

Instituto Tecnológico de Costa Rica
Universidad Nacional de Costa Rica
Universidad Estatal a Distancia

TEC | Tecnológico
de Costa Rica

UNA
UNIVERSIDAD
NACIONAL
COSTA RICA



Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo



**COMPONENTES ECOSISTÉMICOS Y MODELO DE
GESTIÓN DE LOS MANGLARES ACHAPARRADOS DEL
RÍO SARSTÚN EN EL CARIBE DE GUATEMALA.**

Trabajo sometido a consideración del Tribunal Evaluador como
requisito para optar por el grado de Doctor en Ciencias Naturales para
el Desarrollo con énfasis en Gestión de Recursos Naturales

Sustentante:

Pedro Julio García Chacón

UNED

San José, Costa Rica

Julio, 2015

Instituto Tecnológico de Costa Rica
Universidad Nacional de Costa Rica
Universidad Estatal a Distancia

TEC | Tecnológico
de Costa Rica

UNA
UNIVERSIDAD
NACIONAL
COSTA RICA



Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo



**COMPONENTES ECOSISTÉMICOS Y MODELO DE GESTIÓN DE LOS
MANGLARES ACHAPARRADOS DEL RÍO SARSTÚN EN EL CARIBE DE
GUATEMALA.**

**Trabajo sometido a consideración del Tribunal Evaluador como requisito
para optar por el Grado de Doctorado en Ciencias naturales para el
Desarrollo con énfasis en Gestión de Recursos Naturales.**

Sustentante:

Pedro Julio García Chacón

Director de tesis

Dr. Luis Sierra Sierra

Asesores

Dr. Ruperto Quesada Monge

Dr. Cristian Tovilla Hernández

Julio, 2015

Acta de Defensa de Trabajo de Tesis

Énfasis: Gestión de Recursos Naturales

Estudiante: Pedro Julio Garcia Chacón.

N° de Carnet: 0000214441

Estudiante del Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo.

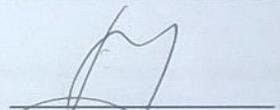
A las 1:00 p. m. del 19 de Septiembre del 2014, se presenta en la sala de sesiones de la Universidad de San Carlos en Guatemala, el aspirante de referencia, ante un tribunal del programa de Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo, para realizar su disertación y defensa de Tesis.

Tribunal evaluador:

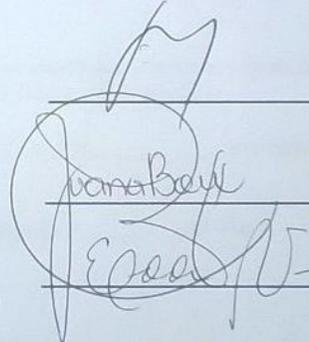
Dra. María E. Cascante Prada.
Representante Sistema de Estudios de Posgrado



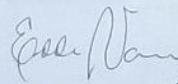
Dr. Freddy Araya Rodríguez.
Representante por la coordinación del DOCINADE.



Dr. Luis Sierra Sierra.
Director de Tesis.



Dra. Lorena Boix Moran.
Asesor de Tesis

Dr. Cristian Tovilla Hernández. x 
Asesor de Tesis



La realización de la presente tesis doctoral fue posible gracias al apoyo becario de la Universidad de San Carlos de Guatemala en convenio académico con la Universidad Estatal a Distancia (UNED, Costa Rica) dentro del Programa de Doctorado en Recursos Naturales para el Desarrollo (DOCINADE) en el énfasis de Gestión de Recursos Naturales, y en el que participan las siguientes instituciones académicas: Universidad Nacional (UNA, Costa Rica), Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR, Costa Rica), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM, México), Universidad Autónoma de Chapingo (UACH, México), Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN, Nicaragua, León).

La construcción de mapas temáticos se realizó en pasantía de investigación realizada en el Instituto Geográfico Nacional de Guatemala (IGN).

AGRADECIMIENTOS

La realización de este trabajo fue posible gracias al apoyo fundamental de las autoridades del Centro de Estudios del Mar y Acuicultura de la Universidad de San Carlos de Guatemala bajo la administración del MSc. Erick Villagrán.

A la administración del Señor Rector de la Universidad de San Carlos Dr. Estuardo Gálvez Barrios y el Señor Secretario General Dr. Carlos Alvarado Cerezo, por el interés puesto en este programa.

Al personal de la Dirección General de Docencia.

También es importante agradecer la colaboración del consorcio Amantes de la tierra por su apoyo en la introducción con la comunidad y a los pobladores comunidad de Río Sarstún.

A mis compañeros de equipo de investigación, Irene Franco, Julio García, Michelle Rinze y Carlos Ortiz, por su colaboración en el desarrollo de la investigación.

A la Doctora Lorena Boix Morán, por su asesoría en temas sociales

Al Ingeniero Luis Escobar, por su apoyo fundamental en el parte estadística

Al Instituto Geográfico Nacional (IGN), por el apoyo en la construcción de mapas temáticos.

A los pescadores artesanales de río Sarstún, Abraham, Marcos y Samuel por su valioso apoyo en trabajos de campo, como conocedores del área.

A mi Director de tesis: Dr. Luis Sierra por su acompañamiento en el proceso

A mis asesores: Dr. Ruperto Quesada y Dr. Cristian Tovilla por su acompañamiento científico y por su amistad

DEDICATORIA

A mi familia

Mi esposa, Berta Alicia Vargas

Mis hijos, Julio Fernando, Francisco Javier y
María Andreeé

Por ser esa fuerza que me ha impulsado siempre a seguir adelante y por tener la capacidad de comprender que el tiempo dedicado a esta tesis aunque quitó muchas veces momentos familiares importantes en los que un, no tengo tiempo, pudo causar desaliento, en todo momento estuvo dedicada a ellos.

INDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Justificación	2
1.2 Objetivos	6
1.2.1 Objetivo general	6
1.2.2 Objetivos específicos	6
2. MARCO CONCEPTUAL	7
2.1 Manglares	8
2.2 Manglares enanos o achaparrados	15
2.3 Clasificación de los manglares	18
2.4 Los manglares en Guatemala	19
3. MATERIALES Y MÉTODOS	22
3.1 Descripción del área de estudio	23
3.2 Materiales y métodos	31
4. RESULTADOS	45
4.1 Caracterización ambiental del área de estudio	46
4.1.1 Características hidrometeorológicas	46
4.1.2 Características fisicoquímicas del agua y del sedimento	51
4.2 Estructura y composición del manglar achaparrado	63
4.3 Estructura de la comunidad de peces en el ecosistema	70
4.4 Similitud de los sitios en relación con algunas variables ambientales y dasométricas	74
5. ANALISIS Y DISCUSIÓN	75
6. MODELO DE GESTIÓN DE LOS MANGLARES ACHAPARRADOS DEL RÍO SARSTÚN EN EL CARIBE DE GUATEMALA	83
7. CONCLUSIONES	93
8. RECOMENDACIONES	95

Bibliografía

97

Anexos

105

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1	Cobertura forestal de la cuenca del río Sarstún	27
Cuadro 3.2	Componentes y aspectos específicos que fueron tomados en cuenta para desarrollar el trabajo de investigación	33
Cuadro 4.1	Comportamiento de la temperatura ambiental, humedad relativa y velocidad del viento, período 1990 a 2010. Estación Puerto Barrios	47
Cuadro 4.2	Comportamiento de los días de lluvia y la precipitación período 1990 a 2010. Estación Puerto Barrios	49
Cuadro 4.3	Parámetros físico químicos del agua del río Sarstún en época seac (A) y lluviosa (B)	53
Cuadro 4.4	Correlación de parámetros físico químicos del agua del río Sarstún en época seca (A) y lluviosa (B)	55
Cuadro 4.5	Parámetros fisicoquímicos y materia orgánica del sedimento en los sitios de muestreo	57
Cuadro 4.6	Correlación de los parámetros fisicoquímicos y materia orgánica del sedimento en los sitios de muestreo	57
Cuadro 4.7	Parámetros fisicoquímicos y materia orgánica del sedimento dentro de los sitios de muestreo	59
Cuadro 4.8	Correlación de parámetros fisicoquímicos y materia orgánica dentro de los sitios de muestreo	60
Cuadro 4.9	Comparación de medias de longitud de tallo (m) Tukey	63
Cuadro 4.10	Medias de longitud de tallo de las parcelas de mangle achaparrado respecto a su posición en el transecto	64
Cuadro 4.11	Parámetros dasométricos del mangle achaparrado	66
Cuadro 4.12	Familias y especies de peces capturados en época seca	70
Cuadro 4.13	Especies de peces capturados por sitio en época seca	71
Cuadro 4.14	Familias y especies de peces capturados en época lluviosa	72

Cuadro 4.15 Especies de peces capturados por sitio en época
lluviosa

73

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Identificación de las regiones menos y más vulnerables al cambio climático de los bosques de manglares del mundo	11
Figura 2.2	Modelo de simulación de la caída de presión del flujo máximo de un tsunami	12
Figura 2.3	Cobertura de mangle en el Atlántico de Guatemala	19
Figura 2.4	<i>Rhizophora mangle</i>	20
Figura 2.5	<i>Laguncularia racemosa</i>	20
Figura 2.6	<i>Conocarpus erectus</i>	21
Figura 2.7	<i>Avicennia germinans</i>	21
Figura 3.1	Mapa de Guatemala y sus colindancias	24
Figura 3.2	Localización del área de estudio y medios naturales en el municipio de Livingston en el departamento de Izabal.	25
Figura 3.3	Cuenca del río Sarstún	26
Figura 3.4	Mapa de dirección de corrientes en el mundo	28
Figura 3.5	Mapa de dirección de corrientes septiembre 2013	29
Figura 3.6	Mapa de dirección de corrientes noviembre 2013	29
Figura 3.7	Mapa de dirección de corrientes diciembre 2013	30
Figura 3.8	Sitios de muestreo del agua, sedimento y manglar	34
Figura 3.9	Diseño y ubicación del transecto para la toma de muestras de sedimento	35
Figura 3.10	Diseño de los transectos y parcelas en los sitios de muestreo de mangle	37
Figura 3.11	Ubicación de los sitios de muestreo de peces	39
Figura 3.12	Artes de pesca utilizadas en las capturas A) Atarraya y B) Trasmallo	40
Figura 4.1	Comparación de la marea alta y baja año 2012 (época seca diciembre-mayo, época lluviosa Junio-Noviembre)	48

Figura 4.2	Caudal medio diario anual años 1971 a año 2003, estación hidrométrica Modesto Méndez	50
Figura 4.3	Relación de la salinidad con los nitratos en el agua superficial	52
Figura 4.4	Comparación de la salinidad del agua superficial en época seca y lluviosa	54
Figura 4.5	Aspecto de las muestras de sedimento en las áreas de manglar achaparrado	56
Figura 4.6	Parámetros químicos y materia orgánica del sedimento en los sitios estudiados	61
Figura 4.7	Relación de la salinidad intersticial con potencial redox y comportamiento del pH y temperatura en los sitios de muestreo del manglar achaparrado	62
Figura 4.8	Cobertura de mangle achaparrado en 1954	67
Figura 4.9	Cobertura de manglar achaparrado en 2006	68
Figura 4.10	Medios naturales e infraestructura en el área de manglares achaparrados	69
Figura 4.11	Agrupamiento de los sitios por similitud	74
Figura 6.1	Aproximación funcional de los manglares achaparrados del río Sarstún en el Caribe de Guatemala	88
Figura 6.2	Modelo de gestión de los manglares achaparrados del río Sarstún en el Caribe de Guatemala	89
Figura 6.3	Conformación del consorcio operativo del modelo de gestión sustentable de los manglares achaparrados del río Sarstún en el Caribe de Guatemala	92

RESUMEN

El estudio se realizó en los manglares achaparrados del ecosistema río Sarstún, departamento de Izabal, en el Caribe de Guatemala, este río en su cuenca baja sirve de límite fronterizo entre Guatemala y Belice. El objetivo de este estudio fue caracterizar el manglar achaparrado del ecosistema río Sarstún, con el fin de proponer un modelo de gestión que sirva como base para la protección, conservación y aprovechamiento de este ecosistema. Para realizar la caracterización de dicho ecosistema, se determinaron las variables ambientales que lo regulan para conocer su estado actual, se conoció la estructura y composición del manglar, para establecer su estado biofísico y se analizó la composición de la comunidad de peces, para conocer su distribución espacial y temporal y se propone un modelo de gestión para la protección, conservación y aprovechamiento del manglar.

Para realizar el estudio, Se seleccionaron cinco sitios, en cada uno de los cuales se ubicaron dos transectos con tres parcelas en cada uno, en estas parcelas se tomaron las muestras para realizar los análisis fisicoquímicos del sedimento y del agua intersticial, mediciones morfométricas del mangle y análisis de la calidad del agua superficial contigua. En estos mismos sitios se tomaron muestras de peces y se cuantificó el número de individuos capturados por especie, para determinar su distribución espacial y temporal. Con los datos obtenidos se realizaron análisis de correlación, análisis de varianza, comparación de medias y análisis de similaridad de sitios, lo que permitió concluir que las variables ambientales limitan el desarrollo del mangle y manifiestan una tendencia a la disminución en el caso de la precipitación y los días de lluvia en el área. En general, podemos decir, que La estructura y composición se mantienen con poca variación en los diferentes sitios del ecosistema estudiado y se evidencia una alta conectividad en el mismo. El número de especies de peces y la cantidad de individuos por especie, es mayor en la época de lluvia. A partir de los resultados obtenidos se propone un modelo de gestión orientado al mantenimiento de las funciones del ecosistema bajo una

estructura organizacional en la esfera humana, en forma de consorcio, integrado por los usuarios, los administradores y la comunidad científica.

ABSTRACT

The study was carried out in the stunted mangroves of the Sarstun River ecosystem on the Caribbean coast of Guatemala. The low basin of this river in the Department of Izabal marks the border between Guatemala and Belice. The goal of this research was to characterize the stunted mangrove of the Sarstún River ecosystem, in order to propose a management model for the protection, conservation and use of this ecosystem. To characterize the ecosystem the environmental variables that regulate it, environmental variables were determined, to establish its current stage, the mangrove structure and composition was determined to establish its biophysical stage, and the composition of the fish community present in the ecosystem was analyzed, to know their spatial and temporal distribution, and a management model for the protection, conservation and use of the mangrove is proposed.

Five study sites with two transects and three parcels each were selected. In each parcel samples were taken for physico-chemical analysis of sediments and interstitial water were made, mangrove morphometric measures and surface water quality analysis. Fish samples were also taken to quantify the number of individuals of each species, in order to determine their spatial and temporal distribution. With the information obtained, correlation analysis, analysis of variance, comparison of means and analysis of site similarity were made. This led to the conclusion that environmental variables limit the mangrove development and show a trend to a reduction in the case of precipitation and days of rain in the area. The mangrove structure and composition remain with little variation, it is evident that exists a high connectivity in the ecosystem. The number of fish species and the amount of organisms of each species is higher in the rainy season. From these results it is proposed a management model oriented to maintaining the ecosystem functions under an organizational structure in the human sphere, in a type of consortium integrated by users, administrators and the scientific community.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Justificación

Los manglares son ecosistemas constructores de vida en las zonas costeras del trópico, los paisajes que ellos modulan son expresiones naturales llenas de riqueza y abundancia. Sin embargo, estos ecosistemas que proveen alimento e ingresos a las poblaciones que viven directa o indirectamente de ellos, cada día enfrentan presiones empujadas por fuentes de presión muchas veces fuera del sitio.

Trópico Verde (2006) afirma que los manglares de Guatemala desde mediados de la década de 1950 hasta la fecha han sufrido grandes alteraciones, inicialmente como consecuencia de la expansión agrícola y ganadera, y posteriormente por el desarrollo desordenado de la industria camaronera y la turística. Todo esto ha contribuido a que estos ecosistemas se consideren entre los más amenazados del país. En dicho trabajo se indica que la costa litoral del Pacífico de Guatemala, la cual tiene una extensión de 254 Km, ha sufrido en pocos años la pérdida de la mayoría de los manglares que la ocupaban. Entre 1950 y 1965 se taló más de la mitad del manglar existente debido a la expansión de la industria algodonera, que causó la degradación irrecuperable de los suelos. Más tarde, cuando este cultivo comenzó a declinar, se empezaron a utilizar los terrenos remanentes de manglar para instalar estanques para salinas y para la cría del camarón.

Yañez-Arancibia, Day, Twiley y Day, (2010) señalan que los manglares a pesar de estar sometidos a diversas presiones, pueden presentar adaptaciones muy importantes que contribuyen al mantenimiento de las zonas costeras, lo cual fue planteado por Yañez-Arancibia (1998) en la siguiente hipótesis:

Los manglares como hábitat forestado crítico de la zona costera presentan respuestas de acomodación frente a la variabilidad ambiental que induce el cambio global, desarrollando un papel estructural y funcional clave en la estabilidad de la línea de costa, la persistencia de hábitats y biodiversidad, el metabolismo del ecosistema, reduciendo riesgos e incertidumbre para el desarrollo sustentable del uso de sus recursos.

La anterior hipótesis sirve de base para pensar que el estudio, conservación y protección de estos ecosistemas reviste gran importancia para potencializar sus funciones ecosistémicas y más aún si tomamos en cuenta que en los próximos años, los impactos del cambio climático pueden acelerar procesos de degradación de hábitats a todo nivel.

En general las proyecciones para Centroamérica, como efecto del cambio climático global, indican que la temperatura, sufrirá cambios paulatinos y persistentes en su incremento, lo cual variará de acuerdo a la región. Por otra parte también habrán cambios en los patrones de cantidad, intensidad y frecuencia de las precipitaciones.

También se estar observando una creciente variabilidad climática con los consecuentes impactos por incremento de la temperatura. Las proyecciones de días secos tienden a incrementarse (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2009). Los impactos mencionados anteriormente, podrán eventualmente afectar la distribución de los manglares al provocar procesos de salinización intersticial.

Los manglares pueden presentar variaciones estructurales entre las cuales se pueden encontrar los manglares enanos o achaparrados. Estas variaciones pueden

presentarse debido a suelos superficiales o poco profundos donde las raíces no logran un adecuado desarrollo.

Hernández, B., Cherrington A., Gálvez, J. G. y Oyuela, M. (2012) señalan que en el Atlántico de Guatemala se encuentra una cobertura aproximada de 1 169 hectáreas de manglar, que está dominada por mangle rojo (*Rhizophora mangle*).

Los ecosistemas de manglar en Guatemala, han sufrido alteraciones causadas por muchos factores y es así que para mejorar su protección y conservación, El Consejo Nacional de Áreas Protegidas [CONAP] (2006), publicó la “Política Nacional de Humedales de Guatemala”. En esta política se reconoce el valor ecológico, económico y social de los humedales incluidos los ecosistemas de manglar. Debido al estado de deterioro y degradación de los ecosistemas de manglar, la política contiene un marco integral y da los lineamientos para propiciar un desarrollo social, económico y ecológico en el país. Este documento representa una orientación para la sociedad en general y los decisores del sector público y privado, con el objetivo de conservar y utilizar racionalmente los humedales y cumplir con los compromisos adquiridos por el Estado en materia de protección ambiental y desarrollo humano.

