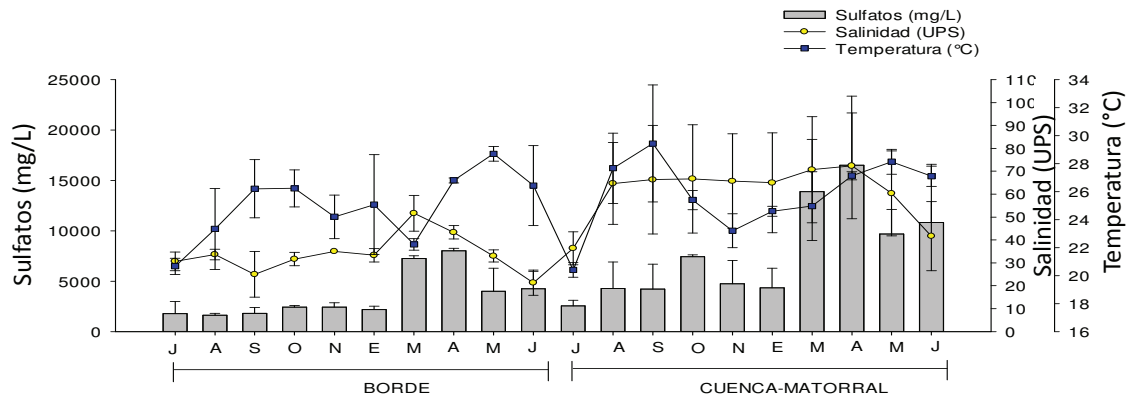


Figura 10. Comportamiento anual de las concentraciones de sulfatos, salinidad y temperatura del agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.

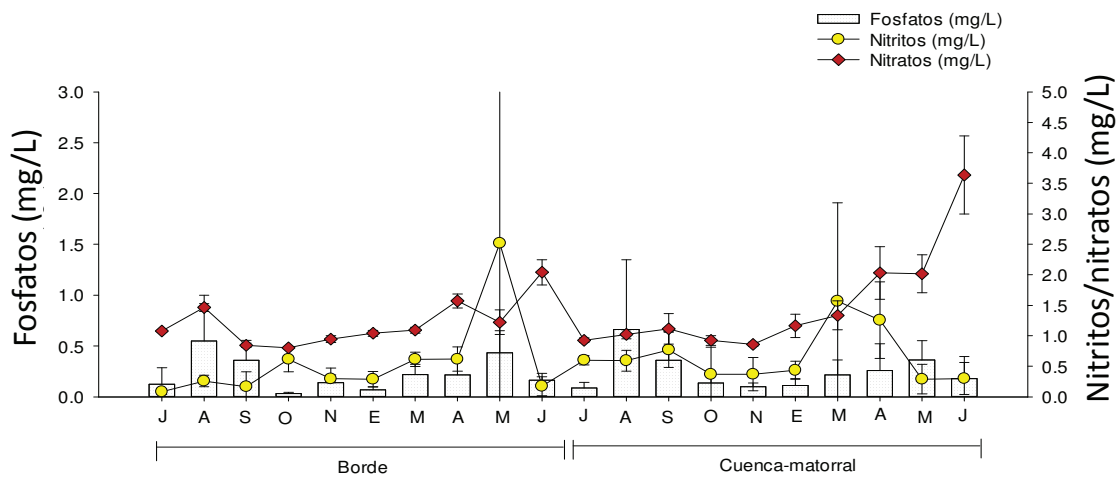


Figura 11. Comportamiento anual de las concentraciones de fosfatos, nitritos y nitratos del agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.

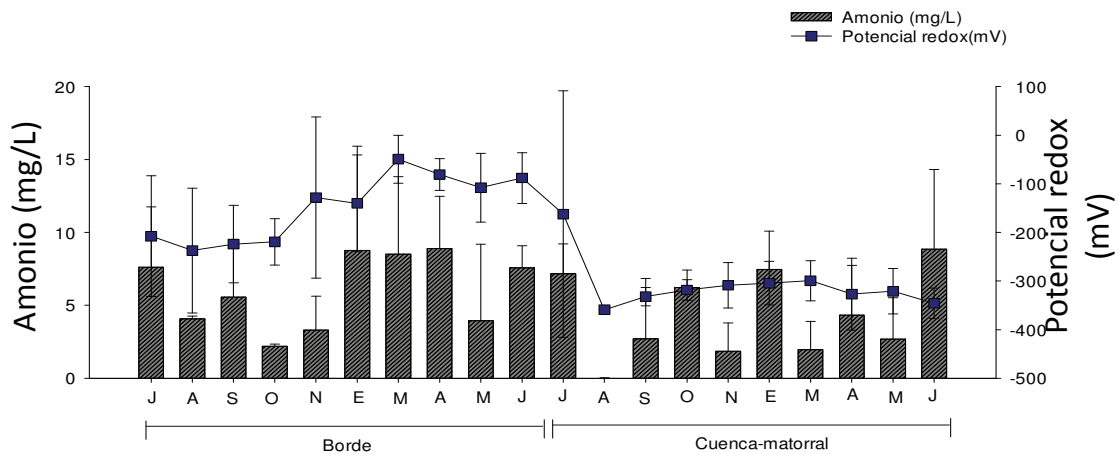


Figura 12. Comportamiento anual del valor de potencial redox y concentración de amonio del agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, durante el período julio de 2012 a Junio de 2013, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes.

Ante lo expuesto, y al aplicar un análisis factorial, se define que las condiciones fisicoquímicas anuales de la masa de agua intersticial a lo largo del perfil de vegetación en Cixtab, son respuesta principalmente de la interacción de cuatro parámetros que constituyen el factor 1 (F1.Fig. 13).

$$F1 (32\%)=0.781 \text{ salinidad (ups)}-0.663 \text{ NH}_4^+ \text{ (mg L}^{-1}\text{)}-0.647 \text{ potencial redox (mV)}+ 0.626 \text{ SO}_4^{-2} \text{ (mg L}^{-1}\text{)}.$$

Siendo importante enfatizar, que la concentración de nitritos (F2=24%) juegan un papel importante en las condiciones del agua intersticial (Fig.13).

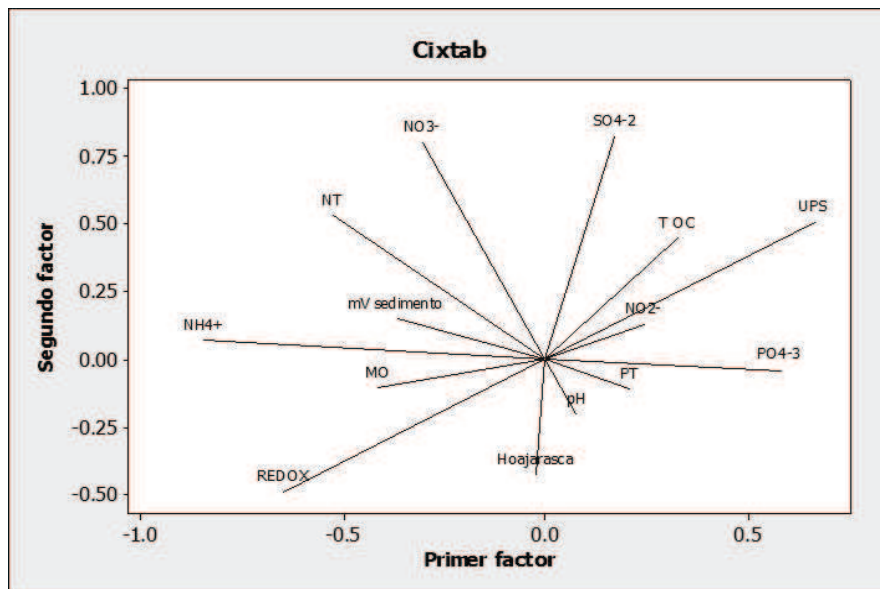


Figura 13. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (56% de la varianza total; F1=32%, F2=24%).

3.1.2.2. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la mayor precipitación en el hábitat de manglar

Durante la condición de mayor percipitación, el bosque que bordea la línea de costa en Río Coco, presentó condiciones mesohalinas, óxicas-hipóxicas y ácidas con tendencia a neutras en el agua intersticial. La temperatura promedio fue de 26 ± 1.4 °C y el nivel trófico de masa de agua intersticial, se caracterizó como oligo-mesotróficas (Cuadro 7).

Cuadro 7. Clasificación de las condiciones de los parámetros químicos del agua intersticial en el hábitat de manglar de los sitios de estudio.

Sitio/ Bosque	Condición	Nitrito mgL ⁻¹	Nitrato mgL ⁻¹	Fosfato mgL ⁻¹	Sulfato mgL ⁻¹	Amonio mgL ⁻¹	Estado trófico
Río Coco							
Borde	mayor precipitación	0.4 ±0.9	0.6 ±0.36	0.3 ±0.09	3,221.9 ±853	5.1 ±1.5	Oligo- mesotrófico
Cuenca- matorral		0.4 ±0.1	0.8 ±0.42	0.1 ±0.02	5,525.9 ±1,006	6.2 ±1.4	Oligotrófico
Cixtab							
Borde	menor precipitación	0.1 ±0.0	0.7 ±0.3	0.1 ±0.09	2,361.8 ±632.5	6.1 ±0.8	Oligotrófico
Cuenca- matorral		0.5 ±0.0	1 ±0.77	0.3 ±0.12	5,474.7 ±1,832	4.6 ±2.0	Mesotrófico
Río Coco							
Borde	Mayor precipitación	0.4 ±0.0	0.1 ±0.0	0.3 ±0.14	5,090.9 ±1,177	5.3 ±0.6	Oligo- mesotrófico
Cuenca- matorral		0.4 ±0.1	0.8 ±0.42	0.1 ±0.02	5,525 ±1,006	6.2 ±1.4	Oligotrófico
Cixtab							
Borde	Menor precipitación	0.8 ±0.3	0.4 ±0.12	0.1 ±0.05	4,382.3 ±1,065	5.9 ±1.2	Oligotrófico
Cuenca- matorral		0.7 ±0.22	0.7 ±0.25	0.1 ±0.04	9,430 ±2,012	4 ±0.9	Oligotrófico

En la parte interna del perfil (fisonomía cuenca-matorral), se registraron también condiciones mesohalinas con tendencia a euhalinas, ácidas. Con respecto al potencial redox, éste se presentó en condiciones hipóxicas con tendencia anóxicas. La temperatura promedio, fue similar a Cixtab (25.9 ± 2.8); y el nivel trófico estableció condiciones oligotróficas (Cuadro 7).

A partir de lo descrito, y de acuerdo a un análisis de componentes principales, durante la mayor precipitación, las condiciones ambientales del agua intersticial son determinadas principalmente por el nivel trófico en los bosques de mangle ubicados en Río Coco a lo largo del perfil de vegetación (Fig.14):

PC1 (37%) = $0.489 \text{ NO}_3^- \text{ (mg L}^{-1}) + 0.442 \text{ SO}_4^{2-} \text{ (mg L}^{-1}) + 0.435 \text{ NH}_4^+ \text{ (mg L}^{-1})$.

PC2 (32%) = $0.535 \text{ salinidad (ups)} - 0.517 \text{ potencial redox (mV)} - 0.402 \text{ hojarasca (g m}^{-2} \text{ día}^{-1})$.

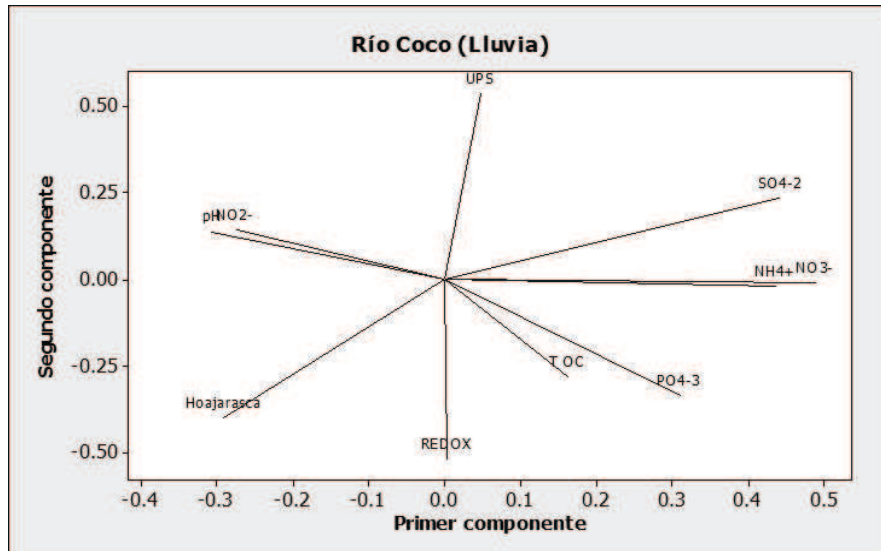


Figura 14. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de mayor precipitación (69% de la varianza total; PC1=37%, PC2=32%).

En Cixtab el bosque que bordea la línea de costa, registró escenarios en el agua intersticial mesohalinos, óxicos-hipóxicos y condiciones neutras. La temperatura registró un promedio de $26.4 \pm 0.8 \text{ }^\circ\text{C}$; y un nivel trófico de tipo mesotróficos (Cuadro 7).

Las condiciones ambientales del agua intersticial en el bosque ubicado en la parte interna del perfil (cuenca matorral), exhibieron condiciones menos favorables para el desarrollo de los manglares, incrementándose la salinidad hasta condiciones euhalinas y disminuyendo la disponibilidad del oxígeno disuelto hasta ambientes hipóxicos con tendencia a anóxicos. El agua intersticial a su vez en el bosque tipo cuenca matorral presento una temperatura promedio durante la mayor precipitación de $25.7 \pm 0.7 \text{ }^\circ\text{C}$; con condiciones ácidas y niveles tróficos de tipo mesotrófico (Cuadro 7).

Al realizar un análisis de componentes principales la masa de agua intersticial se caracterizó principalmente por los compuestos nitrogenados oxidados y reducidos, así como por la baja concentración de la salinidad del agua intersticial durante la condición de precipitación (Fig.15).

$$PC1 (41\%) = 0.470 \text{ salinidad (ups)} - 0.399 \text{ NH}_4^+ (\text{mg L}^{-1}) + 0.397 \text{ NO}_2^- (\text{mg L}^{-1}).$$

$$PC2 (28\%) = 0.573 \text{ sulfatos (mg/L)} + 0.545 \text{ NO}_3^- (\text{mg/L}) - 0.342 \text{ hojarasca (g m}^{-2} \text{ día}^{-1}).$$

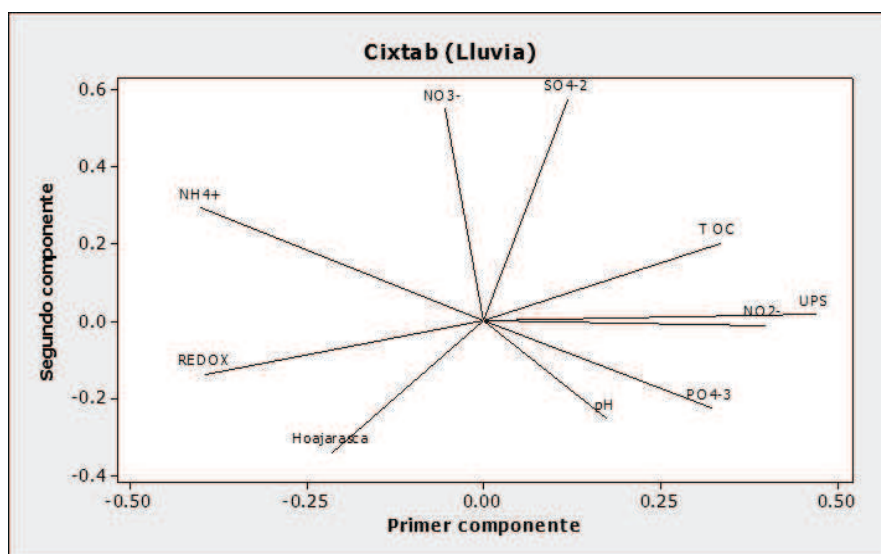


Figura 15. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de mayor precipitación (70% de la varianza total; PC1=41%, PC2=28%).

3.1.2.3. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la menor precipitación

En Río Coco, el bosque que bordea la línea de costa estableció las concentraciones más altas de salinidad durante la condición de menor precipitación de tipo mesohalinas, con escenarios de tipo óxicos, ambientes neutros con tendencia a alcalinos y niveles tróficos de tipo oligo-mesotrófico. La temperatura presentó un promedio de 26.7 ± 1 °C.

En el caso del bosque tipo cuenca-matorral de la parte interna del perfil de vegetación, se detectó un ambiente euhalino, con condiciones de tipo hipóxicas y ácidas con tendencia a neutras en el agua intersticial. La temperatura promedio registrada fue de 25.3 ± 0.1 °C. Finalmente, el nivel trófico fue similar al bosque borde durante la condición de menor precipitación (oligo-mesotrófico; Cuadro 7).

Por lo mencionado, y al aplicar un análisis factorial, las condiciones ambientales de la masa de agua intersticial de los bosques de mangle ubicados a lo largo del perfil de vegetación en Río Coco; se caracteriza principalmente por los compuestos nitrógenos oxidados y la concentración de los sulfatos (Factor 1.F1.Fig.16), expresados a continuación:

$$F1 (31\%) = 0.885 \text{ NO}_3^- (\text{mg L}^{-1}) + 0.844 \text{ SO}_4^{2-} (\text{mg L}^{-1}) + 0.751 \text{ NO}_2^- (\text{mg L}^{-1}).$$

$$F2 (25\%) = -0.851 \text{ salinidad (ups)} + 0.798 \text{ hojarasca (g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}).$$

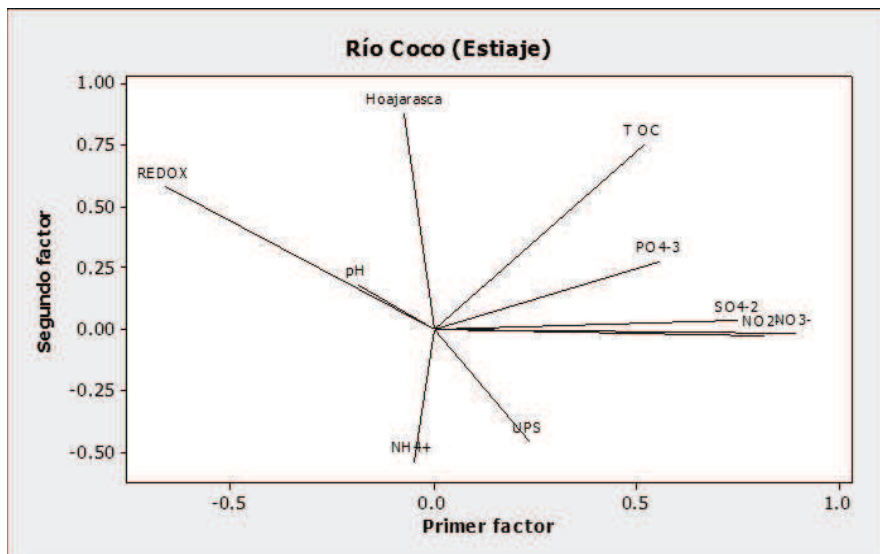


Figura 16. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos agua intersticial en un perfil de mangle de Río Coco, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de menor precipitación (57% de la varianza total; F1=31%, F2=25%).

En Cixtab, la condición de menor precipitación; en el bosque de la línea de costa (Borde) se registraron condiciones mesohalinos, óxicas y neutras con tendencia a alcalinas en el agua intersticial; con un promedio en la temperatura de $25.5 (\pm 2.2) ^\circ\text{C}$; y el nivel trófico de tipo oligotróficas (Cuadro 7).

En el bosque de la parte interna del perfil de vegetación definieron mayores concentraciones de salinidad y menor oxigenación, que el bosque tipo borde, con condiciones de tipo euhalinas e hipóxico, respectivamente (Cuadro 7). La temperatura y el nivel trófico del agua intersticial del bosque tipo cuenca matorral durante la condición de menor precipitación, fue similar al bosque borde, pero con mayor variación ($25.5 \pm 4.2^\circ\text{C}$); sin embargo el pH del agua presento condiciones ácidas con tendencia a neutras (Cuadro 7).

A partir de lo expuesto, las condiciones ambientales del agua intersticial durante la menor precipitación a lo largo del perfil de vegetación, están definidos por el nivel trófico (Fig.17).

$$F1 (34\%)=0.850 \text{ PO}_4^- (\text{mg L}^{-1})+0.760 \text{ NO}_3^- (\text{mg L}^{-1})+ 0.745 \text{ NO}_2^- (\text{mg L}^{-1}).$$

$$F2 (28\%)=-0.928 \text{ salinidad (ups)}+0.868 \text{ potencial redox (mV)}-0.587 \text{ sulfatos } \text{SO}_4^{2-} (\text{mg L}^{-1})+0.509 \text{ hojarasca (g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}).$$

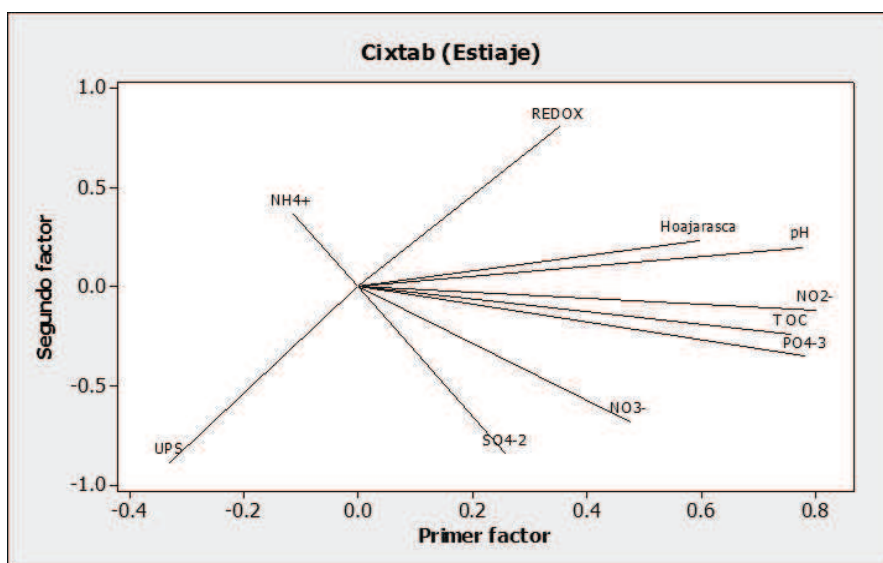


Figura 17. Análisis factorial de los parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial en un perfil de mangle de Cixtab, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche, durante la condición de menor precipitación (62% de la varianza total; F1=34%, F2=28%).

3.1.3. Comportamiento de los parámetros biológicos en el hábitat de manglar

3.1.3.1. Distribución espacial de los atributos forestales y tipos fisonómicos de mangle a través de perfiles de vegetación en Río Coco y Cixtab

Los bosques de mangle en los sitios en estudio a través de los perfiles de vegetación, exhibieron un gradiente en la distribución, composición y fisonomía. Esto como respuesta del comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial. En

ambos sitios se estableció una disminución del área basal y altura, así como un incremento en la densidad, a partir del bosque que bordea la línea de costa hacia el bosque de la parte interna del perfil.

3.1.3.2. Estructura forestal de los bosques de mangle

Los bosques de mangle que bordean la línea de costa en los sitios de estudio, presentaron fisonomía tipo borde (Franja 1. Figs. 18 y 19). En Río Coco se registró como especie dominante *Rhizophora mangle* (100%), con presencia árboles de *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* (Figs. 18 y 19). Cixtab, a su vez presentó dominancia de *R. mangle* (94.7%), con baja densidad de árboles de *A. germinans* (4.5%) y *L. racemosa* (0.7%) (Figs. 18 y 19).

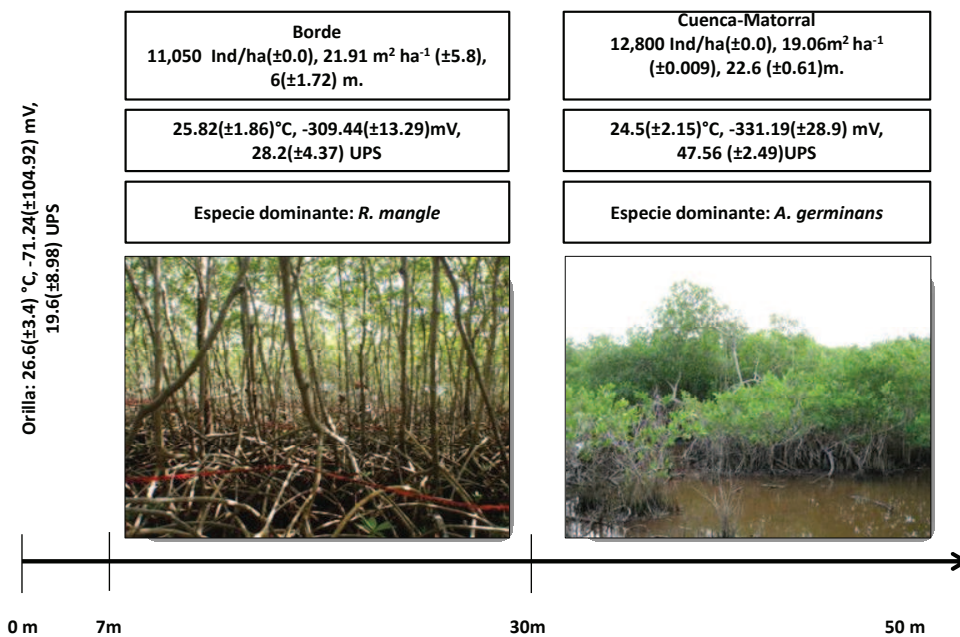


Figura 18. Perfil de vegetación de los bosques de mangle ubicados en Río Coco en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, al noroeste de Campeche.

En el caso de los bosques ubicados en la parte interna del perfil de vegetación (posterior al borde.Franja 2), se detectó la disminución del área basal y altura, así como

un incrementó en la densidad (Figs. 18 y 19). Estos bosques estuvieron dominados por *A. germinans* (100%); con presencia de *R. mangle* y *L. racemosa* (Figs. 18 y 19).

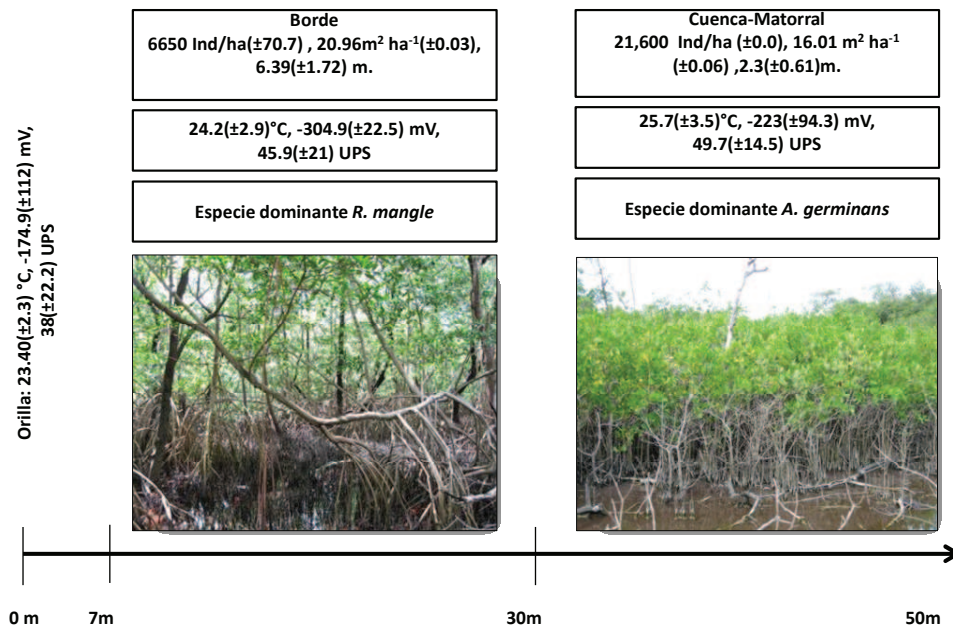


Figura 19. Perfil de vegetación de los bosques de manglar ubicados en Cixtab de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, al noroeste de Campeche.

3.1.3.3. Comportamiento de la producción anual y estacional de la hojarasca a través de perfiles de vegetación en el hábitat de manglar

La mayor producción de hojarasca anual se detectó en Río Coco, con 58% más, con respecto a Cixtab. A pesar de ello, no se presentaron diferencias significativas entre los sitios en estudio ($p > 0.05$, Cuadro 8).

El comportamiento estacional de la producción de hojarasca en los bosques de manglar ubicados en Río Coco, a través de todo el perfil de vegetación; establecieron los valores más altos de producción durante de mayor precipitación (73%), comparado con la menor precipitación (27%). Lo anterior sustentado mediante las condiciones ambientales definidas en las dos condiciones. Esto al registrar una correlación negativa

entre salinidad y la producción de hojarasca ($r=-0.52$, $p<0.016$). En el caso de la producción de hojarasca de los bosques de mangle de Cixtab a través del perfil de vegetación, en general se establecieron tendencias similares que en Río Coco; es decir, mayor producción durante las condiciones de mayor precipitación y menor bajo condiciones de menor precipitación. Por ello, se establece una correlación inversamente entre la concentración de salinidad y la producción hojarasca ($r=-0.59$, $p<0.006$).

Cuadro 8. Prueba de una ANOVA de tres vías para la producción de hojarasca en el hábitat de manglar en la RBLP, durante el 2012-2013.

	gl	F	p
		Hojarasca $\text{g(p.s)}\text{m}^{-2}\text{día}^{-1}$	
Sitios	1	1.03	0.315
Condición de precipitación	1	30.12	0.001*
Franjas	1	33.6	0.001*
Sitios/condición de precipitación	1	5.11	0.029*
Sitios /franjas	1	1.68	0.202
Condición de precipitación/franjas	1	0.58	0.448
Sitios/condición de precipitación/ franjas	1	0.25	0.614
Residual	40		
Total	47		

Dónde; gl=grados de libertad; $p<0.05^*$.

3.1.3.4. Producción anual por tipo fisonómico y condición de precipitación

La producción de hojarasca presentó diferencias significativas por tipo fisonómico (franja) y por condición de precipitación ($p<0.05$).

Río Coco: el bosque de mangle que bordea la línea de costa en Río Coco presentó una producción anual de 1,658.8 g (p.s) m⁻² año⁻¹. De este aporte el 96 %, 2.5% y 1.1%, pertenece a *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, respectivamente. Durante la condición de mayor precipitación, se obtuvo una producción de 1,200 g (p.s) m⁻² año⁻¹, siendo *R. mangle* la especie de mayor aporte (Fig.20). Así mismo, en la condición de menor precipitación, el bosque presentó una disminución en producción del hojarasca de 906.5 g (p.s) m⁻² año⁻¹. La especie más productiva fue *R. mangle*, seguida de *L. racemosa* y *A. germinans*. Dónde la producción de hojarasca se correlaciono inversamente con la concentración de los sulfatos ($r=-0.453$, $p<0.045$).

En el bosque de la parte interna del perfil para Río Coco, se produjo menos hojarasca en el año, con respecto al bosque que bordea la línea de costa, con 602.7 g (p.s) m⁻² año⁻¹. Dónde el mayor aporte fue efectuado por *A. germinans* (87%), seguida de *L. racemosa* (7.4%) y posteriormente *R. mangle* (5.1%). En la condición de mayor precipitación, el bosque aportó 310.9 g (p.s) m⁻² año⁻¹, donde los árboles de *A. germinans* fueron los más productivos, seguida de *R. mangle* y *L. racemosa*. En el caso de la condición de menor precipitación, la producción de hojarasca fue menor, con 286.4 (p.s) m⁻² año⁻¹, aportando la mayor cantidad los árboles de *A. germinans*, con respecto al resto de las especies de mangle que componen el bosque (Fig.20).

Cixtab: en el bosque que bordean la línea de costa (tipo borde) en Cixtab se detectó una producción de hojarasca anual de 1,168.5 g (p.s) m⁻² año⁻¹, aportando el 91.5% del total *R. mangle* y el resto por *A. germinans*. En la condición de mayor precipitación, el bosque tipo borde presento una producción de hojarasca de 669 g (p.s)

$\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$, aportada por *R. mangle*. En el caso de la condición de menor precipitación, se produjo $495 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{año}^{-1}$, contribuyendo *R. mangle*, con el 90% (Fig.21).

La producción de hojarasca en el bosque interno (Cuenca-matorral) en Cixtab, fue mayor en comparación a Río Coco, con 57.3% ($807 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{año}^{-1}$); aportado en un 94% por *A. germinans* (Fig.21).

La condición de mayor producción exhibió el mayor aporte de hojarasca del bosque cuenca matorral, con $430 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{año}^{-1}$; dónde *A. germinans* fue la especie de mayor aporte. Los menores aportes de hojarasca se detectaron la condición de menor precipitación, con $377 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{año}^{-1}$, siendo *A. germinans* la especie de mayor aporte (Fig.22).