En relación a vulnerabilidades en la zona marino costera, Hernández y otros (2012), indican que en las costas del atlántico de Guatemala existe un 40% de alta y muy alta vulnerabilidad y un 60% de muy baja, baja y moderada vulnerabilidad a la amenaza por tempestades en la zona marino costera.

Dado lo anterior, para Guatemala, es importante describir los componentes ecosistémicos de los manglares achaparrados del río Sarstún ya que constituyen un remanente de bosque halófito facultativo del cual no existe información relacionada con el componente climático, el componente hidrológico, las características del agua que le rodea, del sedimento y la estructura y composición del bosque.

En tal sentido la información generada en el presente estudio, pone a disposición de los manejadores locales, insumos para establecer un monitoreo sistemático que permita una mejor gestión y mantenimiento del ecosistema de manglar estudiado que contribuyan a mantener bajo, el nivel de vulnerabilidad.

En el presente estudio se analizaron las características ambientales, la estructura y composición forestal y la ictiofauna como insumos para determinar si existían o no similitud entre los sitios estudiados en el río Sarstún, en el Caribe de Guatemala.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Caracterizar el manglar achaparrado del ecosistema río Sarstún, en el Caribe de Guatemala, para proponer un modelo de gestión sustentable.

1.2.2 Objetivos específicos

1 Determinar las variables ambientales que regulan el ecosistema del mangle achaparrado del río Sarstún, en el Caribe de Guatemala, para conocer su estado actual

2 Conocer la estructura y composición del manglar achaparrado del río Sarstún en el Caribe de Guatemala, para establecer su estado biofísico.

3 Determinar la composición de la comunidad de peces presente en el ecosistema del manglar achaparrado para conocer su distribución espacial y temporal.

4 Proponer un modelo de gestión para la protección, conservación y aprovechamiento del manglar achaparrado del río Sarstún en el Caribe de Guatemala.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1 Manglares

Según Fang & Chou (2008) el término “mangle” se refiere a un conjunto de árboles tropicales y arbustos que crece en la zona intermareal. Por otra parte CONABIO (2009) plantea que los manglares son formaciones vegetales en las que predominan distintas especies conocidas como mangles, los árboles poseen raíces aéreas y estructuras respiratorias llamadas neumatóforos y son resistentes a la salinidad del agua. Se sabe también que las raíces de los mangles estabilizan los suelos, reducen la erosión y la contaminación en las costas (Laffoley & Grimsditch, 2009).

Los manglares son importantes ecosistemas costeros que proporcionan una gran variedad de servicios ecológicos y sociales, regularmente se les ve como ecosistemas simples, sin embargo tienen estructuras complejas propias de las condiciones de transición entre la tierra y el mar (Mckee, 2006). Por otra parte, Lema y Polanía (2007), sugieren que los manglares son ecosistemas estratégicos y vitales para las comunidades adyacentes.

Los ecosistemas de manglar juegan un papel importante tanto desde el punto de vista ecológico como económico, debido a que sirven de refugio a especies de interés comercial y no comercial en diferentes etapas de su ciclo de vida. Acharya (2002) calculó que la producción pesquera de los manglares puede ser de más de US \$ 1 500 por hectárea al año en México.

Además de los aspectos taxonómicos, quizá ningún otro aspecto ha llamado tanto la atención en manglares como el análisis de los patrones estructurales del componente boscoso, Jiménez (1994), Miranda (1958), Vázquez Yanes (1971), Moreno-Casasola y Espejel (1986), Contreras (1998), Ramírez y Lot (1994), Ocaña y Lot (1996), y Yañez Arancibia (1999), establecieron que aunque el grupo principal de especies se mantiene de un sitio a otro (*Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* Gaerth F., *Rhizophora mangle* L., y *Conocarpus erecta* L.), la estructura y funcionamiento de los bosques varía, Basañez (2006). Esto es importante y nos indica que es necesario realizar investigaciones, principalmente, sobre funciones ecosistémicas ya que su respuesta a intervenciones antrópicas es muy particular en cada lugar.

Joshi & Ghose (2003) encontraron en la Florida que el índice de complejidad del manglar disminuyó paulatinamente hasta los 750 metros de la costa, sin embargo luego aumentó a medida que las poblaciones de árboles de mangle se localizaban más lejos de la misma, de tal manera que a menor salinidad corresponde mayor índice de complejidad.

En Sierra Leona al estudiar el marco biofísico en manglares considerando los siguientes factores: clima, geología, geomorfología, hidrología, sedimentología, suelos, vegetación y biodiversidad de peces, se comprobó que los bosques de manglar pueden formar una barrera protectora en la zona costera, reducir la erosión y la consecuente sedimentación de los ríos y la estabilización en la inundación de los estuarios, lo que permite agenciar de nutrientes a la base alimenticia de muchas especies marina y organismos de agua dulce (UICN, 2007).

Los manglares como ecosistemas costeros han sido considerados por muchos investigadores como ecosistemas vulnerables, puesto que se encuentran bajo variadas presiones de origen natural y antrópico.

Tanto las intervenciones humanas, como su ubicación en la zona costera hacen que estos ecosistemas sean vulnerables a los efectos de los fenómenos naturales que continuamente ponen en riesgo su estructura. Se estima que estos ecosistemas serán muy afectados por los efectos del cambio climático global entre ellos la eventual subida del nivel del mar y el cambio en el comportamiento de la velocidad del viento, el oleaje, las corrientes y el comportamiento general de las tormentas.

Dentro de las preocupaciones por las alteraciones que pueden sufrir los ecosistemas de manglar, en relación al cambio climático, Habiba, Suárez, Dokken y Watson (2002), indican que es necesario generar información con el propósito de mejorar el conocimiento de las relaciones entre la biodiversidad, la estructura y el funcionamiento del ecosistema, y la dispersión y/o migración a través de paisajes fragmentados, con el propósito de diseñar estrategias de conservación y restauración.

Alongi (2007), ubica a los manglares de las islas del Caribe dentro de los más vulnerables ante los efectos del cambio climático y a los manglares de algunos países de Centroamérica y parte de América del Sur dentro de los menos vulnerables (Figura 2.1).

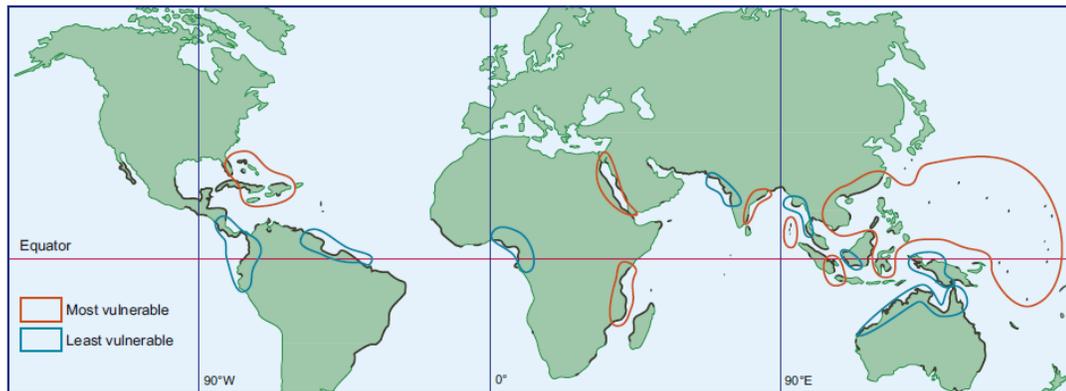


Figura 2.1. Identificación de las regiones menos y más vulnerables al cambio climático de los bosques de manglares del mundo, (Tomado de Alongi (2007), basado en Wilkie y Fortuna (2003), Gilman et al. (2006), PNUMA-WCMC (2006) y Solomon *et al.* (2007))

En relación a la función de los manglares en la protección de las costas, Alongi (2007), analiza la información brindada por Chapman (1976) y PNUMA-WCMC, (2006) y cita textualmente lo siguiente:

“La idea de que los manglares ofrecen protección significativa se ha convertido en una máxima en ecología costera tropical, sin embargo, este servicio ambiental rara vez se ha probado empíricamente o evaluado adecuadamente”

Una de esas evaluaciones para estimaciones sobre respuesta de los manglares a fenómenos naturales, fue la realizada por Alongi (2007), donde mediante un modelo de simulación se estima la caída de presión del flujo máximo de un tsunami como respuesta al aumento de la densidad de árboles de mangle, con base en datos recopilados después del tsunami de 1998, en la costa norte de Papúa, Nueva Guinea, como puede apreciarse en la Figura 2.2.

Se indica que los manglares, en determinadas circunstancias pueden ofrecer algún grado de protección contra los tsunamis, la reducción del flujo de ondas depende de bosques con al menos 100 metros de ancho, además la absorción de la energía depende de la densidad de árboles, el tipo de tallo y diámetro de la raíz, la pendiente de la orilla, la batimetría, las características espectrales del incidente, el tipo de olas y la etapa de la marea al ingresar al bosque. El modelo muestra que la presión del flujo máximo puede reducirse hasta un 90% para una franja de ancho de bosque de 100 m y una densidad de 3 000 árboles por hectárea.

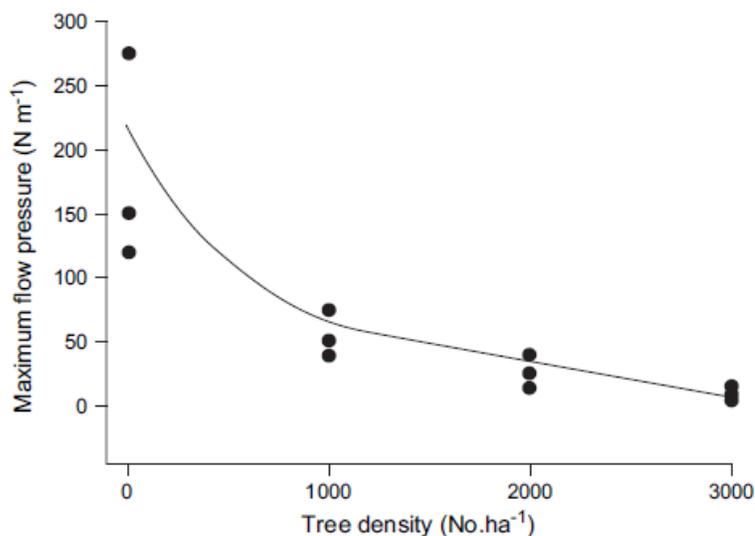


Figura 2.2. Modelo de simulación de la caída de presión del flujo máximo de un tsunami. (Tomado de Alongi (2007), modificado de Hiraishi y Harada (2003))

Otra de las visiones son los paradigmas de la relación directa de los manglares con la producción pesquera. Al respecto, Manson, Loneragan, Skilleter & Phinn (2005), indican que los manglares tienen gran importancia en la producción pesquera al convertirse, entre otras cosas, en la guardería de especies que son de interés comercial, por este motivo, una eventual desaparición de las áreas de manglar repercutiría en la producción pesquera.

Se estima que cerca del 20% de los humedales costeros del mundo se podrían perder para el año 2080 producto de la elevación del nivel medio del mar (Habiba, 2002). Por otra parte, Aburto (2008) dice que los manglares se están agotando a nivel mundial y con ellos una amplia biodiversidad y servicios. Además, se sabe también que más del 50% de los manglares a nivel mundial han sido talados sin que se comprenda el valor de estos bosques costeros (García y Camarena, 2006).

La disminución de los manglares se ha dado en todo el trópico desde hace varios años atrás, por ejemplo, Rico-Gray (1979), citado por Basáñez (2006), señaló que en México existía una disminución del área de manglar debido a la sobreexplotación y la demanda para otras actividades como agricultura, ganadería, crecimiento de las ciudades y apertura de caminos.

Para Guatemala se considera que de 1950 a 1998 se perdieron unas 26 500 hectáreas de manglares que representan un 70% de la cobertura histórica.

Para el año 2012 según Hernández, Cherrington, Bosarreys, Gálvez, Oyuela y Sempris (2012), el mangle cubría una superficie aproximada de 18,839 hectáreas que equivalen al 0.0017% del territorio nacional, de estas, 17 670 hectáreas se encuentran en el Pacífico y 1 169 en el Atlántico.

Al analizar los datos anteriores puede decirse que de la cobertura de manglar que había en Guatemala en 1998, se han recuperado 7,482 hectáreas, que significan solo el 19.76% de la cobertura histórica recuperada en los últimos 14 años.

Es evidente que es necesaria una adecuada gestión de los manglares a nivel regional y local, según Urive y Urrego (2009), el crecimiento urbano y la sobre explotación de los recursos aunado a los efectos del cambio climático, hacen urgente la adecuada gestión de los ecosistemas costeros.

Esta gestión puede estar encaminada a mantener las condiciones territoriales o restaurar aquellos que han sido degradados a una velocidad que supera la capacidad de respuesta de los gestores.

Al respecto se dice que “Existen muy pocos bosques de manglar en condiciones prístinas; la mayoría se encuentran con algún grado de deterioro causado por las actividades humanas, y en tal escenario, la restauración se ha considerado como una importante herramienta para la gestión ambiental (Hogarth, 2007)” (Urive y Urrego, 2009).

2.2 Manglares enanos o achaparrados

Los manglares pueden presentar variaciones morfológicas, las cuales se dan cuando no existen condiciones adecuadas para su desarrollo, estas variaciones pueden dar como resultado, los manglares enanos, los cuales en Guatemala se conocen como achaparrados. Según Trejos, Morán, Smith y Morales (2008), los manglares enanos existen donde se dan severas limitaciones para su crecimiento y desarrollo, los cuales forman comunidades escasas y dispersas en forma de matorrales.

El enanismo en los manglares, como en la mayoría de especies forestales, se produce como respuesta a la tensión o gradientes ambientales que pueden ser muy variados. Para el Sur de la Florida, se reporta mangle enano en su mayoría dominado por mangle rojo *Rhizophora mangle* y mangle negro *Avicennia germinans*, en esta región los manglares enanos miden en forma general menos de 1.5 metros, teniendo esta altura aún después de 40 años, datos basados en conteos de cicatrices foliares (Kangas, 1994). De acuerdo a Kangas (1994) Se han propuesto muchos factores causales de enanismo entre los cuales se encuentran fuego, desecación, limitado volumen de suelo, baja concentración de nutrientes, débil flujo de mareas y altas salinidades. En este mismo documento se reporta que cuando los árboles de mangle fueron más pequeños aumentó la densidad.

Según Hao, Jones, Luton, Zhang, Manzane, Scholz, Bucci, Cao & Goldstein (2009) los factores abióticos que contribuyen al enanismo en los manglares, incluyen efectos anóxicos en condiciones de inundación, suelos orgánicos compactos y fluctuaciones en salinidad e hipersalinidad.

Davis & Childers (2005), anotan que la formación de manglares enanos obedece entre otras cosas al bajo suministro de fósforo que es aportado por el sistema

marino en pantanos interiores en los cuales dicho fenómeno se suma a sustratos pobres.

Según Loveloc, Ball, Choat & Engelbrecht (2005) la constante inundación en estos ecosistemas, asociada a la baja disponibilidad de fósforo y nitrógeno, limitan el desarrollo de los árboles en los cuales el xilema no es capaz del adecuado transporte activo hacia las hojas.

Feller, Loveloc & Piou (s.f.) reportan respuesta de crecimiento de manglares de franja y de matorral o enano en Callos Gemelos en Belice, cuando fueron fertilizados con 150 gr. De P₂O₅ en relación 0-45-0, alcanzando máximos de alrededor de 120 cm.año⁻¹.Kg.⁻¹

Otro de los estudios sobre manglares enanos es el realizado por Pool, Snedaker & Lugo (1977), quienes al analizar la estructura de manglares de Florida Estados Unidos, Puerto Rico, México y Costa Rica, encontraron que los manglares enanos de la costa sur oeste de Florida en relación a parámetros estructurales manifestaban copa baja 1.0 metro de altura, área basal de 6 m².ha⁻¹ y un índice de complejidad bajo 1.5.

Para Guatemala no existe información sobre estructura de manglares achaparrados. La información más cercana es la realizada en Turneffe, Calabash Caye, en Belice, para evaluar y comparar estructura y funcionalidad de dos tipos de mangle denominados de franja y enano, se utilizaron 2 parcelas de 10 x 10 m por parche de mangle, en las cuales midieron parámetros estructurales de la planta, tales como diámetro, altura de dosel, además estudiaron salinidad intersticial y parámetros de suelo (Fang & Chou, 2008). En este trabajo se encontraron salinidades intersticiales de 41 ± 0.2 (ppt), un potencial redox de 65 ± 15 (mV) y un

pH de 6.7 ± 0.06 , la investigación concluye que el potencial redox y la salinidad intersticial son determinantes en la estructura y composición del manglar.

2.3 Clasificación de los manglares

La estructura de los manglares, está determinada por la capacidad de adaptación de las diferentes especies a los gradientes topográficos, a la inestabilidad del sustrato y a la salinidad, cada especie domina aquellas áreas a las cuales se adapta mejor.

La estructura de los manglares ha sido clasificada por Snedaker y Getter, tomando en cuenta los gradientes topográficos y la exposición a inundaciones en cinco tipos estructurales de bosque nombrados como manglares de borde, manglares de cuenca, manglares ribereños, manglares de inundación y manglares enanos. (Trejos, Morán, Smith & Morales, 2008).

Según Agraz-Hernández, Noriega-Trejo, López-Portillo, Flores-Verdugo & Jiménez-Zacarías (2006) los manglares se han clasificado de diferentes maneras por diferentes autores, dependiendo de su localización en los cuerpos de agua de la zona marino costera. Sin embargo los criterios regularmente son los mismos. Estos se pueden clasificar por su fisonomía, estructura y zonación, de la siguiente forma

Ribereño. Localizado en los bordes de la desembocadura de los ríos y canales deltaicos

Borde. Son los manglares que se encuentran en la orilla de las lagunas costeras, estuarios y bahías.

Cuenca. Estos están localizados en la parte posterior del manglar tipo borde o ribereño y se caracteriza por ser inundado periódicamente por la marea con menor frecuencia que los manglares de borde y ribereño.

Sobrelavado. Se localiza en barras, islas e islotes aislados

Matorral. Se caracterizan por su escaso desarrollo estructural, lo cual es consecuencia de encontrarse lejos de la fuente de nutrientes

2.4 Los manglares en Guatemala

En Guatemala el mangle cubre una superficie aproximada de 18,839 hectáreas de las cuales, 17,670 hectáreas se encuentran en el Pacífico y 1,169 en el Atlántico. (Hernández, Cherrington, Bosarreyes, Gálvez, Oyuela y Sempris, 2012). (Figura 2.3).

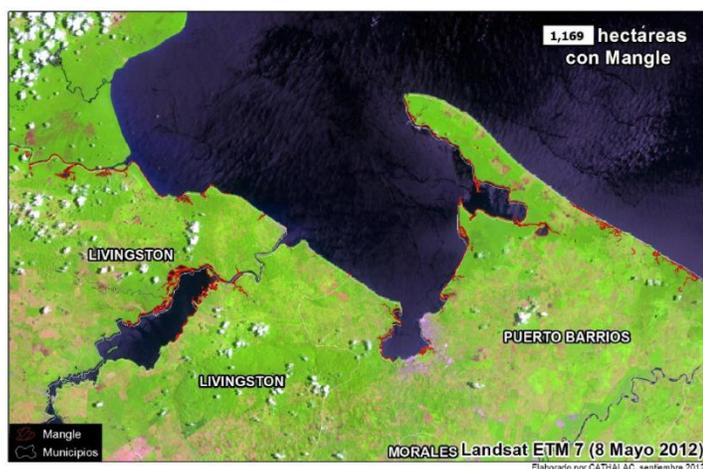


Figura 2.3. Cobertura de mangle en el Atlántico de Guatemala. (Tomado de Hernández, 2012)

Esta cobertura está ocupada por cuatro especies de mangle que pertenecen a las siguientes tres familias, (Figuras 2.4, 2.5, 2.6 y 2.7).

Familia Rhizophoraceae: *Rhizophora mangle* (mangle rojo)



Figura 2.4. *Rhizophora mangle*.

Familia Combretaceae. *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo).



Figura 2.5 *Laguncularia racemosa*



Figura 2.6. *Conocarpus erectus*

Familia Avicenniaceae: *Avicennia germinans* (mangle negro)



Figura 2.7. *Avicennia germinans*.

En el Caribe de Guatemala predominan los ecosistemas de manglar achaparrado. Estos manglares contribuyen a la protección de zonas vulnerables a fenómenos naturales como huracanes e inundaciones. Por otra parte, constituyen componentes esenciales de humedales costeros que proporcionan un medio natural donde los pobladores obtienen alimento complementario y materiales para usos domésticos como leña y madera de construcción.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

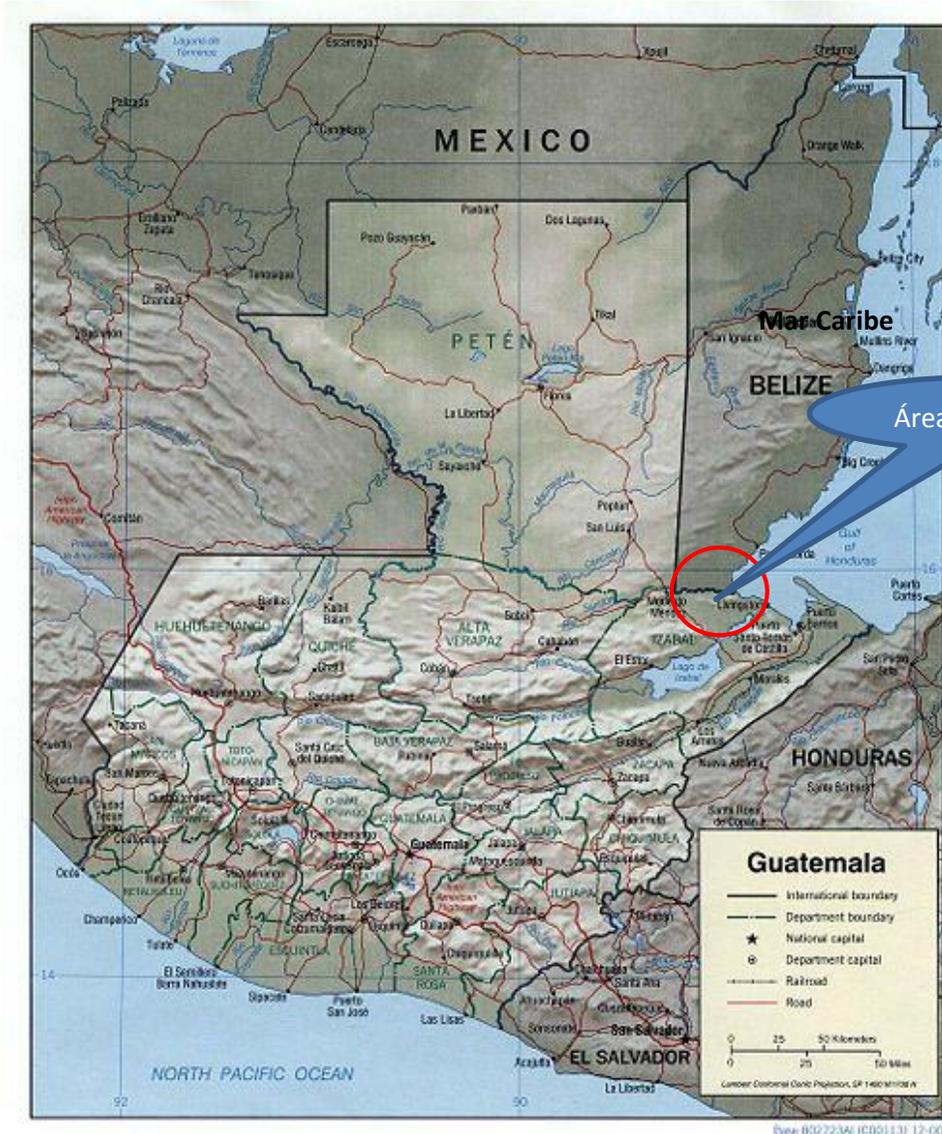
3.1 Descripción del área de estudio

El litoral de la zona marino costera de Guatemala comprende aproximadamente 402 km, en esta región se encuentran asentados 7 departamentos integrados por 17 municipios y cerca de 300 comunidades. La Zona Económica Exclusiva y el mar territorial comprenden una extensión aproximada de 116 658 km². (MARN, 2009)

La importancia de la Zona Marino Costera de Guatemala puede catalogarse a partir de los bienes y servicios que ofrece, los cuales incluyen: pesca, acuacultura, manglares, extracción de leña, elaboración de carbón, materiales de construcción, colecta de productos derivados de la fauna, recreación y turismo, pesca deportiva, filtración de agua y protección de la línea de costa; todos estos bienes y servicios aportan alrededor de entre US\$ 216 millones y US\$ 314 millones anuales. (MARN, 2009)

La costa del Caribe de Guatemala, está ocupada por el departamento de Izabal (Figura 3.1), el cual tiene una población aproximada de 413 339 habitantes, de los cuales 204 371 son hombres y 209 028 son mujeres. Esta población está distribuida en 5 municipios con una superficie total de 9 038 km² (PNUD, 2012).

El Índice de Desarrollo Humano de Guatemala creció en un 0,95% anual pasando de 0,43 hasta 0,57, lo que está por debajo del resto de países de Centroamérica. Para el caso del Caribe de Guatemala dicho índice es de 0,57 lo que se considera nivel medio (PNUD, 2012).



Fuente: CIA, 2007

Figura 3.1. Mapa de Guatemala y sus colindancias

El presente estudio se realizó en los manglares del río Sarstún, en el municipio de Livingston Izabal, situado en la costa del mar Caribe de Guatemala, aproximadamente entre los paralelos 15° 52' 00" y 15° 54' 40" N y los meridianos 88° 53' 00" y 88° 59' 41" W. (Figura 3.2).

La región está asentada sobre rocas sedimentarias pertenecientes a aluviones del cuaternario, pleoceno-eoceno, cretácico. Se encuentra en las regiones fisiográficas de tierras altas sedimentarias y la depresión de Izabal. La unidad paisajística está constituida por carbonatos (calizas, dolomitas, evaporitas y margas) de la formación Cobán, Ixcoy, Campur del Cretácico y de las formaciones Sepur y Grupo Verapaz del Cretácico-Terciario. (FUNDAECO, 2005).

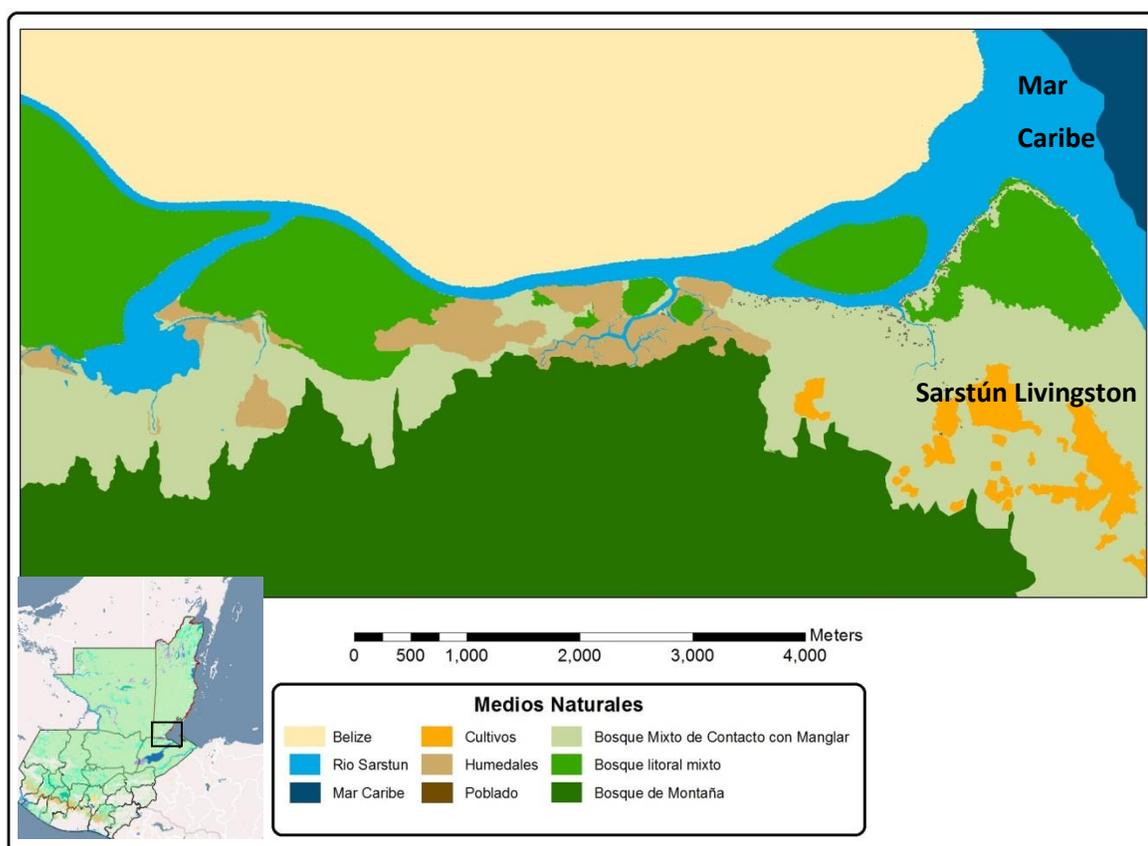


Figura 3.2. Localización del área de estudio y medios naturales en el municipio de Livingston en el departamento de Izabal.

MARN (2011) plantea que la cuenca del río Sarstún abarca 7 municipios de 3 departamentos (Petén, Izabal y Alta Verapaz), su área es de 210 900 ha y ocupa un 6% del área de la vertiente del Atlántico y un 2% del área del país. En la Figura 3.3 se muestra la ubicación de los Departamentos citados anteriormente así como el uso del suelo en la cuenca del río Sarstún.

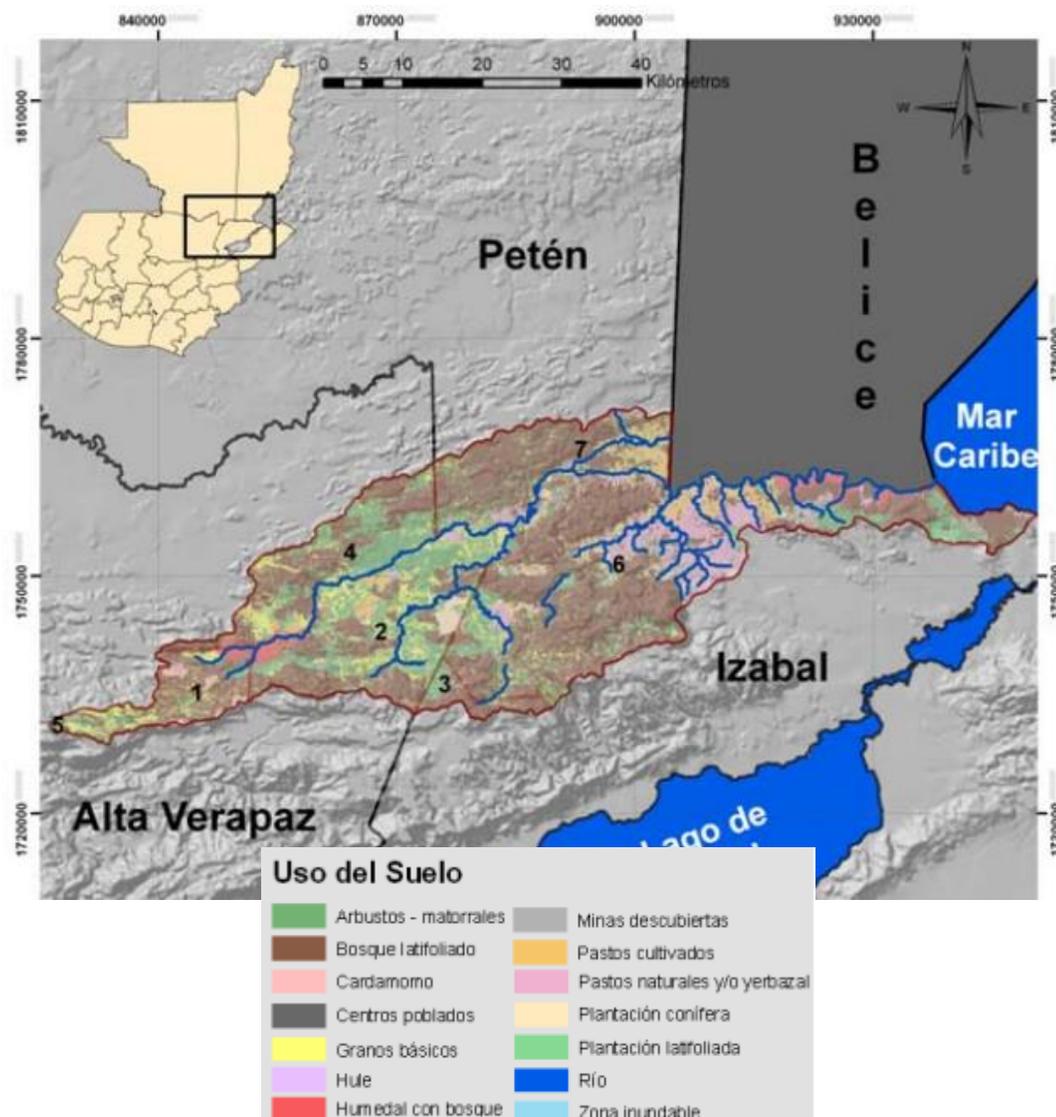


Figura 3.3. Cuenca del río Sarstún. (Tomado de Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales, [MARN] 2011)

El caudal del cauce principal del río Sarstún para el 2006 fue de 100.33 m³/segundo (MARN, 2011).

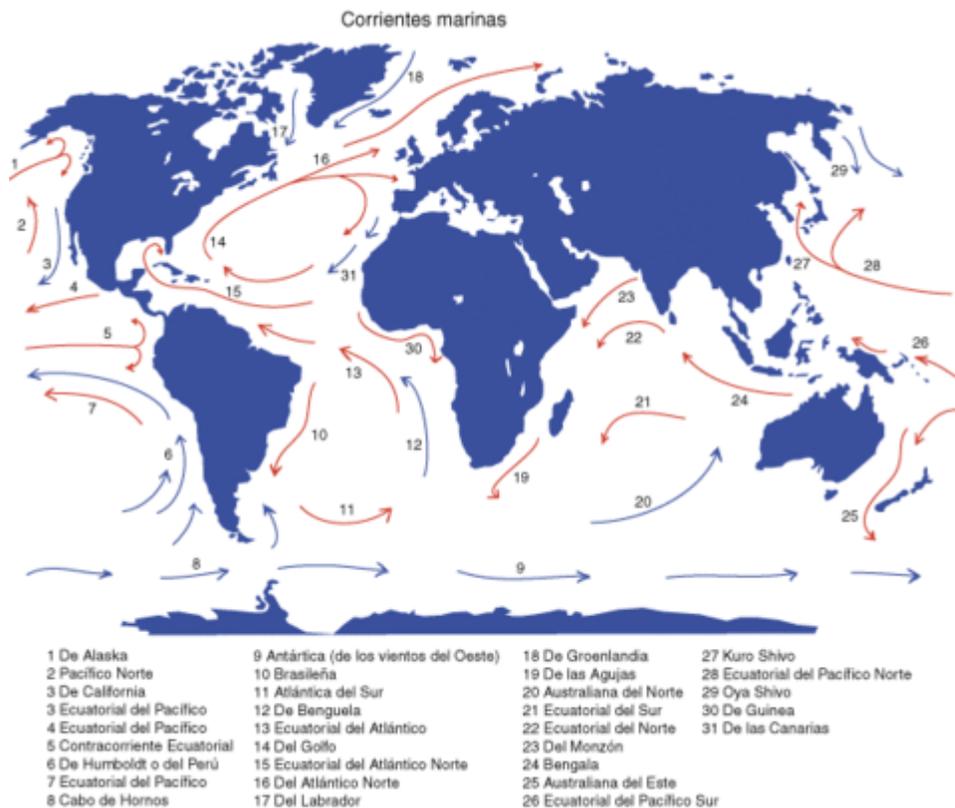
En el Cuadro 3.1 se muestra la cobertura forestal y uso del suelo de la cuenca, donde se observa que para el año 2006, el 50% de ella corresponde a bosque latifoliado, el 22% a arbustos y matorrales, el 2% son humedales con bosque donde se encuentran incluidos los manglares y el resto tiene usos variados (MARN, 2011).

Cuadro 3.1. Cobertura forestal y uso de suelo de la cuenca del río Sarstún

Cobertura forestal Y uso del suelo	ha	%
Bosque latifoliado	106 482	50
Arbustos-matorrales	46 134	22
Granos básicos	21 920	10
Pastos naturales y/o yerbazal	19 008	9
Pastos cultivados	7 551	4
Humedal con bosque	4 674	2
Plantación conífera	1 318	1
Cardamomo	1 198	1
Río	976	<1
Plantación latifoliada	840	<1
Zona inundable	449	<1
Centros poblados	199	<1
Hule	129	<1
Minas descubiertas	23	<1
total	210 900	

Fuente: Ministerio de Ambiente y Recursos naturales (2011)

En relación a las corrientes predominantes en el sitio, en la Figura 3.4 se observa el patrón de corrientes a nivel mundial, el cual influye y determina los patrones de movimiento de las masas de agua en la bahía de Amatique en el Caribe de Guatemala.



Fuente: (<http://www.zonu.com/detail/2009-11-19-11228/Corrientes-marinas-en-el-Mundo.html>).

Figura 3.4. Mapa de dirección de corrientes en el mundo

En el Caribe de Guatemala, se da un predominio de dirección de corrientes que vienen de Honduras hacia Belice, durante este recorrido se forma una zona de corrientes que circulan dentro de la bahía, esta condición provoca la formación de sedimentos que se depositan en los fondos de la bahía afectando los pastos y parches coralinos (Figuras 3.5, 3.6 y 3.7).