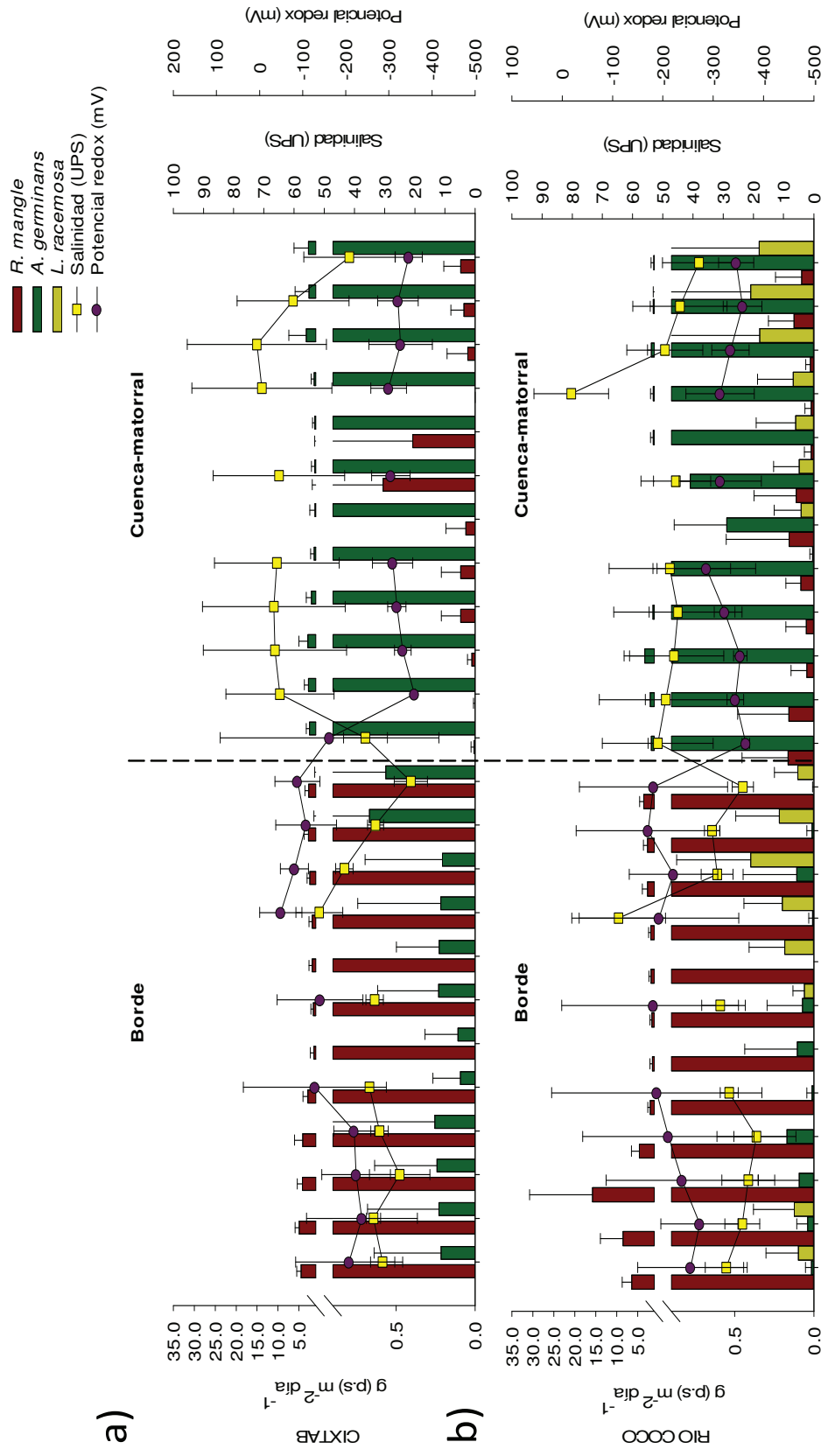


Figura 20. Aporte anual de hojarasca por fisonomía y especie de mangle a través del perfil de vegetación en a) Cixtab y b) Río Coco, durante el período Julio 2012 a Junio 2013, en la Reserva de la Biósfera los Petenes.

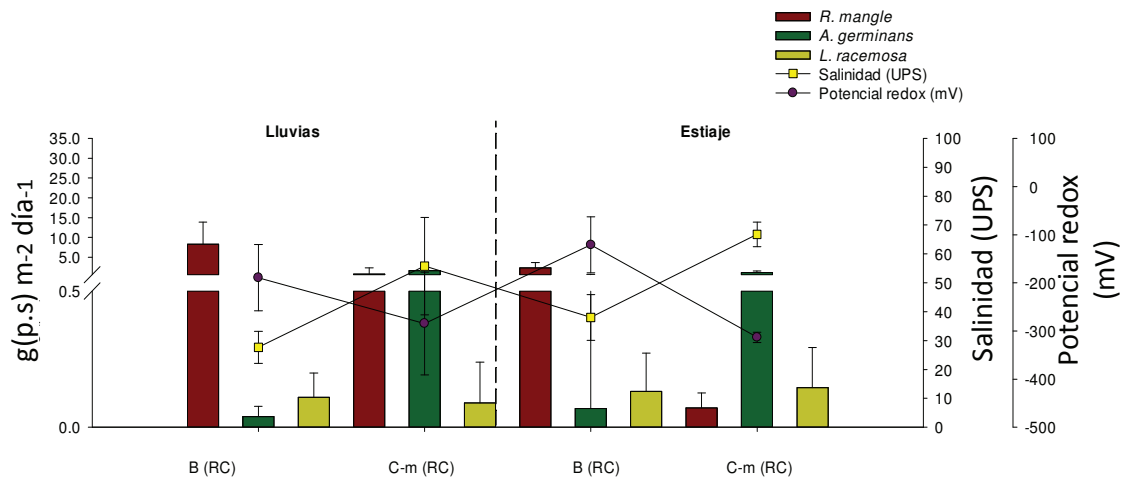


Figura 21. Aporte de hojarasca por época del año, fisonomía y especie de mangle a través del perfil de vegetación en Río Coco, durante las condiciones de estudio, en la Reserva de la Biósfera los Petenes. B (RC): borde, Río Coco; C-m (RC): Cuenca-matorral, Río Coco.

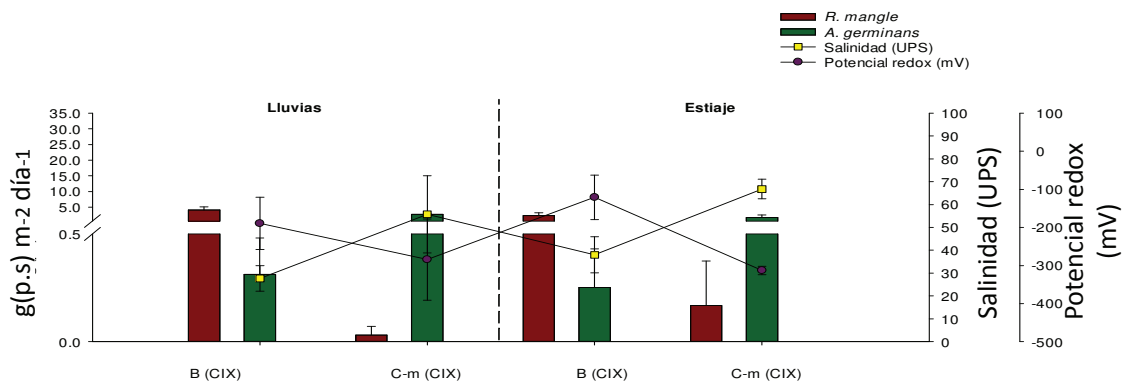


Figura 22. Aporte de hojarasca por época del año, fisonomía y especie de mangle a través del perfil de vegetación en Cixtab, durante las condiciones de estudio, en la Reserva de la Biósfera los Petenes. B (CIX): borde, Cixtab; C-m (CIX): Cuenca-matorral, Cixtab.

3.1.3.5. Respuesta espacio temporal de la producción de hojarasca al comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y del sedimento

De manera general, con la finalidad de evaluar la relación que guarda la producción de hojarasca y los parámetros fisicoquímicos que influyen en esta anualmente, se aplicó un análisis de componentes principales y un análisis de regresión lineal múltiple; en donde se establece que :

En Río Coco la producción de hojarasca se encuentra relacionada inversamente con las concentraciones de sulfatos ($r=-0.453$, $p<0.04$), nitratos y fosfatos del agua intersticial, tal como se expresa en el análisis de componentes principales (Fig. 9) y regresión lineal múltiple (Cuadro 9); asimismo, los valores del potencial redox y pH son buenos estimadores de ésta producción (Cuadro 9).

Cuadro 9. Ecuaciones de regresión lineal múltiple entre la producción de hojarasca y los parámetros fisicoquímicos de los bosques de manglar en la RBLP.

Variable (x)	Ecuación	R ²
Producción de hojarasca de Río Coco	$y = -59.8699 - 0.0348357 \text{ potencial redox} - 0.32668 \text{ UPS} + 9.62913 \text{ pH}$	0.51
Producción de hojarasca de Cixtab	$y = -2.15227 + 1.85577 \text{ PO4-3} + 0.897059 \text{ pH} - 0.00639865 \text{ potencial redox} - 0.065337 \text{ UPS}$	0.6
Producción de hojarasca de Cixtab (mayor precipitación)	$y = 15.9447 + 2.94526 \text{ NO3-} - 13.2198 \text{ PO4-3} - 0.00113329 \text{ SO4-2-} - 0.0237052 \text{ REDOX} - 0.138523 \text{ UPS} - 1.23141 \text{ NH4+}$	0.9

Dónde; $p<0.05$.

Por otra parte, en Cixtab la producción anual de hojarasca está dada por las concentraciones de fosfatos, salinidad y valor del pH en el agua intersticial (Cuadro 9). En específico, y de acuerdo al análisis de correlación de *Pearson*, la producción de hojarasca presenta una relación inversa con las concentraciones de salinidad ($r=-0.590$, $p<0.006$).

En respecto al comportamiento de la hojarasca por condición de precipitación registró diferente respuesta en cada sitio en estudio. De esta manera, durante el período de mayor precipitación, en Río Coco se establece una relación inversa entre la salinidad y producción de hojarasca (ACP. Fig. 14), esto validado a su vez con correlaciones de *Pearson* entre la producción de hojarasca y las concentraciones de sulfatos ($r=-0.779$, $p<0.022$) y salinidad ($r=-0.709$, $p<0.049$). Al respecto, en Cixtab, la producción de hojarasca se encontró relacionada inversamente con las concentraciones de fosfatos, sulfatos, salinidad, amonio y directamente con los nitratos, esto validado mediante un análisis de componentes principales (Fig. 15) y regresión lineal múltiple (Cuadro 9).

Por otra parte, durante la condición de menor precipitación, Río Coco registra como parámetros determinantes de la producción de hojarasca a las concentraciones de sulfatos y salinidad, y valor del potencial redox (ACP. Fig. 16; $p<0.05$; $r=-0.568$). Finalmente, en Cixtab, no se registra un parámetro en específico que determine la producción de hojarasca; sin embargo, de acuerdo al análisis de correlación de *Pearson*, la concentración de salinidad puede estar influyendo a un nivel de significancia del $p<0.1$ ($p<0.08$; $r=-0.519$).

3.1.3.6. Composición y estructura faunística en los bosques de manglar

Se capturaron un total de 54 individuos con un peso de 1,181 g, pertenecientes a tres fila, diez órdenes, 13 familias, 13 géneros y 13 especies (Cuadro 10). Así mismo, Río Coco presentó el mayor número de especies y organismos colectados con 46, mientras que en Cixtab fueron ocho.

Cuadro 10. Listado faunístico de la infauna en el manglar.

Fila	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	
Annelidae	Polychaeta	Eunicida	Eunicidae		sp1	
		Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>capitata</i>	
		Aciculata	Nereididae		sp1	
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Tellinidae	<i>Tellina</i>	sp1	
		Veneroida	Veneridae	<i>Chione</i>	<i>cancellata</i>	
		Ostreoida	Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	sp1	
		Lucinoida	Lucinidae	<i>Codakia</i>	<i>orbicularis</i>	
		Veneroida	Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>	
		Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>
			Neritimorpha	Neritidae	<i>Neritina</i>	<i>virginea</i>
	Neotaenioglossa		Hydrobiidae		sp1	
			Neogastropoda	Columbellidae	<i>Columbella</i>	<i>mercatoria</i>
	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Corophiidae	<i>Ericthonius</i>	<i>brasiliensis</i>

Nota: arreglo taxonómico según Fauchald (1977); García-Cubas (1968); Chace (1972).

3.1.3.6.1. Distribución espacial y temporal

Rio Coco

Se colectaron un total de 46 organismos, los cuales pertenecen a dos fila, tres clases, ocho órdenes, diez familias, diez géneros y diez especies (Cuadro 11). El valor máximo de densidad fue de 666.6 ± 125 indiv.m⁻² perteneciente a Hydrobiidae sp1 y el mínimo de 33.3 ± 15 indiv.m⁻² a Crassostrea sp1, Nereididae sp1.

Así mismo, los máximos y mínimos de biomasa pertenecieron a Crassostrea sp1 (269.4 ± 75 g m⁻²) y *N. virginea* (0.4 ± 1 g m⁻²) (Fig. 23. Cuadro 12). Con respecto a las condiciones de precipitación, no se registraron individuos durante la mayor precipitación.

Por otra parte, la especie dominante fue *C. mercatoria*. Las especies que se mantuvieron constantes fueron Nereididae sp1, Eunicidae sp1, Crassostrea sp1. En respecto a las especies ocasionales, estas estuvieron conformadas por Hydrobiidae

sp1, *Tellina* sp1 y *N. virginea*. Finalmente, en las especies raras se ubicaron *C. capitata*, *N.vibex*, *M. leucophaeata* (Fig. 23). En esta localidad se presentó una diversidad de $H'=0.73$, riqueza de especies de $S'=6.01$ e índice de equitatividad de $J'=0.21$.

Cuadro 11. Listado faunístico de la infauna en el manglar en Río Coco.

Fila	Clase	Orden	Familia	Género	Especie
Mollusca	Gastropoda	Neritimorpha	Neritidae	<i>Neritina</i>	<i>virginea</i>
		Neotaenioglossa	Hidrobiidae		sp1
		Neogastropoda	Columbellidae	<i>Columbella</i>	<i>mercatoria</i>
	Bivalvia	Neogastropoda	Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>
		Ostreoida	Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	sp1
		Veneroida	Tellinidae	<i>Tellina</i>	sp1
		Veneroida	Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>
Annelidae	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>capitata</i>
		Aciculata	Nereididae		sp1
		Eunicida	Eunicidae		sp1

Nota: arreglo taxonómico según Fauchald (1977; García-Cubas (1968); Chace (1972).

Cuadro 12. Densidad y biomasa de la infauna de Río Coco en el hábitat de manglar.

Familia	Género	Especie	Densidad (Indv.m ⁻²)	Biomasa(g.m ⁻²)
Neritidae	<i>Neritina</i>	<i>virginea</i>	66.6	0.4
Nereididae		sp1	33.3	14.7
Eunicidae		sp1	33.3	11
Tellinidae	<i>Tellina</i>	Sp1	333.3	25.0
Hidrobiidae		sp1	666.6	14.5
Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>	33.3	1.0
Columbellidae	<i>Columbella</i>	<i>mercatoria</i>	233.3	11.3
Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>	33.3	1.6
Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	sp1	33.3	189.2
Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>capitata</i>	33.3	4.3

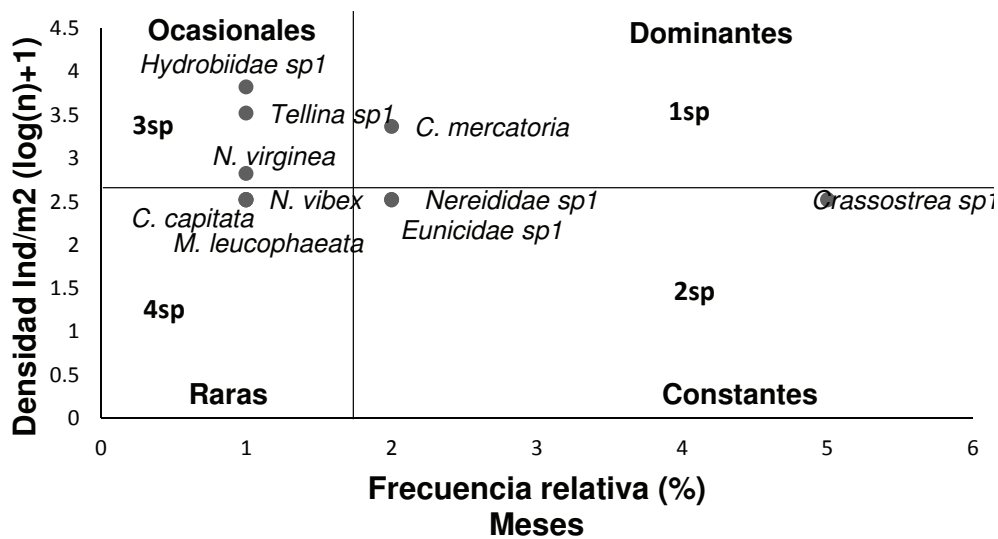


Figura 23. Diagrama de Olmstead-Tukey para la infauna en el hábitat de manglar de Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes Campeche.

Cixtab

En Cixtab se colectaron un total de ocho organismos que pertenecen a dos fila, tres clases, seis órdenes, siete familias, siete géneros y siete especies (Cuadro 13).

El valor máximo y mínimo de densidad fue de 66.6 (± 15) indiv.m⁻² (Tellina sp1) y 33.3 (± 20) g m⁻² (C. cancellata, Eunicidae sp1, N. vibex, Crassostrea sp1, C. capitata) (Fig.25.Cuadro 14). Con respecto a los datos de biomasa, el valor máximo correspondió a Crassostrea sp1 (Fig.25. Cuadro 14). Con respecto a las épocas del año, no se registraron organismos durante la mayor precipitación. Del total de las especies presentes cuatro fueron dominantes y cuatro ocasionales (Fig.24).

La especie dominante fue Tellina sp1. Asimismo, E.brasiliensis se mantuvo ocasional. Por otra parte, C. orbicularis y Eunicidae sp1 se presentaron constantes. Y finalmente Crassostreas sp1, C.cancellata, C.capitata y N.vibex se presentaron como especies ocasionales (Fig. 24).

Se obtuvieron los valores de $H'=0.82$ de diversidad, $S'=6.6$ de riqueza de especies y $J'=0.29$ de índice de equitatividad.

Finalmente, no se presentaron diferencias significativas en la estructura (densidad, biomasa) y diversidad y riqueza de especies (en el hábitat de manglar) ($p>0.05$).

Cuadro 13. Listado faunístico de la infauna en el manglar en Cixtab.

Fila	Clase	Orden	Familia	Género	Especie
Annelidae	Polychaeta	Eunicida	Eunicidae		<i>sp1</i>
		Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>capitata</i>
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Tellinidae	<i>Tellina</i>	<i>sp1</i>
			Veneridae	<i>Chione</i>	<i>cancellata</i>
		Ostreoidea	Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	<i>sp1</i>
		Lucinoidea	Lucinidae	<i>Codakia</i>	<i>orbicularis</i>
	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ischyroceridae	<i>Ericthonius</i>	<i>brasiliensis</i>

Nota: arreglo taxonómico según Fauchald (1977); García-Cubas (1968); Chace (1972).

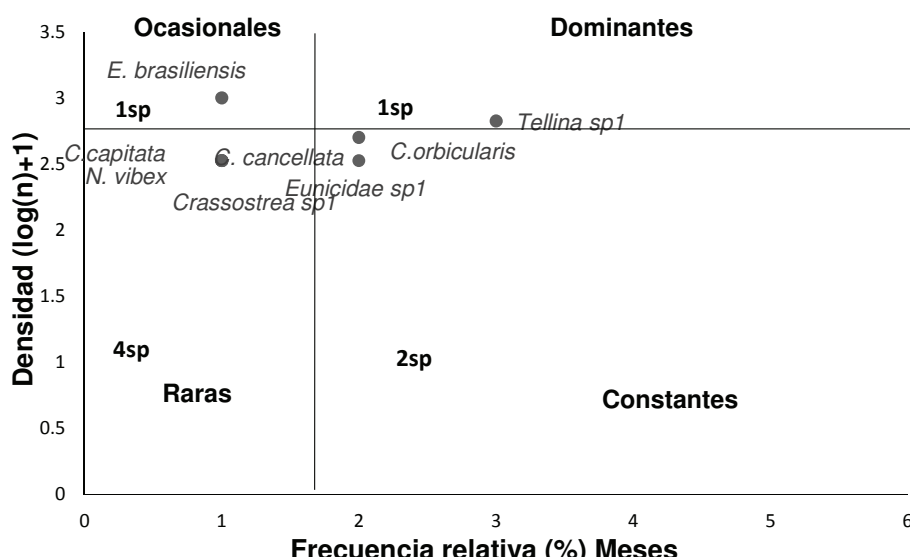


Figura 24. Diagrama de Olmstead-Tukey para la infauna en el hábitat de mangle de Cixtab al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes Campeche.

Cuadro 14. Densidad y biomasa de la infauna de Cixtab en el hábitat de manglar.

Familia	Género	Especie	Densidad (indv.m ⁻²)	Biomasa(g.m ⁻²)
Tellinidae	<i>Tellina</i>	sp1	66.6	2.5
Veneridae	<i>Chione</i>	<i>cancellata</i>	33.3	0.1
Eunicidae		sp1	33.3	0.6
Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>	33.3	1.3
Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	sp1	33.3	358.8
Lucinidae	<i>Codakia</i>	<i>orbicularis</i>	50	3.5
Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>capitata</i>	33.3	4.3

3.1.4. Condiciones fisicoquímicas y biológicas del hábitat de pastos marinos

3.1.4.1. Caracterización del sedimento en las praderas de pastos marinos

En las praderas de pastos marinos del Río Coco, el tipo de sustrato encontrado fue un suelo areno-limoso (44.6% arena, 19% arcilla y 36.3% limos). El porcentaje promedio anual de materia orgánica fue de 41.7 ± 7.4 %; asimismo, el nitrógeno total registró 0.1 ± 0.07 % y el fósforo 0.5 ± 0.1 %. La temperatura promedio anual fue de 26.7 ± 1 °C y el pH de 6.9 ± 0.1 . Sin embargo, el potencial redox presentó una variación entre épocas ($p < 0.016$), donde las condiciones más reductoras se encontraron durante la temporada de menor precipitación.

Por otra parte, en Cixtab la textura del suelo fue arcilla-arenoso (31.8% arena, 38.6% arcilla y 29.4% limos). El porcentaje promedio anual de la materia orgánica fue de 45 ± 3.9 %. El nitrógeno y fósforo total fueron de 0.1 ± 0.06 % y 0.3 ± 0.07 %, respectivamente. La temperatura fue de 28.7 ± 0.5 °C y el pH de 6.7 ± 0.3 . El potencial redox se presentó en condiciones óxicas durante la mayor precipitación e hipóxicas hacia la menor precipitación.

3.1.4.2. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua e intersticial en las praderas de *Thalassia testudinum*

Los parámetros fisicoquímicos en la columna del agua e intersticial de las praderas de pastos marinos establecieron diferencias significativas entre los sitios en estudio y por condición de precipitación (Cuadro 17). En particular las concentraciones de salinidad, la cuál presentó un incremento en Cixtab y durante la menor precipitación.

En Río Coco, la columna del agua se caracterizó como mesohalino (Cuadro 12). Estableciendo una correlación directa con sulfatos ($r=0.703$, $p<0.035$). Asimismo, los valores del potencial redox en la columna de agua se mantuvieron en promedio de tipo óxicas durante todo el año (Cuadro 15).

El pH presentó tendencias alcalinas, excepto el mes de agosto dónde se registraron condiciones ácidas (Cuadro 15). Con respecto a la concentración de los nutrientes en la columna del agua, las condiciones se mostraron como mesotróficas (Cuadro 15). La concentración de los sólidos totales suspendidos en la columna de agua mostraron un valor promedio anual de $10,438 \pm 1,602$ ppm no se presentaron diferencias significativas entre sitios (Cuadro 15).

Cuadro 15. Promedio anual de los parámetros fisicoquímicos en el agua superficial del hábitat de *T. testudinum* de los sitios de estudio.

Sitio	pH	Tempe ratura °C	Potencial redox mV	Salinidad UPS	Nitrato mgL ⁻¹	Nitrato mgL ⁻¹	Fosfato mgL ⁻¹	Sulfato mgL ⁻¹	Amonio mgL ⁻¹	STS ppm
Río Coco	8.9 ±0.1	28.5 ±1	19.5 ±8	32.7 ±2.8	0.4 ±0.3	0.8 ±0.9	0.2 ±0.1	4,106.7 ±2,525	9.4 ±11.7	10,438 ±1,602
Cixtab	8.3 ±0.0	28.7 ±0.0	1.54 ±15.7	33.3 ±0.0	0.91 ±0.9	0.4 ±0.5	0.2 ±0.2	4007 ±2976	5.2 ±4.8	13,258 ±1,004

Nota: *STS=Sólidos totales suspendidos

Cuadro 16. Promedio anual de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de *T. testudinum* de los sitios de estudio.

Sitio	pH	Tempe ratura °C	Potencial redox mV	Salinidad UPS	Nitrato mgL ⁻¹	Nitrato mgL ⁻¹	Fosfato mgL ⁻¹	Sulfato mgL ⁻¹	Amonio mgL ⁻¹
Río Coco	7.1 ±0.0	28.9 ±0.7	-351.3 ±12	33.7 ±1	0.4±0.1	0.5 ±0.6	0.16 ±0.1	3,886 ±2,129.	4.7 ±6
Cixtab	6.9 ±0.0	27.8 ±0.6	-354.1 ±1	35.6 ±1	0.4 ±0.2	0.6 ±0.6	0.2 ±0.2	4,101 ±2,289	6.3 ±4.5

Cuadro 17. ANOVA multifactorial en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y columna de agua en el hábitat de pastos marinos de los sitios de estudio.

gl	pH		Salinidad UPS		Potencial redox mV		Nitritos mgL ⁻¹	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Sitio	1	1.76	0.19	0.07**	1.57	0.22	3.00	0.09
Columna de agua e intersticial	1	18.9	0.00*	0.91	217.1	0.00*	2.83	0.10
Condición de precipitación	1	3.11	0.08	0.00*	0.11	0.742	0.66	0.42
Sitio/columna de agua e intersticial	1	0.25	0.62	0.37	0.28	0.60	2.51	0.12
Sitios/condición de precipitación	1	2.57	0.11	0.06**	0.14	0.70	1.61	0.21
Columna de agua e intersticial/Condición de precipitación	1	1.24	0.27	0.83	7.64	0.009*	1.10	0.30
Residual	32							
Total	38							

Dónde; p<0.05*, p<0.1**. Nota: en este cuadro únicamente se reportan las diferencias significativas de los parámetros en estudio

El comportamiento de las condiciones fisicoquímicas en la columna de agua en Río Coco se describe es dos componentes. El primer componente (PC1) establece los factores que caracterizan en la columna de agua son el potencial redox, salinidad y estado trófico del agua (Fig. 25).

PC1 (32%)=-0.428 potencial redox (mv)-0.428 salinidad (ups)-0.420 fosfatos (mg L⁻¹)-0.399 sulfatos (mg L⁻¹)-0.355 nitratos (mg L⁻¹).

PC2 (25%)= -0.441 nitritos+0.444 hojas (g (p.s) m⁻² día⁻¹).

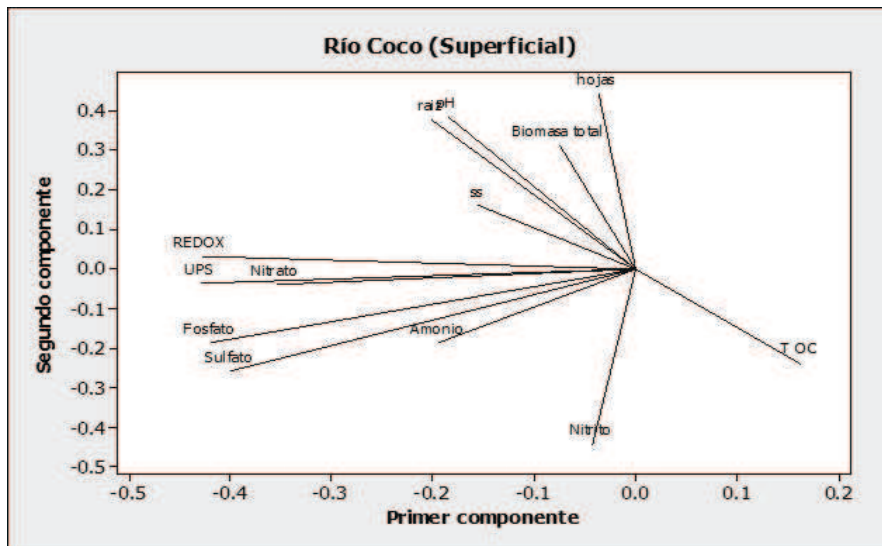


Figura 25. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en la columna del agua en praderas de *Thalassia testudinum*, ubicadas en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (58% de la varianza total; PC1=32%, PC2= 25%).

En el caso del agua intersticial, en Río Coco, la salinidad fue similar en la columna del agua. La salinidad del agua intersticial se correlacionó positivamente con el pH ($r=0.924$, $p<0.0001$), y potencial redox ($r=-0.838$, $p<0.002$).

El agua intersticial estableció en general ambientes hipóxicos con tendencia a anóxicos (Cuadro 15). En el agua intersticial se encontró una correlación inversa entre el potencial redox y la temperatura ($r=-0.897$, $p<0.0001$) y pH ($r=-0.954$, $p<0.0001$).

Para el agua intersticial la temperatura se mantuvo en promedio de $28.9 \pm 0.7^\circ\text{C}$. Exhibiendo este parámetro correlaciones directas con el pH ($r=0.955$, $p<0.0001$). En el agua intersticial predominó un pH ácido con tendencia a neutro; las condiciones del nivel trófico de las masas de agua, se clasificaron como oligotrófico.

Al aplicar un análisis de componentes principales se establecen dos factores determinantes en la producción de la biomasa subterránea y el segundo las condiciones ambientales en las que se desarrolla esta biomasa. El primero (PC1) establece que la salinidad y pH, influyen en la producción de masa subterránea, y en el caso del componente dos, caracteriza las condiciones ambientales en las cuales se desarrolla el sistema subterránea, esto a través de la concentración de los nitratos y sulfatos, así como el valor del potencial redox (Fig. 26).

PC1 (46%) = 0.363 salinidad (UPS) + 0.356 subterránea ($\text{g (p.s) m}^{-2}\text{día}^{-1}$) + 0.346 pH.

PC2 (22%) = -0.470 nitritos (mg L^{-1}) - 0.418 sulfatos (mg L^{-1}) - 0.376 potencial redox (mV).

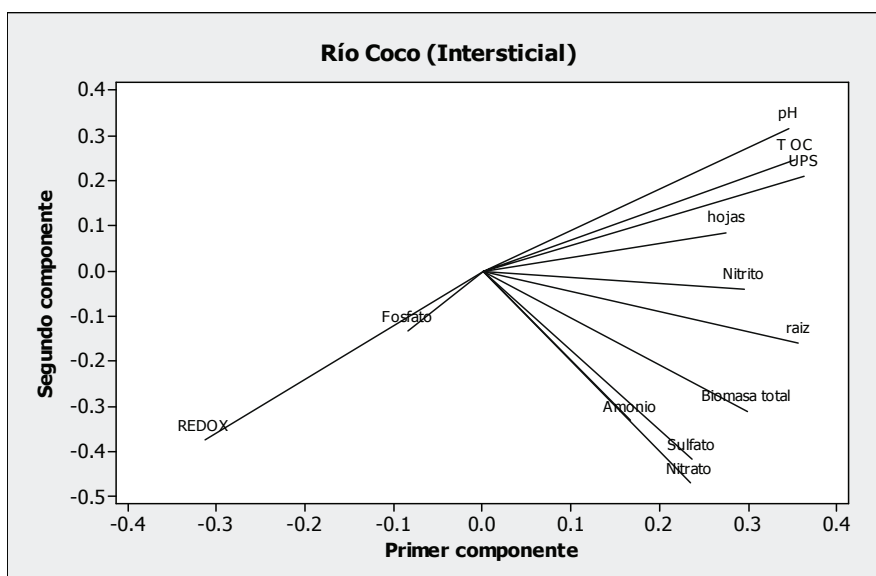


Figura 26. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en área de *Thalassia testudinum* ubicados en Río Coco, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (68% de la varianza total; PC1=46%, PC2=22%).

En Cixtab, las condiciones ambientales se definieron como mesohalinas en la columna del agua. Los valores del potencial redox establecieron condiciones óxicas en la columna del agua durante todo el año.

La temperatura promedio en la columna del agua se mantuvo en $28.7 \pm 0.09^\circ\text{C}$. El pH mostró condiciones ácidas con tendencia a alcalinas. Las condiciones tróficas en la columna de agua en promedio se tipificaron como mesotróficas. El comportamiento promedio de los sólidos totales suspendidos en el año, fue de $13,258 \pm 1,004.6$ ppm; así mismo éste parámetro se correlacionó directamente con la salinidad ($r=0.706$, $p<0.022$).

El comportamiento de las condiciones fisicoquímicos en la columna de agua en Cixtab describe dos componentes; donde en el primer componente (PC1) establece que el factor determinante en la columna del agua; es la concentración de los sulfatos, nitratos y salinidad, y el segundo componente (PC2) define el factor de mayor influencia en la producción del tejido fotosintético; la concentración de los fosfatos (Fig. 27).

PC1 (33%)=-0.443 sulfatos (mg L⁻¹)-0.396 nitratos (mg L⁻¹)- 0.392 salinidad (ups).

PC2 (20%)=-0.430 fosfatos (mg L⁻¹)+0.401 biomasa aérea (g (p.s) m⁻² día⁻¹).

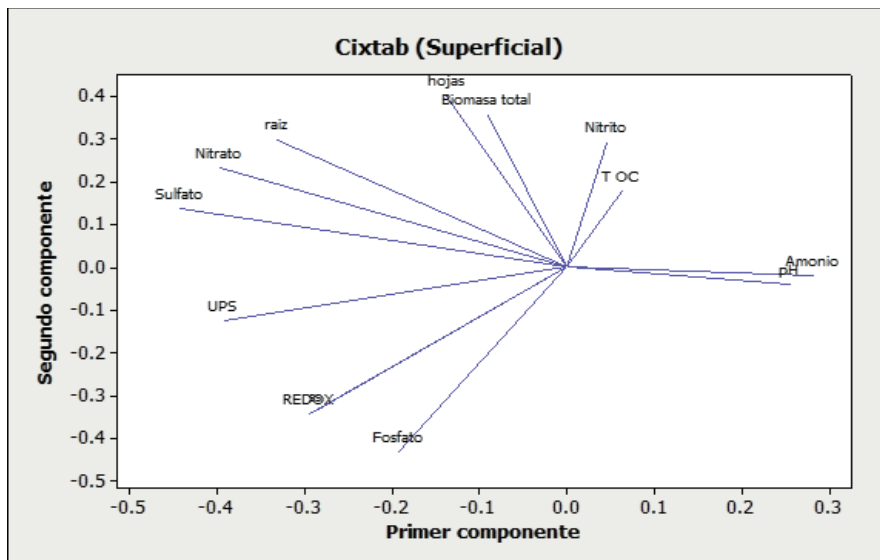


Figura 27. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos en la columna del agua en praderas de *Thalassia testudinum* ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (53% de la varianza total; PC1=33%, PC2=20%).

El agua intersticial se caracterizó bajo condiciones mesohalinas y mesotróficas, similar a la ubicada en la columna del agua. Las concentraciones de salinidad (intersticial) exhibieron relación directa con el amonio ($r=0.701$, $p<0.024$) e inversa con el potencial redox ($r=-0.673$, $p<0.033$).

Así mismo, en el agua intersticial a través del ciclo anual marcaron ambientes hipóxicos con tendencia a anóxicos. El pH se presentó en tendencias ácidas.

En el caso del agua intersticial se exhiben dos componentes, con el 52% de la varianza total; donde en el primer componente (PC1) establece que los factores sulfatos y amonio, influyen en la producción de masa subterránea, y en el caso del componente dos, caracteriza las condiciones ambientales de la masa de agua intersticial en Cixtab (PC2.Fig. 28).