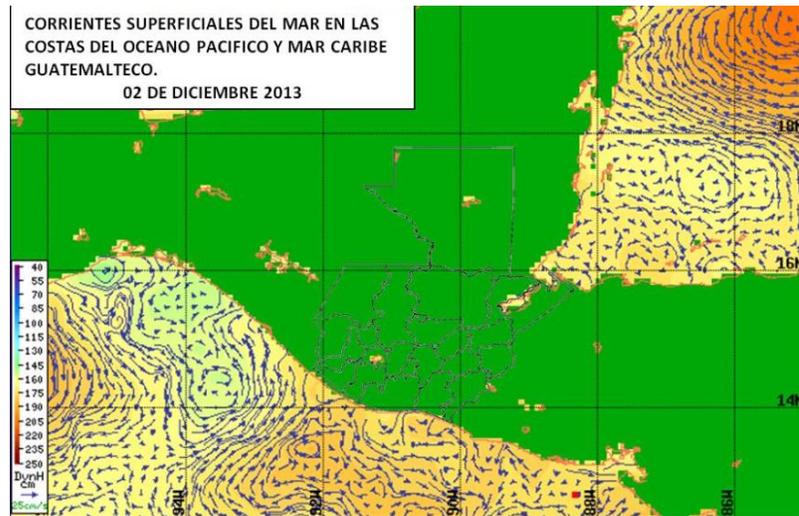
Fuete: INSIVUMEH, 2013.

Figura 3.5. Mapa de dirección de corrientes septiembre 2013 (INSIVUMEH).



Fuete: INSIVUMEH, 2013.

Figura 3.6. Mapa de dirección de corrientes noviembre 2013 (INSIVUMEH).



Fuente: INSIVUMEH, 2013

Figura 3.7. Mapa de dirección de corrientes diciembre 2013 (INSIVUMEH).

3.2 Materiales y métodos

Por las características de la cuenca del río Sarstún y los vacíos de información existentes sobre el manglar achaparrado en Guatemala, fue necesario visitar diferentes instituciones ubicadas en la ciudad de Guatemala tales como el Instituto de Sismología Vulcanología Meteorología e Hidrología [INSIVUMEH] , Instituto Geográfico Nacional [IGN], Instituto Nacional de Estadística [INE], Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala; con el propósito de recabar información verbal y de texto e imágenes de la zona de estudio. Por otra parte, se realizó una visita inicial a la comunidad, en la cual se conversó con los diferentes actores como: autoridades locales, pescadores artesanales y ONG presentes en el área. Esto se realizó con el fin de obtener información y conocer el área de trabajo para lo cual se realizaron recorridos de reconocimiento y ubicación de los sitios de muestreo, los cuales fueron georeferenciados con la ayuda de un GPS marca Garmin. A partir de la información obtenida durante el reconocimiento del área de estudio se diseñó un cuadro descriptivo de cómo se iba a realizar el trabajo y que componentes y aspectos tomaríamos en cuenta para cumplir con los objetivos planteados (Cuadro 3.2).

Teniendo en cuenta las condiciones hidrológicas de la cuenca del río Sarstún los muestreos se realizaron en tres épocas del año, en julio del 2012 (época lluviosa), febrero del 2013 (época seca) y abril del 2014 (transición de época seca a lluviosa). Esto con el fin de obtener información sobre los tres períodos más importantes del año y poder determinar si existían o no diferencias estacionales significativas entre los parámetros ambientales estudiados.

Los muestreos concernientes a los sedimentos y cobertura forestal de manglar se realizaron en el mes de febrero de 2012. Los muestreos para las características del agua y peces se realizaron en época seca (abril) y lluviosa (agosto).

Para determinar las condiciones ambientales de la cuenca y conocer la composición de su ictiofauna se utilizó, en parte, la metodología de evaluación ecológica rápida en lo referente a rasgos biofísicos (Ramsar, 2010), la cual permitió obtener información eficiente sobre las condiciones biofísicas con fines de conservación de sitios.

Cuadro 3.2. Componentes y aspectos específicos que fueron tomados en cuenta para desarrollar el I trabajo de investigación.

Componentes	Aspectos
meteorológicos	Temperatura ambiental, humedad relativa, vientos.
Hidrológicos	Mareas, precipitación, días de lluvia, caudal del cauce principal de la cuenca
Características del agua	Nitratos, Nitritos, Fosfatos, Sulfatos, pH, Salinidad, temperatura superficial
Características del sedimento	Nitratos, Nitritos, Fosfatos, Sulfatos, pH, Materia orgánica, Potencial redox y Salinidad intersticial
Características del mangle achaparrado	Especies presentes, cobertura forestal, estructura, composición, evolución de cobertura
Características de la comunidad de peces	Especies presentes, abundancia relativa, riqueza y biodiversidad.

Se establecieron cinco sitios (Laguna Creeck 1, Laguna Creeck 2, Laguna Creeck 3, Laguna Grande y Cerro Blanco) para realizar los muestreos de agua, sedimento y mangle achaparrado, distribuidos a lo largo del río Sarstún, los cuales se seleccionaron por existir en ellos la mayor concentración de mangle achaparrado (Figura 3.8).

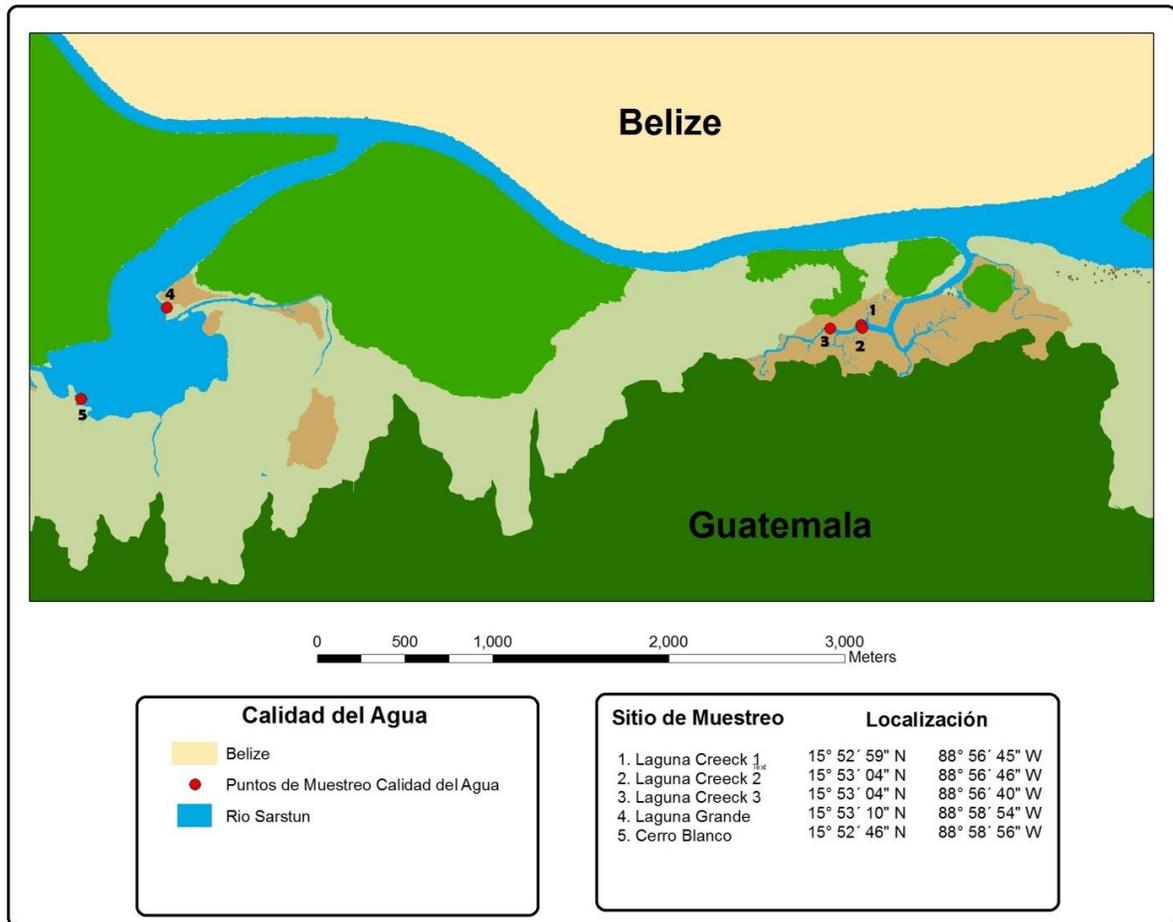


Figura 3.8. Sitios de muestreo del agua, sedimento y manglar

Para determinar las características del agua superficial, las muestras se tomaron en un punto específico de cada sitio seleccionado, el cual se ubicó frente a las parcelas establecidas para el estudio del manglar, a una distancia aproximada de 3 metros del borde del mismo. En cada sitio de muestreo se midió el pH y la temperatura con una sonda HANNA HI 9811-5 y el oxígeno disuelto con un Oxímetro HANNA HI9146. Además, se tomaron tres muestras de agua en botellas de 500 ml de cada sitio para medir en el laboratorio, la concentración de fosfatos, con el método fotométrico PMB # 14848 con la ayuda de un espectrofotómetro Pharo 100. Los nitratos se midieron con un colorímetro 325i HACH, por el método # 8192 por

reducción de cadmio. Para los nitritos se utilizó un colorímetro 325I HACH, método # 8507 de diasotización. El amonio también se midió con colorímetro 325i HACH utilizando el método # 8155 de salicilato.

Para realizar el muestreo del sedimento se trazó un transecto cuya longitud fue de 100 metros en cada uno de los cinco sitios y se tomaron cinco muestras por transecto. La primera se tomó en el fondo del río, para lo cual se utilizó una draga Van Veen de 1 000 cm³; la segunda en el borde del manglar, la tercera a 50 metros en el centro del parche, la cuarta a los 100 metros en el interior del parche, estas tres mediante un nucleador de PVC de 2 pulgadas de diámetro y 1.20 metros de largo, la quinta muestra se tomó en el bosque mixto mediante una barrena helicoidal de acero para hacer un total de 5 muestras por sitio, como se aprecia en la Figura 3.9.

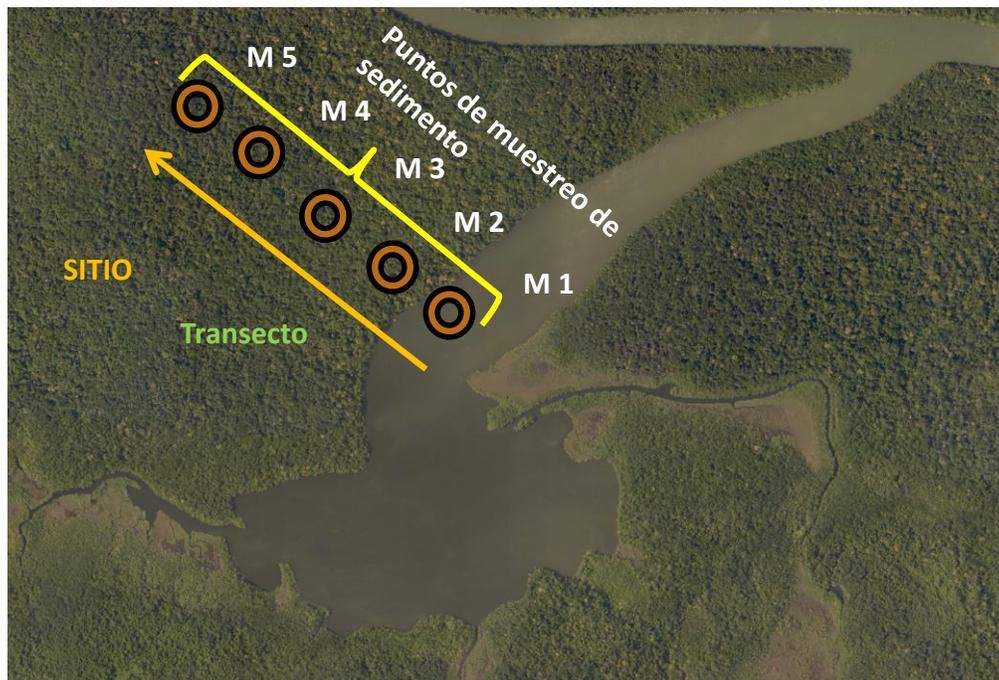


Figura 3.9. Diseño y ubicación del transecto para la toma de muestras de sedimento. .

Las muestras de sedimento tomadas en los sitios de muestreos uno y cinco se trasladaron en bolsas plásticas debidamente selladas y etiquetadas al laboratorio para su posterior análisis, mientras que las muestras procedentes de los sitios dos, tres y cuatro se trasladaron en los propios nucleadores debidamente etiquetados. En el laboratorio del Centro de Estudios del Mar y Acuicultura se realizaron los análisis correspondientes a partir de una submuestra de 400 g para determinar las características de los parámetros fisicoquímicos correspondientes: pH: con una sonda multiparamétrica modelo WTW Multi 3400 i, software V2.17. nitratos: con un spectroquant NOVA 60, mediante test normalizado para spectroquant 14773, con intervalo de medida de 0,2 – 20 mg/l NO₃ –N; 0.9 – 88.5 mg/L NO₃. nitritos: con un spectroquant NOVA 60, mediante test normalizado para spectroquant 14776, con intervalo de medida de 0,002-1,0 mg/l NO₂-N, 0,007 – 3,28 mg/l NO₂. fosfatos: con un spectroquant NOVA 60, mediante test normalizado para spectroquant 14848, con intervalo de medida 0,010-5,0 mg/L PO₄ –P, 0.03 – 15.3 mg/l PO₄ 3. sulfatos: con un spectroquant NOVA 60, mediante test normalizado para spectroquant 14791, con intervalos de medida de 25-300 mg/l SO₄2. amonio: con un spectroquant NOVA 60, mediante test normalizado para spectroquant 14752, con intervalo de medida de 0,010-3,0 mg/l NH₄-N.

Para determinar la materia orgánica se tomó una muestra de 2 g de sedimento y se utilizó el método de calcinación a partir de horno secador Lab-ware DG-82 YAMATO, 60°C, 24, 48 Y 72 horas. Posteriormente se incineró en una mufla programable ISOTEMP (FISHER SCIENTÍFIC, series 650-750), programa de incinerado a través de rampas: 200° y 500°C, 5 horas.

Para conocer las características del agua intersticial del sedimento, se colocaron tres piezómetros en los puntos de muestreos dos, tres y cuatro de cada sitio de muestreo. Estos consisten en tubos de PVC de 2 pulgadas de diámetro y un metro de largo, con perforaciones de 0.5 cm ubicadas a 20 cm del final del piezómetro. Estos se enterraron en el sedimento a 50 cm de la superficie del mismo,

posteriormente se extrajo el núcleo de sedimento y se volvió a introducir el piezómetro dejando las perforaciones a 30 cm de la superficie, pasada media hora se extrajo el agua con una bomba de succión manual, hasta que la misma estuvo clara, momento en el cual, en el sitio, se midieron la temperatura mediante un termómetro digital traceable-Extralong-Stem Thermometer Model: 23609-174 , el pH se midió con un Tester HANNA WP HI 98311.HI 98312, el Potencial rédox se obtuvo con una sonda multiparámetro marca WTW Multi 350i/SET y la salinidad con un refractómetro manual, marca Master, modelo S/MILLM

Para determinar las características del manglar achaparrado se ubicaron dos transectos con tres parcelas de 5 por 5 metros en cada uno de los sitios como se muestra en la Figura 3.10.

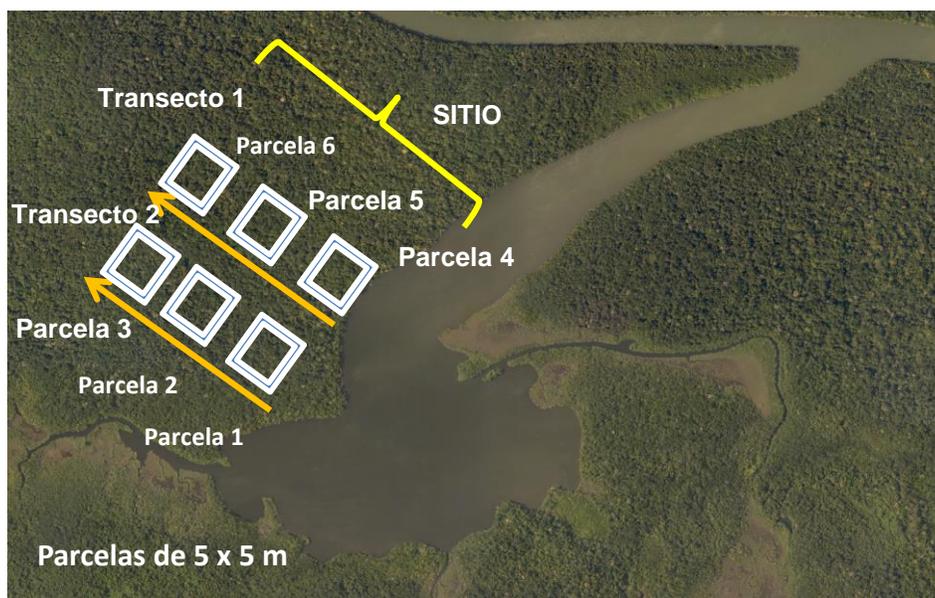


Figura 3.10. Diseño de los transectos y parcelas en los sitios de muestreo de mangle.

Para definir las características dasométricas del mangle achaparrado se utilizó como base, las metodologías planteadas por Almada, Sale, Gold y Kjerfve (2003) y CARICOMP (2001) sobre el monitoreo del manglar en el arrecife mesoamericano.

Como el mangle achaparrado no crece verticalmente sino que se agobia, y por tanto no se puede medir su altura, se decidió medir la longitud del tallo desde la superficie del sedimento hasta la inserción de la última rama, para determinar su diámetro se midió el mismo a un metro de la superficie del sedimento.

Se contó el número total de árboles en cada parcela para poder estimar la densidad de población y la distancia entre árboles, para esto se aplicó la siguiente fórmula:

$$d^2=A/P$$

Donde:

d^2 = distancia entre árboles al cuadrado.

A= Área total,

P= Población (número total de árboles)

La altura de dosel, se estimó por medio de una vara telescópica, la cual se colocó en diez puntos diferentes ubicados al azar en cada sitio.

Con la información anterior se calculó el área basal o transversal utilizando la ecuación sugerida por CARICOMP (2001). La sumatoria de las áreas basales individuales permitió conocer el área basal total por hectárea.

$$\text{Área transversal} = \text{área basal} = \pi \times r^2$$

A partir del análisis de las fotografías aéreas del año 1958 escala 1:25 000 y ortofotos del año 2006, proporcionadas por el Instituto Geográfico Nacional, se

determinó la variación espacio-temporal de la cobertura del manglar en el área de estudio, las imágenes del 2006 se digitalizaron con el programa Arc Gis 4.3 para determinar los elementos paisajísticos del área.

Como un importante indicador de estructura se utilizó el índice de complejidad, establecido por Pool et al. (1977), calculado a partir de la siguiente ecuación:

$$Ic = \text{Número de especies} \times \text{densidad de población} \times \text{área basal} \times \text{media de altura} \times 10^{-5}$$

Para conocer la distribución y abundancia de la ictiofauna se ubicaron tres sitios en el caudal del río: uno en la bocabarra, otro en la parte intermedia del río y el último en laguna grande (Figura, 3.11). En estos mismos sitios se midió con un refractómetro, la salinidad superficial, con el fin de conocer su concentración en estos puntos.

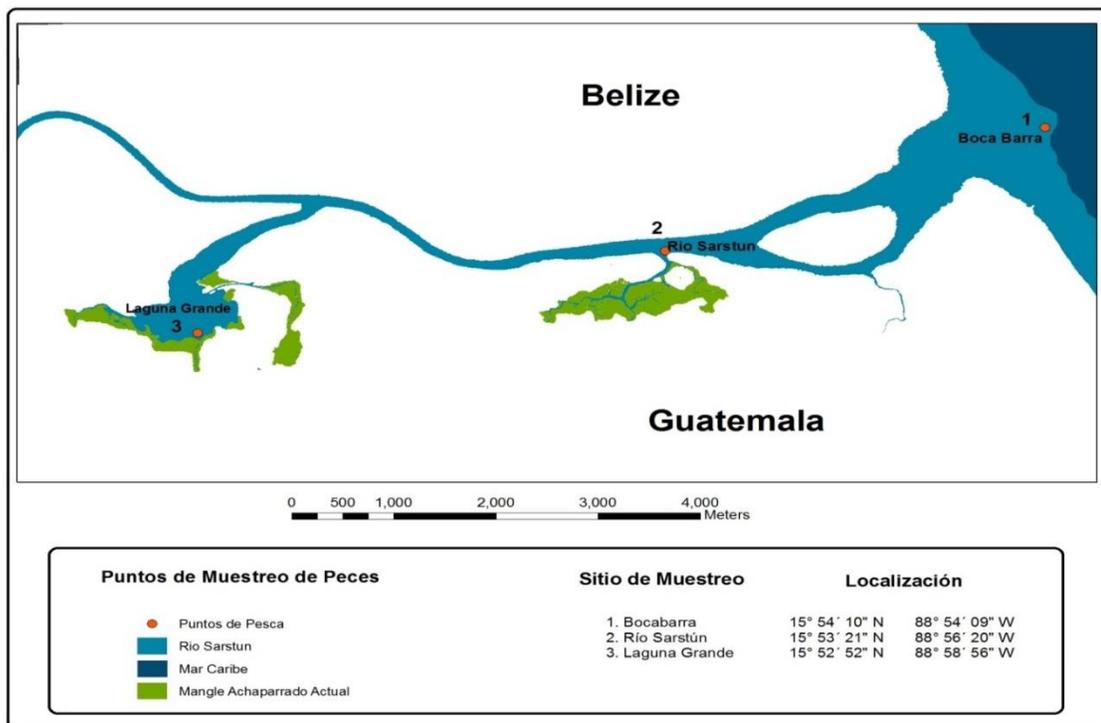


Figura 3.11. Ubicación de los sitios de muestreo de peces

Para capturar los peces se utilizó una atarraya de 3,78 m de largo, elaborada con malla de polietileno, hilo calibre 25 y luz de malla de 2 cm con la cual se realizaron cinco lances en cada uno de los sitios de muestreo, y un trasmallo confeccionado con malla de polietileno, de 90 m de largo, 60 mallas de altura, y 5 cm de luz de malla, el cual se colocó en cada uno de los sitios a las seis de la tarde y se recogió a las ocho de la mañana del día siguiente (Figura 3.12 A y B).



Figura 3.12. Artes de pesca utilizadas en las capturas. A) Atarraya y B) trasmallo

Todos los peces colectados se identificaron hasta el taxón más bajo posible con la ayuda de las claves de identificación para peces de FAO (1995). Se cuantificó el número de individuos de cada una de las especies colectadas. Con el número de especímenes capturados se calculó la abundancia relativa, la cual consiste en estimar el porcentaje que representa el número de individuos de cada especie en relación con el número total de peces capturados.

Para obtener la riqueza específica se utilizó el índice de Margalef como sigue:

$$\text{Riqueza} = (S-1) / \ln N$$

Donde S es el número de especies y N el número total de individuos en un sitio determinado.

En el caso de la biodiversidad de peces del área de estudio se utilizó el software libre Past 3, mediante el cual se obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Wiener el cual se basa en la siguiente fórmula.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde:

- S – número de especies (la riqueza de especies)
- P_i – proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos $\frac{n_i}{N}$ (es decir la abundancia relativa de la especie i):
- n_i – número de individuos de la especie i
- N – número de todos los individuos de todas las especies

Para comparar la proporción de organismos presentes tanto en el río como en la bocanarra en las dos épocas del año, se procedió a realizar un análisis de Chi², mediante el apoyo electrónico MegaStat para Excel 2010.

Los datos para realizar el análisis de los parámetros climáticos, fueron suministrados por el Instituto Nacional de Sismología Vulcanología Meteorología e Hidrología (INSIVUMEH) de Guatemala. Se analizó la información disponible de temperatura ambiental, precipitación, días de lluvia y humedad relativa de un período de 21 años comprendidos del año 1990 al 2010 que eran los que estaban

disponibles. A los datos de cada uno de estos parámetros se les estimó la desviación estándar, la media y el error para calcular el intervalo de confianza de la media.

Para conocer la evolución del caudal en el tiempo se analizaron los datos ofrecidos por la estación hidrométrica Modesto Méndez, ubicada en la cuenca del río Sarstún en Peten, correspondientes a un periodo de 32 años comprendidos de 1971 al 2003 que son los únicos datos de caudal disponibles. Con estos datos se hizo un análisis de regresión lineal para valorar el comportamiento del caudal en el tiempo.

El análisis sobre el comportamiento de las mareas altas y bajas se hizo a partir de la información suministrada por el INSIVUMEH para el año 2012. A estos datos se le realizó una comparación de medias por el método de t de Student.

Con la ayuda del programa Arc Gis 4.3 se digitalizaron los elementos paisajísticos presentes en el área a partir de las fotografías aéreas escala 1:25 000 del año 1954 y ortofotos del año 2006, obtenidas en el Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Se utilizaron los programas libres, Past 3 y Microsoft Excel 2010 para hacer los análisis estadísticos correspondientes que permitieron realizar las relaciones, comparaciones y descripciones de los sitios.

Para definir si existe similitud o no entre los sitios estudiados, se realizó un análisis multivariado de algoritmos de vínculo con correlación de coeficiente de distancia mediante la aplicación del software Past 3. En este método jerárquico se forman clusters mayores paso a paso de forma secuencial, los grupos formados se representan en un dendrograma que parte de una base común y se bifurca hasta la separación final de los grupos clasificados por distancia. Las variables utilizadas para realizar dicho análisis fueron: en lo forestal, longitud de tallo, diámetro de tallo,

densidad de población y área basal; en los sedimentos, fosfatos, pH, materia orgánica y salinidad, pH; en el agua intersticial, temperatura y potencial redox, tomados en los puntos de muestreo, dicho análisis de similitud se basa en la siguiente ecuación de similitud.

$$S_{kl} = 1 - \frac{d_{kl}}{d_{max}}$$

Donde d_{kl} representa la distancia entre los objetos k y l, y d_{max} representa la distancia que existe entre los dos objetos más alejados de la nube de puntos (Mendiguchía, 2005).

Se realizó un análisis de correlación múltiple entre la longitud del tallo y el diámetro del mangle achaparrado y los fosfatos, nitratos, nitritos y salinidad del sedimento para ver si había relación de dependencia entre las variables ambientales y el crecimiento de la planta en cada sitio. Además, se aplicó un análisis de varianza entre los mismos parámetros citados anteriormente y la longitud de tallo y diámetro de la planta entre los puntos de muestreo de cada sitio (borde, centro, interior).

Se realizó una prueba de hipótesis de t de Student para comparar los parámetros ambientales del agua superficial por época y los sitios agrupados en dos grupos por su ubicación geográfica (uno, dos y tres cercanos a la desembocadura del río y cuatro y cinco en el interior del río). Además, se hizo esta misma prueba entre los

valores promedios de los parámetros de crecimiento del mangle y los sitios de muestreos.

A partir de la información obtenida sobre las características ambientales, biofísicas y de similaridad del ecosistema estudiado, se propone un modelo de gestión orientado al monitoreo de variables que me permita conocer la evolución del ecosistema en el tiempo.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterización ambiental del área de estudio.

4.1.1 Características hidrometeorológicas

En el Cuadro 4.1 se muestran los datos ofrecidos por el INSIVUMEH sobre las variables ambientales (temperatura, humedad relativa y vientos) de la cuenca del río Sarstún en el período comprendido del año 1990 al 2010. En estos 21 años la media de la temperatura ambiental en el área fue de $26,5 \pm 0,17$ °C, para la humedad relativa fue de $79,19 \pm 36,04$ %, y para el viento se registró una velocidad promedio de $9,30 \pm 0,54$ kilómetros por hora.

Cuadro 4.1. Comportamiento de la temperatura ambiental, humedad relativa y velocidad del viento período 1990 a 2010. Estación Puerto Barrios.

año	Temperatura °C	Humedad relativa %	Vientos Km/h
1990	26.3	82	9.5
1991	26.4	83	9
1992	26.5	83	10.1
1993	26.6	80	10
1994	26.7	78	12
1995	27.1	80	9.6
1996	25.8	61	10.8
1997	26.9	72	10.3
1998	26.9	80	10.6
1999	26.3	79	9.4
2000	26	82	9.4
2001	26.5	81	9.8
2002	27.1	80	9
2003	27.2	80	9.3
2004	26.4	81	9.7
2005	26.4	80	7.3
2006	26.2	82	7.4
2007	26.7	79	6.7
2008	26.2	80	8.3
2009	26	80	8.6
2010	26.4	80	8.5
media	26,5 ± 0,17 °C	79,19 ± 36,04 %	9,30 ± 0,54 kilómetros por hora

Fuente: INSIVUMEH

La Figura 4.1 muestra el comportamiento de las mareas durante el año 2012 en la zona de estudio. Se observa que el nivel de la marea en la época seca es menor que en la época lluviosa. El área de manglares achaparrados del río Sarstún, se inunda periódicamente y mayormente en época lluviosa cuando se incrementa la altura media de la marea alta de 0.38 a 0.47 metros respectivamente. Se observó que existe

diferencia significativa al comparar el comportamiento de las mareas entre las épocas seca y lluviosa, para la marea baja se obtuvo un estadístico $t = -10,5217 <$ valor crítico $t = 1,96$, y para la marea alta un estadístico de $t = -3,7483 <$ valor crítico de $t = 2,2281$.

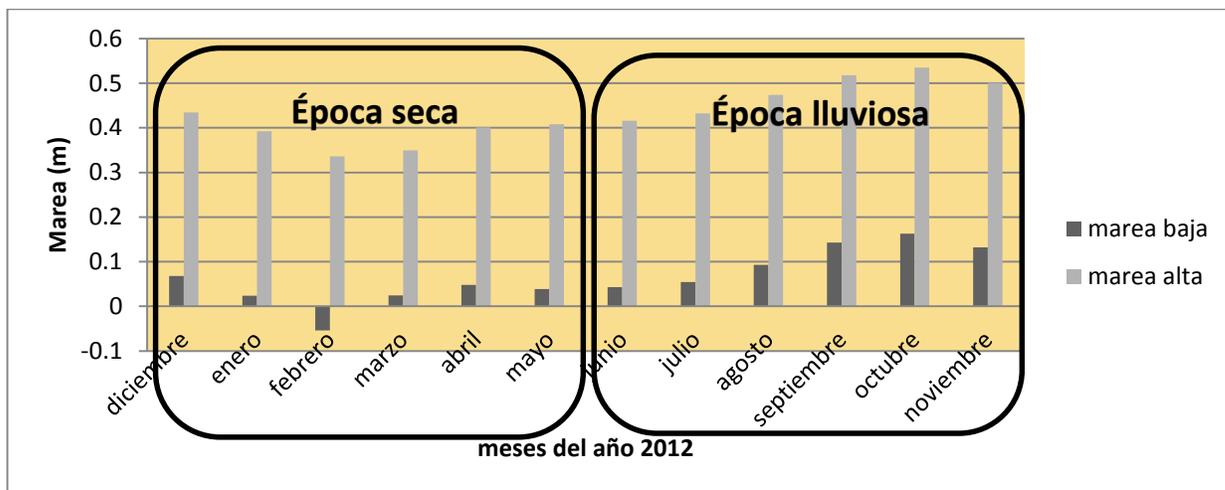


Figura 4.1. Comportamiento de la marea alta y baja para el año 2012 en la zona de estudio

En el Cuadro 4.2 se muestran los datos de precipitación y cantidad de días de lluvia ofrecidos por el INSIVUMEH del año 1990 al 2010. La precipitación en el área registró una media de $3\,373,78 \pm 263,96$ mm anuales, y se observó que existe una alta relación entre los días de lluvia y la precipitación dado por un $r = 0,7$.

Cuadro 4.2. Comportamiento de los días de lluvia y la precipitación período 1990 a 2010. Estación Puerto Barrios.

año	Días de lluvia	Precipitación mm
1990	244	4135.5
1991	213	3810
1992	233	3662.8
1993	213	4103.8
1994	203	3152.9
1995	165	2987.9
1996	200	3960.4
1997	207	3263.3
1998	175	3223.2
1999	217	3147.1
2000	229	4254.5
2001	175	3480.6
2003	156	3064.4
2004	211	2468.1
2005	171	2644.6
2006	226	2430.8
2007	186	4275.2
2008	199	2680
2009	195	3804.1
2010	200	3090.3
media		3 373,78 ± 263,96 mm anuales

Fuente: INSIVUMEH

En relación al sistema hídrico, el comportamiento del caudal medio diario anual de 32 años comprendidos del 1971 al 2003 disminuyó de 69 m³/s a 33 m³/s (Figura 4.2). Al comparar los primeros 10 años, con los últimos 10 años de este período, se observó que el caudal en efecto ha disminuido significativamente, como se muestra en el estadístico obtenido de $t = 2.35 >$ valor crítico de $t = 2.1$, al aplicar la prueba de t de Student.

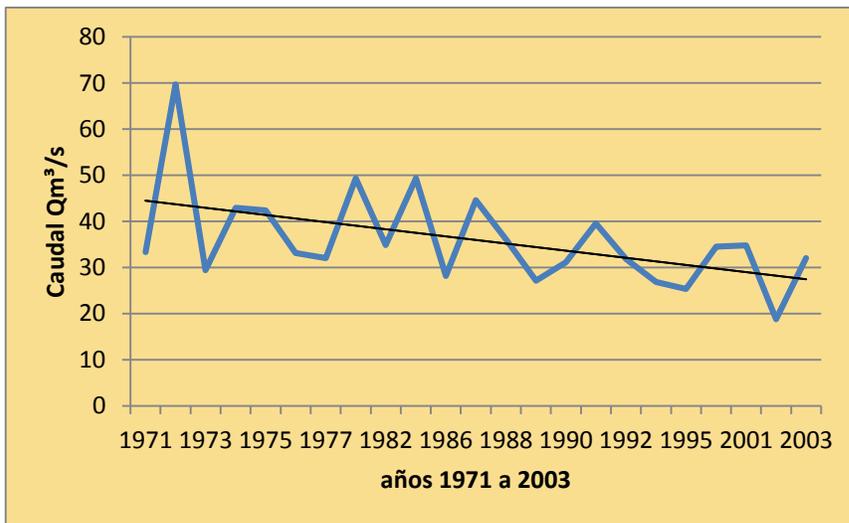


Figura 4.2. Caudal medio diario anual entre los años 1971 y 2003 en la estación hidrométrica Modesto Méndez, INSIVUMEH

4.1.2 Características físico químicas del agua y sedimento

En el Cuadro 4.3 se muestra la información obtenida sobre los parámetros físico-químicos del agua, en las diferentes épocas estudiadas. Los nitratos en época seca alcanzaron un valor promedio de 7,18 mg/l en el área, mientras que en época lluviosa fue de 8,34 mg/l. En ambas épocas se observó que la concentración de nitrato más alta se obtuvo en el sitio conocido como Cerro Blanco 13,8 mg/l en época seca y 15,8 mg/l en la época lluviosa. Este es el sitio que se encuentra más alejado de la desembocadura del río. Por otra parte, los Nitratos tendieron a aumentar hacia el interior del río en la misma medida en que disminuyó la salinidad en el agua (Figura 4.3). Los nitritos fueron también mayores en época lluviosa registrando una media de 0,31 mg/l y para época seca una media de 0,0466 mg/l. En el caso de los fosfatos se encontró una media de 0,864 mg/l en época seca y 1,31 mg/l en época lluviosa. Los sulfatos tuvieron una media de 60,8 mg/l en época seca y 58,6 mg/l, en época lluviosa. En general los valores de salinidad fueron bajos en las dos épocas del año estudiadas, disminuyendo significativamente en la época lluviosa, en la cual se registraron los siguientes valores 0.00 UPS, 0.00 UPS, 0.66 UPS, 0.66 UPS y 1.33 UPS; en los sitios Lagunita Creeck 1, Lagunita Creeck 2, Lagunita Creeck 3, Laguna Grande y Cerro blanco respectivamente. En la época de seca se registraron salinidades bajas 6.0 UPS, 8.0 UPS, 8. UPS, 4 UPS y 4 UPS; en los sitios Lagunita Creeck 1, Lagunita Creeck 2, Lagunita Creeck 3, Laguna Grande y Cerro blanco respectivamente (Figura 4.4).

Se observó que no existen diferencias significativas entre la concentración de nitratos entre las dos épocas del año estudiadas lo cual se muestra con el estadístico obtenido ($t=-0,45$, valor crítico $t=2,3060$).