P1 (29%)=0.480 sulfatos (mg.L⁻¹) + 0.423 amonio (mg.L⁻¹) + 0.416 subterránea (g (p.s) m⁻² día⁻¹).

PC2 (23%)=-0.454 salinidad (UPS)+0.500 temperatura (°C)-0.342 nitratos (mg.L⁻¹)+ 0.311biomasa aérea (g (p.s) m⁻² día⁻¹).

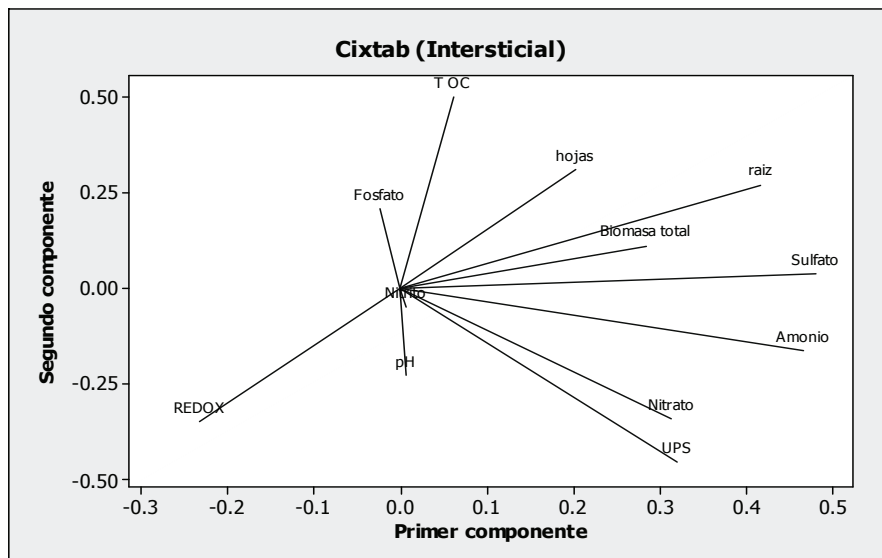


Figura 28. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en áreas de *Thalassia testudinum* ubicada en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (52% de la varianza total; PC1=29%, PC2=23%).

3.1.4.3. Características fisicoquímicas en la columna del agua e intersticial durante la condición de mayor precipitación

En Río Coco las concentraciones de salinidad durante condición de mayor precipitación fueron menores, en comparación a la condición de precipitación mínima. A pesar de ello, la columna del agua e intersticial se mantuvieron de tipo mesohalinas durante la mayor precipitación.

Los valores del potencial redox no presentaron una variación de acuerdo a la condición; sin embargo, de acuerdo al estrato de agua si se presentaron diferencias

significativas (Cuadros 17 y 18). Por ello, la columna de agua se caracterizó como óxica; y en el agua intersticial anóxica.

La temperatura presentó una variación condición de precipitación, registrando las mayores durante las máximas precipitación; en la columna de agua en promedio con 30.5 (± 0.9) °C e intersticial de 31.3 (± 1.3) °C, mostrando diferencias significativas entre los tipos de masa de agua (Cuadros 17 y 18).

Los valores promedio del pH en la columna de agua mostraron condiciones con tendencias alcalinas durante las mayores precipitaciones y en el agua intersticial de tipo ácidas. Estableciéndose diferencias significativas en el pH entre estas masas de agua (Cuadro 17 y 18).

Las condiciones de calidad del agua en las máximas precipitaciones fueron de tipo oligotróficas en la columna de agua, registrando incrementos en la concentración de los nutrientes en el agua intersticial, hasta niveles tróficos de tipo oligo-mesotróficas en el agua intersticial (Cuadros 17 y 18).

Los sólidos totales suspendidos en la columna del agua promedio durante la fueron de 11,795 ($\pm 1,151.7$) ppm (Cuadro 18).

Cuadro 18 .Promedio de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en el hábitat pastos marinos en los sitios en estudio.

Columna de agua	Potencial redox mV	pH	Salinidad UPS	Temperatura °C	Estado trófico	STS ppm
Río Coco	-7.3± 12.16	7.8 ±0.7	26 ±10.5	31.3 ±1.3	Oligo- mesotrófico	9,400±7,136
Cixtab	-88.2± 137.1	8 ±0.7	29.8 ±4.3	31.5 ±2.6	Oligo- mesotrófico	11,851.6 ±4,022

De acuerdo a lo descrito y a los resultados de un análisis de componentes principales (PCA), se define que la concentración de los fosfatos y el amonio; son factores determinantes en la producción de la biomasa aérea en la columna de agua (Fig. 29).

PC1 (64%)= 0.341 fosfatos (mg.L⁻¹)+0.339 biomasa aérea (g (p.s) m⁻² día⁻¹)+ 0.339 amonio (mg.L⁻¹).

PC2 (35%)=-0.423 sulfatos (mg.L⁻¹)-0.419 Salinidad (UPS).

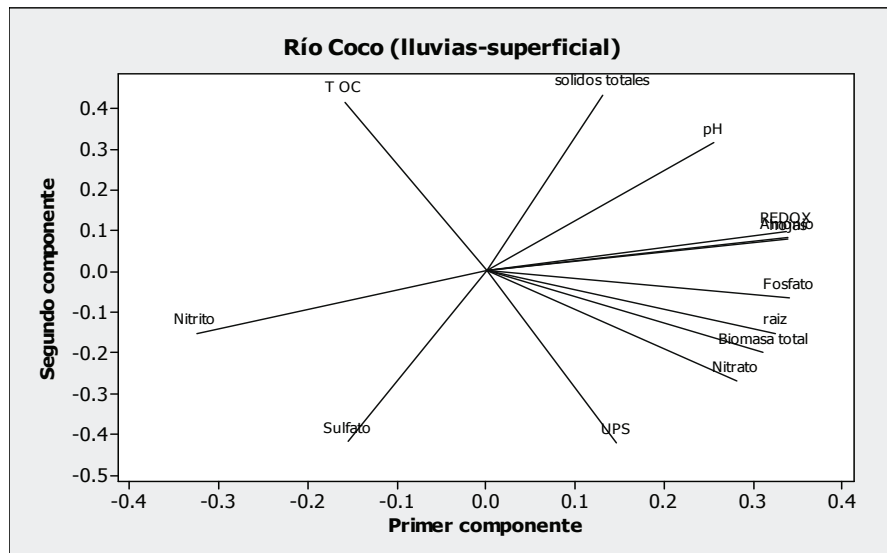


Figura 29. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua durante la condición de mayor precipitación en praderas de *Thalassia testudinum* ubicados en Río Coco, al suroeste en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (100% de la varianza total; PC1=64%, PC2=35%).

En el análisis de componentes principales para la masa del agua intersticial, estableció que los compuestos nitrogenados (nitratos y amonio) son los factores determinantes en la producción de la biomasa neta (Fig. 30).

PC1 (53%)=-0.383 nitritos (mg.L⁻¹)+0.378 Biomasa subterránea (g (p.s) m⁻² día⁻¹)+0.370 sulfatos (mg.L⁻¹)+0.365 amonio (mg.L⁻¹).

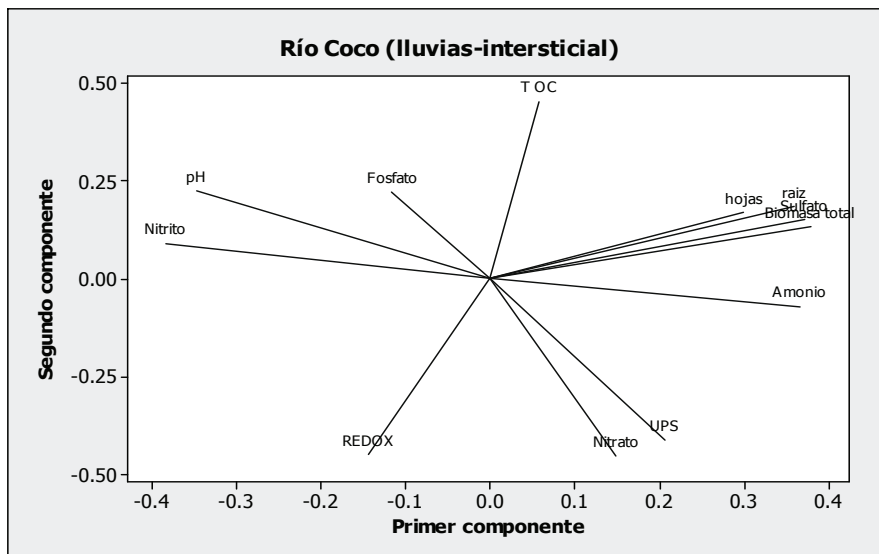


Figura 30. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en praderas de *Thalassia testudinum* durante la condición de mayor precipitación ubicadas en Río Coco, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (88% de la varianza total; PC1=53%, PC2=35%).

En Cixtab se registraron las mayores concentraciones de salinidad (mesohalina), en comparación con Río Coco, tanto en la columna del agua como intersticial.

Los valores del potencial redox durante la condición de mayor precipitación en la columna del agua fue de tipo óxica, mientras que éste se presenta en condiciones reducidas en el agua intersticial (hipóxicas con tendencia a anóxicas; ANOVA multifactorial. Cuadro 17).

La temperatura no presentó variación por condición de precipitación. En Cixtab se registró 30.8 ± 0.7 °C en la columna de agua y 28.4 ± 1.2 °C en la intersticial. El pH varió de condiciones alcalinas en la columna de agua hasta ácidas en la intersticial.

La temperatura en Cixtab, al igual que en Río Coco no presentó variación entre condiciones de precipitación. Los valores promedios en la columna de agua e intersticial, fueron 30.8 ± 0.7 °C y 28.4 ± 1.2 °C, respectivamente. Por otra parte, el pH

varió de condiciones alcalinas en la columna de agua hasta ácidas en el agua intersticial (Cuadros 17 y 19). Finalmente, el estado trófico del agua corresponde a oligo-mesotrófico en la columna de agua e intersticial.

Los sólidos total suspendidos presentaron un promedio en la mayor precipitación de $11,795 \pm 1,151.7$ ppm (Cuadros 17 y 19).

Con base al resultado descrito y mediante un análisis de componentes principales (PCA); los factores determinantes de la biomasa neta durante la mayor precipitación son los compuestos nitrogenados oxidados en Cixtab en la columna del agua (Fig. 31).

PC1 (61%)= 0.338 Biomasa aérea ($\text{g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) + 0.335 nitritos (mg.L^{-1}) + 0.326 nitratos (mg.L^{-1}) - 0.302 temperatura ($^{\circ}\text{C}$) - 0.296 fosfatos (mg.L^{-1}).

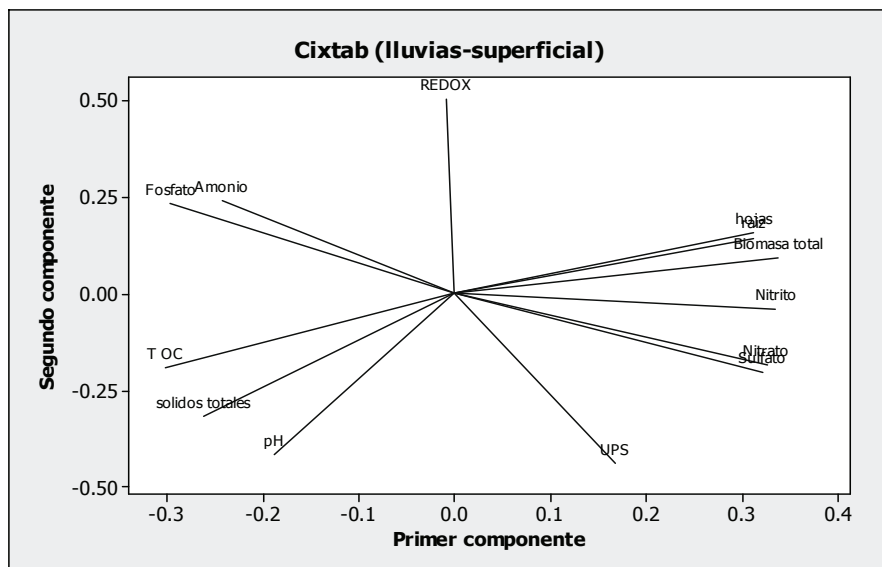


Figura 31. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua durante la mayor precipitación en praderas de *Thalassia testudinum* ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (92% de la varianza total; PC1=61%, PC2=30%).

Con respecto al agua intersticial, con base a sus características fisicoquímicas antes descritas y el análisis de componentes principales, se definió que la biomasa neta está

determinada principalmente por los nutrientes y la concentración de los sulfatos (Fig. 32).

$$\text{PC1 (53\%)} = -0.383 \text{ nitritos (mg.L}^{-1}\text{)} + 0.370 \text{ sulfatos (mg.L}^{-1}\text{)} + 0.365 \text{ amonio (mg.L}^{-1}\text{)} - 0.378 \text{ Biomasa subterránea (g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}\text{)}.$$

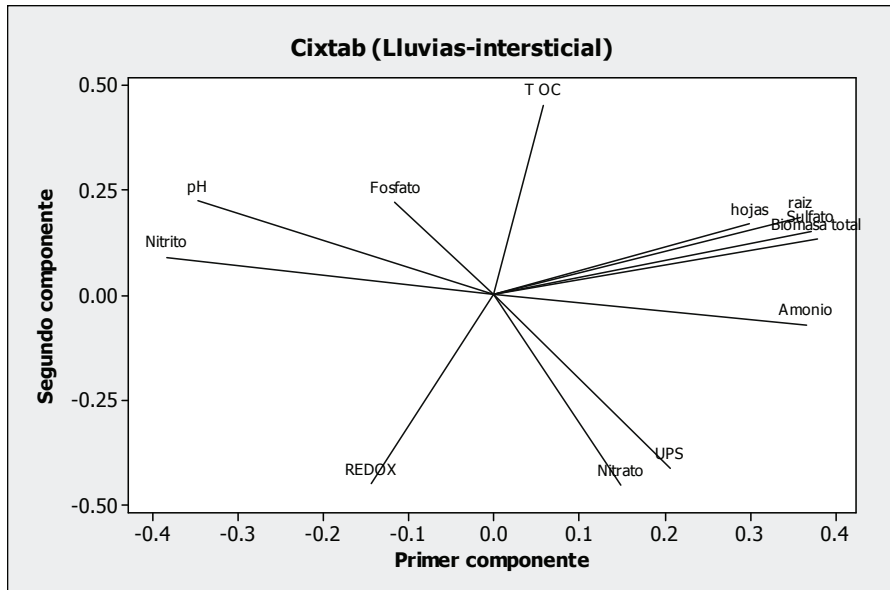


Figura 32. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la mayor precipitación en praderas de *Thalassia testudinum* 0.4) ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (88% de la varianza total; PC1=53%, PC2=35%).

Cuadro 19. Promedio de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat pastos marinos en las áreas en estudio.

Agua intersticial	Potencial redox mV	pH	Salinidad UPS	Temperatura °C	Estado trófico
Río Coco	-361.9 ±9.5	7 ±0.1	30.1 ±5.3	30.5 ±0.4	Oligo-mesotrófico
Cixtab	-314.5 ±46.9	6.8 ±0.07	34 ±1.3	28.4 ±3.4	Oligo-mesotrófico

3.1.4.4. Características fisicoquímicas en la columna del agua e intersticial durante la condición de menor precipitación

Durante la condición de menor precipitación en Río Coco, la salinidad incrementó; sin embargo las concentraciones fueron menores en comparación a Cixtab. Es por ello que las condiciones mesohalinas se establecieron en la columna de agua e intersticial.

El potencial redox en la columna del agua e intersticial se mantuvo similar en las dos condiciones de precipitación; de óxicas e hipóxico con tendencia a anóxico, respectivamente. La temperatura promedio en la menor precipitación fue de 28.1 ± 2.2 °C para la columna de agua y 27.2 ± 2.7 °C en la intersticial. Con respecto al pH, la columna de agua e intersticial se caracterizó como alcalina (Cuadros 19 y 20).

Las condiciones de calidad de agua correspondieron a mesotróficas en la columna de agua y oligotrófico en el agua intersticial. Los sólidos totales suspendidos presentaron un promedio de $11,130 \pm 1,538$ ppm (Cuadros 19 y 20).

Cuadro 20. Promedio de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en el hábitat pastos marinos durante la menor precipitación en el área en estudio.

Columna de agua	Potencial redox mV	pH	Salinidad UPS	Temperatura °C	Estado trófico	STS ppm
Río Coco	-345.5 ± 17.5	8.3 ± 0.1	36.1 ± 2.6	27.2 ± 1.1	Mesotrófico	11,130 $\pm 1,538$
Cixtab	28.8 ± 16	8.2 ± 0.08	34.6 ± 1.9	26.7 ± 1.1	Oligo- mesotrófico	14,233 $\pm 1,421$

Con base en los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua; se definió que la concentración de los fosfatos y sulfatos, así como el valor de pH, son factores determinantes en la calidad del agua; y con menor significancia los sólidos totales suspendidos y la temperatura (Fig. 33):

PC1 (49%) = -0.375 pH + 0.365 fosfatos (mg.L⁻¹) + 0.351 sulfatos (mg.L⁻¹).

PC2 (26%) = 0.519 sólidos totales suspendidos (ppm) - 0.481 temperatura (°C).

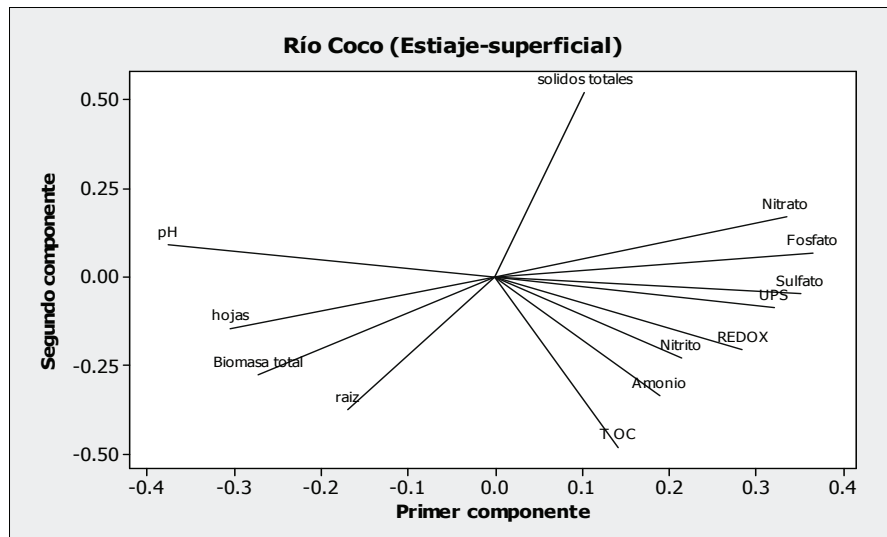


Figura 33. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua durante la menor precipitación en praderas de *Thalassia testudinum* ubicadas en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (76% de la varianza total; PC1=49%, PC2=26%).

Por otra parte, los componentes que mejor definen las características del agua intersticial son los sulfatos, el potencial redox y los nitratos en Río Coco (68% de la varianza total; durante la menor precipitación) y en el caso de la biomasa subterránea el factor determinante es la concentración de la salinidad (Fig. 34):

PC1 (38%) = 0.464 sulfatos (mg.L⁻¹) + 0.430 potencial redox (mV) + 0.397 nitratos (mg.L⁻¹)

PC2 (30%) = 0.0.459 biomasa subterránea (g (p.s) m⁻² día⁻¹) - 0.385 salinidad (UPS).

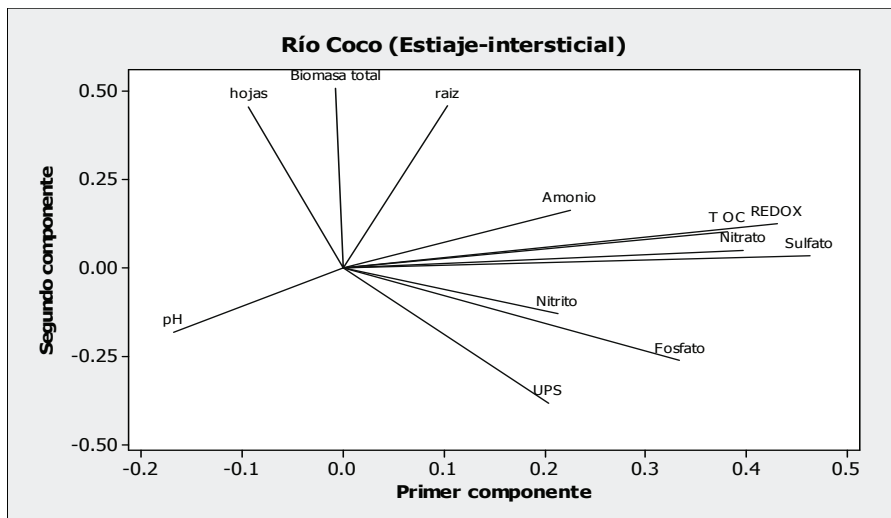


Figura 34. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la menor precipitación en las praderas de *Thalassia testudinum* ubicados en Río Coco, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (68% de la varianza total; PC1=38%, PC2=30%).

Las condiciones ambientales durante la mínima precipitación en Cixtab, marcaron concentraciones de salinidad de tipo mesohalinas en la columna de agua e intersticial. Los valores del potencial redox caracterizaron la columna de agua de tipo óxico y el agua intersticial de tipo anóxica (Cuadros 19 y 20).

La temperatura varió de 26.7 ± 1.1 °C en la columna de agua a 27.3 ± 1.2 °C en el agua intersticial. El pH se presentó en condiciones alcalinas en la columna de agua; mientras que en el agua intersticial las condiciones fueron ácidas. La calidad del agua se definió de tipo oligo-mesotrófica en ambas masas de agua (Cuadros 19 y 20).

Finalmente, los sólidos totales suspendidos presentaron un promedio en la columna del agua de $14,233 \pm 1,421.8$ ppm (Cuadros 19 y 20).

Cuadro 21. Promedio de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat pastos marinos durante la menor precipitación en las áreas de estudio.

Agua intersticial	Potencial redox mV	pH	Salinidad UPS	Temperatura °C	Estado trófico
Río Coco	-345 ±60.8	7.1 ±0.07	35.5 ±1.2	28.1 ±0.6	Oligotrófico
Cixtab	-380.7 ±2.2	7 ±0.08	36.7 ±1.1	27.3 ±0.4	Oligo-mesotrófico

De acuerdo al análisis de componentes principales (PCA), los factores determinantes de la calidad del agua en columna durante la época de menor precipitación son los sólidos totales suspendidos y la concentración de los sulfatos y salinidad en Cixtab. En el caso de la producción de la biomasa aérea y subterránea, el factor determinante son los fosfatos (71% de la varianza total. Fig. 35).

PC1 (41%)=0.389 sólidos totales suspendidos (ppm)+0.381 sulfatos (mg.L⁻¹)+0.375 salinidad (UPS).

PC2 (30%)= -0.447 biomasa aérea (g (p.s) m⁻² día⁻¹)+0.398 fosfatos (mg.L⁻¹)+ 0.384 potencial redox (mV).

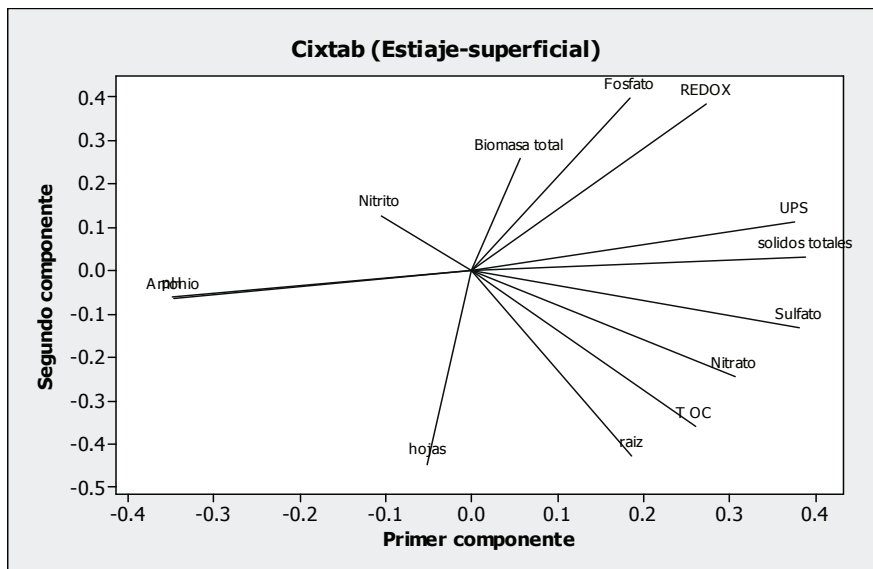


Figura 35. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua durante la menor precipitación en praderas de *Thalassia testudinum* ubicadas en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (71% de la varianza total; PC1=41%, PC2=30%).

Las características fisicoquímicas del agua intersticial en Cixtab y el análisis de componentes principales definen la calidad del agua la concentración de los nutrientes y la temperatura. Asimismo, el factor determinante en la producción de la biomasa neta es la concentración de la salinidad (Fig.36):

$$PC1 (38\%) = 0.409 \text{ fosfatos (mg.L}^{-1}\text{)} + 0.378 \text{ temperatura (}^{\circ}\text{C)} + 0.375 \text{ nitritos (mg.L}^{-1}\text{)}.$$

$$PC2 (34\%) = 0.484 \text{ salinidad (UPS)} + 0.397 \text{ biomasa subterránea (g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}\text{)} + 0.364 \text{ Amonio (mg.L}^{-1}\text{)}.$$

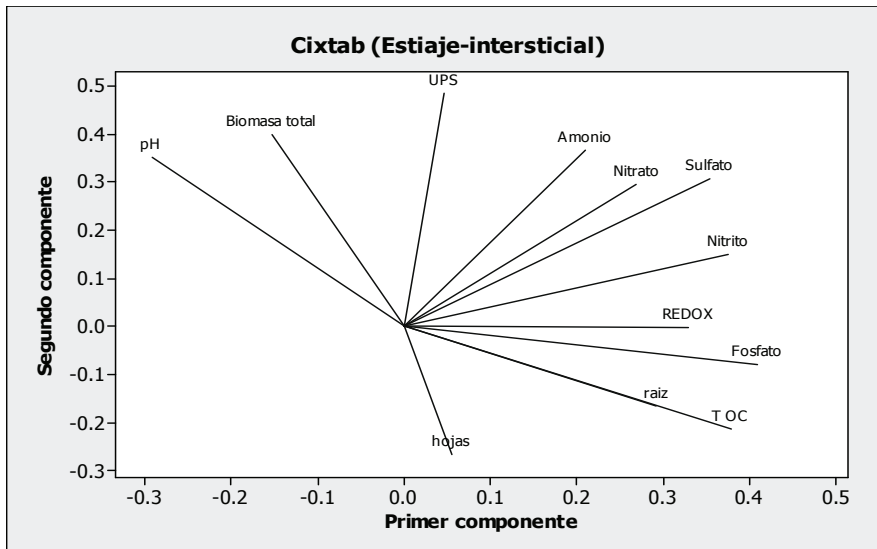


Figura 36. Análisis de componentes principales en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial durante la menor precipitación en área de *Thalassia testudinum* en Cixtab, al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche (73% de la varianza total; PC1=38%, PC2=34%).

3.1.4.5. Comportamiento de los parámetros biológicos en las praderas de pastos marinos

3.1.4.5.1. Producción de biomasa neta en el hábitat de pastos marinos por sitio y condición de precipitación en la RBLP

El área de estudio se caracterizó por presentar praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. La mayor producción de biomasa anual se detectó en Río Coco ($788.9 \pm 131.9 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), en comparación a Cixtab ($668.1 \pm 120.6 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). A pesar de esto no se presentaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo (Cuadro 22).

En general en los dos sitios en estudio, la producción de biomasa neta fue menor durante la condición de mayor precipitación. Por ello, se establecieron diferencias

significativas entre la producción de la biomasa neta por condición de precipitación (Cuadro 22).

Cuadro 22. Prueba de ANOVA de dos vías de la biomasa neta por época del año y sitios en estudio en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, al noroeste de Campeche durante junio de 2012 a julio del 2013.

	gl	Biomasa neta	
		F	P
g (p.s) m⁻² día⁻¹			
Sitios	1	0.421	0.525
Condición de precipitación	1	12.226	0.003*
Sitios/condición de precipitación	1	0.0894	0.768
Residual	18		
Total	21		

Dónde; p<0.05*.

En particular Río Coco durante la condición de mayor precipitación registró una producción de biomasa neta de 384.4 ± 209.2 g (p.s) m⁻² año⁻¹. Mientras que en la condición de menor precipitación, se mostró una producción de 928.7 ± 343.2 g (p.s) m⁻² año⁻¹.

El comportamiento antes citado, a su vez fue registrado en Cixtab, sitio que contribuyó en términos de biomasa neta durante la máxima precipitación con 345.1 ± 257.9 g (p.s) m⁻² año⁻¹ y mínima precipitación de 796 ± 350.5 g (p.s) m⁻² año⁻¹. Estableciéndose diferencias significativas entre las condiciones de precipitación (Cuadro 21).

3.1.4.5.2. Producción de biomasa aérea por época del año y sitio

La producción de biomasa aérea no presentó diferencias significativas entre sitios de estudio (p<0.05) (Cuadros 23 y 24). Sin embargo, Río Coco aportó la mayor producción de biomasa aérea, con el 59.4 % más que Cixtab. Por otra parte, las variaciones de la precipitación, fueron reflejadas en la producción estacional de la biomasa aérea estudio

($p < 0.05$) (Cuadros 23 y 24). La menor producción de la biomasa aérea en Río Coco, se detectó durante la mayor precipitación. Las máximas producciones se presentaron bajo condiciones de menor precipitación.

En Cixtab, la producción de biomasa aérea fue menor en comparación a Río Coco. Se estableció la tendencia del incremento de la biomasa aérea, al disminuir la precipitación (comportamiento similar a Río Coco).

Cuadro 23. Producción de la biomasa aérea y subterránea por época del año y sitio de estudio en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante el periodo de junio del 2012 a julio del 2013.

Sitios	Mayor precipitación	Menor precipitación	Mayor precipitación	Menor precipitación
	Biomasa aérea g (p.s) m ⁻² año ⁻¹		Biomasa subterránea g (p.s) m ⁻² año ⁻¹	
Río Coco	198.6 (±112)	428 (±212)	185.7 (±108.6)	500 (±191.9)
Cixtab	164.4 (±162.8)	256.2 (±147)	180.7 (±138.7)	539.7 (±252.3)

Cuadro 24. Prueba de ANOVA de dos vías de la biomasa aérea y subterránea por época del año y sitios en estudio al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, durante junio de 2012 a julio del 2013.

	Grados de libertad gl	F	P	F	P
		Biomasa aérea g (p.s) m ⁻² día ⁻¹		Biomasa subterránea g (p.s) m ⁻² día ⁻¹	
Sitios	1	2.18	0.157	0.059	0.809
Épocas del año	1	4.69	0.044*	18.276	0.001*
Sitios/condición de precipitación	1	1.70	0.208	0.219	0.645
Residual	18				
Total	21				

Dónde; $p < 0.05$.*.

Cuadro 25. ANOVA de dos vías de la producción de componentes de la biomasa neta por sitio de estudio.

	gl	Río Coco		Cixtab	
		F	P	F	P
		g (p.s) m ⁻² día ⁻¹		g (p.s) m ⁻² día ⁻¹	
Componentes	1	0.876	0.360	8.795	0.008*
Épocas del años	1	2.447	0.131	3.974	0.062**
Componentes/condición de precipitación	1	0.002	0.960	2.125	0.160
Residual	20				
Total	23				

Dónde; p<0.05*, p<0.1**.

3.1.4.5.3. Producción de la biomasa subterránea por sitio y condición de precipitación

Las mayores producciones de la biomasa subterránea se presentaron en Cixtab, con 52.4% más, en comparación a Río Coco. A pesar de esto, no se registraron diferencias significativas entre sitios (Cuadros 23 y 24). El comportamiento de las praderas de *T. testudinum* establecido entre las condiciones de precipitación en los sitios en estudio, demuestran incrementos en la biomasa subterránea a partir de los meses de mayor precipitación hacia los de menor precipitación, presentándose diferencias significativas (Cuadros 23 y 24).

3.1.4.5.4. Respuesta de la biomasa aérea y subterránea a las condiciones ambientales

En el marco general, en Río Coco, la producción de biomasa aérea no presentó un parámetro determinantes de la misma. Sin embargo, la producción subterránea estuvo relacionada con las concentraciones de inversamente con las concentraciones de fosfatos, y directamente con las concentraciones de sulfatos y amonio intersticial. Esto validado mediante un análisis de componentes principales (Fig. 26) y un análisis de regresión lineal múltiple (Cuadro 26).

Con respecto a Cixtab, se establece en la columna de agua, como parámetro determinante de la producción aérea a las concentraciones de fosfatos. Esto validado mediante un análisis de componentes principales (Fig. 27). Por otra parte, la producción subterránea se encuentra relacionada directamente a las concentraciones de sulfatos ($r=0.588$, $p<0.074$) e inversamente al potencial redox ($r=-0.673$, $p<0.033$). Es importante señalar, que las concentraciones de amonio es un parámetro con gran influencia de la producción subterránea (Fig. 28).

Mayor precipitación

De acuerdo a las condiciones de precipitación, durante la máxima precipitación, la producción aérea en Río Coco se encuentra bajo la influencia de las concentraciones de fosfatos y amonio de la columna de agua (Fig.29); asimismo, de acuerdo a las correlaciones de *Pearson*, se establece una relación directa entre la biomasa aérea y las concentraciones de amonio ($r=0.991$, $p<0.009$). La producción subterránea en Río Coco, se encuentra relacionada directamente por las concentraciones de sulfatos ($r=0.997$, $p<0.003$) y amonio intersticial.

El comportamiento de las producciones en Cixtab, establece una relación directa entre la producción aérea y los compuestos nitrogenados. Asimismo, con respecto a la producción subterránea, ésta similar a Río Coco se relaciona directamente a las concentraciones de sulfatos (Fig. 32) y amonio intersticial.

Menor precipitación

Durante la menor precipitación, en Río Coco, no responde a un parámetro en particular. Con respecto a la biomasa subterránea se relaciona inversamente a las concentraciones de salinidad (Fig.34).

En Cixtab, la producción aérea está inhibida por las concentraciones de fosfatos de la columna de agua (Fig.35); y la subterránea, responde a las concentraciones de salinidad (Fig.36).

Cuadro 26. Ecuaciones de regresión lineal múltiple entre la producción de hojarasca y los parámetros fisicoquímicos de los bosques de manglar en la RBLP.

Variable (x)	Ecuación	R ²
Producción de biomasa subterránea de Río Coco	$y = 10.9765 - 63.0482 \text{ Fosfato}_1 + 0.00432038 \text{ Sulfato}_1 - 0.651555 \text{ Amonio}_1$	0.8

Dónde; $p < 0.05$.

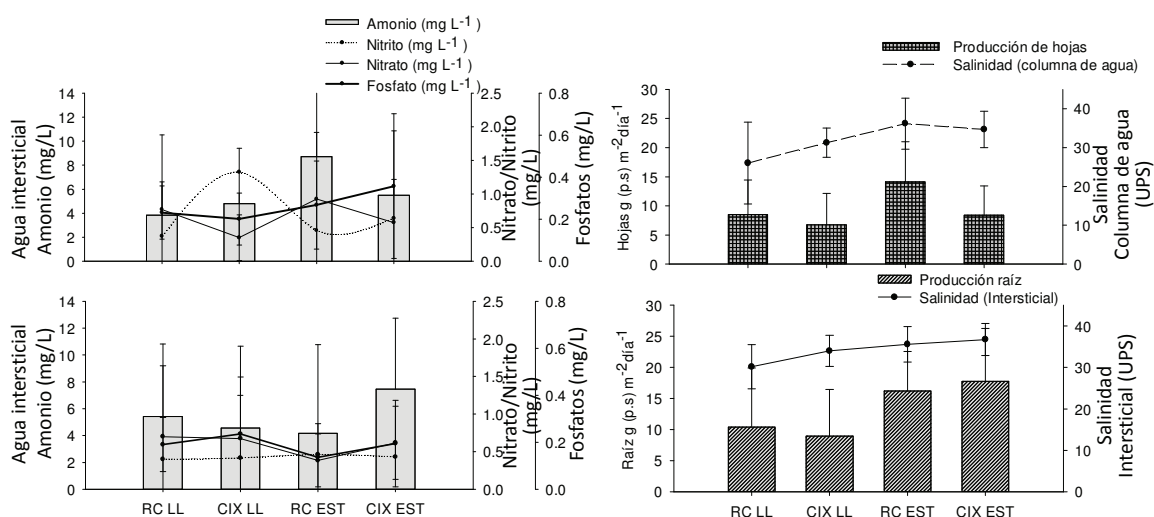


Figura 37. Comportamiento espacio temporal de los parámetros fisicoquímicos y biológicos al suroeste de la Reserva de la Biósfera Los Petenes. RCLL: Río Coco mayor precipitación; RCEST: Río Coco menor precipitación; CIXLL: Cixtab mayor precipitación; CIXEST: Cixtab Menor precipitación.

3.1.4.5.5. Composición y estructura faunística en las praderas de *Thalassia testudinum*

Un total de 1,141 organismos y un peso de 227,049 g fueron colectados, pertenecientes a tres fila, cuatro clases, 17 órdenes, 28 familias, 36 géneros y 37 especies (Cuadro 27).

Cuadro 27. Listado faunístico de la infauna en las praderas de *Thalassia testudinum*.

Fila	Clase	Orden	Familia	Género	Especie		
Annelidae	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>capitata</i>		
		Aciculata	Nereididae		sp1		
		Eunicida	Eunicidae		sp1		
Mollusca	Bivalvia	Heterodonta	Carditidae	<i>Cardites</i>	<i>floridana</i>		
		Lucinoidea	Lucinidae	<i>Codakia</i>	<i>orbicularis</i>		
		Mytiloidea	Mytilidae	<i>Brachidontes</i>	<i>exustus</i>		
				<i>Amygdalum</i>	<i>papyrium</i>		
				<i>Crassostrea</i>	sp1		
		Ostreoida	Ostreidae	<i>Laevicardum</i>	<i>mortini</i>		
				<i>Carditamera</i>	<i>floridana</i>		
		Veneroida	Carditidae	<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>		
				<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>		
				<i>Lucina</i>	<i>nassula</i>		
				<i>Tellina</i>	sp		
				<i>Anomalocardia</i>	<i>aubariana</i>		
				<i>Mercenaria</i>	<i>campechiensis</i>		
				<i>Chione</i>	<i>cancellata</i>		
		Gastropoda	Caenogastropoda	Modulidae	<i>Modulus</i>	<i>modulus</i>	
				Cephalaspidea	Bullidae	<i>Bulla</i>	<i>striata</i>
				Mesogastropoda	Ampullariidae	<i>Pomacea</i>	<i>flagellata</i>
			Hydrobiidae			sp1	
						sp2	
	sp3						
Neogastropoda	Cerithiidae		<i>Cerithium</i>	<i>pliculosa</i>			
	Columbellidae		<i>Columbella</i>	<i>mercatora</i>			
	Conidae		<i>Conus</i>	<i>jaspideus stearnsi</i>			
	Marginellidae		<i>Marginella</i>	sp			
	Nassariidae		<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>			
			<i>Nassarius</i>	<i>acutus</i>			
Sigmurethra	Planorbidae		<i>Drepanotrema</i>	<i>lucidum</i>			
		<i>Biomphalaria</i>	<i>helophila</i>				
			sp1				
Vertigastropoda	Tegulidae	<i>Tegula</i>	<i>fasciata</i>				
	Crustacea	Hippolytidae	<i>Thor</i>	<i>floridanus</i>			
		Amphipoda	Ischyroceridae	<i>Erichthonius</i>	<i>brasiliensis</i>		
		Isopoda	Cirolanidae	<i>Cirolana</i>	<i>crenulitelson</i>		
	Sphaeromatidae		<i>Paracerceis</i>	<i>caudata</i>			
Arthropoda	Malacostraca						

Nota: Arreglo taxonómico según Fauchald (1977); García-Cubas (1968); Chace (1972).

3.1.4.5.5.1. Distribución espacial y temporal

Río Coco

Un total de 882 organismos pertenecientes a 28 especies fueron colectados en el sitio Río Coco. Se identificaron tres fila, cuatro clases, 17 órdenes, 22 familias y 23 géneros y 29 especies. El fillum Annelida estuvo presentado por la familia Eunicidae; Mollusca estuvo representadas por dos clases, 14 órdenes, 19 géneros y 26 especies; mientras que los artrópodos fueron representados por, una clase, dos familias, dos géneros y dos especies (*Cirolana crenulitelson* y *Erichthonius brasiliensis*, Cuadro 28).

El fillum Annelida, durante el ciclo anual se registró una densidad de 44.4 indiv.m⁻² y biomasa de 4.4 g m⁻² de la familia Eunicidae sp1.

En el fillum Mollusca el valor máximo de densidad fue de 748.8 (±645) indiv.m⁻² representado por Hydrobiidae sp1, y el mínimo fue de 11.1 indiv.m⁻² de *C. steainsi* y *M. campechaniensis*. Así mismo, referente a la biomasa, el valor máximo fue de Hydrobiidae sp3 (±151.3) g m⁻², y el mínimo *M. campechaniensis* 1.5 g m⁻² (Figs. 39 y 40).

En el fillum Crustacea las densidades de *C. crenulitelson* y *E. brasiliensis* fueron de 11.1 (±0.0) y 11.1 (±0.01) indiv.m⁻² respectivamente. Y la biomasa, de estas dos especies correspondió a 0.03 g m² a 0.2 g m² (Figs. 39 y 40).

En Río Coco la mayoría de las especies fueron ocasionales (Physidae sp1, Hydrobiidae sp2, Crassostrea sp1.) (Fig.38); sin embargo, también se presentaron especies dominantes como Hydrobiidae sp1, *B.striata*, *B.exustus*, *C.pliculosa*, *M.modulus*, Marginella sp1, Tellina sp1. Así mismo, *C.orbicularis* fue una especie que estuvo constante. Por otra parte, *C.capitata*, *E.brasiliensis*, *N.vibex*, Hydrobiidae sp3, *T.fasciata*, *N.acutus*, *M. campechiensis*, *C.steainsi* (Fig. 38).

De acuerdo al índice de Shannon Río Coco presenta una diversidad de especies de $H'=1.0$, riqueza de especies de $S=9.5$ y un índice de equitatividad de $J'=0.2$.

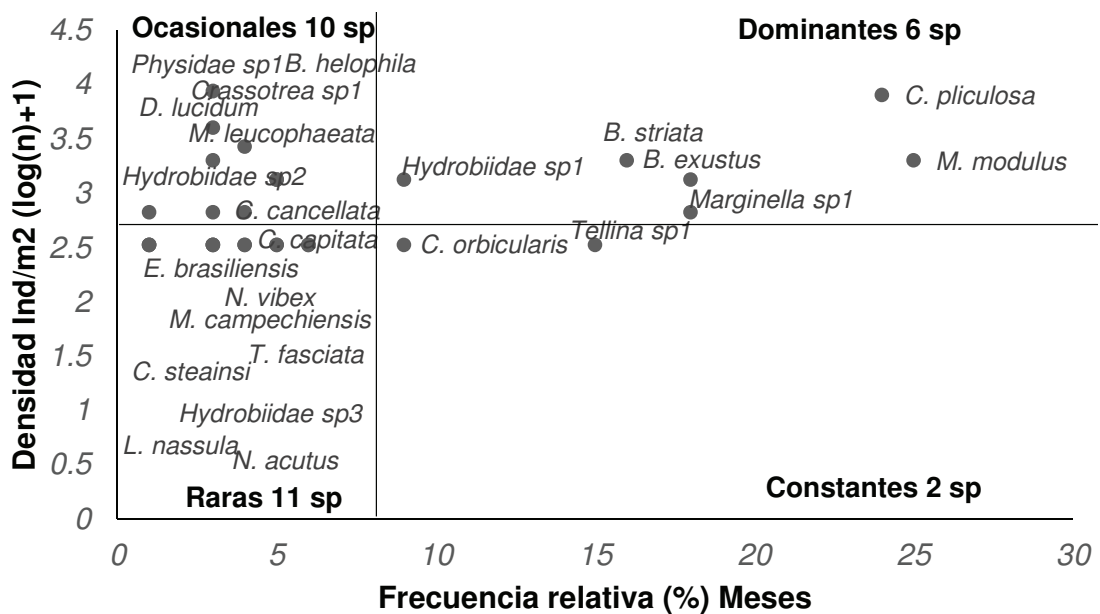


Figura 38. Diagrama de Olmstead-Tukey en el sitio Río Coco en praderas de *Thalassia testudinum* al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.

Cuadro 28. Listado faunístico de la infauna en las praderas de *Thalassia testudinum* de Río Coco.

Fila	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	
Annelidae	Polychaeta	Eunicida	Carditidae		<i>sp1</i>	
Mollusca	Gastropoda	Mesogastropoda	Ampullariidae	<i>Pomacea</i>	<i>flagellata</i>	
		Cephalaspidea	Bullidae	<i>Bulla</i>	<i>striata</i>	
		Neogastropoda	Cerithiidae	<i>Cerithium</i>	<i>pliculosa</i>	
			Columbellidae	<i>Columbella</i>	<i>mercatora</i>	
			Hidrobiidae		<i>sp2</i>	
					<i>sp1</i>	
					<i>sp3</i>	
			Marginellidae	<i>Marginella</i>	<i>sp</i>	
			Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>acutus</i>	
				<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>	
	Physidae		<i>sp1</i>			
	Bivalvia	Basommatophora	Planorbidae	<i>Drepanotrema</i>	<i>lucidum</i>	
			Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>	<i>helophila</i>	
			Turbinidae	<i>Tegula</i>	<i>fasciata</i>	
		Sorbeoconcha	Conidae	<i>Conus</i>	<i>steainsi</i>	
		Caenogastropoda	Modulidae	<i>Modulus</i>	<i>modulus</i>	
			Lucinoida	Lucinidae	<i>Codakia</i>	<i>orbicularis</i>
					<i>Lucina</i>	<i>nassula</i>
			Veneroida	Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>
				Carditidae	<i>Carditamera</i>	<i>floridana</i>
Tellinidae				<i>Tellina</i>	<i>sp</i>	
Veneridae	<i>Mercenaria</i>		<i>campechiensis</i>			
	<i>Chione</i>	<i>cancellata</i>				
Mytiloida	Mytilidae	<i>Amygdalum</i>	<i>papyrium</i>			
Ostreoida	Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	<i>sp1</i>			
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Cirolanidae	<i>Cirolana</i>	<i>crenulitelson</i>	
		Amphipoda	Ischyroceridae	<i>Erichthonius</i>	<i>brasiliensis</i>	

Nota: Arreglo taxonómico según Fauchald (1977); García-Cubas (1968); Chace (1972).

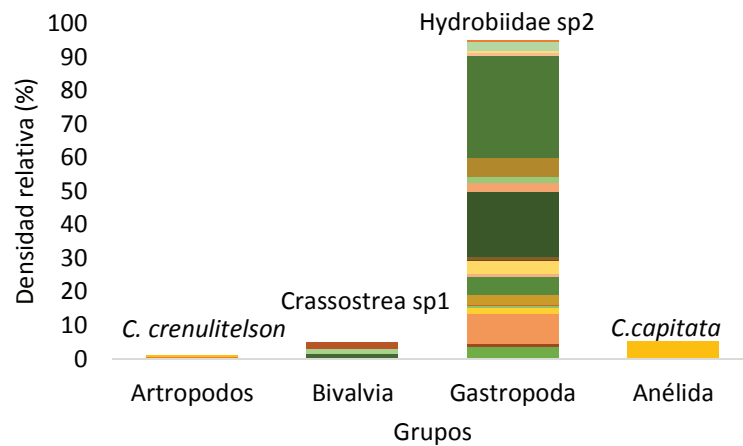


Figura 39. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco.

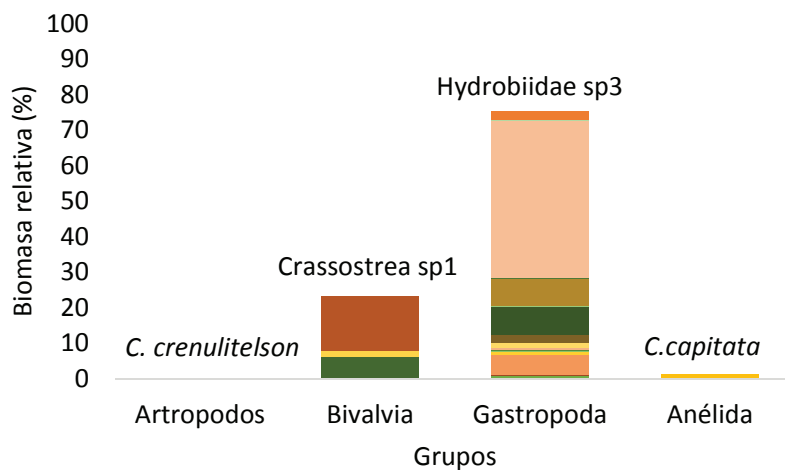


Figura 40. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco.

Cixtab

Por otra parte en Cixtab fueron colectados un total de 446 organismos, que pertenecen a tres fila, cuatro clases, 14 órdenes, 22 familias, 27 géneros y especies. El fillum mejor representado fue el Mollusca, el cual se encuentra conformado por dos clases, diez ordenes, 17 familias, 22 géneros y especies; en crutacea, únicamente se registraron tres especies: *E. brasiliensis*, *P. caudata*, *T. flodidanus*; y finalmente, el fillum Annellida

obtuvo como representantes a *C. capitata* y una especie de la familia de Nereididae (Cuadro 29).

En el fillum Mollusca el valor máximo de densidad fue de $1,338.4 \pm 1,200$ indiv/m² representado por *M. modiolus* y el mínimo por *A. auberiana*, *D. lucidum*, *C. mercatoria*, *L. mortini*, Hydrobiido sp1 (11.1 ± 0 indiv/m²). Así mismo, los valores máximos y mínimos de biomasa correspondieron a *N. vibex* (191.9 ± 222 g m²) y Hydrobiido sp1 (0.05 ± 0 g m²).

En el fillum Crustacea *E. brasiliensis*, *P. caudata* y *T. flodidanus* presentaron una densidad de 174, 11 y 11 indiv.m⁻² respectivamente. Así mismo estas especies presentaron una biomasa de 0.5, 0.07 y 0.2 g m⁻², respectivamente (Figs. 41 y 42).

Finalmente las dos especies representantes de los anélidos registraron una densidad de 11.1 indiv.m⁻² tanto para *C. capitata* como para Nereididae; y una biomasa de 2.4 y 0.9 g m⁻², respectivamente.

En Cixtab las especies dominantes fueron *B. exustus*, *B. striata*, *M. modiolus*, Tellina sp1, *C. orbicularis*, Marginella sp1 (Fig. 43). Las constantes *C. cancellata*, *M. leucophaeata*, *E. brasiliensis*, Hydrobiidae sp2, *L. nassula* se ubicaron como especies ocasionales; y, *Crassostrea* sp1, Nereididae sp1, *T. fasciata*, Hydrobiidae sp1, sp2, y *N. vibex* (Fig. 43).

De acuerdo al índice de diversidad de Shannon, Cixtab presenta una diversidad de $H' = 1.06$, riqueza $S' = 9.8$ de especies e índice de equitatividad de $J' = 0.22$.

Cuadro 29. Listado faunístico de la infauna en las praderas de *Thalassia testudinum* de Cixtab.

Grupo	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	
Annelidae	Polychaeta	Eunicida	Carditidae		sp1	
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i>	<i>leucophaeata</i>	
			Veneridae	<i>Anomalocardia</i>	<i>auberiana</i>	
			Veneridae	<i>Chione</i>	<i>cancellata</i>	
			Carditidae	<i>Carditamera</i>	<i>floridana</i>	
			Cardiidae	<i>Laevicardum</i>	<i>mortini</i>	
			Lucinidae	<i>Lucina</i>	<i>nassula</i>	
			Tellinidae	<i>Tellina</i>	sp1	
			Lucinoidea	Lucinidae	<i>Codakia</i>	<i>orbicularis</i>
			Ostreoidea	Ostreidae	<i>Crassostrea</i>	sp1
			Mytiloidea	Mytilidae	<i>Brachidontes</i>	<i>exustus</i>
	Gastropoda	Neogastropoda	Columbellidae	<i>columbella</i>	<i>mercatora</i>	
			Cerithiidae	<i>Cerithium</i>	<i>piculosa</i>	
			Marginellidae	<i>Marginella</i>	sp1	
			Hidrobiidae		sp2	
			Hidrobiidae		sp1	
			Hidrobiidae		sp3	
			Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>vibex</i>	
			Caenogastropoda	Modulidae	<i>Modulus</i>	<i>modulus</i>
			Turbinidae	<i>Tegula</i>	<i>fasciata</i>	
			Basommatophora	Planorbidae	<i>Drepanotrema</i>	<i>lucidum</i>
		<i>Conus</i>	<i>steainsi</i>			
	Cephalaspidea	Bullidae	<i>Bulla</i>	<i>striata</i>		
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ischyroceridae	<i>Erichthonius</i>	<i>brasiliensis</i>	
		Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Paracerceis</i>	<i>caudata</i>	
				<i>Thor</i>	<i>floridanus</i>	

Nota: Arreglo taxonómico según Fauchald (1977); García-Cubas (1968); Chace (1972).

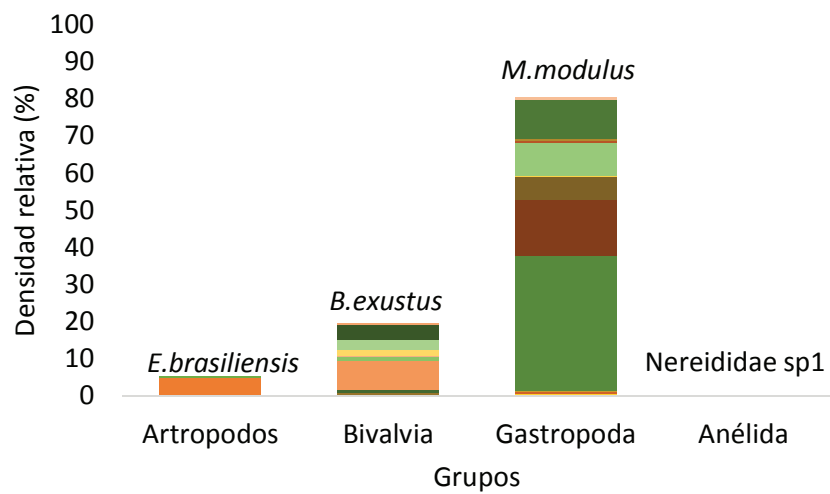


Figura 41. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab.

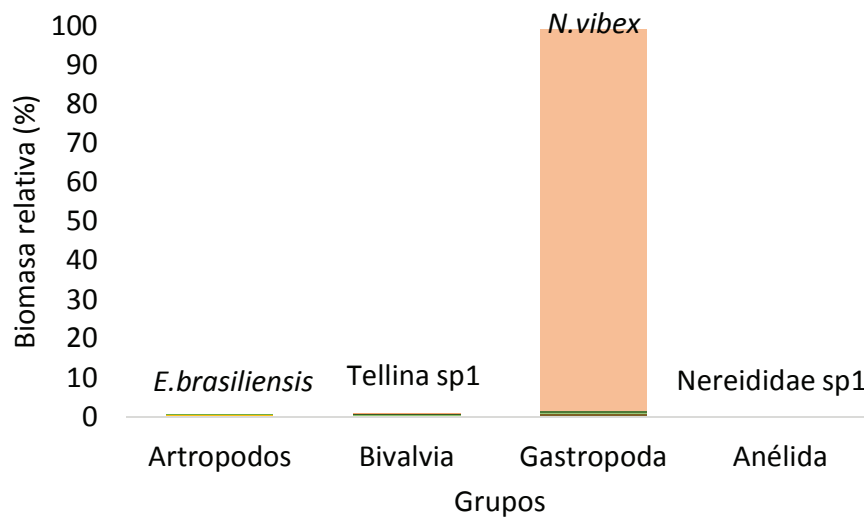


Figura 42. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab.

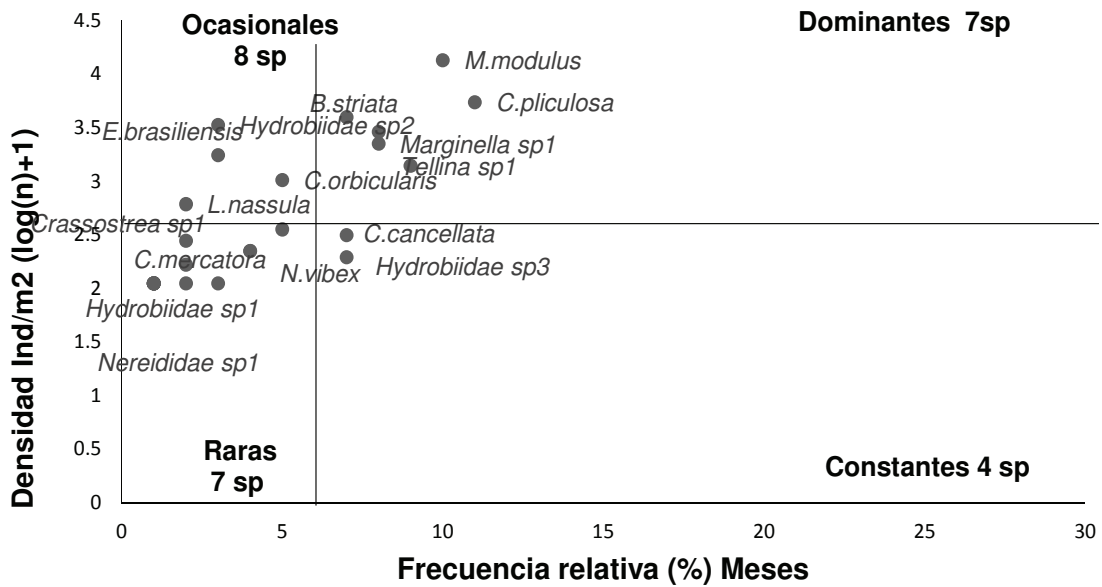


Figura 43. Diagrama de Olmstead-Tukey en el sitio Cixtab en praderas de *Thalassia testudinum* al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.

3.1.4.5.5.2. Diversidad, densidad y composición durante la mayor precipitación faunística en las praderas de *Thalassia testudinum*

Río Coco

Durante la condición de mayor precipitación en Río Coco se obtuvo un total de 351 organismos que pertenecieron a dos fila, tres clases, 15 órdenes, 19 familias y 26 especies. El fillum Mollusca estuvo representado por dos clases, 11 órdenes, 18 familias y 24 especies. El fillum Anéllida sólo obtuvo como representante al poliqueto de la familia Eunicidae.

Los valores máximos de densidad se obtuvieron para el Hydrobiido sp1 ($485 \pm 488 \text{ indiv.m}^{-2}$); y los mínimos para *C. orbicularis* y *C. steainsi* con $11.1 \text{ indiv.m}^{-2}$ en ambos casos. Así mismo, el máximo promedio anual de biomasa correspondió a Hydrobiido sp 3 ($370.6 \pm 523 \text{ g m}^{-2}$) y el mínimo a *B. helophila* (0.6 g m^{-2}).

Las especies dominantes de acuerdo con la densidad fueron *M. modulus*, *Tellina* sp1, *B. exustus* (Fig. 45). Y en la biomasa fueron Hydrobiidae sp3, *Crassostrea* sp1, *Physidae* sp1 (Fig.46).

De acuerdo al diagrama de Olmstead-Tukey, *C. pliculosa*, *M. modulus*, *B. striata*, *B. exustus*, *Marginella* sp1 se caracterizaron como especies dominantes. Asimismo, *Tellina* sp1, *N. vibex*, *C. orbicularis* y *C. cancellata* se ubicaron como especies constantes. Las especies ocasionales fueron Hydrobiidae sp2, *L. nassula*, *Physido* sp1, *D. lucidum*, *Crassostrea* sp1, Hydrobiidae sp3 y Eunicidae sp1. Y finalmente, en las especies raras se situaron *T. fasciata*, *P. flagellata*, *A. papyrium* y *C. floridana* (Fig.42). De acuerdo al índice de Shannon, la diversidad fue de $H' = 1.05$, riqueza de especies de 11.03 e índice de equitatividad $J' = 0.2$.

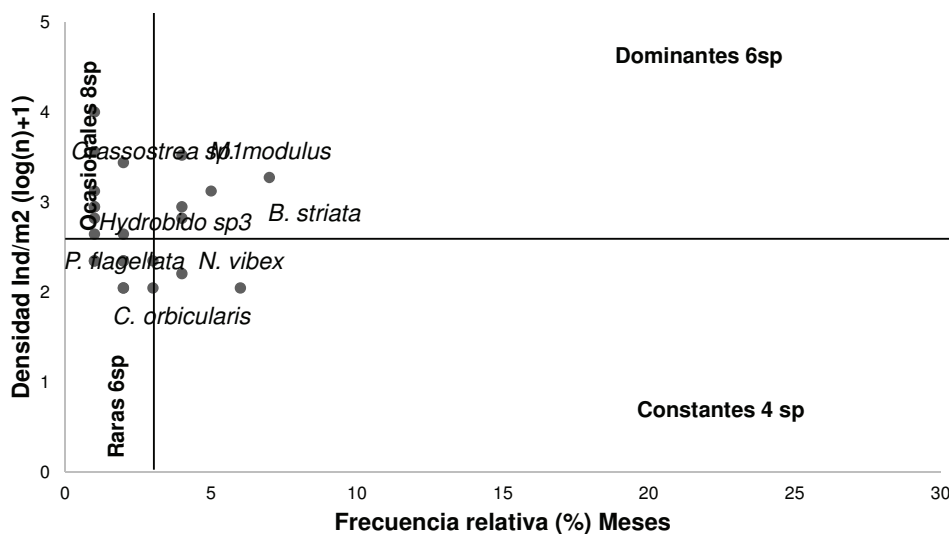


Figura 44. Diagrama de Olmstead-Tukey en Río Coko al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche la condición de mayor precipitación.

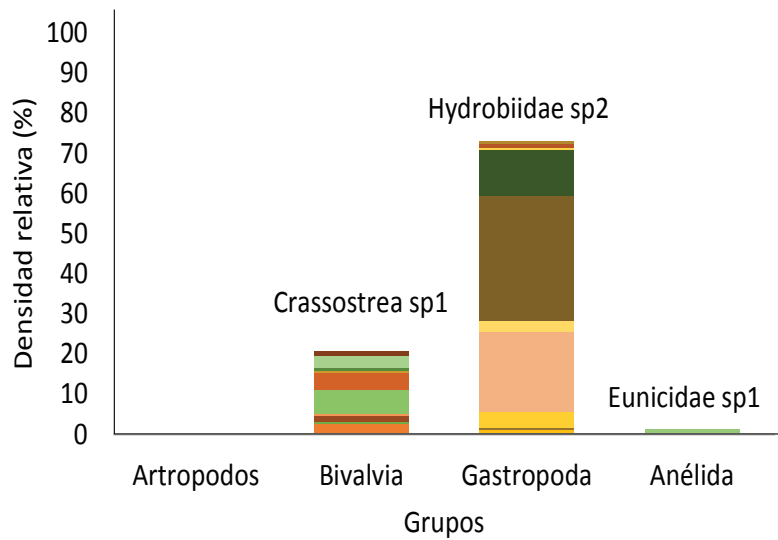


Figura 45. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la mayor precipitación.

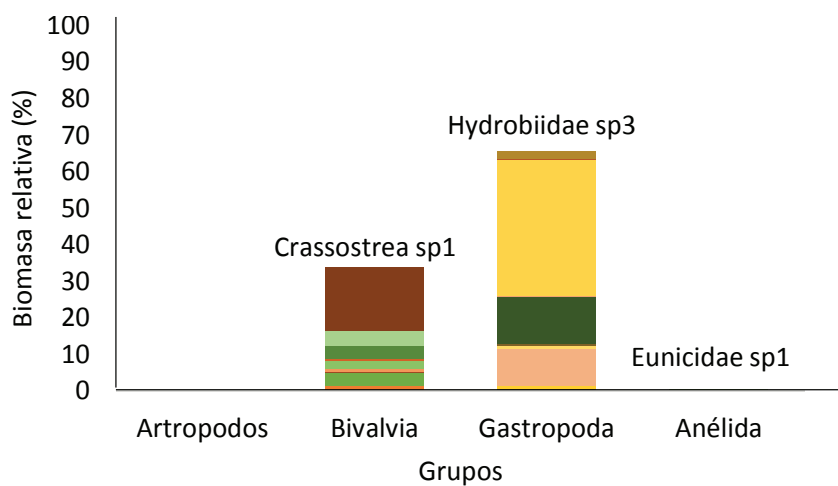


Figura 46. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la mayor precipitación.

En Cixtab se obtuvieron un total de 183 organismos, que pertenecen a dos grupos, tres clases, 13 órdenes, 16 familias, 21 géneros y especies.

Los valores máximos y mínimos de densidad correspondieron a *M. modulus* ($899 \pm 334 \text{ indiv.m}^{-2}$) y *A. auberiana*, *C. mercatora*, *L. nassula*, Hydrobiido sp1, sp2, sp3,

C. steainsi y *N. vibex* ($11.1 \text{ indiv. m}^{-2}$). Los máximos y mínimos de biomasa corresponden a *M. modulus* ($472 \pm 756 \text{ g m}^{-2}$) y Hydrobiido sp1, sp2, sp3, respectivamente (Fig. 48 y 49). Las especies dominantes en términos de densidad fueron *M. modulus*, *C. pliculosa*, *T. fasciata* (Fig. 47) y en biomasa fueron *M. modulus*, *Tellina* sp1, *C. pliculosa* (Fig. 47).

La diversidad fue $H' = 1.09$, riqueza de especies de 9.94 e índice de equitatividad $J' = 0.23$.

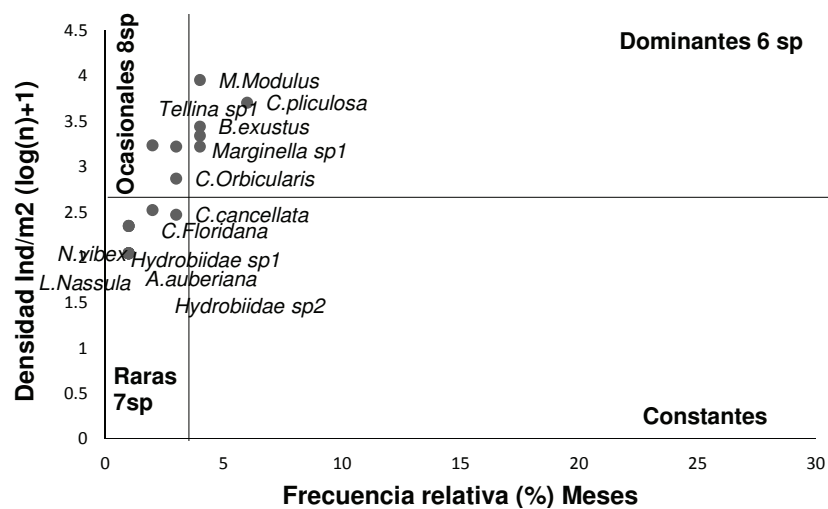


Figura 47. Diagrama de Olmstead-Tukey en Cixtab al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante la condición de mayor precipitación.

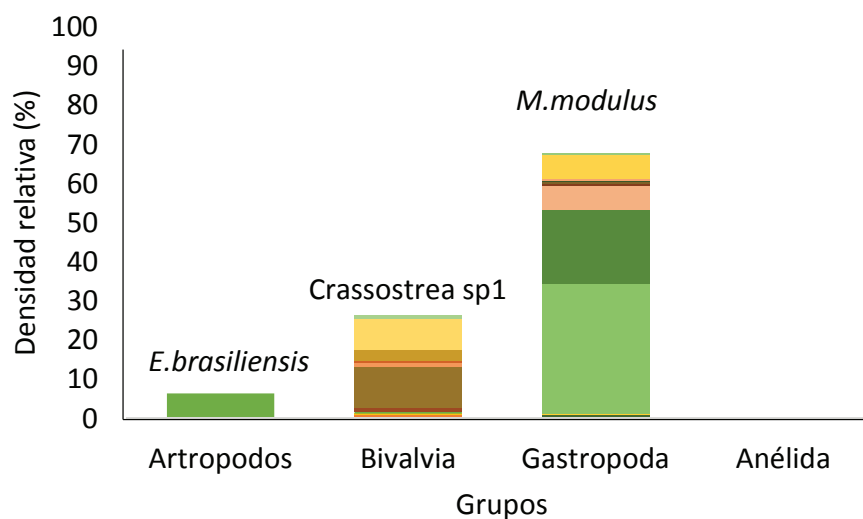


Figura 48. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la mayor precipitación.