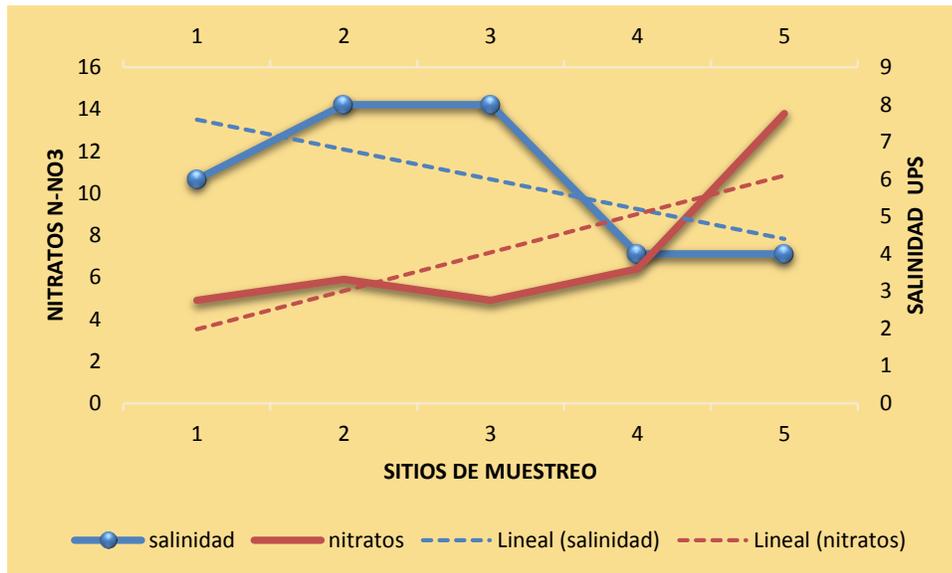


Figura 4.3. Relación de la salinidad con los nitratos en el agua superficial

Cuadro 4.3. Parámetros físico químicos del agua del río Sarstún en época seca (A) y lluviosa (B)

Sitio	pH		Oxígeno (mg/L)		Salinidad (UPS)		Nitritos (mg/l)		Nitratos (mg/l)		T°C		Fosfatos (mg/l)		Sulfatos (mg/L)	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Lagunita Creeck 1	6.00	7.00	0.80	0.90	6.00	0.00	0.025	0.30	4.9	5.9	27.3	27.8	0.37	0.45	75	70
Lagunita Creeck 2	6.20	7.20	1.00	1.16	8.00	0.00	0.018	0.30	5.9	7.0	28.4	28.4	1.48	1.50	56	50
Lagunita Creeck 3	6.00	7.00	0.80	0.96	8.00	0.66	0.035	0.35	4.9	5.6	29.3	29.1	0.22	1.00	68	65
Laguna Grande	6.00	7.40	1.50	1.02	4.00	0.66	0.071	0.30	6.4	7.4	32.3	32.1	1.18	2.20	75	70
Cerro Blanco	6.30	7.00	1.02	0.97	4.00	1.33	0.084	0.30	13.8	15.8	32.2	32.3	1.07	1.50	30	38

A: época seca; B: época lluviosa

En el cuadro 4.4 se presentan las correlaciones generales entre los parámetros de calidad del agua. El pH en época seca tiene correlación positiva con los nitratos en época seca y lluviosa y correlación negativa con los sulfatos en época seca y lluviosa. Por otra parte, El pH en época seca tiene correlación positiva con el oxígeno en época seca y con el fósforo en época lluviosa. Es notable que el pH aumenta en época lluviosa en la desembocadura del río, esto coincide con la elevación de la marea que trae aguas marinas regularmente de mayor pH. El oxígeno en época seca tiene correlación positiva con la temperatura en época seca y lluviosa y con el fósforo en época lluviosa. El oxígeno en época lluviosa tiene correlación positiva con los fosfatos en época seca. La salinidad en época seca tiene correlación negativa con los nitritos en época seca y correlación negativa con la temperatura tanto en época seca como lluviosa. La salinidad en época lluviosa tiene correlación negativa con los fosfatos en época lluviosa. Los nitritos en época seca tienen correlación positiva con los nitratos y con la temperatura en las dos épocas del año. Los nitratos en época seca tienen correlación positiva con la temperatura en época lluviosa y correlación negativa con los sulfatos en ambas épocas del año. Los nitratos en época lluviosa tienen correlación positiva con la temperatura en época lluviosa y correlación negativa con los sulfatos en ambas épocas del año.

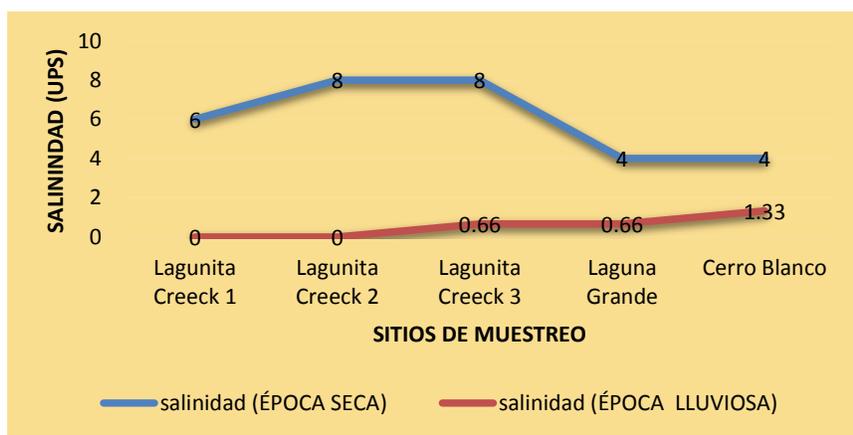


Figura 4.4. Comparación de la salinidad del agua superficial en época seca y lluviosa

Cuadro 4.4. Correlación de parámetros físico químicos del agua del río Sarstún en época seca (A) y lluviosa (B)

0	pHA	pHB	OxA	OxB	SalA	SalB	nitriA	nitriB	nitraA	nitraB	temA	temB	fosA	fosB	sulfA	sulfB
pHA	0															
pHB	-0,19	0														
OxA	-0,03	0,90*	0													
OxB	0,39	0,55	0,33	0												
SalA	-0,17	-0,28	-0,62	0,33	0											
SalB	-0,42	-0,46	-0,72*	-0,26	0,60	0										
nitriA	0,33	0,19	0,58	-0,22	-0,87*	-0,41	0									
nitriB	-0,39	-0,37	-0,43	-0,23	0,55	-0,25	-0,22	0								
nitraA	0,81*	-0,21	0,15	-0,06	-0,62	-0,33	0,77*	-0,33	0							
nitraB	0,82*	-0,21	0,14	-0,06	-0,62	-0,32	0,76*	-0,36	0,99*	0						
temA	0,30	0,40	0,72*	0,02	-0,75*	-0,64	0,94*	-0,14	0,66	0,65	0					
temB	0,33	0,36	0,71*	-0,03	-0,81*	-0,56	0,97*	-0,22	0,71*	0,70*	0,99*	0				
fosA	0,60	0,64	0,62	0,81*	-0,25	-0,50	0,25	-0,66	0,35	0,36	0,40	0,39	0			
fosB	0,23	0,82*	0,91*	0,55	-0,46	-0,75*	0,59	-0,28	0,30	0,29	0,79*	0,75*	0,75*	0		
sulfA	-0,95*	0,34	0,10	-0,17	0,25	0,42	-0,47	0,21	-0,90*	-0,90*	-0,41	-0,44	-0,40	-0,17	0	
sulfB	-0,98*	0,28	0,10	-0,34	0,12	0,45	-0,34	0,25	-0,82*	-0,82*	-0,31	-0,33	-0,51	-0,19	0,97*	0

* Existe alta correlación

pHA: potencial de hidrógeno en época seca; pHB: potencial de hidrógeno en época lluviosa; OxA: oxígeno disuelto en época seca; OxB: oxígeno disuelto en época lluviosa; SalA: salinidad en época seca; SalB: salinidad en época lluviosa; nitriA: nitritos en época seca; nitriB: nitritos en época lluviosa; nitraA: nitratos en época seca; nitraB: nitratos en época lluviosa; temA: temperatura en época seca; temB: temperatura en época lluviosa; fosa: fosfatos en época seca; fosB: fosfatos en época lluviosa; sulfA: sulfatos en época seca; sulfB: sulfatos en época lluviosa.

El Cuadro 4.5 muestra los valores de los parámetros químicos y de materia orgánica del sedimento en el área de estudio. Se observa que el sedimento tiene un alto contenido de materia orgánica en todos los sitios estudiados (50 a 66,6 %). El pH se mantuvo en rangos inclinados hacia la acidez que es típica en estos ecosistemas. En general, en el sitio conocido como Cerro Blanco se reportaron los valores más altos de nitratos, nitritos, fosfatos, amonio y materia orgánica. En relación con los nitratos, se encontraron concentraciones medias de 27,16 mg/l, mientras que en los nitritos se obtuvo un valor promedio de 0,71 mg/l. El Amonio se comportó de manera similar en todos los sitios de muestreo con una media de 1,85 mg/l.

Se observó que el sedimento estaba compuesto fundamentalmente por raicillas de mangle en forma de cabellera como se muestra en la Figura 4.5.



Figura 4.5. Aspecto de las muestras de sedimento en las áreas de manglar achaparrado

Cuadro 4.5. Parámetros químicos y materia orgánica del sedimento en los sitios de muestreo.

Sitio de muestreo	pH	Nitratos (mg/l)	Nitritos (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	Materia orgánica %	Amonio (mg/l)
Lagunita Creeck 1	4.70	18.80	0.82	8.06	56.6	1.93
Lagunita Creeck 2	5.00	24.73	0.43	7.18	50.0	1.76
Lagunita Creeck 3	5.58	29.60	0.61	6.61	63.3	1.60
Laguna Grande	5.56	29.46	0.35	7.93	63.3	1.92
Cerro Blanco	4.85	33.20	1.34	8.07	66.6	2.04

En el cuadro 4.6 se consignan la correlación entre los parámetros físico-químicos del sedimento en los sitios de muestreo. Se observó que solo los nitratos presentan una correlación positiva con la materia orgánica y los fosfatos presentan correlación positiva con el amonio.

Cuadro 4.6. Correlación de los parámetros químicos y materia orgánica del sedimento en los sitios de muestreo.

	pH	nitratos mg/l	nitritos mg/l	fosfatos mg/l	materia orgánica %	amonio mg/l
pH	1					
nitratos mg/l	0.47	1				
nitritos mg/l	-0.60	0.28	1			
fosfatos mg/l	-0.54	-0.11	0.43	1		
materia orgánica %	0.35	0.73*	0.48	0.21	1	
amonio mg/l	-0.56	0.07	0.56	0.97*	0.28	1

*existe correlación

En el caso de los Fosfatos, se observó que su concentración varía dentro de los sitios, encontrándose que la misma se incrementa hacia el interior del manglar ($F=17,6156$, valor crítico de $F=2,8660$). Por otra parte no se encontró variación entre los sitios ($F=1,5402$, Valor crítico de $F=3$).

Cuando se evaluó si había diferencia de la concentración de fosfatos en el sedimento de los sitios dentro del río con los cercanos al mar, se comprobó que su concentración fue independiente de su ubicación ($t = -1,4230$, valor crítico $t = 2,1009$).

En términos generales tanto los nitratos como los nitritos se comportaron de manera estadísticamente igual dentro y entre los sitios de muestreo. Es importante mencionar que a medida que disminuyó el pH en el borde del manglar, aumentaron los nitritos, por otra parte al aumentar la materia orgánica en el interior, disminuyeron los nitratos en ese mismo punto del transecto. También se observó que en centro de los transectos al aumentar la materia orgánica, aumentó la concentración de amonio (Figura 4.6).

Cuadro 4.7. Parámetros Químicos y materia orgánica del sedimento dentro de los sitios de muestreo.

Sitio	pH			Nitratos (mg/l)			Nitritos (mg/l)			Fosfatos (mg/l)			Materia orgánica (%)			Amonio (mg/l)		
	B	C	I	B	C	I	B	C	I	B	C	I	B	C	I	B	C	I
LC1	5.61	5.37	5.78	15.60	36.90	36.30	0.74	0.57	0.53	7.67	6.76	5.42	60	50	60	2.33	1.3	1.19
LC2	5.16	5.16	4.70	26.10	4.90	43.20	0.43	0.50	0.38	7.67	8.56	5.33	10	60	80	1.93	2.28	1.43
LC3	4.7	4.30	5.22	2.30	44.30	9.80	1.64	0.25	0.58	7.67	7.67	8.86	30	70	90	1.93	1.93	1.93
LG	6.11	5.31	5.27	44.30	43.20	0.90	0.40	0.03	0.63	7.67	7.67	8.45	60	50	80	1.93	1.93	1.94
CB	5.16	4.30	5.11	44.30	11.00	44.30	0.75	1.64	1.64	8.87	7.67	7.67	80	50	70	2.26	1.93	1.93

LC1: Lagunita Creeck 1; LC2: Lagunita Creeck 2; LC3: Lagunita Creeck 3; LG: Lguna Grande; CB: Cerro blanco. B: borde; C: centro; I: interior; B: Borde, C: Centro, I: Interior.

En el cuadro 4.8 se observan las correlaciones entre los parámetros químicos del sedimento entre las parcelas dentro de los sitios. El pH del borde tiene correlación negativa con los nitritos; los nitratos del borde tienen correlación negativa con los nitritos; los nitratos del interior tienen correlación negativa con la materia orgánica; la materia orgánica del centro tiene correlación positiva con el amonio.

Cuadro 4.8. Correlación de parámetros químicos y materia orgánica del sedimento dentro de los sitios de muestreo.

	pHB	pHC	pHI	nitratosB	nitratosC	nitratosI	nitritosB	nitritosC	nitritosI	moB	moC	mol	fosfatosB	fosfatosC	fosfatosI	amonioB	amonioC	amonioI	
pHB	1																		
pHC	0.77	1																	
pHI	0.37	0.26	1																
nitratosB	0.59	0.15	-0.25	1															
nitratosC	0.27	0.12	0.68	-0.38	1														
nitratosI	-0.29	-0.05	-0.21	0.10	-0.84	1													
nitritosB	-0.73*	-0.70	0.19	-0.75*	0.44	-0.28	1												
nitritosC	-0.30	-0.51	-0.11	0.38	-0.65	0.74	-0.06	1											
nitritosI	-0.13	-0.62	-0.04	0.55	-0.35	0.33	0.01	0.88	1										
moB	-0.20	-0.61	-0.15	0.54	-0.51	0.48	-0.05	0.94	0.98	1									
moC	-0.30	-0.14	-0.99	0.21	-0.60	0.12	-0.22	-0.04	-0.10	0.00	1								
mol	-0.09	-0.58	-0.01	0.09	0.52	-0.74*	0.50	-0.14	0.32	0.18	-0.01	1							
fosfatosB	0.42	-0.13	0.55	0.54	0.16	0.02	-0.15	0.53	0.74	0.64	-0.63	0.27	1						
fosfatosC	-0.78	-0.47	-0.37	-0.75	0.14	-0.25	0.74	-0.36	-0.40	-0.38	0.40	0.27	-0.75	1					
fosfatosI	-0.40	-0.39	-0.58	-0.24	0.18	-0.58	0.43	-0.47	-0.27	-0.29	0.62	0.61	-0.58	0.78	1				
amonioB	0.10	0.00	0.61	0.10	-0.14	0.59	-0.09	0.67	0.50	0.51	-0.70	-0.38	0.69	-0.61	-0.91	1			
amonioC	-0.30	-0.27	-0.98	0.26	-0.52	-0.01	-0.13	-0.02	0.01	0.09	0.98*	0.19	-0.53	0.41	0.71	-0.74	1		
amonioI	-0.12	-0.64	-0.29	0.33	0.20	-0.54	0.31	0.07	0.49	0.39	0.25	0.93	0.26	0.19	0.62	-0.41	0.45	1	

*Existe correlación

B: borde; C: centro; I: interior; moB: materia orgánica Borde, moC: materia orgánica Centro, mol: materia orgánica Interior

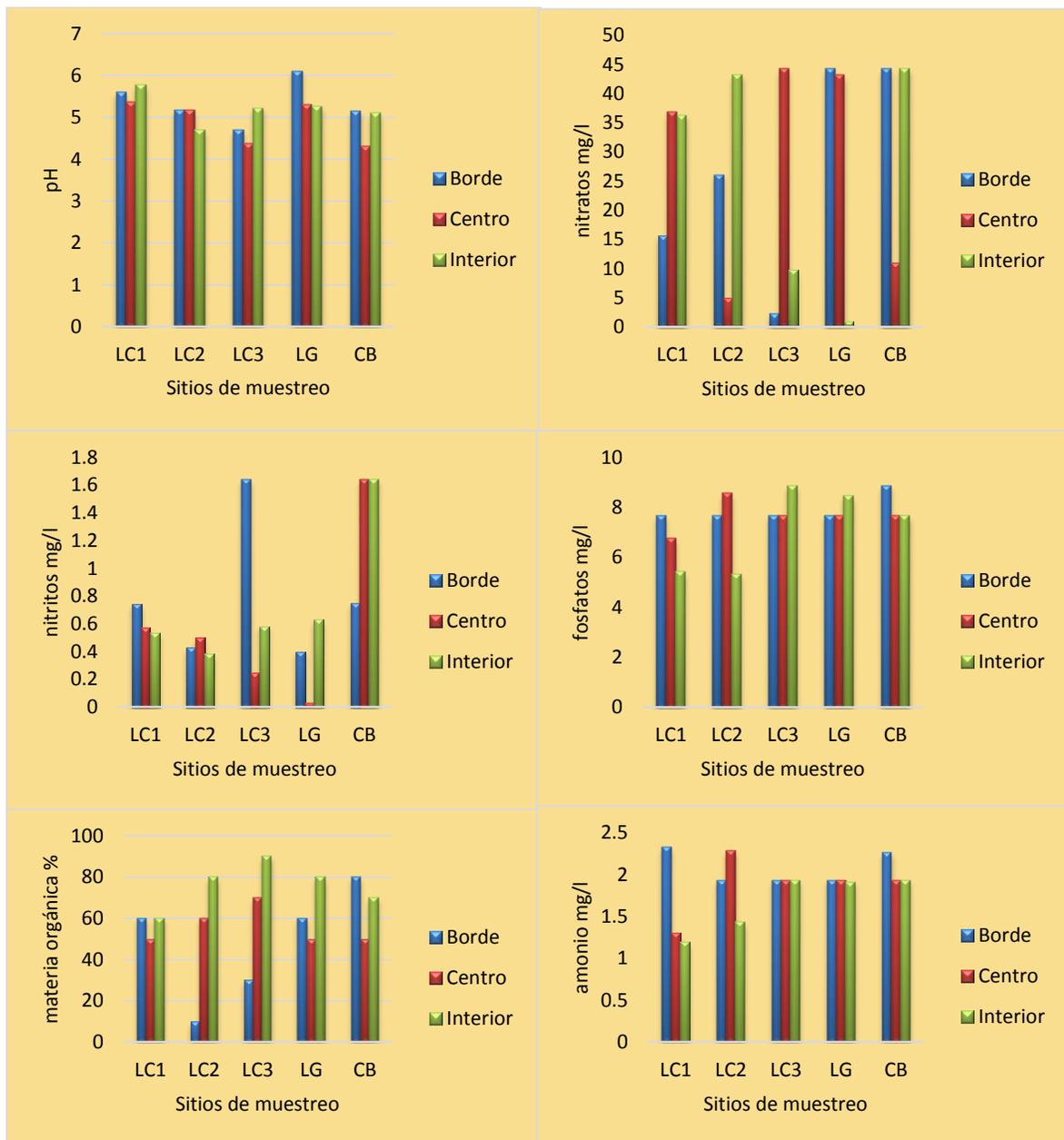


Figura 4.6. Parámetros químicos y materia orgánica del sedimento en los sitios estudiados.

En la figura 4.7 se muestran los resultados obtenidos al analizar los parámetros físico-químicos del agua intersticial en el sedimento de los sitios de muestreo de mangle achaparrado. Se observó que el comportamiento de la concentración de salinidad intersticial es inversamente proporcional al potencial redox, lo que se acentúa más hacia el interior del río, en el sitio conocido como Cerro Blanco, donde la salinidad fue de 9.3 UPS y el potencial redox -19.16 mV. Los sitios Lagunita Creek 3 y Laguna Grande fueron los que presentaron menores salinidades intersticiales y mayores potenciales redox. En relación con el pH, los sitios Lagunita Creek 3 y Laguna Grande fueron los que presentaron los valores más bajos (6.65 en cada uno). La temperatura fue menor en los sitios Lagunita Creek 1 y Cerro Blanco.