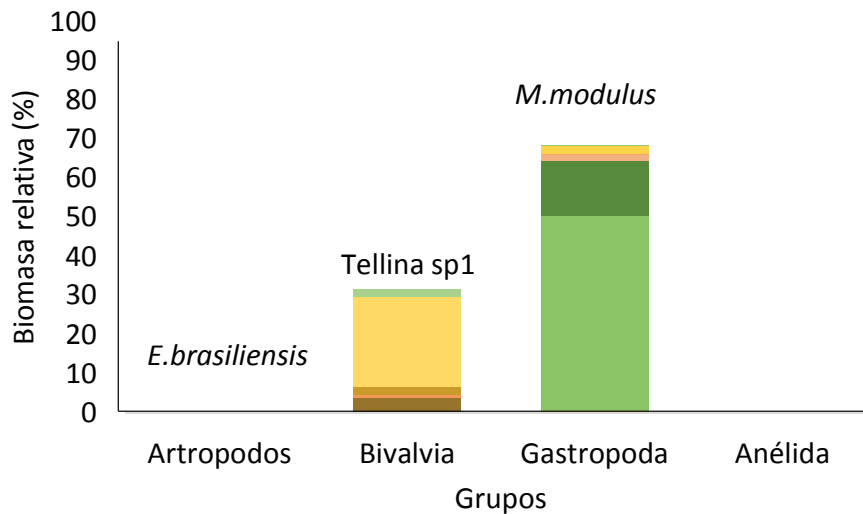


Figura 49. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la mayor precipitación.

3.1.4.5.5.3. Diversidad, densidad y composición faunística en las praderas de *Thalassia testudinum* durante la condición de menor precipitación

Río Coco

Durante la condición de mínima precipitación, se colectaron un total de 604 organismos, comprendidos en dos fila, tres clases, 16 órdenes, 21 familias, 23 géneros y 27 especies. El fillum mejor representado fue Mollusca, el cual estuvo conformado por dos clases, 11 ordenes, 19 familias, 21 géneros y 25 especies; y el fillum Crustacea se encontró representada por dos especies, *C. crenulitelson* y *E. brasiliensis*.

Los valores máximos de densidad se obtuvieron de Hydrobiido sp1 ($1,144 \pm 817$ indiv.m⁻²) y los mínimos correspondieron a *C. steainsi* (11.1 indiv.m⁻²) (Fig. 50). Con respecto a la biomasa, el valor máximo y mínimo correspondió a *C.pliculosa* y *E.brasiliensis*, respectivamente (Figs. 51).

Las especies dominantes correspondieron a *B. helophila*, *Tellina sp1*. Las constantes fueron *C. pliculosa*, *C. mercatora*, *C. orbicularis*, *B. striata*, Asimismo, Physidae sp1, Hydrobiidas sp2, Hydrobiidae sp3, *B. exustus*, *M. leucophaeata*, *P. flegellata*. En especies constantes se ubicaron a *C. pliculosa*, *C. orbicularis*, *B. striata*, *N. vibex*. Y finalmente, las especies raras se conformaron por *T. fasciata*, *Crassostrea sp1*, *C. crenulitelson* (Fig. 52).

De acuerdo al índice de Shannon durante la menor precipitación se presentó una diversidad de $H' = 0.9$, riqueza de especies de $S' = 9.3$ e índice de equitatividad de $J' = 0.2$.

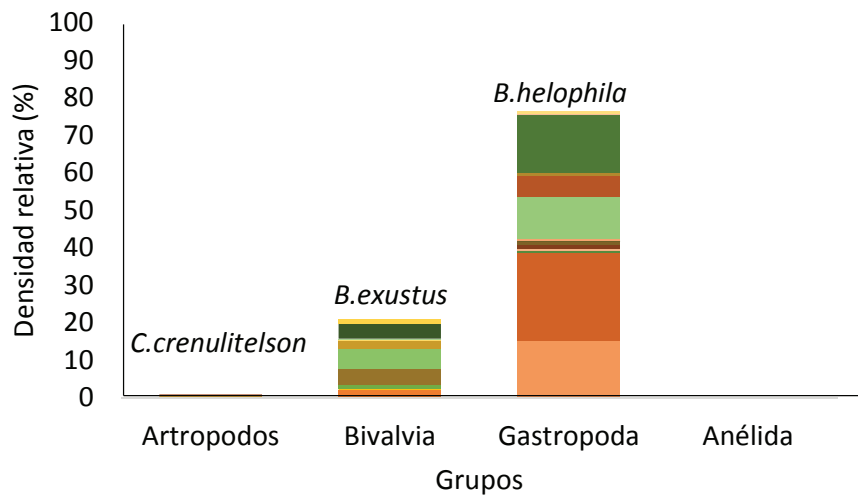


Figura 50. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la menor precipitación.

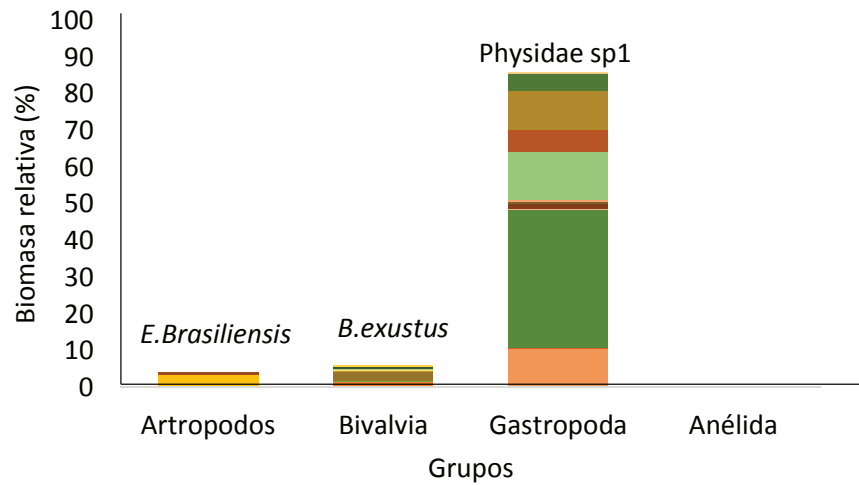


Figura 51. Biomasa relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Río Coco durante la menor precipitación.

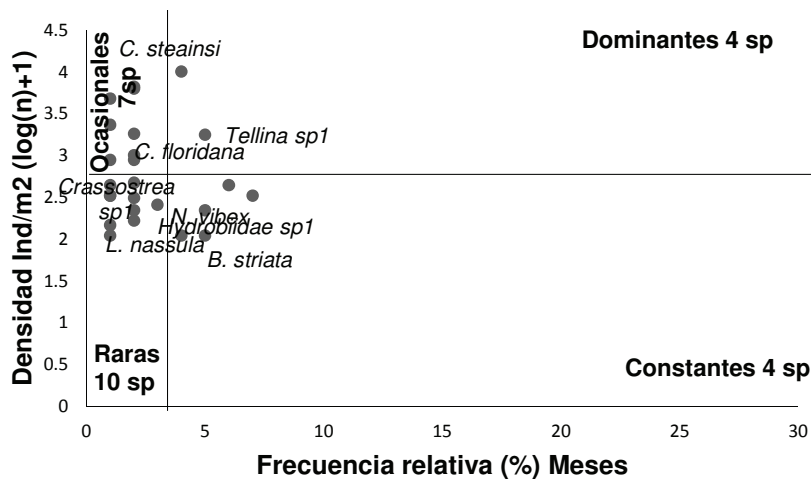


Figura 52. Diagrama de Olmstead-Tukey en Río Coco al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante la condición de menor precipitación.

Cixtab

Por otra en Cixtab se obtuvieron tres fila, cinco clases, 18 órdenes, 23 familias, 24 géneros y 24 especies. El fillum Mollusca presento dos clases, diez órdenes, 15 familias, 17 géneros, 19 especies. El grupo de los crustáceos únicamente estuvo representado por *E. brasiliensis*, *P. caudata* y *T. floridanus* y los anélidos por *C. capitata*

y Nereididae. Los valores máximos de densidad fueron para *L. Nassula* (3,703 indiv.m⁻²) y los mínimos para *P. caudata*, *T. flodidanus*, *L.mortini*, *Crassostrea* sp1, *C. steainsi* y *P. caudata* (11.1 indiv.m⁻²). Y para la biomasa *L. nassula* (445 gm²) máximos y *P.caudata* (0.07 gm²) mínimos (Figs. 53 y 54).

De acuerdo al diagrama de Olmstead-Tukey, las especies dominantes fueron *M. modulus*, *B. striata*, *C. orbicularis*, *Marginella* sp1, *B. exustus*. Por otra parte, las especies ocasionales fueron *L. nassula*, *T. fasciata*, *Hydrobiidae* sp2, *D. lucidum*. En especies constantes se ubicó a *Tellina* sp1, *N. vibex*, *M. leucophaeata*, *Hydrobiidae* sp3. Y finalmente, las especies raras se constituyeron por *L. mortini*, *Eunicidae* sp1. *Crassostrea* sp1, *P. caudata* (Fig. 55).

Así mismo presentó una diversidad de especies de $H' = 1.09$, riqueza de $S' = 9.9$ e índice de equitatividad de $J' = 0.2$.

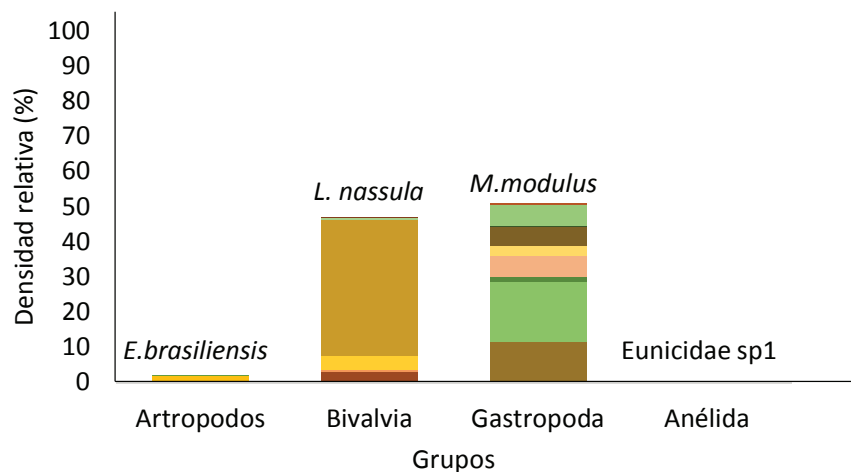


Figura 53. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la menor precipitación.

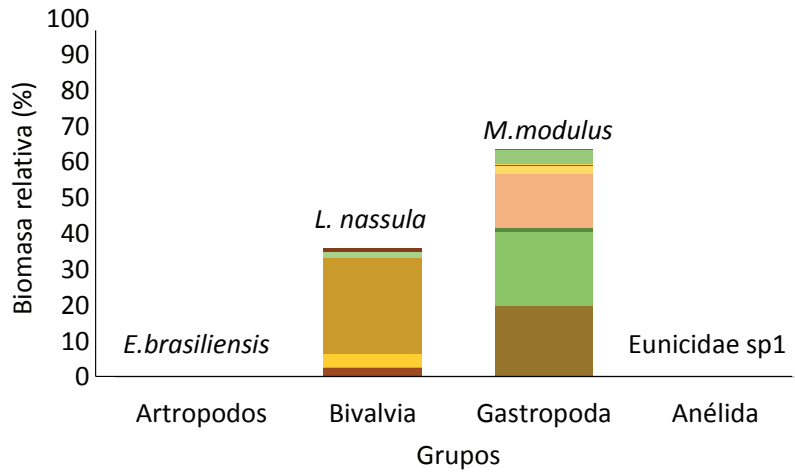


Figura 54. Densidad relativa de las especies de infauna en el hábitat de pastos marinos de Cixtab durante la menor precipitación.

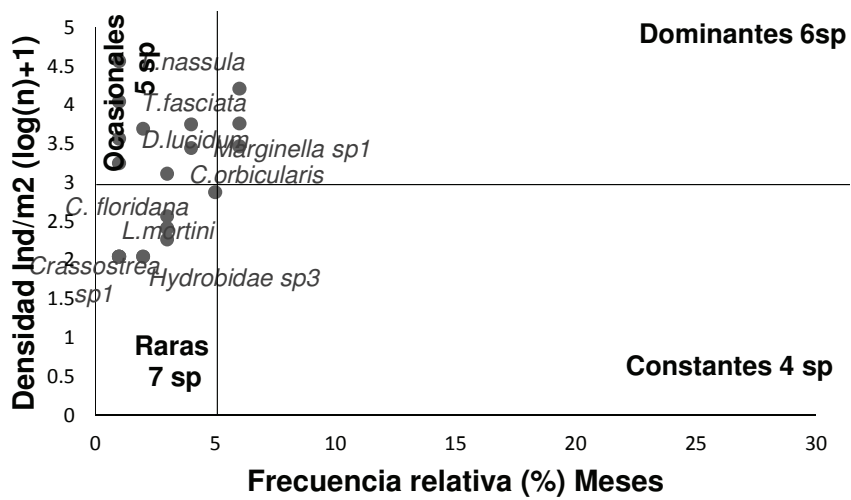


Figura 55. Diagrama de Olmstead-Tukey en Cixtab al suroeste de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche durante la condición de menor precipitación.

3.1.4.5.5.4. Relación de la densidad y biomasa de la infauna a las condiciones ambientales en las praderas de *Thalassia testudinum*

Debido a los pocos datos registrados, únicamente se aplicaron análisis de componentes principales y revisión de literatura para sustentar la discusión; esto con el fin de

establecer la relación entre la densidad y biomasa de la infauna y las condiciones ambientales en las preaderas de *T. testudinum*.

De esta manera en Río Coco, el análisis de componentes principales anual en Río Coco explicó el 63% de la varianza total en los dos primeros componentes, en densidad y biomasa (Fig. 56). En ambos parámetros (densidad y biomasa), el primer componente aportó el 39.4 % de la variación; las variables con mayor peso de forma positiva fueron el potencial redox y temperatura del sedimento, mientras que de manera negativa fueron salinidad intersticial. El segundo componente aportó el 23 %; las variables con mayor peso positivo fue el fósforo total del sedimento; así mismo, las variables con mayor peso negativo fue el pH.

Al análisis de componentes anual en Cixtab explicó el 68.9% de la varianza total en los dos primeros componentes, en densidad y biomasa. El primer componente aportó el 46.1 %; las variables con mayor peso de forma positiva fueron el nitrógeno total, temperatura y potencial redox del sedimento, mientras que de manera negativa fueron el fósforo total del sedimento y biomasa subterránea. El segundo componente aportó el 22.8%; las variables con mayor peso positivo fue el pH del sedimento; mientras que las variables con mayor peso negativo fue la salinidad intersticial (Fig. 57).

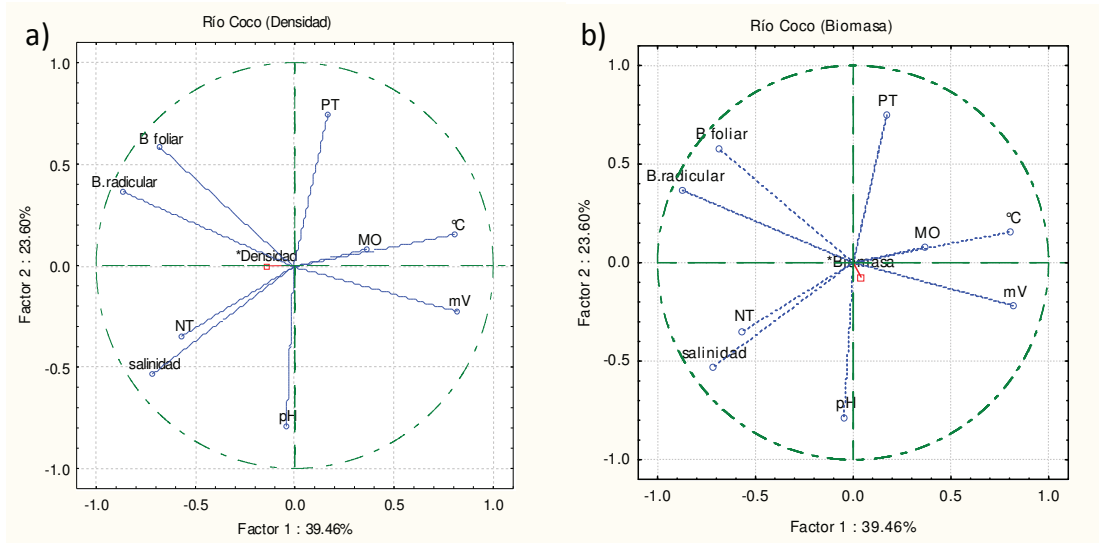


Figura 56. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas de sedimento, densidad (a) y biomasa (b) en la infauna de Río Coco.

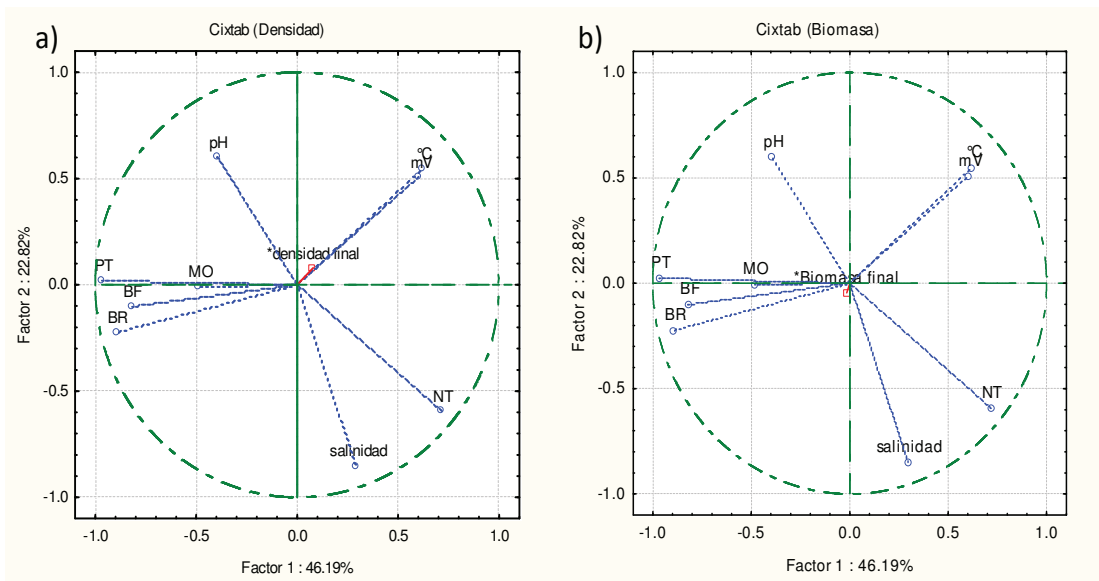


Figura 57. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas de sedimento, densidad (a) y biomasa (b) de la infauna en Cixtab.

CAPÍTULO IV

4.1 DISCUSIÓN

4.1.1 Estacionalidad

El área de estudio presentó dos condiciones de precipitación (mayor precipitación y menor precipitación) (Fig.4). A pesar de encontrarse en una zona en la cual se han detectado tres temporadas climáticas (lluvias, nortes y estiaje. CONAGUA 2012; Gaona-Pineda 2007). Puesto que estos autores, establecen las temporadas climáticas con base a datos promedio de precipitación y temperatura ambiental de la región. Sin embargo, para este estudio se utilizaron los datos acumulados colectados durante el periodo de julio de 2012 a junio de 2013 de la estación meteorológica CM10 (Fig.5), por ubicarse adyacente al área de interés y por registrarse diferencias locales en la precipitación a lo largo del litoral de Campeche (Posada-Vanegas et al. 2013); e influencia de estos cambios en precipitación en la producción de biomasa en la Laguna de Términos (Agraz-Hernández et al. 2014). Es por lo anterior que en este estudio, se analizan dos condiciones de precipitación (Fig.4).

4.1.2. Comportamiento de las condiciones fisicoquímicas y biológicas en el hábitat de manglar

4.1.2.1. Caracterización de las condiciones fisicoquímicas del sedimento

De manera general, la textura de sedimento que presentó en el perfil de vegetación de Río Coco (limo arcilloso), se atribuye al mayor aporte de agua dulce y sedimentos de origen terrigénico. A diferencia del perfil realizado en Cixtab, dónde el sustrato se tipificó como (arcillo-arenoso), derivado de la mayor influencia que tiene con el mar. Chapman (1939) indica que la turba de mangle se caracteriza por ser de tipo areno-limoso; sin

embargo, los bosques con mejor desarrollo se localizan en suelos de tipo limo-arcilloso, como en el presente estudio (Río Coco).

Por otra parte, la temperatura se mantuvo con poca variación en ambos sitios en estudio, por ello no se establecieron diferencias significativas. Esto al definirse temperaturas de $23 \pm (5)$ °C los bosques que componen el perfil de vegetación en Río Coco, y para Cixtab de $26 (\pm 2.4)$; situándose dentro del intervalo óptimo para el desarrollo de los manglares (20.0 a 28.1 °C). Similares temperaturas fueron registradas por Márquez y Jiménez (2002) en un bosque de *Rhizophora mangle*, en Venezuela de 23 a 32 °C y por su parte Lugo y Snedaker (1974); Clough et al. (1982) y Agraz-Hernández (1999) exhiben que la temperatura óptima de los manglares para el adecuado desarrollo de los procesos fotosintéticos, se registra alrededor de los 35 °C. Autores como Waizel (1972) menciona que las especies de mangle no soportan fluctuaciones mayores a 10 °C anual, puesto que se ve afectado el sistema radicular y tejido foliar.

Con respecto a las condiciones de potencial redox del perfil de vegetación en Río Coco, se establecieron condiciones óxico-hipóxicas en la orilla y hacia la parte interna hipóxica. Esto típico de zonas reducidas por la alta concentración de materia orgánica, demanda de oxígeno y la acumulación de sulfitos, al incrementarse la microtopografía, establecer menor tiempo del suelo inundado y mayor evaporación. Suprayogi y Murray (1999) y Battle-Sales et al. (1994) indican que la reducción de sulfatos acumulados en el suelo, generan la formación de materiales sulfhídricos. Asimismo, la exposición del suelo al sol (deseccación) acelera la oxidación bioquímica de los materiales orgánicos y de los sulfhídricos, propiciando las condiciones ácidas del suelo; tal como se registró a lo largo del perfil vegetación en Río Coco.

Por otra parte, el porcentaje de materia orgánica a través del perfil en Río Coco fue de 70%, es similar a lo detectado en suelos que permanecen inundados por periodos prolongados y con aportes constantes de materia orgánica; ejemplo de ello son los reportados por MacNae (1968), con 65%, y en bosques de manglar adyacentes al área en estudio, por Agraz-Hernández et al. (2011) de 86%, lo cual indica una alta disponibilidad de nutrientes en el bosque.

Con respecto al porcentaje de nitrógeno y fósforo total, no se presentó una variación entre bosques a través del perfil (0.2 a 0.4%). Las concentraciones detectadas de nitrógeno total son similares a las registradas por diversos autores, dentro de intervalos de 0.5 a 0.91% (Lacerda et al 1993; Chan Keb et al. 2010) para otras áreas de estudio. Para el fósforo total, también se determinaron concentraciones comunes de los bosques de mangle, en intervalos reportados por varios autores de 0.02 a 1.47% (Saenger 2002; Agraz-Hernández et al. 2011).

En el caso del perfil de vegetación de Cixtab se exhibieron condiciones alcalinas y óxicas a hipoxicas, con tendencia anóxica de la orilla hacia la parte interna; lo que indica un menor tiempo de residencia del agua y mayor influencia marina. Lo anterior es validado mediante el tipo de sedimento (arcillo-arenoso), al considerarse el agua de mar con propiedades ligeramente alcalinas y por el incremento de la salinidad. Al respecto, Porta et al. (1994) mencionan que cuando el ión sodio es el que predomina en el suelo, se produce un efecto llamado alcalinización.

El porcentaje de materia orgánica en Cixtab (66%), fue homogénea a lo largo del perfil de vegetación, y similar a lo detectado en los bosques de Río Coco, por ello no se encontraron diferencias significativas.

Con respecto, al porcentaje de nitrógeno total y fósforo total, en ambos sitios no se presentaron variaciones entre bosques y se obtuvieron igual concentración en ambos nutrientes, de acuerdo a lo reportado por Lacerda et al. (1993), Saenger (2002), Chan Keb et al. (2010), Agraz-Hernández et al. (2011).

4.1.2.2. Comportamiento general de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial

La tendencia general de la concentración de la salinidad del agua intersticial, es consecuencia de las diferencias en macro-topografía que presentan los sitios en estudio desde cuenca alta hacia la costa, direccionando la mayor cantidad de los escurrimientos y aporte del agua vía superficial y subterráneo hacia Río Coco, comparado con Cixtab. Esto sustentado a través de los análisis de textura y valores del pH en el sedimento de los sitios en estudio, así como por las cotas descritas en página del googleearth (<http://www.googleearth.com>); además por los resultados obtenidos del análisis de una ANOVA de tres vías ($p < 0.05$. Cuadro 6). De esta manera la masa de agua en Río Coco se define con mayor influencia de agua dulce y para Cixtab con concentraciones de salinidad altas.

Por otra parte, se establecieron variaciones significativas a lo largo del perfil de vegetación ($p < 0.05$) (Río Coco y Cixtab) en la concentración de los nitritos, sulfatos y potencial redox del agua intersticial, por época del año y tipo fisonómico en cada sitio de estudio (Cuadro 6); esto se atribuye a los distintos aportes y calidad del agua dulce (por escurrimientos y vía intersticial), diferentes niveles microtopográficos entre los sitios en estudio; al respecto, Thom (1967), Flores-Verdugo et al. (2007) y Agraz-Hernández et al. (2011) han establecido que el nivel microtopográfico y el hidroperiodo establecen

el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en los humedales costeros, como es el caso de las diferencias en los valores de óxido/reducción. Asimismo, Agraz Hernández (1999), determinó que tan solo 3 cm de diferencia en el nivel microtopográfico genera a lo largo de un perfil de vegetación en el Pacífico de México, un bosque tipo borde en la orilla del agua, dominado por *Rhizophora mangle* y hacia la parte interna interior (cuena arriba) un tipo matorral, monoespecífico de *A. germinans*. Esto al incrementar la evaporación del agua de mar, la salinidad y menor inundación; por ende mayor pérdida de energía para regular la salinidad por los manglares.

Otro factor determinante de las variaciones en la concentración de sulfatos, nitrios y potencial redox se debe a la influencia y amplitud de inundación por marea a lo largo de los perfiles de vegetación (entre los tipos fisonómicos). Resultados similares han sido reportados por Flores-Verdugo et al. (2007) y Agraz-Hernández et al. (2011). Es por ello que el humedal ubicado en Río Coco se caracterizó por tener mayor amplitud de inundación a lo largo del perfil de vegetación, con respecto al de Cixtab. Indicadores cualitativos de esto, fue la mayor altura de los neumatóforos de *Avicennia germinans* (30 cm) en el bosque interno en Río Coco, que en Cixtab (25 cm). Agraz-Hernández et al. (2011) han encontrado en perfiles de vegetación estas discrepancias entre los bosques de mangle que bordean el sistema Laguna de Términos y la Reserva de la Biosfera Los Petenes, en Campeche. Asimismo, Castillo-Domínguez (2013) indica situaciones similares, para las zonas oeste y suroeste de la laguna de Términos, Campeche, estableciendo relaciones inversas entre la densidad y la altura de los neumatóforos, derivado del mayor volumen de agua que ingresa por los ríos y por la

menor topografía, de acuerdo con el mayor nivel microtopográfico que se detectó en Cixtab.

Asimismo, al presentar mayor concentración de salinidad y sulfatos en Cixtab, valida el pH registrado como alcalino (sedimento), puesto que uno de los elementos mayoritarios del agua de mar son los sulfatos, confirmando la mayor influencia marina en este sitio, en comparación con Río Coco; y la presencia de *A. germinans*, a través de la mayor densidad de árboles, concentración de la salinidad y menor valor del potencial redox en el bosque de la parte interna del perfil de Cixtab (Fig. 18 y 19). Al respecto, Lara y Gonzalez (2007) en un estudio realizado en bosques de mangle de Venezuela indican una relación estrecha entre la entrada de agua de mar (fluctuación de mareas) con la presencia de condiciones alcalinas.

De manera particular, en Río Coco, las condiciones mesohalinas, óxicas-hipóxicas, y niveles tróficos oligo-mesotróficos del agua intersticial del bosque que bordean a la línea de costa; son derivados de los continuos aportes de agua dulce superficial e intersticial, así como de los arrastres de nutrientes de tipo antrópicos transportados a través de los sedimentos hacia la zona costera. Puesto que cuenca arriba se cultivan hortalizas (<http://www.googleearth.com>). Esto sustentando a su vez por la mayor dominancia de *R. mangle* (dependiente de condiciones más mesohalinas-dulceacuícolas) y por la presencia de *Laguncularia racemosa* en el bosque tipo borde (orilla del agua) del perfil de Río Coco, debido al continuo aporte de nutrientes, transportado por el canal de marea (Fig. 18 y 19). Autores como, Mitsch y Gosselink (1993) indican que *L. racemosa*, puede ser utilizada como bioindicador de estrés por aporte de aguas residuales de origen antrópico y por considerarse una especie competidora en ambientes de altos contenidos de nutrientes. Por otra parte, Conde

Medina (2011) ha registrado mayor densidad en bosques de *L. racemosa*, bajo condiciones del agua intersticial de tipo óxicos-hipóxicos, con altas concentraciones de fosfatos y nitratos. Asimismo, autores como Hernández-Trejo et al. (2006) señalan que *R. mangle* se caracteriza por un hábitat con alta frecuencia de inundación, que el resto de las especies de mangle.

Las condiciones hipóxicas, mesohalinas-euhalinas y mesotrófica del agua intersticial en el bosque de mangle interno en el perfil de Río Coco, ratifica los continuos aportes de descargas residuales agrícolas, demandando mayor cantidad de oxígeno para la degradación de la materia orgánica, menor inundación al incremento microtopografía (de mar a tierra). Delaune et al. (1990) señalan que valores reductores de potencial redox resultan de procesos microbiológicos por descomposición de la materia orgánica presente en los suelos anaeróbicos. La correlación inversa que se presenta entre el potencial redox y la salinidad ha sido reportada por otros autores; en dónde se menciona que esto es una respuesta al tiempo de residencia del agua (Conde-Medina 2011).

Es relevante mencionar que a pesar del nivel trófico y tipo de nutrientes (nitrógenos oxidados bajo condiciones óxicas con tendencia hipóxicas y concentraciones de fosfatos superiores a bosques sin aportes de agua residual agrícola) detectados en el agua intersticial en los manglares de Río Coco; no se establecen impactos importantes en la calidad del agua de la zona costera, desplazamiento o dominancia de las especies originales del mangle. Puesto que el humedal está funcionando como un fitorremediador eficiente. Sin embargo, de continuar con las descargas agrícolas o incrementar el número de estas o la concentración de los nutrientes en los vertidos, esta tendencia puede cambiar, afectando a su vez los

servicios ecosistémicos que los manglares nos proveen. Chan-Keb (2007) indica que en áreas de elevada actividad biológica, los nutrientes producidos por la actividad descomponedora de las bacterias, así como, las formas disueltas que desorben desde la fase sólida son rápidamente captados por la vegetación, por lo que la concentración de los nutrientes en el agua intersticial es baja en comparación con los estudios de Conde Medina (2011).

Lo anterior, a su vez es sustentado a través del patrón establecido de los fosfatos en el agua intersticial del mangle en Río Coco, por ser de origen alóctono y al indicar una mayor concentración en los bosques que bordean la línea de costa, con respecto al bosque de la parte interna, que exhibe una mayor influencia de descargas de la cuenca alta por el estuario. Lo anterior ratificado con el valor de potencial redox más positivo en el bosque tipo borde, que el interno del perfil; principalmente durante la época de menor precipitación (Fig.18 y 19). Así como, con la correlación directa entre los valores del potencial redox y la concentración del amonio a lo largo del perfil. Agraz-Hernández (2004) menciona que en el agua intersticial de los bosques de mangle, los compuestos nitrogenados se encuentran disueltos en formas reducidas; como es el caso del amonio, donde este puede estar relacionado a su vez con el potencial redox.

Con respecto a las concentraciones de nitratos determinadas en el agua intersticial en los manglares de Río Coco, se registra una tendencia similar a la de los fosfatos. Diversos autores han señalado que las concentraciones altas de los nitratos se relacionan con la actividad de carácter antrópica, esto principalmente con el aporte de fertilizantes, tales como nitrato de potasio. Al respecto, Ashok Prabu et al. (2008) han detectado en humedales costeros altas concentraciones de nitratos en sitios con influencia de carácter antrópico.

A pesar de lo anterior, es relevante mencionar que las concentraciones de fosfatos y nitratos registrados en los manglares de Río Coco (Fig.18 y 19); son menores a las reportadas por Conde-Medina (2011), puesto que los aportes del agua residual provienen del cultivo de la caña a mayor escala (0.69 a 1.76 mg L⁻¹ con PO₄⁻³ y 0.54 a 0.62 mg L⁻¹ de nitratos); ratificando que el humedal de Río Coco funciona como un fitorremediador eficiente y que este presenta un buen grado de salud. En el caso de los nitritos, Río Coco presentó concentraciones bajas, respecto a Cixtab. Sin embargo, se mantuvo similar al comportamiento de los nitratos en el agua intersticial de los humedales de mangle tanto en Río Coco, como en Cixtab.

Las concentraciones bajas de los sulfatos en Río Coco, sustenta el mayor aporte de agua dulce por el estuario y menor aporte la parte interna del perfil de mangle de Río Coco. Referente a lo antes citado, Sherman et al. (1998) mencionan que en las zonas de manglar donde predomina el agua dulce, las concentraciones de sulfatos son bajas.

El humedal de mangle ubicado en Cixtab se caracterizó por desarrollarse en condiciones de menor inundación (amplitud y frecuencia), mayor influencia marina, salinidad y nivel microtopográfico (a lo largo del perfil), con menor aporte de agua dulce por el estuario ubicado adyacente a este; con respecto al humedal de Río Coco. De tal manera que, aunque las condiciones ambientales y comportamiento de los bosques tipo borde (orilla de los estuarios) son similares entre las áreas de estudio, las condiciones del agua intersticial del bosque interno en Cixtab son más adversas para los manglares (mesohalinas a hiperhalinas e hipoxicas a anóxicas). Reflejándose en un bosque con mayor densidad y altura, así como menor área basal; a causa de la pérdida de energía para regular no solo las altas concentraciones de salinidad y por las condiciones

reductoras del agua intersticial; como consecuencia del mayor tiempo de residencia del agua subterránea. Este comportamiento ha sido descrito por Gaona-Pineda (2007).

De acuerdo al nivel trófico del agua intersticial en el perfil de mangle de Cixtab, estableció similar comportamiento que en Río Coco; pero con menor grado de descargas de agua residual agrícola; con influencia de éstas por la parte interna del perfil, puesto que la concentración de los nitrato y nitritos fueron mayores, que con respecto al bosque de la orilla. Sin embargo, el nivel trófico no fue un factor determinante en la producción de hojarasca; incidiendo con mayor fuerza la salinidad y los valores del potencial redox, en este sitio (Ver capítulo de parámetros biológicos en manglares).

4.1.2.3. Comportamiento espacio temporal de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de manglar

Los principales patrones estacionales que influyen en el comportamiento de las variables fisicoquímicas están regidos por la precipitación, descargas de agua dulce, salinidad, temperatura e irradiación solar (Day et al. 1987; Flores-Verdugo et al. 1987). Las condiciones ambientales de los sitios en estudio, se mantuvieron bajo la influencia de la variación en precipitación, descargas de aguas residuales agrícolas y urbanas, en las condiciones de precipitación, así como por la variación en el nivel del suelo (macro y micro).

Las características ambientales del agua intersticial por época del año de los bosques de mangle que componen el perfil de vegetación de Río Coco, registraron las mejores condiciones durante la mayor precipitación y en el bosque que bordea a la línea de costa. Esto por el mayor efecto de lavado y acarreo de materia orgánica en el

bosque de la orilla; a diferencia del bosque interno donde se incrementa la salinidad, presenta menor valor del potencial redox (hasta niveles de anoxia) y mayor concentración de nutrientes (nitrato, sulfatos y amonio). Siendo relevante mencionar que estas condiciones se tornaron más extremas en el bosque de la parte interna durante la época de menor precipitación, por efecto del tiempo de residencia del agua. Puesto que la tendencia anóxica responde a la menor frecuencia de inundación y mayores condiciones reductoras, afectando el proceso de la degradación de la materia orgánica, a la mayor exposición del suelo al aire. Dagar et al. (1993) mencionan que los suelos de manglares presentan fuertes variaciones en las concentraciones de sales, debido a que éstos se encuentran regulados por la evapotranspiración, suministro de agua de mar y dulce. Por su parte, Boto y Wellington (1984) indican que las variaciones en los valores del potencial redox, dependen no solo de la frecuencia y duración de la marea, sino también por el contenido de la materia orgánica. Por ello durante la menor precipitación los valores del potencial redox establecen condiciones totalmente reductoras (anoxia), definiéndose escenarios extremos en la parte interna del perfil de vegetación.

En el humedal de Cixtab las condiciones de óxido-reducción del agua intersticial en el bosque de la orilla presentaron similar comportamiento que el bosque homólogo de Río Coco durante la mayor precipitación; pero no así con la salinidad, al presentar mayor salinidad Cixtab, como resultado de la mayor influencia del mar, nivel microtopografico, evaporación y concentración de sulfatos (Fig. 16). Así mismo, hacia el interior del bosque las condiciones de salinidad incrementan. Esto ratificado con los resultados del análisis multifactorial clásico (Fig.15) donde la salinidad se establece como factor determinante de la calidad del agua en el bosque interno. Lewis (1982),

Agraz-Hernández (1999) y Flores-Verdugo et al. (2007) indican que la microtopografía es un factor que determina en conjunto con interacciones fisicoquímicas como la salinidad intersticial, el hidroperíodo, la zonación de los diferentes tipos fisonómicos y especies a lo largo de un perfil de vegetación de manglar.

4.1.2.4. Comportamiento de los parámetros biológicos en el hábitat de manglar

4.1.2.4.1. Distribución espacial de los atributos forestales, tipos fisonómicos y dominancia de las especies de mangle a través de perfiles de vegetación en Río Coco y Cixtab

La distribución, composición y fisonomía de los bosques de mangle, a una escala local, dependen de la fisiografía, geomorfología, hidrología, sustrato, salinidad, nivel de inundación y relieve (Tomlinson 1986; Twilley et al. 1996; López-Portillo y Ezcurra, 2002). Los diferentes tipos fisonómicos de los bosques de mangle ubicados a lo largo de los perfiles desde la orilla (agua) hacia tierra adentro en los sitios en estudio; son respuesta de las características hidrológicas anuales, y de la interacción entre los parámetros físicos y químicos del agua intersticial.

Así mismo, la pérdida de los atributos forestales a lo largo de los perfiles (mayor densidad, menor área basal y altura, así como cambio en la especie dominante), es atribuido a la respuesta fisiológica de las especies de mangle, al incremento de la microtopografía, exposición del suelo al sol, evaporación del agua y concentración de salinidad, así como por la menor frecuencia y amplitud de inundación (Cuadro 6). Autores como Agraz-Hernández (1999), Flores-Verdugo et al. (2007), Agraz-Hernández et al. (2011), Chan-Keb (2014) han descrito dicho comportamiento para el Pacífico mexicano, Chan-Canul (2007), Gaona-Pineda (2007), Conde-Medina (2010), Castillo-

Domínguez (2013) en el Golfo de México y Agraz-Hernández et al. (2006), Lara-Domínguez et al. (2005) para el Caribe mexicano. Por otra parte, autores como Odum et al. (1982), Flores-Verdugo (1989) y Twilley (1986) han detectado en los bosques de mangle de la parte interna de un perfil, bosques con menores atributos forestales, que aquellos que bordean la costa o en la orilla del agua.

Lo anterior, debido a la alta salinidad por el mayor nivel microtopográfico, menor frecuencia y amplitud de inundación e incremento de la tasa de evaporación; indicando que generalmente bajo estas condiciones los bosques se encuentran dominados por *A. germinans*, llegando a soportar esta especie salinidades hasta 120 UPS con fisonomías cuenca-matorral e incluso matorral. Por ello, en los bosques internos de los perfiles en ambos sitios en estudio se reflejó la dominancia de *A. germinans* (Figs.18 y 19), donde se registran diferencias en la salinidad a lo largo del perfil de vegetación ($p < 0.05$); y se incrementó en la parte interna donde domina la especie de *A. germinans*.

El tipo fisionómico y la especie dominante de mangle (*R. mangle* y *A. germinans*) en los dos bosques registrados en el perfil de vegetación de Río Coco (Fig.18), son respuesta de la fisiología de cada especie, derivado a las características de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial específicas del sitio (mesohalinas, oxicas, hidroperiodo). Por ello, se establece en la orilla del agua un bosque de menor densidad y mayor área basal (tipo borde), con dominancia de *R. mangle*, con respecto al bosque ubicado al final del perfil (tipo cuenca-matorral), con dominancia de *A. germinans* (Figs.18 y 19). Esto derivado de la mayor pérdida de energía para poder efectuar procesos fisiológicos con menor disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua y compuestos oxidados disueltos de tipo nitrogenado y fosfatados, para su nutrición. Al respecto, García-Zaragoza (2007) indica similar comportamiento en un perfil de

vegetación al sureste de la laguna de la Mancha, Veracruz. Por su parte, Teas (1979) exhibe que debido a la hipersalinidad de los suelos en los bosques de mangle, existe una reducción en el crecimiento; y Flores Verdugo et al. (2007) mencionan que pequeños cambios en la microtopografía originan diferentes tipos de humedales, reflejo cada uno de ellos por la duración de la inundación, concentración de sales y condiciones de óxido-reducción del suelo.

Con respecto, al cambio de especie dominante a través del perfil de Río Coco (Fig. 18), es respuesta del grado de tolerancia a las concentraciones y valores de los parámetros químicos, mencionados con anterioridad y que caracterizaron a los tipos fisonómicos. Puesto que *R. mangle*, es poco tolerante a la salinidad; al presentar solo mecanismo de ultrafiltración, requiriendo altos periodos de inundación y bajos tiempos de residencia del agua; a diferencia de *A. germinans* que es muy tolerante por efectuar mecanismos de excreción, exclusión y acumulación, para regular la concentración de las sales, e incluso en condiciones de hipersalinidad llegan a sobrevivir, formando bosques con alta densidad, bajas áreas basales y alturas. Autores como, Chan Canul (2007) y Gaona-Pineda (2007) han detectado este comportamiento en bosques de mangle del área de Río Verde, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.

En el perfil de vegetación de Cixtab se registró un comportamiento similar al del humedal de Río Coco; fisonomía borde, en la orilla y cuenca-matorral hacia el interior del bosque; sin embargo la concentración de la salinidad fue superior, con respecto a Río Coco (Fig. 10); derivado de las condiciones ambientales más adversas que en Río Coco, esto validado a través de la determinación de la salinidad como factor determinante (Fig. 13, ver capítulo parámetros químicos), no sólo para la estructura forestal y dominancia de la especie, sino también en el comportamiento de la

producción de hojarasca. Autores como Teas (1979) indican que en suelos hipersalinos de mangle, se presenta reducción en el crecimiento por la pérdida de energía, incremento en el mecanismo de regulación y excreción de las sales. Por su parte, Cintrón et al. (1978) han registrado con incrementos en la salinidad intersticial, reducción en el vigor y desarrollo de los bosques de mangle, siendo este un factor de tensión.

4.1.2.4.2. Comportamiento de la producción general de la hojarasca a través de perfiles de vegetación en el hábitat de manglar

La determinación de la producción de hojarasca, indica de manera indirecta el aporte de biomasa vegetal que se integra a la fuente de nutrientes en forma de detritus; ésta producción se realiza durante todo el año, registrando la máxima en lluvias y en eventos extraordinarios donde se prolonga el estiaje (Flores-Verdugo 1985; Tovilla 1994; Day et al. 1996); comportamiento registrado para los dos sitios en estudio. La producción de hojarasca presentó variaciones en el espacio (perfil de vegetación) y tiempo dependiendo de la especie y tipo fisonómico del bosque, como respuesta a patrones de salinidad, potencial redox, nutrientes, tiempo de residencia del agua, tipo de suelo, entre otros factores (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1983; Jiménez y Soto, 1985; Agraz-Hernández 1999); es por ello que a lo largo de los perfiles de vegetación en los sitios en estudio, la mayor producción de hojarasca se presentó desde los bosques que bordean a la línea de costa hacia el interior del perfil una disminución ($p < 0.05$) (Cuadro 8).

En los sitios de estudio, las mayores producciones anuales de hojarasca se establecieron en Río Coco, comparado con Cixtab; a pesar de no establecerse diferencias significativas entre estas ($p > 0.05$) (Cuadro 8). Esto atribuido a los diferentes

niveles tróficos (concentración de los nutrientes) y a las menores concentraciones de la salinidad en el agua intersticial. Puesto que se determinaron salinidades superiores a los 45 UPS en todo el perfil y menores aportes de nutrientes en el agua intersticial de los bosques de Cixtab, durante todo el año, (Fig.18 y19); mientras que en el agua intersticial del humedal de Río Coco, la variación anual fue de 24 a 49 UPS y los aportes de nutrientes fueron constantes, con influencia en todo el perfil de vegetación).

Las diferencias en la producción de hojarasca entre las áreas en estudio, a su vez son atribuidas baja capacidad que tienen los árboles de *R. mangle* (especie dominante en ambas áreas) para llevar a cabo el proceso de regulación de las sales. Al respecto, Scholander (1968) indican que las concentraciones de sales en el agua y en el sustrato implican un gasto energético elevado para los organismos, lo que repercute en las tasas de crecimiento, pues el material orgánico que podría contribuir al incremento de la biomasa, se emplea en el control de las concentraciones de sales en la savia. Es por ello en el humedal de Río Coco la producción de hojarasca se encontró relacionada de manera inversa con la salinidad ($p < 0.05$). Autores como Gaona-Pineda (2007); Chan-Canul (2007) y García-Zaragoza (2007) han registrado un efecto negativo de la salinidad sobre la producción de hojarasca en la RBLP.

Con respecto a la concentración de los nutrientes en el agua intersticial, Chan-Keb (2007) infiere que bajo condiciones aeróbicas, los fosfatos se incrementan en el agua intersticial cuando el aporte es constante al humedal, utilizándose este nutriente por las plántulas de mangle principalmente para el crecimiento en términos de incremento diametral y altura, producción de hojarasca, además de ser absorbidos en el sedimento y material particulado.

Referentes a la producción de hojarasca a lo largo del perfil de vegetación en Río Coco, presentó la mayor producción en el bosque que bordea a la línea de costa (mesohalinas), al registrar menor salinidad, mayor frecuencia y amplitud de inundación, generándose con ello condiciones óxicas-hipóxicas en el agua intersticial con dominancia de *R. mangle*, que con respecto a los bosques de la parte interna del perfil, con dominancia de *Avicennia germinans*. Diversos autores, atribuyen el óptimo desarrollo de un bosque mono específico de *R. mangle* a las condiciones mesohalinas, tal como se observó en este estudio (Cintrón y Schaeffer 1992; Kjefer et al. 1999, Chan-Keb 2007 y Agraz-Hernández 2007). Asimismo, Conde-Medina (2010) menciona que *R. mangle* es una especie que requiere disponibilidad de oxígeno, inundación frecuente, condiciones mesohalinas a oligohalinas y baja concentración de nutrientes.

En específico, el bosque de la parte interna del perfil en río Coco, exhibió menores producciones de hojarasca con respecto al bosque de la orilla, a pesar de detectarse la dominancia *A. germinans*, la cual es tolerante a la salinidad. Pues con altas concentraciones de salinidad en el agua intersticial, los arbustos incrementan el proceso de excreción, exclusión y acumulación de sales para sobrevivir, perdiendo energía para la producción de la biomasa neta. Autores como, Boto y Wellington (1984); Lewis (1982); Mitsch y Gosselink (2000) mencionan que cambios en el potencial redox influyen en los procesos fisiológicos de las plantas.

A pesar de lo expuesto, los valores de producción de hojarasca de los bosque internos del perfil de este sitio, superan a los reportados por Gaona-Pineda (2007) para los manglares de Río Verde, en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche, con $86.7 \text{ g (p.s) m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ (Cuadro 1). Esto debido a que el bosque tipo matorral que describe

este autor presenta mayor grado de estrés, con respecto al área en estudio, esto por el cambio hidrológico con la construcción de una carretera cuenca arriba.

Similar que en el humedal de Río Coco, la mayor producción de hojarasca en Cixtab fue detectada en el bosque que bordea a la línea de costa, esto derivado de las mejores condiciones ambientales, que con respecto al bosque de la parte interna (mesohalinas y de tipo óxicos-hipóxicos). Cintrón y Schaeffer (1992), Chan-Keb y Agraz-Hernández (2007) atribuyen el óptimo desarrollo de un bosque monoespecífico de *R. mangle* a las condiciones mesohalinas.

Por otra parte, la producción de hojarasca en el bosque de la parte interna del perfil al establecerse condiciones más adversas que en el bosque tipo borde, e incluso de su homólogo de Río Coco. Lacerda y Abrao (1984); López Portillo y Ezcurra (2002) mencionan que bajo condiciones anóxicas con intervalos que van desde -264 a -334 mV se establecen cambios en el pH, salinidad, materia orgánica y actividad microbiana, que a largo plazo han modificado las características edáficas del suelo y contribuyen a incrementar la biodisponibilidad, acumulación y movilización de elementos potencialmente tóxicos en el ecosistema de manglar. Por su parte, Saenger (2001) enfatiza que en condiciones reductoras (< -230 mV), las plantas sufren estrés, llegando a presentar inhibición enzimática, reducción en la actividad fotosintética y la respiración del sistema de subterránea, a causa de la formación de elementos tóxicos, a ese grado de anoxia; caso registrado en el agua intersticial durante la condición de menor precipitación en los bosques de Cixtab. Diversos autores han encontrado que a mayores concentraciones de sal en el agua intersticial, se reduce la acumulación de materia orgánica proveniente de la defoliación y provoca una baja asimilación del bióxido de carbono en las hojas de manglar.

4.1.2.4.3. Comportamiento de la producción por época del año de la hojarasca a través de perfiles de vegetación en el hábitat de manglar

De manera general en la condición de mayor precipitación, la alta producción de hojarasca está relacionada con las bajas concentraciones de salinidad, aportes de nutrientes de tipo terrígeno y altos valores de potencial redox detectados en ambos sitios de estudio. Al respecto Chan-Keb (2014) reporta un comportamiento similar en bosques de manglar ubicados en un sistema lagunar de Oaxaca. Lara y Cohen (2006) indican que el patrón estacional de la producción de hojarasca es atribuido a los cambios estacionales en precipitación, aportes de agua dulce proveniente de ríos y baja salinidad del suelo.

En forma contraria, durante la menor precipitación los valores del potencial redox disminuyen a condiciones más reductoras, propiciando menor producción de hojarasca, al formarse compuestos tóxicos en el sedimento y agua intersticial. Chan-Keb (2014) menciona que esta baja producción es consecuencia del incremento del ácido sulfúrico (H_2S) y metano (CH_4). Boto y Wellington (1984) menciona que con potenciales menores de -250 mV los sulfatos son reducidos a H_2S , mientras que el bióxido de carbono (CO_2) y la materia orgánica en el sedimento está reduciéndose a metano (CH_4), cambios que afectan a la productividad primaria. Houghton et al. (2001) mencionan que al disminuir la precipitación se provoca la disminución en la entrada de agua dulce vía superficial e intersticial, estableciendo un aumento en la salinidad del suelo, un decremento en la productividad, cambiando a su vez la composición de las especies, favoreciendo aquellas con mayor tolerancia a la sal.

En los bosques de mangle que bordean a la línea de costa en Río Coco en la mayor precipitación, estos fueron altamente productivos en comparación al tipo

fisonómico ubicado en el interior del perfil de vegetación; y al bosque que bordea a la línea de costa en Cixtab. Ésta alta productividad puede ser explicada no solo por la menor concentración de salinidad y altos valores de potencial redox, sino también por recibir directamente los nutrientes acarreados por el caudal del canal de mareas hacia la zona costera. Esto coincide con lo descrito por Barreiro-Güemes (1999) quien demostró que *R. mangle* defolia todo el año, presentando una marcada estacionalidad durante la temporada de lluvias (con baja salinidad y disponibilidad de nutrientes). Así mismo hacia el interior del perfil, el bosque produjo menor hojarasca en comparación al tipo fisonómico borde, pero mayor al bosque tipo cuenca-matorral de Cixtab; estas diferencias entre sitios es explicada a la mayor amplitud y frecuencia de inundación, no solo con respecto a Cixtab, sino también con respecto a la época de menor precipitación.

Durante la menor precipitación, los bosques de mangle que bordean a la línea de costa en Río Coco, presentaron una disminución en producción de hojarasca, debido a los valores extremos de salinidad y potencial redox; sin embargo, esta producción supera a la reportada en Cixtab. Cabe mencionar en esta época la contribución de la hojarasca fue mayor de *L. racemosa*; al incrementarse los escurrimientos vía subterránea ricos en nutrientes de tipo antrópico. Al respecto, Conde-Medina (2011) enfatiza que esta especie es competidora en ambientes con altas concentraciones de salinidad y nutrientes.

Los valores de producción de hojarasca reportados en Cixtab fueron menores en comparación a Río Coco durante la mayor precipitación. El bosque que bordea a la línea de costa presentó los valores más altos en Cixtab de los dos bosques que componen el perfil de vegetación, debido a la mayor frecuencia de inundación y

potencial redox; así como menor salinidad. En el caso de la menor precipitación, dónde se presentaron las condiciones extremas para Cixtab, tanto los bosques que bordean la línea de costa, como el interno, la producción de hojarasca fue menor en comparación la mayor precipitación y los dos bosques que componen el perfil de vegetación de Río Coco; como resultado del estrés osmótico que se establece, bajo condiciones de alta salinidad y menores valores del potencial redox. Estos coincide con lo citado por autores como Jiménez (1994), Navarrete y Oliva (2002) y Aké-Castillo et al. (2006).

4.1.2.4.4. Composición y estructura de la infauna en el hábitat de manglar

En el hábitat de manglar se presentó una baja riqueza de especies, dónde el fillum de mayor aporte fue el Mollusca por ser un grupo con preferencias de sustratos sólidos para fijarse (Márquez y Jiménez, 2002). Por otra parte, el bajo índice de diversidad obtenido es consecuencia a las condiciones extremas que se establecen en el bosque de manglar por ejemplo, cambios de marea, temperatura, salinidad y altas concentraciones de nutrientes; además por los problemas metodológicos para la toma de muestra. Al respecto, Jackson (1972) señala que la diversidad de moluscos está asociada a factores como la salinidad, granulometría y materia orgánica en el sedimento. Lee (2008) indica que dentro de los problemas metodológicos para cuantificar la diversidad biológica en los manglares se debe a la heterogeneidad espacial y complejidad del hábitat, lo que reduce la eficiencia y precisión del muestreo. Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con lo reportado por Alongi y Sasekumar (1992) y Nandi y Choudhury (1983), Cedeño et al. (2010) quienes reportan índices de diversidad y riqueza bajos en boques de manglar; en consecuencia a las condiciones extremas que se presentan en los bosques de mangle.

Espacialmente, en Río Coco los valores máximos de densidad se registraron para el gasterópodo Hydrobiido sp1 por las preferencias dulceacuícolas de la especie. Y como se ha señalado en el capítulo de parámetros fisicoquímicos, el área en estudio presentó aportes de agua dulce vía superficial e intersiticial. Por otra parte, la dominancia en términos de biomasa de *Crassostrea* sp1, se debe a que los bosques de mangle proveen del hábitat óptimo para esta especie que es filtradora donde se encuentran aportes importantes de sólidos disueltos y plancton en la columna de agua, así como a la adaptación que presenta esta especie a las variaciones en salinidad, pH y mareas (Márquez y Jiménez, 2002), De acuerdo a lo descrito, Nava et al. (2011) registraron la presencia de la familia Hydrobiidae bajo condiciones de baja salinidad ó totalmente dulceacuícola en bosques de manglar del Sistema de Maracaibo, Venezuela.

Por otra parte, a pesar de que en términos de biomasa y densidad la familias Nereididae sp1 y la especie *C. capitata* contribuyeron con valores bajos con respecto a otras especies (*Tellina* sp1, *Crassostrea* sp y *C. mercatoria*); sin embargo, se ubicaron como especies constantes, por presentar hábitos carroñeros y pioneras en ambientes con altos contenidos de nutrientes. Al respecto De la Lanza et al. (2000) y Méndez (2006) han observado frecuentemente que los poliquetos de la familia Capitellidae (especies ocasionales), están presentes en sectores con distintos grados de contaminación orgánica.

Así mismo, en Cixtab se registró el menor número de especies, siendo este comportamiento no significativo. Debido a las concentraciones de salinidad y aporte de nutrientes registradas en Cixtab, especies como se registraron en el sitio en estudio *Tellina* sp1, seguida de *C. orbicularis*; y *C. capitata*, como una especie ocasional. Al

respecto, Hernández-Alcántara y Solís-Weiss (1994) en Laguna de Términos, registraron la presencia de *Tellina lineata* y *C. capitata* bajo condiciones perturbadas y de altas salinidades.

4.1.3. Condiciones ambientales del hábitat de pastos marinos, ubicado perpendicular a la línea de costa hasta los 50 m

La variación en los parámetros fisicoquímicos entre la columna de agua e intersticial y sitios en estudio, son atribuidas a las condiciones hidrológicas, topográficas y aporte de nutrientes vía superficial e intersticial. Autores como Fourqurean et al. (1992), Dixon (2000), Doering y Chamberlain (2000), Gallegos-Martínez (2010) indican que los factores abióticos como la luz, temperatura, salinidad y disponibilidad de nutrientes controlan la productividad de los pastos marinos; sin embargo, estos difieren entre los sitios por la latitud, profundidad, turbidez e incluso entre la columna de agua e intersticial.

El tipo de textura (areno limoso) que presentó el sedimento de las praderas de *Thalassia testudinum* en Río Coco, es atribuido al mayor aporte de agua dulce y sedimentos de origen terrígeno desde la cuenca alta hacia la costa, así como por el transporte de sedimentos marinos por el oleaje y corriente litoral. Puesto que el proceso de consolidación de los sedimentos que recibe Río Coco es mayor por predominar los limos, en comparación a Cixtab en donde predominan las arcillas. Esto en combinación del mayor tiempo de residencia del agua que se presenta en Río Coco, generando menor turbidez (Sólidos totales suspendidos) en la columna del agua, a diferencia de Cixtab, a pesar de no existir diferencias significativas entre los sitios en estudio, con respecto a los sólidos suspendidos totales. Al respecto Calva-Benítez y Torres-Alvarado

(2011) han caracterizado en una área con gran densidad de pastos marinos, sedimentos de tipo areno-limosos, donde el proceso de consolidación es más rápidos que en las arcillas. Por su parte, Poppe et al. (2000) mencionan que la mezcla de arenas, limos y arcillas en diferentes proporciones, es característico de zonas someras y cercanas a la costa.

Es relevante mencionar que el tipo de sustrato en las praderas de pastos marinos, está definido con base a la distancia de la línea de costa, volumen y aportes de agua dulce, así como tipo de sedimentos que sean transportados. Al respecto, Cach-Ruíz (2013) encontró variaciones en la composición del sedimento a través de gradientes perpendiculares a la línea de costa y entre sitios en la RBLP, donde la hidrodinámica difiere.

Con respecto a la temperatura en la columna del agua e intersticial, esta se mantuvo con poca variación entre estos estratos y los sitios en estudio, por ello no se establecieron diferencias significativas. A pesar de observarse variaciones entre las praderas de *T. testudinum* que componen Río Coco y Cixtab de 2.0 °C; e intervalo dentro del óptimo para el desarrollo de estas praderas (26.7 a 28.7 °C). Similares temperaturas del agua fueron registradas por Dixon (2000) en praderas de *T. testudinum*, en la Bahía de Tampa, Florida de 23.7 a 33 °C y por su parte Van Tussenbroek et al. (2006) mencionan que *T. testudinum* es una especie tolerante a temperaturas del agua entre 20 y 36 °C.

Por otra parte, las praderas de *T. testudinum* en Río Coco y Cixtab presentaron un comportamiento diferente en los valores de potencial redox entre la columna de agua e intersticial; registrando condiciones más óxicas en la columna respecto a la intersticial, que llegó hasta anóxicas ($p < 0.05$). Lo anterior es respuesta a la influencia de

mareas, oleaje, efecto de vientos y aportes de agua dulce que garantizan y facilitan la circulación de la columna de agua; a diferencia de la fase intersticial, que por la acumulación y alta concentración de la materia orgánica presentan una gran demanda de oxígeno. Esto debido a la acumulación de sulfitos, así como por la baja difusión del agua entre las partículas del sedimento, favoreciendo la presencia de condiciones reducidas (anóxicas). Referente a lo citado, Scoffin (1970) y Terrados et al. (1999) indican que en áreas con vegetación acuática la velocidad de la corriente puede reducirse aproximadamente de 30 cm seg^{-1} a 0 cm seg^{-1} en la interface agua-sedimento. Así mismo, Valiela (1984), Koch et al. (1990) mencionan que debido a la remineralización anaeróbica de la materia orgánica en el sedimento se producen elementos tales como el sulfuro de hidrógeno, que no sólo ocasionan condiciones anaeróbicas en el sedimento sino también puede llegar a ser tóxicas para la plantas. Por su parte, Gallegos-Martínez (2010) menciona que los pastos marinos pueden crecer en un intervalo del potencial redox de altamente oxidado a moderadamente reducido ($>100\text{mV}$). Terrados et al. (1999) indican que bajo potenciales redox de -100 mV a -200 mV *Thalassia hemprichii* presenta una reducción en la producción de biomasa aérea como consecuencia de altas concentraciones de sulfuros de hidrógeno. Sin embargo, Penhale y Wetzel (1983), Lee y Dunton (1997) y Blackburn et al. (1994) han demostrado que *T. Testudinum* es una especie que tolera condiciones anóxicas en el agua intersticial, debido a las adaptaciones anatómicas que conectan hojas, rizomas y raíces y permite el transporte del oxígeno dentro de planta.

El porcentaje de nitrógeno total en las praderas de *T. testudinum* fue similar en ambos sitios en estudio (0.1%); sin embargo, referente al fósforo total, los valores obtenidos en ambas estaciones superan lo reportado por Bitter (1993), puesto que este

autor obtiene un 0.25% de fósforo total en praderas de *Thalassia* sp., ubicadas en Venezuela con un grado de conservación alto. Esto se debe al aporte constante de nutrientes provenientes de tierra adentro en el área de estudio.

El porcentaje de materia orgánica en las praderas de *T. testudinum* de Cixtab (45%) fue similar a lo detectado en las praderas de Río Coco, por ello no se encontraron diferencias significativas. Así mismo, los valores son superiores a lo reportado por Bitter (1993) con 4.67% y Albis-Salas et al. (2010) en un intervalo de 1.6 a 2.7%, donde han registrado porcentajes de 4.67% en localidades situadas a 5.6 km de mar abierto. Con respecto a lo citado, Erftemeijer y Koch (2001) registran las mayores producciones con bajo contenidos de materia orgánica. Es por ello que a pesar de que la materia orgánica no se situó como un factor determinante en ambos sitios de estudio, ésta si demuestra de manera indirecta el continuo aporte de sedimentos terrígenos hacia la zona costera.

Ante lo citado, autores como Phillips y Meñez (1988), Touchette y Bukholder (2000) resaltan la importancia que tienen para las praderas de *T. testudinum* el carbono, nitrógeno y fósforo como constituyentes del material vegetal para su desarrollo óptimo, en conjunto una atenuación de la luz entre el 15 y 30%, temperaturas de 20 a 30 °C y salinidades del agua entre 24 y 35 UPS, así como profundidades mayores a 10 cm.

De esta manera las condiciones ambientales en Río Coco (mayor pendiente, mesohalinas, óxicas hasta hipóxicas con tendencia a anóxicas y oligotróficas con tendencia a mesotróficas, en la columna de agua e intersticial, respectivamente) es respuesta a los aportes de aguas residuales por parte de la cuenca; dónde se efectúan cultivos agrícolas. Esto validado a través del análisis de componentes principales,

donde definen la interacción de los fosfatos y nitratos en la columna de agua; y el potencial redox y salinidad en el agua intersticial. Referente a lo citado Espinoza-Avalos et al. (2010) en un sitio bajo condiciones de mayor profundidad (2.5 m), pero con mayor disponibilidad de nutrientes, detectaron mayor producción de biomasa (resultados similares a los de este estudio). Así mismo, Powell et al. (1989), Zimmerman et al. (1994), Lee y Dunton (1996), Agawin et al. (1996), Lee y Dunton (2000) y Van Tussenbroek et al. (2000) mencionan que cuando el ambiente se ha enriquecido con nutrientes, los pastos marinos mejoran ya sea en el crecimiento de las hojas o número de vainas lo cual coincide con los resultados en este estudio.

Por otra parte, las condiciones ambientales que tipifican a Cixtab (mesohalinas, pero con mayor concentraciones de salinidad que Río Coco, óxicas a hipóxicas con tendencias anóxicas y niveles mesotróficos, en la columna de agua e intersticial) se debe a que Cixtab registra una menor profundidad y mayor influencia marina que en Río Coco ($p < 0.05$). Montague y Ley, (1993) indica que la salinidad es un componente ambiental determinante en la estructura y funcionamiento de los pastos marinos, que a altas concentraciones pueden afectar el balance interno de carbono y oxígeno de la planta. Sin embargo, la salinidad no es un agente de estrés para las praderas de *T. testudinum* en Cixtab, debido a estas concentraciones favorecen la producción de la biomasa subterránea, en conjunto del amonio en el agua intersticial.

4.1.4. Comportamiento por época del año de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el hábitat de pastos marinos

Los principales patrones que influyen en el comportamiento estacional de los parámetros fisicoquímicos están regidos por la cantidad de luz, salinidad y precipitación

(Ziemman 1971). De manera general, las condiciones en estudio se mantuvieron bajo la influencia de precipitación, aporte de nutrientes, profundidad, y oleaje, tanto para la época de lluvias como estiaje.

En Río Coco los factores que mejor definen mayor precipitación fueron los fosfatos y el amonio de la columna de agua; y, nitritos, sulfatos y amonio del agua intersticial, como respuesta al arrastre de nutrientes provenientes de cuenca alta. Sin embargo, las entradas de estos nutrientes fueron con más fuerza durante la menor precipitación, discrepando con lo reportado por Mora-Silva et al. (2005) quienes demuestran que las concentraciones de nutrientes de la columna de agua en áreas de pastos marinos, pueden presentar una variación estacional, registrando la mayor concentración durante las lluvias. Así mismo, Touchette y Burkholder (2000) mencionan que los pastos marinos en condiciones hipóxicas con tendencias anóxicas (como en este estudio) la forma de nitrógeno dominante es el amonio, con concentraciones de 0.1 mg L^{-1} para *T. testudinum*.

Es importante mencionar que las concentraciones para este estudio superan a las reportadas por Tomasko y Lapointe (1991) en Florida, esto debido a que el amonio está siendo aportado por escorrentías de tipo agrícolas. Chan-Keb (2014) reporta un comportamiento similar en un bosque de manglar asociado a pastos marinos, con cultivos aledaños en Chacahua, Oaxaca. Con respecto al amonio del agua intersticial, los resultados presentan un comportamiento similar a lo reportado por Lee and Dunton (1999; 7.4 mg L^{-1}) en Texas pero menores concentraciones a lo reportado por Fourqurean et al. (1992; 11.5 mg L^{-1}) en Florida en praderas de pastos marinos. Al respecto, Lizumi et al. (1980); Stumm y Morgan, (1996) mencionan que los pastos

marinos presentan la capacidad de oxidación del amonio para la asimilación por el tejido de subterránea.

Con respecto a los fosfatos, Touchette y Burkholder (2000) indican que este nutriente se detecta en menor cantidad en la columna de agua en comparación a la intersticial (comportamiento reportado a pesar de no presentar diferencias significativas entre estratos de los sitios en estudio).

Por otra parte, la salinidad de columna de agua e intersticial presentaron incrementos hacia temporada de menor precipitación como respuesta de la menor precipitación, a pesar no presentar diferencias significativas entre estratos ($p > 0.05$). Este comportamiento ha sido descrito por Zieman (1975) en Florida, Herrera-Silveira et al. (1991) y Juman (2005) Winfield et al. (2007) y Albis-Salas (2010) en el Caribe Mexicano y Colombia quienes reportan las menores concentraciones de salinidad durante lluvias y un incremento hacia el la menor precipitación (de oligohalinas en la mayor precipitación a mesohalinas durante la menor precipitación).

Por otra parte, las condiciones que establecen los valores del potencial redox y pH en al agua intersticial no mostraron una variación temporal

En el caso de la menor precipitación en Cixtab, los aportes de nutrientes (fosfatos) y salinidad en la columna de agua, así como el potencial redox y concentración de sulfatos del agua intersticial, definieron las características de las masas de agua. Ibarra-Morales y Abarca-Arenas (2007) han reportado incrementos en la salinidad en la columna del agua durante el estiaje; por efecto de la poca precipitación y mayor evaporación. No así; en Río Coco debido al mayor y constante aporte de agua dulce la salinidad fue menor en comparación a Cixtab.