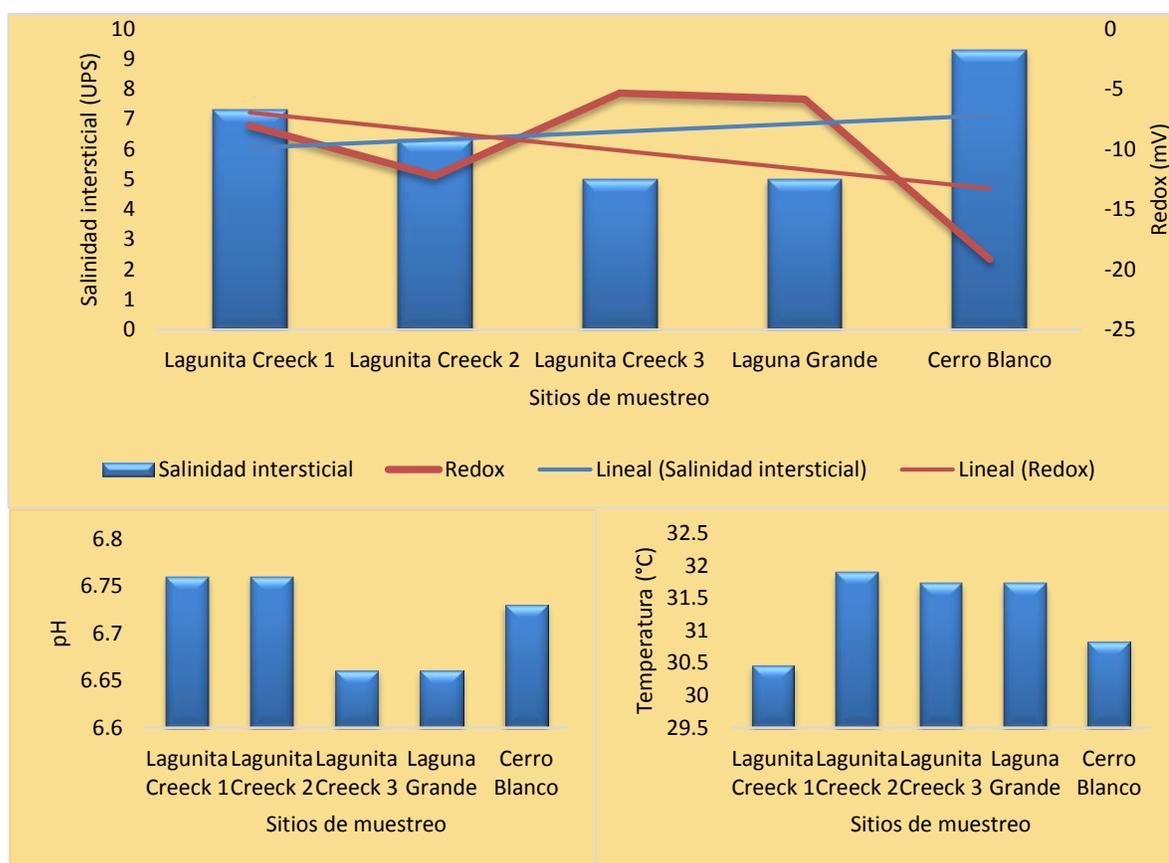


Figura 4.7. Relación de la salinidad intersticial con potencial redox y comportamiento del pH y temperatura en los sitios de muestreo del manglar achaparrado

4.2 Estructura y composición del manglar achaparrado

La longitud de tallo promedio del manglar achaparrado en el río Sarstún fue de $1,66 \pm 0,04$ metros. El valor promedio de la longitud de tallo para cada sitio se muestra en el Cuadro 4.9. Además, en este cuadro se ofrecen los resultados obtenidos al realizar una prueba múltiple de medias de Tukey, realizada debido a que al hacer el análisis de varianza entre la longitud del tallo y los sitios se obtuvo diferencia estadística significativa entre sitios ($F=5,5200$, valor crítico $F=2,7587$).

El valor de $r = 0,3124$ obtenido al relacionar la longitud de tallo con el diámetro nos indica que en estos manglares existe una baja relación entre el diámetro y la longitud del tallo.

Cuadro 4.9. Resultados de la prueba múltiple de medias Tukey al comparar la longitud promedio del tallo del mangle achaparrado

No. De sitio	Longitud promedio del tallo (m)	Igualdad estadística	Igualdad estadística	Igualdad estadística
5	1.94	*		
1	1.81	*	*	
3	1.77	*	*	
4	1.45			*
2	1.39			*

Se realizó una comparación de la longitud del tallo de los árboles de mangle en los cinco sitios de muestreo en relación con su posición dentro de cada uno de los transectos: borde, centro e interior (Cuadro 4.10). Se encontró que el crecimiento del mangle es independiente de su posición dentro del sitio, dado por un valor de $F=0.86$ y un valor crítico de $F=3.35$

Cuadro 4.10 Longitud del tallo promedio del mangle achaparrado respecto a su posición en el transecto ubicado en cada uno de los sitios estudiados.

Sitios	Transectos	Longitud	Longitud	Longitud
		promedio del tallo En el borde	promedio del tallo en el centro	promedio del tallo en el interior
Lagunita	1	1,84	1,90	1,87
Creeck 1	2	1,69	1,71	1,98
Lagunita	1	1,12	1,08	1,12
Creeck 2	2	1,69	1,71	1,80
Lagunita	1	1,80	1,57	1,82
Creeck 3	2	1,66	1,69	2,03
Laguna Grande	1	1,15	1,48	1,64
	2	1,49	1,97	1,41
Cerro	1	1,95	1,91	2,19
Blanco	2	1,83	1,72	2,06

Cuando se evaluó la longitud del tallo de mangle achaparrado con respecto a su posición en los sitios cercanos a la desembocadura del río respecto a los que se encontraban en la zona interior, se pudo comprobar al realizar una prueba de *t* de Student que no existe diferencia estadística significativa ($t = -0,57 < \text{valor crítico } t = 2,04$).

En el Cuadro 4.11 se muestran los parámetros dasométricos del mangle achaparrado en los sitios estudiados en el río Sarstún. Se observó que la densidad de población fue mayor cerca de la bocabarra y que disminuye hacia el interior del río. El promedio general de densidad de los árboles fue de 17 066 árboles/ha. A medida que se incrementó la densidad de población disminuyó la distancia entre árboles ($t = 10,93$, valor crítico $t = 2,30$). El área basal obtenida para los sitios estudiados osciló entre 2,82 m²/ha en Lagunita Creeck 1 y 4,81 m²/ha en Lagunita Creeck 2. Al realizar un análisis de correlación lineal entre la densidad de población y el área basal se obtuvo un valor de $r = 0,78$.

Cuadro 4.11. Parámetros dasométricos del mangle achaparrado en el río Sarstún.

sitio	Diámetro (cm)	Longitud del tallo (m)	Densidad de población No. de árboles/ha	Distancia entre árboles	Altura de dosel	Area basal (m²/ha)
Lagunita Creeck 1	1.60	1.81	14,400	0.84	1.80	2,82
Lagunita Creeck 2	1.68	1.42	21,733	0.68	1.78	4,81
Lagunita Creeck 3	1.50	1.78	19,533	0.72	1.75	3,45
Laguna Grande	1.56	1.53	16,200	0.79	1.78	3,09
Cerro Blanco	1.80	1.95	13,466	0.86	1.95	3,44

En las Figuras 4.8 y 4.9 se muestran la digitalización de las fotografías aéreas de la zona del río Sarstún del año 1954 y de las ortofotos del año 2006 correspondientemente. Según los cálculos de área, la cobertura total de mangle achaparrado en 1958 era de 100,73 hectáreas, mientras que para el 2006 fue de 89,74 hectáreas.

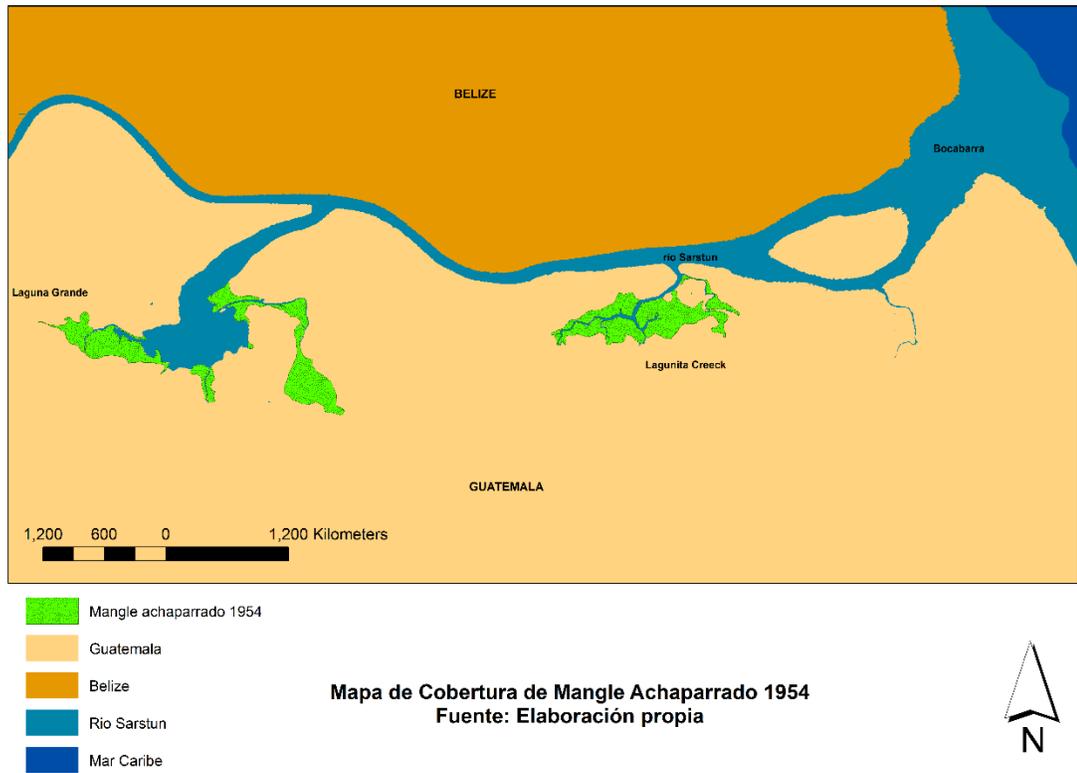


Figura 4.8. Cobertura de mangle achaparrado en el año 1954

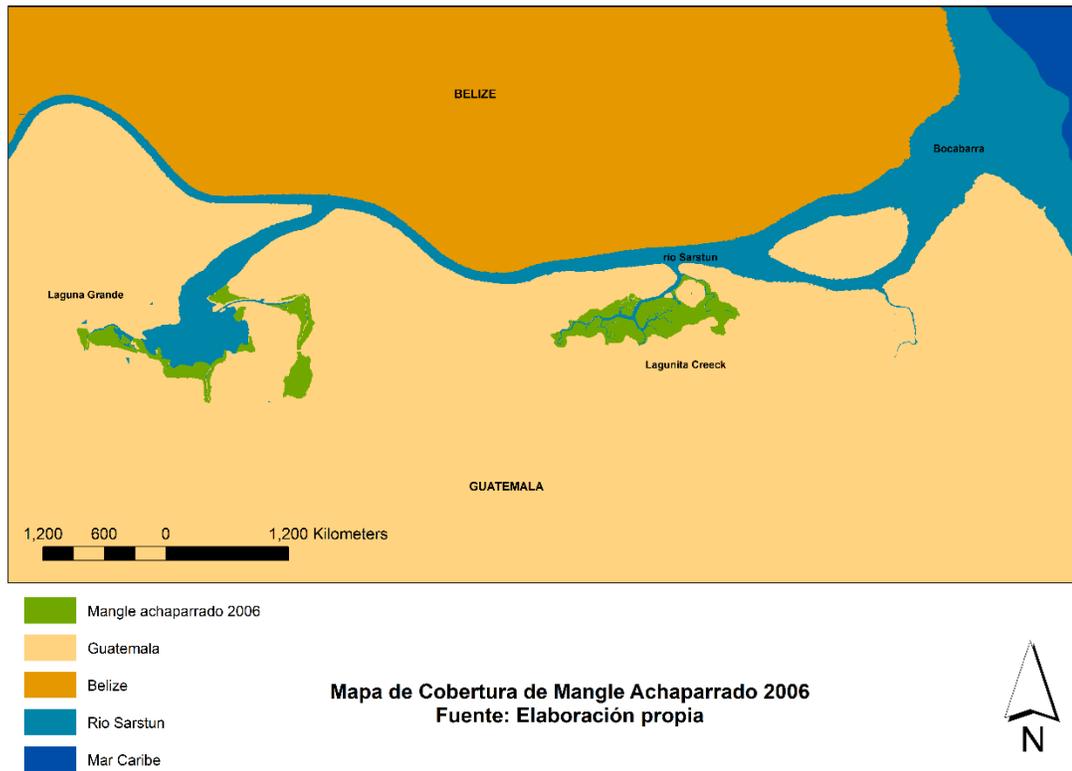


Figura 4.9. Cobertura de mangle achaparrado en el año 2006

En la Figura 4.10 se puede observar el uso del suelo y los medios naturales en las zonas aledañas al área de estudio. También se observa que existe poca infraestructura en esta área.

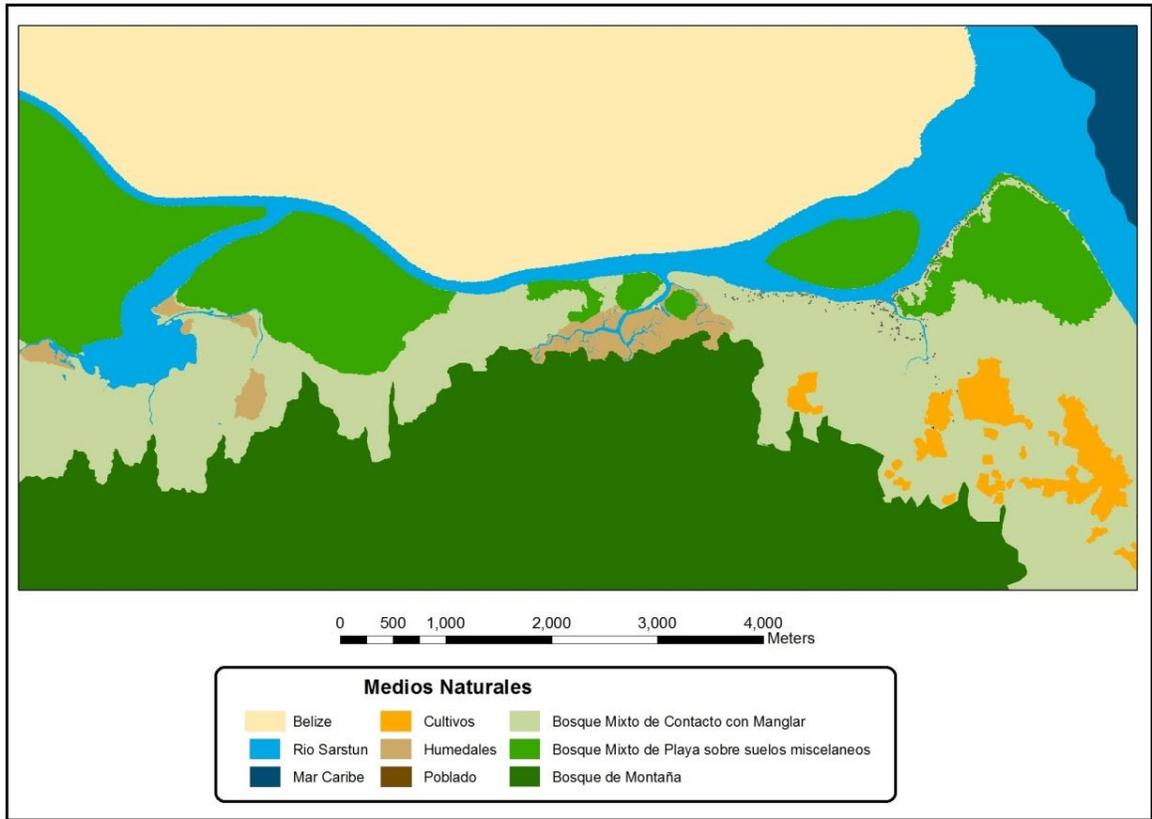


Figura 4.10. Medios naturales e infraestructura en el área de manglares achaparrados.

4.3 Estructura de la comunidad de peces en el ecosistema

De las nueve especies capturadas en época seca (Cuadro 4.12), la especie más abundante fue la palometa *Eugerres plumieri* con un 55,7%; seguida por la especie machaca *Brycon guatemalensis* (Figura 4.13). Ambas especies son de menor importancia comercial, comparadas con róbalo *Centropomus ensiferus* y chumbimba *Vieja maculicauda*, que son especies altamente preferidas por los consumidores.

Cuadro 4.12. Familias y especies de peces capturados en época seca

Familia	Especie	Nombre común	Cantidad de organismos
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	jurel	1
Cichlidae	<i>Archocentrus spilurus</i>	mojarra rash carr	1
Cichlidae	<i>Parachromis managuensis</i>	guapote	1
Ictaluridae	<i>Ictalurus furcatus</i>	bagre	2
Cichlidae	<i>Vieja maculicauda</i>	Chumbimba	3
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	lisa	3
Centropomidae	<i>Centropomus ensiferus</i>	róbalo	6
Characidae	<i>Brycon guatemalensis</i>	machaca	10
Gerreidae	<i>Eugerres plumieri</i>	palometa	34
	Total		61

Al calcular el índice de Margalef se encontró una riqueza de especies de 2,18 y al aplicar el índice de biodiversidad de Shanon-Wiener al 95% de confianza se obtuvo un valor de 1,46, el índice de dominancia fue de 0.35.

El 27.82% de los organismos fueron capturados en el interior del río, en el sitio conocido como Laguna Grande, por otra parte el sitio conocido como río no mostró capturas, en el sitio conocido como Bocabarra se obtuvo una captura del 72.18 % (Cuadro 4.13).

Cuadro 4.13. Especies de peces capturados por sitio en época seca

Especie	Nombre común	Sitio de captura	% de organismos
ESPECIES DENTRO DEL RÍO 27.82 %			
<i>Archocentrus spilurus</i>	mojarra rash carr	Laguna Grande	1.63
<i>Parachromis managuensis</i>	guapote	Laguna Grande	1.63
<i>Ictalurus furcatus</i>	bagre	Laguna Grande	3.27
<i>Vieja maculicauda</i>	Chumbimba	Laguna Grande	4.90
<i>Brycon guatemalensis</i>	machaca	Laguna Grande	16.39
ESPECIES EN LA BOCABARRA 72.18 %			
<i>Caranx latus</i>	jurel	Boca barra	1.63
<i>Mugil cephalus</i>	lisa	Boca barra	4.90
<i>Centropomus ensiferus</i>	róbalo	Boca barra	9.80
<i>Eugerres plumieri</i>	palometa	Boca barra	55.73
	Total		100

Como puede verse en la Figura 4.22, de las veinte especies capturadas en época lluviosa, la especie más abundante fue chumbimba *Vieja maculicauda* con 55,97%, siguiéndole en importancia palometa *Eugerres plumieri* con un 34,86%; bagre *Ictalurus furcatus* con 3,4% y jurel *Caranx latus* con 3,18%.