En Cixtab se registró similar salinidad en la columna del agua e intersticial. Caso contrario con la concentración de los fosfatos del agua intersticial, puesto que estos se incrementaron durante la menor precipitación en Cixtab al recibir mayor aporte de nutrientes provenientes de fuentes aloctonas. El potencial redox no presentó variación alguna durante las épocas en estudio, manteniendo el comportamiento similar a Río Coco, el patrón óxico en la columna de agua es respuesta al continuo movimiento de la agua; sin embargo, las condiciones anóxicas del agua intersticial es respuesta a la poca circulación subterránea.

4.1.5. Comportamiento de la producción de biomasa neta (érea y subterránea) en las praderas de *Thalassia testudinum* a 50 m de la línea de costa

Los sitios de estudio se caracterizaron por praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*; por las preferencias estuarinas que tiene esta especie, puesto que en el área de estudio se registraron intervalos de salinidad de tipo mesohalinas tanto en la columna de agua como intersticial (**Cuadro 18 y 19**). Al respecto, Albis-Salas (2010) menciona que esta especie es pionera en ambientes salinos (30–36 gL⁻¹). Así mismo, Doering y Chamberlain (2000) en un estudio realizado en Florida, encontraron que el intervalo de salinidad óptimo de *T. testudinum*, es de 22 a 36 UPS; y Zieman (1989) indica que *T. testudinum* se localiza bajo intervalos de 24-35 UPS en la Bahía de Florida.

Por otra parte y con base a lo descrito, se puede considerar que las praderas de *T. testudinum* en las áreas estudio, establecen un fenotipo que requiere de variaciones de la salinidad en el año, desde estuarinas, no mayores a las marinas; y no tendientes o

completamente marinas, posteriores a 37 UPS, pues se afecta la producción biomasa neta (Albis-Salas 2010).

La producción de biomasa neta (aérea y subterránea) fue menor a lo reportado en los mismos sitios en estudio (Río Coco y Cixtab), por Cach-Ruíz (2013). Estas diferencias son atribuidas al mayor efecto en el oleaje, descarga directa de agua dulce rica en nutrientes y sedimentos, mayor turbidez y tiempo de residencia del agua, así como menor profundidad. Puesto que este autor registró mayor producción a 75 m (Cuadro 2) y 100 m (Cuadro 2) de distancia, paralelo a la línea de costa; con diferencia de estudio que fue a 50 m (Cuadro 2). Autores como Albis-Salas (2010) señalan que la densidad y biomasa de las pradera de *T. testudinum* serán diferentes, dependiendo de los parámetros fisicoquímicos en la columna del agua e intersticial, así como la hidrodinámica de cada sitio.

Por su parte, Van Tussenbrock (1995) indica que la hidrodinámica y el contenido de materia orgánica son factores que determinan la variación de la biomasa en pastos marinos. Asimismo, Quammen y Onuf (1993) mencionan que los pastos marinos de la Laguna madre en Texas, han ido cambiando en composición de las especies, por el incremento en el aporte de sedimentos y turbidez; disminuyendo la profundidad en intervalos fuera del óptimo de los pastos marinos.

A pesar de no establecerse diferencias significativas entre los sitios en estudio ($p > 0.05$. Cuadro 17), la mayor producción de biomasa neta que se presentó en Río Coco, esto se atribuye a la mayor variación en la salinidad anual, como respuesta de los mayores aportes de agua dulce y nutrientes, así como del mayor aporte de limos que consolidan más rápido que las arcilla y menor tiempo de residencia del agua; con respecto a las praderas de Cixtab.

Lo citado ha sido registrado en otros sitios por Fourqurean et al. (1992), Dixon (2000), Doering y Chamberlain (2000), Gallegos-Martínez (2010) (ver detalle en el capítulo de parámetros). Asimismo, la mayor producción de biomasa neta en Río Coco, es atribuida como ya fue mencionado a los aportes de nutrientes, particularmente por los nitratos vía intersticial, esto validado mediante una correlación de Pearson ($r=0.628$, $p<0.001$). Similares respuestas fueron registradas por Hemminga (2000) al reportar una relación directa entre la producción de la biomasa neta de las praderas, con respecto a la concentraciones de nitrato de 0.2 mg L^{-1} . En general, Fourqurean et al. (1992) mencionan que el crecimiento de pastos marinos en suelos carbonatados, es respuesta de la fuente de nutrientes vía intersticial.

En el caso de las praderas de *T. testudinum* de Cixtab, el comportamiento de la producción de biomasa neta, es respuesta de la calidad del agua (multifactorial de los parámetros fisicoquímicos); principalmente por la concentración de la salinidad y fosfatos de la columna de agua. Así como, por la temperatura, salinidad y nitratos del agua intersticial, esto validado mediante un análisis de componentes principales por estratos de agua. Esto sustentado a través de los citado por van Tussenbroek et al. (2006) donde señalan que las temperaturas ideales para la máxima tasa fotosintética de *T. testudinum*, oscilan en los 20°C y 36°C . Asimismo, Phillips y Meñez (1988) indican que los pastos adquieren la mayoría del carbono inorgánico del CO_2 libre, asimilan el nitrógeno y el fósforo de los sedimentos por el sistema subterráneo y rizomas, así como de la columna de agua a través de las hojas.

De esta manera, la producción de biomasa aérea, fue mayor en Río Coco, con respecto a Cixtab; debido a que en Río Coco se detectaron las menores temperaturas, mejores condiciones de transparencia (por el tipo de sedimento), menores salinidades y

mayor profundidad. Estos resultados son similares en comportamiento a los detectados por Cach-Ruíz (2013) y Nielsen-Muñoz y Cortés (2008) en presencia de sedimentos finos, e incluso son superiores a los registrados por Puentes (1990), Kaldy y Dunton (2000) y Vicente (1992) para la bahía de Neguange, Colombia, la Laguna Madre de Texas y Puerto Rico, respectivamente (Cuadro 2). Asimismo, Díaz y Gómez (2003) indican mayor desarrollo de la biomasa aérea y rizoidal en sedimentos finos. Con respecto a la transparencia del agua, Burkholder et al. (2007) exhiben que en condiciones donde la luz penetra hasta el fondo (con atenuaciones entre el 15 y 30%) el proceso fotosintético es eficiente en praderas de pastos marinos; y finalmente, referente a lo citado Espinoza-Avalos et al. (2010) en un sitio bajo condiciones de mayor profundidad (2.5 m), pero con mayor disponibilidad de nutrientes reportaron una mayor producción de biomasa aérea (resultados similares a los de este estudio).

Caso contrario para las praderas de pastos marinos de Cixtab, dónde la mayor salinidad, temperatura y tiempo de residencia del agua, así como menor profundidad definen condiciones más adversas para la producción de biomasa; disminuyendo en específico la producción de la biomasa aérea e incrementando la biomasa subterránea, como consecuencia a su vez del mayor aporte de sedimentos marino. Al respecto, Nielsen-Muñoz y Cortés (2008) indica que la mayor producción de biomasa subterránea se registra en sedimentos arenosos; presentándose en Río Coco sedimentos finos por el mayor aporte de agua de tipo terrígeno (esto validado con la menor salinidad con respecto a Cixtab) y en Cixtab suelo de tipo arenoso. Angel y Polanía (2001) registraron en el Caribe Colombiano, una relación inversa entre la biomasa aérea y densidad con arenas finas y una relación positiva con los granos gruesos y cascajos.

4.1.6. Comportamiento estacional de la producción de biomasa aérea y subterránea en las praderas de *Thalassia testudinum*, por época del año a 50 m de la línea de costa.

En general las mayores producciones de biomasa aérea se detectaron durante el estiaje en ambos sitios en estudio. Similares resultados son descritos por Lanyon y Marsh (1995) en Australia; van Tussenbroek (1998) en Puerto Morelos, México, y Albis-Salas (2010) en Isla San Andrés, Caribe Colombiano. Estableciendo una menor producción en la temporada lluvias cuando las descargas de sedimentos terrígenos son mayores; en todos los casos antes citados, incluyendo en este estudio. Duarte (1991), Ralph et al. (2006) y Gavio et al. (2010) mencionan que durante la temporada de lluvia las entradas de sólidos y nutrientes de origen terrígenos son mayores en comparación al estiaje, en conjunto de una posible remoción del sedimento marino por el aumento en la intensidad de los vientos.

En específico el comportamiento de la biomasa aérea de las praderas de Río Coco durante la mayor precipitación, estuvo determinada con base a los aportes de los fosfatos y el amonio de la columna del agua. Terrados y Williams (1997), Lee y Dunton (1999) han documentado que los pastos marinos presentan sistemas de absorción de nutrientes de la columna de agua a través del tejido aérea, cuando existe una limitación del nutriente sobretodo en sedimentos carbonatos, los cuales tienen una habilidad para absorber y almacenar el fósforo. Es por ello que a medida que la concentración de fosfatos incrementa hacia la condición de menor precipitación, la producción de biomasa aérea se ve beneficia en Río Coco, esto a pesar de no presentar diferencias significativas del nutriente en las épocas del año. Este comportamiento ha sido descrito

por Day et al. (1989). Sin embargo, Macera-Pineda et al. (2013) registran un patrón inverso en Santa Martha Caribe Colombiano, puesto que durante secas hay mayor entrada de agua de mar respecto a lluvias (por ello en la mayor precipitación la concentración de amonio y fosfato incrementa).

Así mismo, otro factor que influyó en las condiciones de producción fueron los sólidos totales suspendidos. Puesto que a pesar de presentar las menores concentraciones en en la mayor precipitación, la variación de esta fue mayor respecto a las mínimas precipitaciones. Esto atribuido al acarreo de sedimentos durante la mayor precipitación. Al respecto, Fourqurean et al. (1992) indica que al aporte constante de sedimento e incremento en la turbidez; puede llegar a inhibirse el proceso de fotosíntesis en los pastos marinos. Por otra parte, Burkholder et al. (2007) señalan que a altos niveles de nutrientes se genera mayor cantidad de materia orgánica en la columna de agua y sedimento, causando “*bloom*” en las comunidades de fitoplancton e incremento en la densidad de las macroalgas. Al respecto Agraz Hernández et al. (2013) detectó en el mismo sitio en estudio, mayor biomasa de *Caulerpa* sp y *Halimesa* sp. durante la época de lluvias.

La producción de biomasa subterránea en la mayor precipitación respondió positivamente a las concentraciones de sulfatos y amonio. Autores como Lizumi et al. (1980); Stumm y Morgan (1996) indican que mediante sistema subterráneo, los pastos marinos obtienen nutrientes mediante la oxidación del amonio, bajo condiciones reductoras. Las concentraciones registradas superan las reportadas por Carruthers et al. (2005), Burkholder et al. (2007), Rodríguez (2011). Lo anterior se debe a que en los sitios en estudio se presentan escorrentías agrícolas. Chan-Keb (2014) indica que en

condiciones de descargas agrícolas, se presenta un incremento en las concentraciones de amonio. Así mismo, Albis-Salas (2010) encontró en sitios de praderas de pastos marinos en Colombia, una relación entre la biomasa rizoidal y el amonio; mismo comportamiento que los sitios en estudio.

En el caso de Cixtab, la producción de biomasa aérea presento un comportamiento similar a Río Coco con respecto a las épocas del año; sin embargo, las producciones fueron menores, a pesar de no presentar diferencias significativas ($p < 0.05$). Durante la mayor precipitación, la entrada continua de compuestos nitrogenados y fosfatos y la temperatura propiciaron una inhibición en la producción de biomasa aérea. Este comportamiento se intensifico en la menor precipitación provocando una menor producción en comparación a Río Coco. Van Tussenbroek et al. (2006) indican que *Thalassia testudinum* tolera generalmente temperaturas entre 20 °C y 30 °C, con la tasa fotosintética máxima entre los 28 °C y 30 °C. Sin embargo en Cixtab, el valor de temperatura se encuentra en los 31.5 °C \pm (2.69) °C; ya en la menor precipitación, el valor de temperatura fluctuó en los 26.7 \pm (1.1) °C. La disminución de la temperatura en la menor precipitación no coincide con lo reportado por Zieman (1975); sin embargo, estas diferencias se deben a la hora de colecta de la muestra en las áreas en estudio.

Con respecto a la producción de biomasa subterránea la producción fue mayor durante la menor precipitación; sin embargo, durante la mayor preicipitación la producción de biomasa subterránea supero a la aérea. Al respecto autores han reportado el mismo comportamiento en la época de mayor precipitación. Ya en la menor precipitación, dónde la producción aérea debería de ser mayor que la subterránea, este

comportamiento no se aplica por la inhibición fotosintética a causa de las descargas de fosfatos.

4.1.7. Comportamiento de la infauna en las praderas de *Thalassia testudinum*

Las especies registradas en las praderas de *Thalassia testudinum* en el área de estudio son consideradas como habitantes típicos de las praderas de pastos y han sido registradas por autores como: Prieto et al. (2003), Díaz y Liñero-Arana (2000). Sin embargo, se registró poca representación de organismos en comparación a lo reportado por Prieto et al. (2003) en praderas de *T. testudinum* de la Bahía de Mochima en Venezuela, quién reportó un total de 21,998 individuos. Estas discrepancias se atribuyen principalmente a las características ambientales y biológicas del área en estudio, puesto que este autor establece los puntos de muestreos a una distancia más allá de los 50m a partir de la línea de costa, con producciones que van de 25.19 g/m² a 64.61 g/m², superiores a las reportadas en este estudio.

Por otra parte, los resultados de diversidad y riqueza de infauna en ambos sitios y épocas en estudio son menores en comparación a lo registrado por Montagna y Kalke, (1992), Prieto et al. (2003) y Palmer et al. (2011), puesto que estos autores indican un aumento en la diversidad de especies al incremento de la distancia a la línea de costa, e incremento de la biomasa de las praderas. Es por ello que la menor diversidad en el área de estudio puede ser explicada por las condiciones transitorias entre el manglar y las praderas de pastos marinos. Puesto que Rodríguez y Villamizar (2000) indican que la macrofauna bentónica utiliza a las praderas de *Thalassia testudinum* como fuente de refugio, crianza y protección. Es por ello que al encontrarse alterada el área de estudio, por la descarga continua de material terrígeno, la función

ecológica natural como fuente de refugio y crianza de especies bentónicas ha disminuido. Al respecto, Margalef (1980) señala que la diversidad de especies es baja en comunidades explotadas o bajo condiciones fluctuantes. Por otra parte, el bajo valor del índice de equitatividad demuestra que las especies de infauna no presentan una distribución de abundancia homogénea. Este mismo fenómeno se ha reportado en otras comunidades de *Thalassia testudinum* en la Bahía de Mochima, Venezuela (Jiménez 1994). Asimismo, Moreno (2001) indica que en comunidades perturbadas el índice de equitatividad de pielou tiene a 0.

En particular Río Coco el mayor aporte en términos de densidad y biomasa se atribuye a la familia Hydrobiidae por ser una familia pionera en agua dulce o zonas de transición entre el agua dulce y el mar; así mismo, por el tipo de alimentación suspensivoro que presenta. Características que se ven favorecidas con las condiciones del sitio en estudio (aporte de agua dulce, alta remoción de sedimentos; Greenway 1995, Galindo 1997). Por otra parte, la dominancia de *M. modulus*, *B. striata*, *B. exustus*, puede deberse a la densidad de raíces, que disminuye la capacidad de penetración en los sedimentos por parte de sus depredadores (Peterson 1982; Rodríguez y Villamizar 2000). Resultados similares en términos de composición de especies fueron registrados en Cixtab; sin embargo, los valores máximos de biomasa registrados para *N. vibex* se deben al tipo de alimentación ya que la especie corresponde al grupo trófico de organismos carroñeros. Al respecto, autores como Jiménez y Alcolado (1990) han registrado esta dominancia en la praderas de *Thalassia testudinum* de Cuba, mientras que Bitter (1998) y Rebobello et al. (1993) del Parque Nacional Mocarroy en el occidente de Venezuela.

Por otra parte, la alta representación del filum Mollusca se debe a la variedad de formas de vida y estrategias de alimentación que presenta el filum (Díaz y Gómez, 2003); sin embargo, las especies identificadas son menores a las reportadas por Rebobello et al. (1993) con 42 especies, y Prieto et al. (2003) quienes reporta 41 especies. Estas discrepancias se deben a la ubicación de las praderas de pastos marinos, puesto que un bosque de manglar se sitúa enfrente, de esta manera el constante transporte de sedimentos, ha ocasionado turbidez en la columna de agua y en consecuencia han disminuido su función ecológica natural *Thalassia testudinum* como hábitat de especies de macroinvertebrados (de la Lanza y García-Calderón, 1995). Al respecto Prieto et al. (2003) describe un comportamiento similar en praderas aledañas a bosques de mangle. Finalmente, la baja representación de crustáceos con respecto a los demás grupos puede deberse al tipo de muestreador empleado, el cual es más eficiente para la captura de infauna.

Con respecto a las condiciones de precipitación, no se registraron diferencias significativas en los parámetros de la comunidad de infauna. Durante la mayor y menor precipitación, Río Coco establece los valores altos en densidad y biomasa por la familia Hydrobiidae, como se ha mencionado por la tolerancia al agua dulce y su capacidad suspensora. Así mismo en Cixtab durante la mayor precipitación, dominan *Tellina* sp1, *M. modulus* por los hábitos filtradores y suspensivos, respectivamente, además de registrarse especies raras como Hydrobiido sp1, y sp2, *Crassostrea* sp1. Ya en la menor precipitación, para ambos sitios en estudio *Tellina* sp1 permanece dominando. Sin embargo, por el aporte durante la menor precipitación de nitratos y fosfatos por aporte de tipo antrópico, la especie Eunicidae sp1 se ubica dentro de las especies constantes

y *C.capitata* como especie rara, por catalogarse como especies carroñeras y pioneras en ambientes contaminados (de la Lanza y García-Calderón, 1995).

5.1 CONCLUSIONES

En general, el área de estudio ubicado en la Reserva de la Biósfera de Los Petenes, se encuentra bajo la influencia de aportes de nutrientes provenientes de cultivos agrícolas realizados en la parte alta de la cuenca.

5.1.1. Hábitat de manglar

De manera general, las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial establecen condiciones menos salinas en los bosques de manglar del sitio Río Coco por la entrada de agua dulce al sistema. Así mismo, a través de los perfiles de vegetación, en Río Coco y Cixtab, se presentan fisonomías de tipo borde (mayor área basal y menor densidad) en la franja que bordea a la línea de costa, y cuenca-matorral (menor área basal y mayor densidad) hacia la parte interna del perfil; lo anterior en respuesta a incrementos en las concentraciones de salinidad y disminución del potencial redox.

En específico, los bosques tipo borde de ambos sitios en estudio, se encuentran dominados por *R. mangle* por ser una especie pionera en bajas concentraciones de salinidad y mayor período de inundación. Hacia la parte interna de ambos perfiles de vegetación, los bosque tipo cuenca-matorral, se conformaron por árboles de *A. germinans* por las altas concentraciones de salinidad y valores reducidos de potencial redox. La presencia de *Laguncularia racemosa* se contabilizó únicamente en Río Coco, por la continua entrada de nutrientes al sitio.

La producción espacial de hojarasca, establece una mayor producción en los bosques con fisonomía borde, con dominancia de *R. mangle* disminuyendo hacia la

parte interna de los perfiles de vegetación, en Río Coco y Cixtab por el incremento en las concentraciones de salinidad y disminución del valor de potencial redox.

La salinidad registró una variación espacio temporal, las concentraciones altas fueron registradas en los bosques de la parte interna del perfil (Cuenca-matorral) y condición de mayor precipitación, por el incremento en el nivel topográfico y disminución en la precipitación, respectivamente.

Se aceptan las hipótesis planteadas:

La producción espacial de la hojarasca establece una inhibición por las concentraciones de salinidad, y aporte de nitratos y fosfatos hacia la zona costera, de Río Coco;

La máxima producción de hojarasca se establece durante la mayor precipitación, con bajas concentraciones de salinidad; y, las menores producciones de hojarasca durante la menor precipitación, con altas concentraciones de salinidad a través de los perfiles de vegetación.

5.1.2. Hábitat de pastos marinos

Las praderas de pastos marinos de la Reserva de la Biósfera los Petenes (50m partiendo perpendicularmente de la línea de costa), estuvieron dominadas por la especie de *Thalassia testudinum*. Así mismo, se establece que las praderas de *T. testudinum* de Río Coco y Cixtab presentan una menor producción respecto a otros autores debido a las descargas de nutrientes y sedimentos terrígenos directos.

La producción de los componentes de la biomasa neta (aérea y subterránea) presentaron una variación temporal en respuesta a la condiciones fisicoquímicas de la columna de agua e intersticial, en dónde los valores máximos de producción se registraron durante la menor precipitación. De esta manera las concentraciones de

fosfatos y nitratos en la columna de agua y amonio y salinidad en el agua intersticial, son parámetros determinantes de la producción aérea y subterránea.

La producción de biomasa subterránea fue más alta (significativamente) que la producción aérea durante las mayores precipitaciones; sin embargo, en la menor precipitación la producción de biomasa aérea presentó una inhibición por el contenido de fosfatos en la columna de agua. Comportamiento registrado en Cixtab.

No se presentaron diferencias entre la producción de biomasa aérea respecto subterránea en Río Coco; puesto que las concentraciones de amonio y salinidad intersticial y fosfatos de la columna de agua favorecieron a ambos componentes.

Se aceptan las hipótesis planteadas para las praderas de *Thalassia testudinum* de la presente investigación; sin embargo, cada sitio presentó parámetros determinantes, en dónde;

La primera hipótesis estableció una inversa entre la producción de biomasa aérea y la concentración de fosfatos de la columna de agua; siendo este comportamiento en concreto presentado para Cixtab. Así mismo, en Río Coco se presentó un comportamiento inverso a la hipótesis planteada.

La segunda hipótesis estableció que la producción de biomasa subterránea está directamente determinada por la concentración de sulfatos y la disponibilidad de nitrógeno amoniacal en condiciones reductoras.

La tercera hipótesis, establece la máxima producción de los componentes de la biomasa se establece durante la menor precipitación; con altas concentraciones de fosfatos en la columna de agua y de salinidad y amonio del agua intersticial.

5.1.3. Infauna

5.1.3.1. Manglar

En el hábitat de manglar, la baja diversidad de organismos se debe a la metodología aplicada, así como a las concentraciones extremas predominantes en éste hábitat, como cambios de marea, temperatura, salinidad y disponibilidad de nutrientes. El filum mejor representado fue el mollusca. Por otra parte, debido a los aportes de agua dulce y nutrientes provenientes de la zona agrícola aledaña, se favoreció la presencia de especies como tolerancias dulceacuícolas como *Neritina virgínea*, Hydrobiidae sp1y especies con preferencia de hábitats perturbados, tales como *C. capitata*. Finalmente, se rechaza la hipótesis planteada en el hábitat de manglar.

5.1.3.2. Pastos marinos

Las praderas de *Thalassia testudinum* registraron una baja diversidad, composición y estructura de organismos, por el continuo aporte de sedimentos y materia orgánica proveniente de los bosques de mangle adyacentes a las praderas de *Thalassia testudinum* en estudio.

Así mismo, el filum mejor representado en términos de densidad y biomasa fue el mollusca, esto atribuido a la variedad de formas de vida y estrategias de alimentación que presenta el grupo. Por otra parte, la baja representación de crustáceos con respecto a los demás grupos estuvo influenciado por el tipo de muestreador empleado, el cual es más eficiente para la captura de infauna.

En Río Coco, a pesar de que las especies presentaron bajos valores de densidad y biomasa; éstas estuvieron inequitativamente distribuidas, de esta manera, las familias

Hydrobiidae y Physidae fueron consideradas ampliamente distribuida y abundante en el sitio por los aportes de agua dulce al sistema.

Es preciso señalar que la densidad, biomasa y dominancia de las especies en Cixtab, se encuentra regida por las concentraciones en salinidad, y fósforo total.

A pesar de que las mayores densidades y biomاسas en ambos sitios de estudio se registraron durante la menor precipitación; se rechaza la hipótesis planteada al no registrarse una variación espacial y temporal en la densidad y biomasa de la infauna asociada a los pastos marinos.

CAPÍTULO VI

6.1. RECOMENDACIONES

Establecer más puntos de muestreo de las variables bióticas y abióticas en dónde se consideren las actividades antropogénicas a lo largo de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, en ambos hábitats estudiados.

En el caso de las praderas de pastos marinos, establecer transectos que considere distancias más largas perpendiculares a la línea de costa, para estudiar la respuesta a través de gradientes.

Profundizar el estudio en los procesos biogeoquímicos para el hábitat de pastos marinos, específicamente de la Reserva de Biósfera Los Petenes.

Evaluar las descargas de compuestos nitrogenados y fosfatos a lo largo de la Reserva de la Biósfera Los Petenes.

Se recomienda continuar desarrollando estudios que permitan comprender más acerca de las especies asociadas en los bosques de manglar.

Evaluar el grado de conservación y vulnerabilidad de los bosques de manglar y praderas de pastos marinos, y diversidad de macroalgas, por su relevancia internacional como Reserva de la Biósfera.

REFERENCIAS

- Agawin, N.S.R., C.M. Duarte., M.D. Fortes.1996. Nutrient limitation of Philippine seagrasses (Cape Bolinao, NW Philippines): in situ experimental evidence. *Marine Ecology Progress Series*,138:233–243.
- Agraz-Hernández, C.M. 1999. Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Nuevo León. 110p.
- Agraz-Hernández, C.M. 2004. Diagnóstico ambiental del ecosistema de manglar en el sistema lagunar Nichupté Bojórquez, Cancún, Quintana Roo, México. Escala 1:1000000. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Financiado por la Comisión Nacional de biodiversidad. México. D.F.96p.
- Agraz-Hernández, C.M., R. Noriega-Trejo, J. López-Portillo, F.J. Flores-Verdugo y J.J. Jiménez-Zacarías. 2006. Guía de Campo: Identificación de manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Comisión Federal de Electricidad, Universidad Autónoma de Méxco, Comisión Nacional Forestal.. 56p.
- Agraz-Hernández, C.M., J. Osti., J. Jiménez., C. García., R. Arana., E. Chan., L. González y A. Rodríguez. 2007. Restauración con manglar: Criterios y técnicas hidrológicas, de reforestación y forestación. Universidad Autónoma de Campeche, Comisión Federal de Electricidad, Comisión Nacional Forestal. 132 p.
- Agraz-Hernández, C.M., C. Chan., J. Osti, E. Chan., C. García., G. Posada y B. Vega. 2011. Variación climática en Laguna de Términos (Campeche): productividad y fenología de *Rhizophora mangle*. P 229-254. En: J. Botello., S. Villanueva., J. Gutiérrez, J. Rojas. (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante

el cambio climático (segunda edición). Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Universidad Autónoma de México, Universidad Autónoma de Campeche. 754 p.

Agraz-Hernández, C.M., C. García Zaragoza, S. Iriarte-Vivar, F.J. Flores-Verdugo, y P. Moreno-Cassasola. 2011. Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the Mancha Lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 19 (3): 273-293.

Agraz-Hernández, C.M., C.A. Chan-Keb, S. Iriarte-Vivar, G. Posada-Vanegas, B.E. Vega-Serratos y J. Osti-Sáenz. 2014. Phenological variation of *Rhizophora mangle* L. and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. *Hydrobiológica*. (en prensa).

Aké-Castillo, J. A., G. Vázquez y J. López-Portillo. 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiológica*, 559: 101–111.

Albis-Salas, M. 2010. Estructura de las praderas de *Thalassia testudinum* en un gradiente de profundidad en la Guajira, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 39 (2):381-395.

Alongi, D.M.1987.The distribution and composition of deep-sea microbenthos in a bathyal region of the western Coral Sea. *Deep Sea Res*, 34:1245-1254.

Alongi D. M. y A. Sasekumar. 1992. Benthic communities. En: *Tropical Mangrove Ecosystems* (eds A. I. Robertson & D. M. Alongi). pp. 137–71. American Geophysical Union, New York.

Ángel, I. y J. Polanía. 2001. Estructura y distribución de los pastos marinos en San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Boletín Ecotrópica*, 35: 1-24.

- Ashok Prabu, V., M. Rajkumar y P. Perumal. 2008. Seasonal variations in physico-chemical characteristics of Pichavaram mangroves, southeast coast of India. *Journal of Environmental Biology*, 29: 945-950.
- Barba, E., A. J. Sánchez, A. Raz-Guzman y M. E. Gallegos. 2000. Dieta natural y tasa de forrajeo del carideo *Hippolyte zostericola* Smith sobre epífitas de *Thalassia testudinum* Banks et Solander ex König. *Hydrobiológica*, 10:139–146.
- Barba, E., J. Juárez-Flores y F. Estrada-Loreto. 2010. Distribución y abundancia de crustáceos en humedales de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81:153-163.
- Barba, E. 2012. Faunistic analysis of the caridean shrimps inhabiting seagrasses along the NW coast of the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 60 (3):1161-1175.
- Barreiro-Güemes, M.1999. Aporte de hojarasca y renovación foliar del manglar en un sistema estuarino del Sureste de México. *Revista de Biología Tropical*, 47(4): 729-737.
- Batlle, S.J., A. Abad, V. Bordas y E. Pepiol. 1994. Soil transformations in salt-stressed lagoon ecosystems. En: J.D.Etchevers B.ed. Memorias del XV Congreso Internacional de la Ciencia del Suelo. Acapulco México. 262-269p.
- Bell, J.L. 1984. Changing residence: dynamics of the symbiotic relationship between *Dissodactylus mellitae* Rathbun (Pinnotheridae) and *Mellita quinquiesperforata* (Leske) (Echinodermata). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 82:101-115.

- Bitter, R. 1993. Influencia del nitrógeno y *Halimeda opuntia* en la abundancia de *Potamilla* sp. (Polychaeta: Sabellidae) en campos de *Thalassia testudinum*. *Revista de Biología Tropical*, 41: 181-186.
- Bitter, R. 1998. Análisis multivariado de la comunidad asociada a *Thalassia testudinum* en el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Postgrado de Biología, Universidad Central de Venezuela. 144 p.
- Blackburn, T.H., D.B Nedwell y W.J. Wiebe. 1994. Active mineral cycling in a Jamaican seagrass sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 110: 233–239.
- Borum, J., K. Sand-Jensen, T. Binzer, O. Pedersen, y T.M. Greve. 2005. Oxygen movement in seagrasses. *Seagrass Biology: a Treatise* (eds A.W.D.Larkum, R.J.Orth & C.M.Duarte). Kluwer Academic, Dordrecht. 255-270pp.
- Boto, K.G. y J.T. Wellington. 1984. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. *Estuaries*, 71:61-69.
- Bousfield, E.L. 1969. New records of *Gammarus* (Crustacea: Amphidoda) from the Middle Atlantic Region. *Chesapeake Sci*, 10(1):1-17.
- Burkholder, J.M., D.A. Tomasko y B.W. Touchette. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 46–72.
- Bustos-Baez, S., y C. Frid. 2003. Using indicator species to assess the state of macrobenthic communities. *Hydrobiológica*, 49: 299–309.
- Cach-Ruíz, M.Y. 2013. Comportamiento de la biomasa foliar y radicular de *Thalassia testudinum* (BANK EX KONING, 1805) como respuesta de las condiciones ambientales por las diferentes épocas del año, al noroeste del estado de Campeche. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Campeche. 98p.

- Calva-Benítez, L. G., y R. Torres-Alvarado. 2011. Carbono orgánico y características texturales de sedimentos en áreas del pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del golfo de México. *Universidad y Ciencia*, 27(2):133-144.
- Carruthers, T. J. B., B. I. Van Tussenbroek y W. C. Dennison. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64:191-199.
- Castillo-Domínguez, S. 2013. Determinación de unidades ambientales del ecosistema de manglar como instrumento de Gestión en la Laguna de Términos, Campeche. Tesis de maestría. Universidad Autónoma De Campeche. 215p
- Cedeño, J., M. Jiménez y L. Pereda. 2010. Abundancia y riqueza de moluscos y crustáceos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la laguna de Bocaripo, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* [online], 58(3): 213-226.
- Chace, F. 1972. The Shrimps of the Smithsonian- Bredin Caribbean Expeditions with a Summary of the West Indian Shallow- wáter Species (Crustacea: Decapoda: Natantia). Smithsonian Institution Press. Washington. 179 p.
- Chan-Keb, C.A. 2007. Efectos de la salinidad estuarina sobre la remoción de los nutrientes en Plántulas de *Rhizophora mangle* bajo condiciones experimentales. Tesis de maestría. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 52p.
- Chan-Keb, C.A. 2014. Grado de Conservación y vulnerabilidad de los ecosistemas de manglar que bordean al sistema laguna de Chacahua, Pastoría, Salina y Miniyua, Oaxaca. Tesis doctoral. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.138p.

- Chapman, V. J. 1939. Cambridge University expedition to Jamaica. *J. Linn. Soc. Bot (Lond.)*, 52: 407-533.
- Chen, R., y R. R. Twilley. 1999. Pattern of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River Estuary, Florida. *Estuaries*, 22: 955-970.
- Cintrón, G., A.E. Lugo, D.J. Pool y G. Morris. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10: 110-121.
- Cintrón, G., Y. Schaeffer-Novelli. 1992. Ecology and management of new world mangroves: 233-258. En Seeliger U. (Ed.). Coastal plant communities of Latin America. Academic Press, Inc. San Diego. 392 p.
- Cintrón G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO-ROSTLAC, Montevideo. 107 p.
- Clough, B. F., T. J. Andrews y I. R. Cowan. 1982. Physiological processes in mangroves. In: 193-210. B. Clough (ed.). Mangrove Ecosystems in Australia: Structure, Function and Management, ANU. 302p.
- Comín, F.A., M. Menéndez, O. Hernández, M. Martínez, y A. Chacón. 1999. Indicadores ecológicos y herramientas para la gestión de ecosistemas acuáticos en la zona costera. *Limnética*, 16: 61-68.
- Comisión Nacional del Agua. 2012. Temperatura y Precipitación. Disponible en: http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=12&Itemid=77. Fecha de consulta: 1 de Diciembre de 2012.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2006. Programa de conservación y manejo de la reserva de la biosfera de los Petenes. México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2006. 208p.

- Conde-Medina. K.P. 2010. Conservación y vulnerabilidad actual y a futuro del ecosistema de mangle que bordea al Río Icahao en Champotón, Campeche, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Campeche. 97p.
- Contreras, E. F. 2001. Caracterización de lagunas costeras mexicanas a través de variables ecológicas seleccionadas. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana. 425p.
- Craft, N. E., L.C. Sander, y H.F. Pierson. 1991. Separation and Relative Distribution of all-trans-0-Carotene and its cis-Isomers in @ Carotene Preparations. *Journal of Micronutrient Analysis*, 8:209-221.
- Cronk, J.K. y M. S. Fennessy. 2001. Wetland Plants Biology and Ecology. Lewis publishers. 439p.
- Cruz-Ábrego, F. M., P. Hernández-Alcántara y V. Solís-Weiss. 1994. Estudio de la fauna de poliquetos (Annelida) y moluscos (Gastropoda y Bivalvia) asociada con ambientes de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) y manglares (*Rhizophora mangle*) en la laguna de Términos, Campeche, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México 21 (1-2): 1-13.
- Dagar, J.C., N. t. Singh y A.D. Mongia. 1993. Characteristics of mangroves soils and vegetation of Bay Island in India In: Lieth H. and Al Masoom A.A. Towards the rational use of high salinity y tolerant plants. Klumer Academic. Publishers. Netherlands. 519p.
- Day, J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp, y A. Yañez-Arancibia. 1989. Estuarine ecology. John Wiley and Sons. New York. 576p.
- Day J. W., R. H. Day, M. T. Barreiro, F. Ley, y C. Madden. 1982. Primary production in the Laguna de Terminos, a tropical estuary in the Southern Gulf of Mexico.

- Proceedings of an International Symposium on coastal lagoons, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France, 8-14 September 1981. *Oceanol Acta* 269-276p.
- Day, Jr. J.W., W.H. Conner, F.L. Lou., R. H. Day, y A.N. Machado. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany*, 27: 267-284.
- Day, J.W., C. Coronado, F.R.Vera, R.R.Twilley, V.H.Rivera, H. Alvarez, R.Day, y W. Conner.1996. A 7 Year record aboveground net primary production in a southeaters Mexican mangrove forest. *Aquatic Botany*, 55 (1):39-60.
- Day Jr., A. Yañéz Arancibia, W.J. Mitsch, A.L. Lara-Dominguez, J.N. Day, J.-Y. Ko, R. Lane y J. Lindsey.2003.Using ecotechnology to address water quality and wetland habitat loss problems in the Mississippi basin: a hierarchical approach. *Biotechnology Advances*, 22: 135–159.
- De Boer, W.F. 2000. Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Botany*, 66:225-239.
- De la Lanza, E. G. y J. L. García–Calderón. 1995. Lagos y presas de México. Centro de Ecología y Desarrollo, México, D.F. 320 p.
- De la Lanza, E.G. y H. Lozano-Montes. 1999. Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hydrobiológica*, 9(1) 13-30.
- De la Lanza, E.G. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). En: De la Lanza, E.G., Hernández, P.S., Carbajal, P.J.L. (Eds).633p.

- Delaune, R.D., S.R. Pezeshki, y J.H. Pardue. 1990. An oxidation-reduction buffer for evaluating physiological response of plants to root oxygen stress. *Environmental and Experimental Botany*, 30:243-247.
- Den Hartog, C. 1970. *The Seagrass of the World*. North Holland, Amsterdam.
- Del Valls T. & Corandi, M. 2000. Avances en ecotoxicología marina: comparación entre test de laboratorio y estudios *in situ* para la evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos. *Ciencias Marinas*, 26:39-64.
- Díaz, J.M. y D.I. Gómez. 2003. Cambios históricos en la distribución y abundancia de pastos marinos en la Bahía Cartagena y áreas aledañas (Colombia) Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. *en prensa*.
- Díaz, O., y Liñero-Arana. 2000. Poliquetos asociados a substratos artificiales sumergidos en la costa nororiental de Venezuela I: Terebellidae. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente, Venezuela*, 39(12): 56-70.
- Dixon, L.K. 2000. Establishing light requirements for the seagrass *Thalassia testudinum*: an example from Tampa Bay, Florida. In: *Seagrasses: Monitoring, ecology, physiology, and management*. Borton, S.A., (ed.), pp. 2-29. CRC Press, Boca Raton.
- Doering, P. H. y R. H. Chamberlain. 2000. Experimental studies on the salinity tolerance of Turtle Grass, *Thalassia testudinum*. Bortone, S. A., editor. *Seagrasses: monitoring, ecology, physiology, and management*. Boca Raton, Florida CRC Press LLC. 81–98pp.
- Durán R. 1987. Descripción y análisis de la estructura y composición de la vegetación de los petenes del noroeste de Campeche, México. *Biótica*, 12(3): 181-198.
- Duarte, C.M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*. 40: 363–377.

- Duarte, C.M., M. Merino, N.S.R. Agawin, J. Uri, M.D. Fortes, M.E. Gallegos, N. Marbá, y M. Hemminga. 1998. Root production and belowground seagrass biomass. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 97–108.
- Duarte, C. M., J.W. Fourqurean, D. Krause-Jensen, y B. Olesen. 2006. Dynamics of seagrass stability and change. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. A. W. D. Larkum, R. J. Orth y C. M. Duarte. Dordrecht, The Netherlands. *Springer*: 271-294p.
- Erfteemeijer, P.L.A y E.W. Koch.2001. Sediment geology methods for seagrass habitat. In: Short FT, Coles RG (eds) *Global seagrass research methods*. Elsevier Science, London. 345–367p.
- Espinoza-Avalos J., P. Jorgensen, y H. Bahena-Basave. 2010. High population density survival of the sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi 1845) to a category 5 hurricane in southern Mexican Caribbean. *Hydrobiológica*, 18 (3): 257-260.
- Estrada, L. F. 2011. Indicadores ecológicos de la zona riparia del río San Pedro, Tabasco, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. 94pp.
- FAO. 2007. *The World's mangroves 1980-2005*. Nations Forestry Paper 153, Food and Agriculture Organization of the United Nations .Rome Italy.
- Fauchald, K. 1977. Benthic polychaetous annelids from deep water of Western Mexico and adjacent areas in the Eastern Pacific Ocean. 28: 1-188.
- Flores-Verdugo, F.J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. 2:22-56 En: Rosa-Vélez, J de la y F. González-Farías. (eds) *Temas de Oceanografía biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada.

- Flores-Verdugo, F.J., F. González-Farías, D.S. Zamorano y P.G. Ramírez.1992. Mangrove ecosystem of the Pacific Coast of Mexico:distribution structure litterfall, and detritus dynamics. Coastal Plant Communities of Latin America, Academic Press, Inc.: 269-288 p.
- Flores-Verdugo., F.J.; J.W. Day,y R. Briseño. 1987. Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series*, 35:83-90.
- Flores-Verdugo, F., P.Moreno-Cassasola, C.M. Agraz-Hernández, H. López Rosas, D. Benítez Pardo, y A.C. Trevieso-Bello.2007.La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80:33-47.
- Fondo, E.N. y E. E. Martens. 1998. Effects of mangrove deforestation on macrofaunal densities, Gazi Bay, Kenya. *Mangroves Salt Marsh*, 2: 75-83.
- Fourqurean, J. W., J. C. Zieman, y G. V. N. Powell. 1992. Phosphorus limitation of primary production in Florida Bay: Evidence from the C:N:P ratios of the dominant seagrass *Thalassia testudinum*. *Limnol and Oceanography*, 37:162–171.
- Galindo, L.1997. Variación espacial y temporal de los poliquetos asociados a praderas de *Thalassia testudinum*. Thesis, Universidad Simón Bolívar.101p.
- Gallegos, M. E., M. Merino, N.Marba, y C.M. Duarte. 1993. Biomass and dynamics of *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean: elucidating rhizome growth. *Marine Ecology Progress Series*, 95:185-192.
- Gallegos-Martínez, M. E. 2010. Efectos del cambio climático sobre las praderas de pastos marinos. P.189-210. En: A. V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutierrez,

- y J. L. Rojas Galaviz (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Universidad Autónoma de Campeche. 514p.
- Gaona-Pineda, O. 2007. Consideraciones ambientales y prospección para la restauración de un ecosistema de manglar al Sureste de la Reserva de la Biósfera «Los Petenes». Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de México, México D.F. 61 p.
- García-Cubas, A. Jr. 1968. Ecología y distribución de los micromoluscos recientes de la Laguna Madre, Tamaulipas, México. Universidad Autónoma de México. *Inst. Geol. Bol.* 86:1–44.
- García-Zaragoza, C. 2007. Productividad y composición en dos ecosistemas de manglar en el litoral del Golfo de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químico Biológicas. Universidad Autónoma de Campeche, México, 72p.
- Gavio, B., S. Palmer-Cantillo. y J.E. Mancera. 2010. Historical analysis (2000-2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, Sea Flower Biosphere Reserve. Caribbean Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 60:1018-1030.
- Godschalk, G.L., y R.G.Wetzel.1978. Decomposition of aquatic angiosperms *Zostera marina* L. and a conceptual model of decomposition. *Aquatic Botany*, 5: 329–354.
- Grasshof, K. y H. Johannsen,. 1973. A new sensitive and direct method for the automatic determination of ammonia in sea water. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 24: 516-521.
- Graterol, A. 1986. Diversidad de moluscos en dos localidades del Golfo de Cariaco (Edo. Sucre), Venezuela. Tesis de Licenciatura. Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 132 p.

- Greenway, M. 1995. Trophic relationships of macrofauna within a Jamaican seagrass meadow and the role of the echinoid *Lytechinus variegatus* (Lamarck). *Bulletin of Marine Science*, 56: 719–736.
- Posada Vanegas, G., B. E. Vega Serratos, E. Peña Puch, y C.M. Agraz Hernández. 2013. Sequía y Temperatura. En: Posada Vanegas G., B.E. Vega Serratos, y R. Silva Casarín (eds.). Peligros Naturales en el Estado de Campeche. Cuantificación y Protección Civil. Universidad Autónoma de Campeche, CENECAM-Gobierno del Estado de Campeche. 137-154 p.
- Hemminga, M.A., C.M. Duarte. 2000. Seagrass ecology. Cambridge University Press. 292p.
- Hernández-Alcántara, P. y V. Solís-Weiss. 1998a. Parasitism among polychaetes: a rare case illustrated by a new species: *Labrorostratus zaragozensis*, n. sp. (Oeonidae) found in the Gulf of California, Mexico. *J. Parasitology, Journal of Parasitology*, 84(5): 978-982.
- Hernández-Arana H y B. Amenyro-Angeles. 2011. Influence of an artificial channel increases connectivity between a coastal and reef lagoon in the Mexican Caribbean. *Estuar, Coast and Shelf Science*, 91(5): 969-978.
- Hernández-Trejo, H., A. Priego-Santander, J. López-Portillo y E. Isunza. 2006. Los paisajes físico-geográficos de los manglares de la laguna de La Mancha, Veracruz, México. *Interciencia*, 31: 211-219.
- Herrera-Martínez, Y. 1995. Biomasa y producción primaria en una pradera de *Thalassia testudinum* en la bahía de Neguanje, Parque Nacional Natural Tayrona, Mar Caribe, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 9: 147-157.

- Herrera-Silveira, J. 1991. Estudio integral del ecosistema costero de Celestún. Convenio CONACYT-CINVESTAV P220 CCOR-892654.
- Hosack G. R., B.R. Dumbauld, J.L.Ruesink, y D.A. Armstrong. 2006. Habitat associations of estuarine species: comparisons of intertidal mudflat, seagrass (*Zostera marina*) and oyster (*Crassostrea gigas*) habitats. *Estuar, Coast and Shelf Science*, 29:1150–1160.
- Ibarra-Morales, N., y L. G. Abarca-Arenas.2007. Distribución, abundancia y biomasa de *Thalassia testudinum* en la Laguna del arrecife Sacrificios, Veracruz.p.161-172.En: Granados-Barba, inicial del nombre, L. G. Abarca-Arenas y J. M. Vargas-Hernández. (Eds) Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche. 304p.
- Jackson, J. B. C. 1972. The ecology of molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, West Indies. II. Molluscan population variability along an environmental gradient. *Marine Biology*, 14: 304-337.
- Jiménez, M. 1994. Comunidad de moluscos asociadas a *Thalassia testudinum* en la Ensenada de Reyes, bahía de Mochima, Edo. Sucre, *Venezuela. Bol. Inst. Oceanog. Univ. Oriente*, 33: 67-76.
- Jiménez, C. y P. M. Alcolado. 1989. Comportamiento estacional de la biomasa vegetal en un seibadal de Cuba. *Acta Botanica Cubana*, 71: 1-10.
- Jiménez, C. y P. Alcolado. 1990. Características del macrofitobentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó, p. 8-11. In P.M. Alcolado (ed.). El Bentos de la Macrolaguna del Golfo de Batabanó. Academia, La Habana, Cuba.

- Jiménez, J.A. Y R. Soto. 1985. Patrones regionales en la estructura y composición florística de los manglares de la costa Pacífica de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 33: 25-37.
- Juman, R. A. 2005. Biomass, litterfall and decomposition rates for the fringed *Rhizophora* mangle forest lining the Bon Accord Lagoon, Tobago. *Revista de Biología Tropical*, 53 (1): 207-217.
- Kaldy, J. E., C. P. Onuf, P. M. Eldridge, y L. A. Cifuentes. 2002. Carbon budget for a subtropical seagrass dominated coastal lagoon: How important are seagrasses to total ecosystem net primary production. *Estuaries*, 25: 528–539.
- Kaldy, J.E. y K.H. Dunton. 2000. Above-and-below-ground production, biomass and reproductive ecology of *Thalassia testudinum* (turtle grass) in a subtropical coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 193: 271-2831.
- Kemp, W.M., W.R.Boynton, L.Murray, C.J.Madden, R.L.Wetzel, y F. Vera Herrera. 1988. Light relations for the seagrass *Thalassia testudinum*, and its epiphytic algae in a tropical estuarine environment. P.193-206. En: Yáñez-Arancibia and J.W.Day. Jr (eds). Ecology of coastal ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon region. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol.UNAM, Coast. Ecol. Inst. LSU. Editorial Universitaria, Mexico City.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Science, 561 p.
- Koch, M. S., I. A. Mendelssohn, y K. L. McKee.1990. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnology Oceanography*, 35: 399–408.

- Koroleff, F. 1983. Determination of ammonia. In: Grasshoff, K., Ehrhardt, M. y Kremling, K. (editors), *Methods of Seawater Analysis*, Verlag chemie, weinheim. 150-157pp.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers. New York. Pp. 654.
- Kuo, J. y C.den Hartog. 2006. Seagrass morphology, anatomy and ultrastructure. En: Larkum, A. W. D., Orth, R. J. y Duarte, C. M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 51-87.
- Lacerda, L. D. y J. J. Abrao. 1984. Heavy metal accumulation on by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. *Revista Brazilian Botanica*, 7:49-52.
- Lacerda, L. D. 1993. Conservation and sustainable utilization of mangrove forest in Latin America and Africa regions. Part I - Latin America. *Mangrove Ecosystem Technical Report No. 2*. ITTO/ISME, Okinawa, 272 p.
- Lacerda, L.D. y Y.Schaeffer.1999. Mangroves of Latin America: the need utilization. En: A. Yañez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez (eds) *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. Insituto d eEcología, A.c. México, UICN/HORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS.Silver Spr Md.EUA. p. 5-8.
- Lanyon, J.M. y H. Marsh. 1995. Temporal changes in the abundance of some tropical intertidal seagrasses in North Queensland. *Aquatic Botany*. 217-37.
- Lara-Domínguez, A. L., A. Yañez-Arancibia, y J. C. Seijo. 1998. Valuación económica de los servicios de los ecosistemas de caso de los manglares en Campeche. pp. 23-44. En: Benítez Días, H., E. Vega López, A. Peña Jiménez y S. Ávila Foucat

(Eds). Aspectos Económicos sobre la biodiversidad de México. CONABIO, INE, SEMARNAT, México DF, 204p.

Lara-Domínguez, A. L., G. Villalobos-Zapata, J. W. Day, H. Alvarez-Guillén, y A. Yáñez-Arancibia. 2005. Structure of a unique mangrove forest assemblage in fossil lagoons on the Caribbean coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 13: 111-122.

Lara, R.J. Y M.C.L. Cohen. 2006. Sediment porewater salinity, inundation frequency and mangrove vegetation height in Bragança, North Brazil: an ecohydrology-based empirical model. *Wetlands Ecology and Management*, 14:349-358.

Lara, S. y L.F. Gonzalez. 2007. Geomorphological evolution of The Macolla mud fan plain, Paraguaná peninsula, Falcón State, Venezuela. *Invest. Geog*, 62: 7-30.

Ledoyer, M. 1986. Faune mobile des herbiers de phanérogames marines (*Halodule et Thalassia*) de La Laguna de Términos (Mexique, Campeche). II. Les gammariens (Crustacea). *An. Inst. Cienc. del mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 13 (3): 171-200.

Lee KS, y K.H. Dunton. 1996. Production and carbon reserve dynamics of the seagrass *Thalassia testudinum* in Corpus Christi Bay, Texas, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 143:201-210.

Lee, K. S. y H.K. Dunton. 1997. Effects of in situ light reduction on the maintenance, growth and partitioning of carbon resources in *Thalassia testudinum* Banks ex Köning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 210: 53–73.

Lee K. S., y K.H. Dunton. 1999. Influence of sediment nitrogen availability on carbon and nitrogen dynamics in the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Biology*, 134:217-226.

- Lee, S. 2008. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services and linkages. *Journal of Sea Research*, 59: 16-29.
- Lee, K. S. y K.H. Dunton. 2000. Effects of nitrogen enrichment on biomass allocation, growth, and leaf morphology of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series*, 196: 39-48.
- Lema L.F. y J. Polania. 2007. Estructura y dinámica del manglar del delta del río Ranchería, Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 55(1):11-21.
- Lewis, J. M. 1982. Adaptation of P. D. Thompson's scheme to the constraint of potential vorticity conservation. *Monthly Weather Review*, 110: 1618–1634.
- Lizumi, H., A. Hattori y C. P. McRoy. 1980. Nitrate and nitrite in interstitial waters of eelgrass beds in relation to the rhizosphere. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 47:191–201.
- López Portillo, J. y E. Ezcurra. 1985. Litter fall of *Avicennia germinans* L. in a one-year cycle in a mudflat at the Laguna de Mecoacán, Tabasco, Mexico. *Biotropica*, 17(3):186-190.
- López–Portillo J., E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: Una revisión. *Madera y Bosques*. Número especial. 27–51p.
- Lugo, A. 2002. Conserving Latin American and Caribbean mangroves: issues and challenges. *Madera y Bosques*. Número Especial 1:5-25.
- Lugo, A. E. y S. C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 5:39-64.
- Macnae, W. 1968. A general account of the flora and fauna of the mangrove swamps in the Indo-West-Pacific region. *Advances in Marine Biology*, 6: 73–270.

- Mancera-Pineda, J., B. Gavio. Y J. Lasso-Zapata. 2013. Main threats to marine biodiversity. *Acta Biológica*, 35 (99): 111-133.
- Margalef, R. 1980. Ecología. Ediciones Omega S. A. Casanova, Barcelona, España, 961 p.
- Márquez, B. y M. Jiménez. 2002. Moluscos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo *Rhizophora mangle*, en el Golfo de Santa Fe, Estado Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 50: 1101-1112.
- Martínez-Daranas, B., P.M.Alcolado, y C.M. Duarte. 2005. Leaf production and shoot dynamics of *Thalassia testudinum* by a direct census method. *Aquatic Botany*, 81: 213-224.
- Mazda, Y., M. Magi, M. Kogo, P. N. Hong. 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes*, 12: 127-135.
- McArthur, L., J.Boland. 2006. The economic contribution of seagrass to secondary production in South Australia. *Ecol Modell*, 196:163-172
- McCauley, E., W. Murdoch, y S. Watson.1988. Simple models and variation in plankton densities among lakes. *Animal Nature*. 1 (32): 383-403.
- McKee, K. L. and I. A. Mendelssohn 1989. Response of a Freshwater Marsh Plant Community to Increased Salinity and Increased Water Level. *Aquatic Botany*, 34: 301-316.
- Méndez, N. 2006. Deep-water polychaetes (Annelida) from the southeastern Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 54: 773-785.

- Mendoza-Carranza, M.D., D.J.Hoeinghaus, A.M. García, y C.C.McGrath.2003. Aquatic food webs in mangrove and seagrass hábitats of Cental Wetland, a Biosphere Reserve in Southeastern Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 8:171-178.
- Mitsch, W. M. y J.G. Gosselink.1993. Wetlands VanNostrand Reinhold, New York. Ny. USA. 539p.
- Mitsch, W. M. y J.G. Gosselink.2000. Wetlands, 3rd edn., John Wiley and Sons, Inc., New York.Montague,C.L.,Ley,J.A.1993. A possible effect of salinity fluctuation on abundance of benthic vegetation and associated fauna in northeastern Florida Bay. *Estuaries*, 16:703–717.
- Montagna, P.A. y R.D. Kalke. 1992. The effect of freshwater inflow on meiofaunal and macrofaunal populations in the Guadalupe and Nueces Estuaries, Texas. *Estuaries*, 15 (3): 307–326.
- Montague, C.L. y J.A. Ley. 1993. A posible effect of salinity fluctuation on abundance of bethic vegetation and associated fauna in Northeartern Florida Bay. *Estuaries*, 16:703-717,
- Moore, K. A. y R. I. Wetzel. 1988. The distribution and productivity of seagrasses in the Terminos Lagoon. En: A. Yañez-Arancibia. y J. W. Day. Jr. (eds.). Ecología de los ecosistemas costeros del sur del Golfo de México. La región de la Laguna de Términos. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 207-220pp.
- Mora-Silva, A. B., E. Bernini, y M. S. Carmo. 2005. Características estruturals de bosques de mangue do estuario do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta botánica Brasilica*, 19 (3): 465-471.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 p.

- Moreno-Cassasola, P. y H. López. 2009. Muestreo y análisis de la vegetación de humedales. En: Moreno-Cassasola, P. y B. Warner. 2009. Brevario para describir, observar y medir humedales. Serie costa sustentable no. 1. RAMSAR, Instituto de Ecología, A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department, Xalapa, Ver. México 406 pp.
- Nandy, S., y A. Choudry. 1983. On the occurrence of the penaid prawn *penaeus japonicus* in Hoogly estuary. *Indian Journal of fisheries*. 30:343-344.
- Nava, F., y M. Lester. 2011. Morphological variations in the shell of the Gastropod *Pyrgophorus platyrachis* as a possible response to physical-chemical factors in the Maracaibo system, Venezuela. *Ecotrópicos*, 24(2):145-163.
- Navarrete, A. de J. y J.J. Oliva-Rivera. 2002. Litter Production of *Rhizophora mangle* at Bacalar Chico, Southern Quintana Roo, México. *Universidad y Ciencia*, 18(36):79-86.
- Netto, S. A. y F. Gallucci. 2003. Meiofauna and macrofauna communities in an mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. *Hydrobiológica*, 505:159-170.
- Nielsen-Muñoz, V., y J. Cortés. 2008. Abundancia, biomasa, y floración de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Caribe de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(4):175-189.
- Odum, E.C., H.T. Odum, M.T. Brown y G. Scott. 1982. Energy and Environment in Florida. Manuscript submitted to University of Florida Press, Gainesville. 200 p.
- Osti-Saenz, J. y C.M. Agraz-Hernández. 2008. Monitoreo de los parámetros físico-químicos del agua intersticial. En: Agraz Hernández C., J. Osti-Saenz., C. Chan., D. Gómez, y E. Chan. Reforestación de 7.0 ha con manglar al norte de la Laguna de Términos, Campeche. 102p.

- Palmer, T.A., P.A.Montagna, J.B.Pollack, R.D. Kalke, y H.R. DeYoe. 2011. The role of freshwater inflow in lagoons, rivers, and bays. *Hydrobiológica*, 667: 49-67.
- Penhale, P.A. y R.G.Wetzel.1983. Structural and fuctional adaptations of eelgrass (*Zostera marina*) to the anaerobics sediment environment. *Canadian Journal of Botany*, 61:1421-1428.
- Peterson, C. 1982. Clam predation by welks (*Busycon* spp.): Experimental test of the importance of prey size, prey density, and seagrass cover. *Marine Biology*, 66:159-170.
- Phillips, R.C., E.G. Meñez.1988. *Seagrasses*, Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, N°.34.Whashington, D.C.:Smithsonian Institution Press.
- Pope, V. D., M.L.Gallani, P.R. Rowntree, y R.A. Stratton. 2000, 'The Impact of New Physical Parametrizations in the Hadley Centre Climate Model-HadAM3', *Clim. Dyn.*16:123-146.
- Porta, J., M. López-Acevedo, C. Roquero. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Madrid, España, Edit. Mundi-Prensa, 807 p.
- Powell, G. V. N., W.J. Kenworthy, y J.W. Fourqurean. 1989. Experimental evidence for nutrient limitation of seagrass growth in a tropical estuary with restricted circulation. *Bulletin of Marine Science*, 44: 324–340.
- Prieto A., L.J. Ruiz y N. García. 2003. Diversidad y abundancia de los moluscos de la epifauna en la comunidad sublitoral de Punta Patilla, Estado de Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 50(3/4): en prensa.
- Puentes, L.G. 1990. Estructura y composición de las poblaciones de camarones (crustaceos: decapoda; Natantial asociados a praderas de *Thalassia testudinum* en

- la región de Santa Marta. Caribe Colombiano. Tesis Magister Scientiae-Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 146p.
- Quammen, M.L., C.P. Onuf. 1993. Laguna madre: seagrass changes continue decades after salinity reduction. *Estuaries*, 16:302–310.
- Ralph, P.J., D. Tomasko, S. Seddon, K. Moore, y C. Macinnis-Ng. 2006. Human impact on Seagrasses: contamination and eutrophication. pp. 567–593. En Larkum A. W. D., R. J. Orth, C. M. Duarte (Eds.), *Seagrass Biology, Ecology and Conservation*. Springer.
- Rebolledo, R., D. Bone, y R. Cipriani. 1993. Relación planta-organismo entre *Thalassia testudinum* y su epifauna móvil. Departamento de Biología de Organismos y Estudios Ambientales, Universidad Simón Bolívar, Venezuela.
- Rico G., V. 1979. El manglar de la Laguna de La Mancha, Ver. Estructura y productividad neta. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 32 p.
- Rodríguez, C. y E. Villamiza. 2000. Fauna bentónica asociada a una praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 1:243-249.
- Rodríguez, L. A. 2011. $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* como indicador de impacto antropogénico en la región costera de Mahahual, Quintana Roo, México. Tesis Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas La Paz, Baja California Sur. 56p.
- Roldán, P.G. 1999. Los Macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua, 23:375–387.

- Saenger, P. 2001. Mangrove ecology, silviculture and conservation. Kluwer Academic Publisher. Southern Cross University. Lismore, Australia. 359 p.
- Saenger. 2002. Mangrove Ecology Silviculture and Conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 302p.
- Sánchez, A.J., y A. Raz-Guzman. 1997. Distribution patterns of tropical estuarine brachyuran crabs in the Gulf of Mexico. *Journal of Crustacea Biology*, 17(4): 173-184.
- Sánchez, A. J. y E. Barba. 2005. Biodiversidad de Tabasco. p. 1-16. En Biodiversidad del estado de Tabasco, J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (eds.). Instituto de Biología, UNAM / CONABIO, México, D.F.
- Sasekumar, A.1974. Distribution of macrofauna on a Malayan mangrove shore. *J. of Animal Ecology*, 43: 51–69.
- Schaffelke, B., J. Mellors, N.C. Duke. 2005. Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 51:279-296.
- Scholander, P.F. 1968. How mangrove desalinate seawater. *Physiology Plant*, 21: 251-261.
- Schrijvers, J., D. Van Gansbeke, y M. Vincx. 1995. Macrobenthic infauna of mangroves and surrounding beaches at Gazi Bay, Kenya. *Hydrobiológica*, 306:53–66.
- Scoffin, T.P.1970. The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. *J. of Sedim Petr*, 40: 249–273.
- Sherman, R.E., T.J. Fahey y R.W. Howarth. 1998. Soil-plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. *Oecologia*, 115:553-563.

- Short, F.T., L.J. McKenzie, R.G. Coles, K.P. Vidler, y J.L. Gaeckle. 2008. Manual para Monitoreo Científico del Hábitat de Pastos Marinos, Edición Mundial (Versión Español). University of New Hampshire Publication, Durham, NH, USA. 76 pp.
- Sparks, D. L., A.L. Page, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C.T. Johnston, y M.E. Sumner. 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3 Chemical Methods. Soil Science Society of America Book Series. Madison, Wisconsin, EUA. 1390p.
- StatSoft. Inc. 2001. Statistica (Data Analysis Software System). <www.statsoft.com>.
- Stoner, A. W. 1983. Distribution of fishes on seagrass meadows: Role of macrophyte biomass and species composition. *Fish Bulletin .U.S.*, 81: 837-846.
- Strickland y Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Second Edition. Fisheries research board of Canada Ottawa. 310 pag. Schlesinger, W.H. 1991. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. Academic Press, San Diego
- Stumm, W., y J.J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3rd Edition. Wiley-Interscience, New York. 990p.
- Suprayogi B. y F. Murray. 1999. A field experiment of the physical and chemical effects of two oils on mangroves. *Environment Experimental Botany*, 42: 221-229.
- Teas, H. J. 1979. Ecology and restoration of mangrove shoreline in Florida. *Environment Conservation*, 4:51-58.
- Terrados, J. y S.L. Williams. 1997. Hoja frente a la raíz la absorción de nitrógeno por el surfgrass *Phyllospadix torreyi* S. Watson. *Marine Ecology Progress Series*, 149: 267-277.

- Terrados, J., C.M.Duarte, L. Kamp-Nielsen, N.R.S. Agawin, E.Gacia, C.D. Lacap, M.D. Fortes, J. Borum, M. Lubanski, y T. Greve. 1999. Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquatic Botany*, 65:175-197.
- Twilley, R.R., y V. Rivera-Monroy. 2009. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. In: Perillo GM, E Wolanski, DR Cahoon & MM Brinson (eds). *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*, pp.641-675. Elsevier, Amsterdam.
- Thom, B. G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology, Tabasco, México. *Journal of Ecology*, 55: 301-347.
- Tomasko, D.A. y B.E. Lapointe. 1991. Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: Field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series*, 75: 9–17.
- Tomlinson, P.B.1986. The botany of mangroves. Cambridge University Press, Cambridge.413p.
- Touchette, B. W., J.M. Burkholder.2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*, 250: 133–167.
- Turner, R. E. 1991. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. En: Olsen S, Arriaga L (eds) *A sustain-able shrimp mariculture industry for Ecuador*. Technical report series TR-E-6. International Coastal Resources Management Project, University of Rhode Island, NY/ Gobierno de Ecuador y USAID. pp 121–139.

- Twilley, R.R., M.Pozo, V.H.García, V.H.Rivera-Monroy, R.Zambrano y A.Bodero. 1996. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecol.* 111:109-122.
- Valiela, I. 1984. Marine Ecological Processes. Spring-Verlag, Berlin, 305p.
- Van Tussenbroek, B. I. 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Marine Biology*, 122: 33-40.
- Van Tussenbroek, B.I.1998. Above- and below-ground biomass and production by *Thalassia testudinum* in a tropical reef lagoon. *Aquatic Botany*, 61: 69-82.
- Van Tussenbroek, B.I., C.A.Galindo, J. Márquez, J.2000.Dormancy and foliar density regulation in *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, 68: 281–295.
- Van Tussenbroek, B.I.,J.A. Vonk, J. Stapel, P.L.A. Erftemeijer, J.J. Middelburg y J.C. Zieman. 2006. The biology of *Thalassia*, p. 409-439.*In*: A.W.D. Larkum, R.J. Orth & C.M. Duarte (eds.). Paradigms and Recent Advances in Research Seagrass Biology. Springer, The Netherlands.
- Van Tussenbroek, I. B. 2010. Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico Oeste. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Instituto de Biología. 79 p.
- Vicente, V. P.1992. A summery of ecological information on the seagrass beds of Puerto Rico in "Coastal Plant Communities of Laatin America" (U. Seeliger ed.), 107-121 pp. Academic Press. 392 p.
- Villanueva-Fragoso, S., G. Ponce-Vélez, C.García, y J. Presa. 2010. Vulnerabilidad de la zona costera.Ecosistema costeros, p.37-72. En: A.V.Botello, S. Villanueva-Fragoso, J.Gutierrez, y J.L.Rojas Galaviz (eds).Vulnerabilidad de las zonas

costeras mexicanas ante el cambio climático. Semarnat-INE, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche. 514p.

Walker, D. I. y A.J. McComb., 1992. Degradación Seagrass en aguas costeras australianas. *Pollution Bulletin*, 25: 5-8.

Waycott, M., C.M. Duarte., J.B. Carruthers., R. J. Orth, y W.C. Dennison. 2000. "Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems." *PNAS* 106, 30: 12377-12381.

Waycott M., C.M. Duarte, T.J.B. Carruthers, R.J.Orth, W.C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J.W. Fourqurean, K.L. Heck Jr, A.R. Hughes, G.A. Kendrick, W.J.Kenworthy, F.T.Short, S.L.Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA*, 106(30):12377-12381.

Weston, D.P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 233 -244.

Wilber, D.H. y D.G. Clarke. 1998. Estimating secondary production and benthic consumption in monitoring studies: A case study of the impacts of dredged material disposal in Galveston Bay, Texas. *Estuaries and Coast*, 21(2):230-245.

Winfield, I., E. Escobar-Briones., F. Álvarez. 2007. Clave para la identificación de los anfípodos bentónicos del Golfo de México y el sector norte del Mar Caribe (de 25 a 3700 m de profundidad), 197 pp. CONABIO-ICMyL-UNAM, México.

Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day, Jr. (eds). 1988. Ecología de los ecosistemas costeros en el sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. cuast. Ecol. Inst. LSU. Editorial Universitaria México. D.F. 518p.

Zaldívar-Jiménez, A., J. Herrera-Silveira, R. Pérez-Ceballos, y C. Teutli-Hernández. 2012. Evaluación del uso de los humedales de manglar como biofiltro de efluentes

camaroneras en Yucatán. México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 47(3):395-405.

Zieman, J. C. 1973. Quantitative and Dinamic Aspects of the Ecology of Turtle Grass, *Thalassia testudinum*. Recent Advances in Estuarine Research. Proceedings of Second Intl. 1973. Oct. 1973.

Zieman, J. C. 1975. Tropical sea grass grass ecosystems and pollution. In. Wood, E. J. E., Johannes, R. E. (eds.) Tropical marine pollution. Elsevier, New York. 12:63–74.

Zieman, J.C. y R.T. Zieman.1989. The ecology of the seagrasses meadows of the west coast of Florida: a community profile. *Biological Report*, 85:7-25.

Zieman, J.C. y R.G. Wetzel. 1980. Productivity in seagrasses: methods and rates. In: Phillips, R.C. and C.P. McRoy (eds), Handbook of seagrasses biology: an ecosystem perspective. Garland STPM, New York, NY.

Zieman, H. 1971. Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora las Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. *Limnology*, 8: 505–525.

Zimmerman, J. K., E.M, Everham, R.B.Waide, D.J. Lodge, C.M.Taylor, y L. Brokaw.1994. Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forests in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *Journal of Ecology*, 82: 911–922.