Cuadro 4.14. Familias y especies de peces capturados en época lluviosa

Familia	Especie	Nombre común	Cantidad de organismos
Cichlidae	<i>cichlasoma urophthalmus</i>	Ciclido	2
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia	2
Atherinopsidae	<i>Atherinella sp</i>	Ejote	2
Cichlidae	<i>Amphilophus robertsoni</i>	Mojarra hondureña	3
Eleotridae	<i>Gobiomorus dormitor</i>	Guabina	3
Gobiidae	<i>Gobioides broussoneti</i>	Luciérnaga	3
Clupeidae	<i>Harengula jaguana</i>	Sardina	4
carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	Policía	4
Cichlidae	<i>Cichlasoma bocourti</i>	Escanta	4
Characidae	<i>Brycon guatemalensis</i>	Machaca	5
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	5
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	Palometa ojuda	8
Cichlidae	<i>Theraps irregularis</i>	Cubera	8
Cichlidae	<i>Archocentrus spilurus</i>	Mojarra rash carr	9
Achiridae	<i>Trinectes paulistanus</i>	Lenguado	17
Centropomidae	<i>Centropomus ensiferus</i>	Róbalo	31
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	Jurel	131
Ictaluridae	<i>Ictalurus furcatus</i>	Bagre	140
Gerreidae	<i>Eugerres plumieri</i>	Palometa	1435
Cichlidae	<i>Vieja maculicauda</i>	Chumbimba	2300
	Total		4 116

Para la época lluviosa se obtuvo un valor de riqueza de 2,28 al utilizar el índice propuesto por Margalef. El índice de biodiversidad de Shanon-Wiener con el 95% de confianza fue de 1.08. La dominancia encontrada fue de 0,43.

Cuadro 4.15. Especies de peces capturados por sitio en época lluviosa

Especie	Nombre común	Sitio de captura	% de organismos
ESPECIES DENTRO DEL RÍO 95.05 %			
<i>cichlasoma urophthalmus</i>	Ciclido		0.04
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia		0.04
<i>Amphilophus robertsoni</i>	Mojarra hondureña		0.07
<i>Gobiomorus dormitor</i>	Guabina		0.07
<i>Oligoplites saurus</i>	Policía		0.09
<i>Cichlasoma bocourti</i>	Escanta		0.09
<i>Brycon guatemalensis</i>	Machaca		0.12
<i>Gerres cinereus</i>	Palometa ojuda		0.19
<i>Archocentrus spilurus</i>	Mojarra rash carr		0.21
<i>Ictalurus furcatus</i>	Bagre		3.40
<i>Eugerres plumieri</i>	Palometa		34.86
<i>Vieja maculicauda</i>	Chumbimba		55.97
ESPECIES EN LA BOCABARRA 4.85 %			
<i>Atherinella sp</i>	Ejote		0.04
<i>Gobioides broussoneti</i>	Luciérnaga		0.07
<i>Harengula jaguana</i>	Sardina		0.09
<i>Mugil cephalus</i>	Lisa		0.12
<i>Theraps irregularis</i>	Cubera		0.19
<i>Trinectes paulistanus</i>	Lenguado		0.41
<i>Centropomus ensiferus</i>	Róbalo		0.75
<i>Caranx latus</i>	Jurel		3.18
	Total		100

Al realizar el análisis de Chi² para época seca y lluviosa tanto en el río como en la bocabarra se encontró un valor de 4.09E-37 de Probabilidad, con 8 grados de libertad para época seca y un valor de 0.00 de Probabilidad con 12 grados de libertad para época lluviosa.

4.4 Similitud de los sitios en relación con algunas variables ambientales y dasométricas.

Se utilizó el método de algoritmos por distancia correlacionada para analizar la similitud entre los sitios estudiados por medio de las variables de estructura forestal, características del sedimento y del agua intersticial. Se observaron dos grupos, el primero conformado por los sitios Lagunita Creeck 1, Lagunita Creeck 2, Lagunita Creeck 3 y Laguna Grande y el segundo por el sitio Cerro Blanco (Figura 4.11)

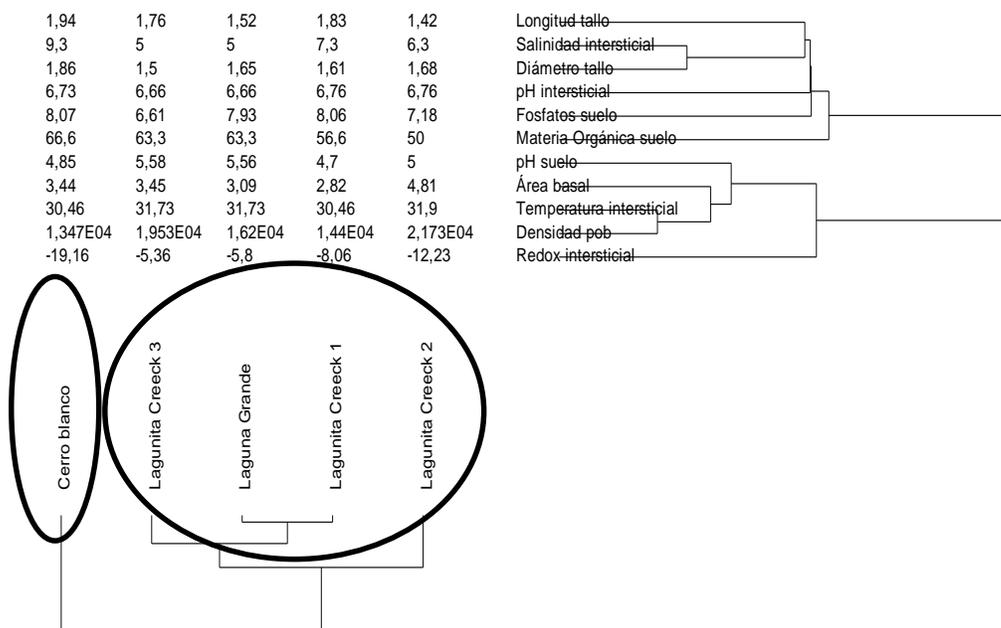


Figura 4.11. Agrupamiento de los sitios por similitud

5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que las áreas de manglar en la cuenca del río Sarstún están ocupadas en su totalidad por mangle rojo *Rhizophora mangle* L. achaparrado comportándose en parches de matorral.

Al realizar el análisis del caudal del cauce principal para un periodo de 32 años, comprendidos del año 1971 al 2003, que fueron los únicos datos disponibles en el Instituto de Sismología Vulcanología Meteorología e Hidrología [INSIVUMEH], en una de las estaciones de la cuenca del río Sarstún, se observó que la tendencia lineal del caudal es a disminuir, el valor más alto fue en 1972 (49 m³/s) y el más bajo en el 2002 (27 m³/s). Esto puede tener una estrecha relación con la disminución de los días de lluvia al año en la cuenca del río Sarstún.

Las áreas ocupadas por dicha especie, se inundan continuamente tanto por los aportes de agua dulce proveniente del río Sarstún, debido a que la pendiente del cauce principal es baja (0.6%), como por la influencia de la marea que en época seca alcanza una media de 0.39 m, en época de transición seca-lluviosa 0.41 m y en época lluviosa 0.47 m.

Los efectos de una continua inundación provocan estrés que podría estar provocando fotoinhibición que es factor causal de enanismo, lo que concuerda con lo señalado por Hao, Jones, Luton, Zhang, Manzane, Scholz, Bucci, Cao & Goldstein (2009) quienes citando a otros autores sugieren que los factores abióticos que contribuyen al enanismo en los manglares, incluyen efectos anóxicos en condiciones de inundación, suelos orgánicos compactos y fluctuaciones en salinidad e hipersalinidad.

Se encontró un sistema radicular en forma de cabellera a una profundidad mayor de un metro, desarrollándose en condiciones de altos contenidos de materia orgánica (60%). A medida que aumenta la materia orgánica y los fosfatos, disminuye la densidad de población y aumenta la longitud del tallo.

El sedimento ácido, donde se encuentra anclado el mangle achaparrado, tiene contacto lítico poco profundo encontrándose el material rocoso entre 1 y 2 metros de profundidad, condición que limita el desarrollo general de las plantas.

Por otra parte los nitritos en el agua, no superaron en promedio 0.04 mg/l, por lo que se considera que dichas concentraciones en el agua no son tóxicas y permiten el desarrollo normal de especies hidrobiológicas. Se considera que la concentración de nitritos en el agua, es segura cuando están en un rango de 0.08-0.35 mg/l (Camargo, 2006). Los Nitratos tendieron a aumentar hacia el interior del río en la misma medida en que disminuyó la salinidad en el agua, esto concuerda con lo dicho por Mendiguchía (2005), al analizar el comportamiento de los nitratos en la desembocadura del río Guadalquivir, en España. Por su parte, los sulfatos, por su parte, tuvieron una media de 60.8 mg/l, lo cual se considera aceptable para el crecimiento de los organismos acuáticos en el área, incluso para agua potable se establece un máximo de 250 mg/l. Los nitratos fueron mayores cuando disminuyó la salinidad del agua superficial, esto sucedió al interior del río, donde también se tiene una menor densidad de árboles y una mayor longitud del tallo de los mangles.

En comparación con los demás nutrientes, el fósforo es el menos abundante y al mismo tiempo es el factor más limitante en la productividad primaria. Este nutriente se presentó en concentraciones bajas no superando durante la época seca los 0.86 mg/l, esto coincide con lo encontrado por De la Lanza (2002), quien encontró concentraciones de 0.2 mg/l para aguas estuarinas en México. En la época lluviosa los nitritos 0.31 mg/l, y los fosfatos 1.33 mg/l, fueron siempre bajos pero mayores que en la época seca.

El potencial redox en área de manglares es usualmente bajo y disminuye en el perfil del sedimento a medida que se profundiza en él, indicando indirectamente la disponibilidad de Oxígeno (Marín, s.f.).

Los resultados del agua intersticial en el presente estudio muestran que el comportamiento de la concentración de salinidad intersticial es inversamente proporcional al potencial redox, lo que se acentúa más hacia el interior del río, en el sitio conocido como Cerro Blanco, donde la salinidad intersticial fue de 9.3 ppm y el potencial redox -19.16 mV. Los sitios Lagunita Creeck 3 y Laguna Grande fueron los que presentaron menores salinidades intersticiales y mayores potenciales redox. En relación con el pH, los sitios Lagunita Creeck 3 y Laguna Grande fueron los que presentaron los valores más bajos (6.65 en cada uno), todo lo anterior da como resultado una menor densidad de población cuando se encontró mayor salinidad, menor potencial redox y mayor porcentaje de materia orgánica. Es notable que el pH aumenta en época lluviosa en la desembocadura del río, esto coincide con la elevación de la marea que trae aguas marinas regularmente de mayor pH.

En el presente estudio en el agua de inundación, se encontró una media de 108,46 mV de potencial redox, lo que se encuentra en niveles bajos favoreciendo un ambiente reductor y por ende la poca disponibilidad de oxígeno y la actividad de microorganismos anaeróbicos. Lo anterior contrasta con lo encontrado por Loveloc, et. al. (2005), quienes reportan potenciales redox de 100 mV, para manglares enanos de Belice. En el mismo estudio se concluye que la baja disponibilidad de Fósforo, y Nitrógeno limitan la conductividad hidráulica del agua a través de los tejidos del xilema, lo cual es necesario para el logro de altos niveles de transpiración y el aumento de la fotosíntesis y ganancia de carbono. El fosforo estimuló el incremento en diámetro de los vasos del tejido del xilema.

Es importante mencionar que en términos generales cuando aumenta la salinidad, disminuye el potencial redox lo que afecta la estructura forestal, esto coincide con lo encontrado por Agraz-Hernández (2011).

Los fosfatos fueron estadísticamente iguales en todos los sitios, sin embargo la longitud del tallo se ve influenciada por la concentración de este en el sedimento ($r = 0,71$).

La cobertura de mangle achaparrado se ha mantenido a lo largo del tiempo. La cobertura total en 1954 era de 100,73 hectáreas, mientras que para el 2006 fue de 89,74 hectáreas, esto indica que ha habido una reducción aproximada de 10,99 hectáreas equivalentes a un 10,91% de cobertura de mangle achaparrado en el lugar. Las áreas que ahora no tienen cobertura de mangle, están ocupadas por bosque mixto en áreas con poca inundación.

El manglar en esta zona se distribuye en parches aislados de mangle rojo achaparrado, esta condición seguramente se debe a que las áreas ocupadas por esta especie de mangle se inundan continuamente, lo que provoca una continua variación de la salinidad en el interior del río, en superficies planas donde el flujo laminar no tiene barreras físicas que interrumpen su dinámica. Esto concuerda con lo reportado por Fang (2008), quien indica que en Turneffe, Calabash Caye Belice, sucede una situación similar y la especie dominante también es el mangle rojo *Rhizophora mangle*.

La longitud promedio de los árboles de mangle achaparrado en el río Sarstún es de 1,66 metros, dicha longitud tendió a aumentar en promedio hacia el interior del transecto y en todos los casos la parcela intermedia fue la que tuvo los menores valores promedio 1.65 m de longitud.

El valor promedio del área basal fue de 3.52 m²/ha y el índice de complejidad promedio tuvo un valor de 1.01. Lo anterior concuerda con lo encontrado por Pool (1977), quien analizó la estructura de los manglares de la Florida en Estados Unidos, Puerto Rico, México y Costa Rica y encontró que los manglares enanos de la costa sur oeste de la Florida en relación a parámetros estructurales manifestaban

copa baja (1.0 m de altura), área basal de 6 m²/ha y un índice de complejidad bajo (1.5). Esto nos indica que la estructura del manglar enano en la cuenca del río Sarstun de Guatemala se encuentra en los rangos típicos para estos ecosistemas. Tomando en cuenta lo observado en las imágenes de 1954, 2006 y 2014, las cuales muestran poca variación de cobertura podría decirse que este comportamiento se ha mantenido en el tiempo.

Tanto la densidad promedio de la población 17 066 árboles/ha como el promedio de área basal del manglar 3,52 m²/ha tuvieron un comportamiento similar ya que ambos indicadores disminuyeron en la medida de que los sitios se alejaban del mar hacia el interior del río, esto mantiene relación con la salinidad la cual también decrece en la medida que el agua del mar se mezcla con la del río cuyos valores son en el mar más de 35 UPS y en el estuario menor de 10 UPS. Datos de altas densidades también fueron encontrados por Ross et al. (2001) quien reporta densidades de 608 árboles por hectárea en bosques de manglares enanos de Florida.

En la época seca se encontraron nueve especies de peces de las cuales ocho son de interés comercial. De acuerdo al índice de Margalef, se encontró una riqueza de especies de 2,18, lo cual se considera alto, pues según (Margurran 1989 y Bonet, 2002), se puede considerar que existe alta diversidad en un sitio cuando las comunidades presentan valores de riqueza por arriba de 2. Si comparamos el resultado de la riqueza específica en época seca con el obtenido en la época lluviosa el cual fue de 2.28 diremos que siempre fue alto incrementándose el número de especies un 100% aproximadamente.

La biodiversidad tanto en la época seca (1.46) como en la lluviosa (1.078) se considera baja de acuerdo al índice de Shannon, ya que en ambas épocas la dominancia fue de 3 especies para época seca y 4 especies para la época lluviosa.

En la época seca de las 9 familias capturadas, el 27.82% de los organismos fueron capturados en el interior del río, en el sitio conocido como Laguna Grande, por otra parte el sitio conocido como río no mostró capturas, el sitio conocido como Bocabarra presentó una captura del 72.18 %, por lo tanto en época seca las mayores capturas fueron en la bocabarra o desembocadura del río, situación inversa se encontró en la época lluviosa cuando de las 20 familias capturadas, se dio una captura del 95% dentro del río y un 5% aproximadamente en la bocabarra, por lo tanto en época lluviosa se incrementa el número de familias y también el número de individuos, sin embargo el aumento fue proporcional en ambos ambientes, interior del río y bocabarra.

Cuando se realizó el análisis de χ^2 , se evidenció que la proporción de especies depende de la época del año en que se den las capturas, esto indica que por un lado la captura y el número de especies es mayor en época lluviosa cuando disminuye la salinidad, que en época seca y por otra parte también los organismos encontrados en el río son totalmente diferentes a los encontrados en la bocabarra.

Después de analizar el comportamiento vegetativo del mangle achaparrado en el ecosistema río Sarstún, el cual constituye una expresión paisajística de tipo lineal y continua desde la boca barra hacia el interior del río, podemos decir que existe una alta conectividad dada por la estabilidad que le confiere el entramado de mangle a la ribera del río. El ecosistema se observa muy bien estructurado y con poca o ninguna fragmentación, lo que le confiere alta conectividad.

Al realizar el análisis de similaridad entre los sitios estudiados por medio de las variables de estructura forestal, características del sedimento y del agua intersticial. Se observaron dos grupos, el primero conformado por los sitios Lagunita Creeck 1, Lagunita Creeck 2, Lagunita Creeck 3 y Laguna Grande y el segundo por el sitio

Cerro Blanco, podemos nuevamente asegurar que existe una alta conectividad en el ecosistema.

Al estar el mangle achaparrado en la sección del río Sarstún que constituye la transición estuarina al mar Caribe con muy poca intervención antrópica, no existen barreras físicas naturales para el desplazamiento de especies ícticas ya que no existen resaltos hidráulicos, gran velocidad de corriente y pronunciadas turbulencias que pudieran dificultar el tránsito de algunas especies, de forma natural.

Los resultados del presente estudio, evidencian un estado de poca intervención del ecosistema manglar achaparrado a nivel local, lo anterior orienta un manejo integral que privilegia las condiciones de estabilidad y la vigilancia de posibles efectos de presiones externas que son difíciles de contrarrestar, pero que es necesario conocer y evaluar para reaccionar oportunamente y disminuir, debilitar o eliminar los efectos negativos de las mismas.

Estos resultados permiten explicar el comportamiento de las variables ambientales, la estructura y composición del manglar achaparrado, la composición espacial y temporal de la comunidad de peces y proponer un modelo de gestión para la protección, conservación y aprovechamiento del ecosistema en forma integral.

**6. MODELO DE GESTIÓN DE LOS MANGLARES
ACHAPARRADOS DEL RÍO SARSTÚN EN EL
CARIBE DE GUATEMALA
[MGM]**

El sistema costero del Caribe de Guatemala, recibe influencias principalmente de la vertiente Atlántica fuertemente condicionado por el comportamiento y manejo de las cuencas de río Dulce y Motagua, y por las cuencas hidrográficas de Honduras que drenan hacia el mar Caribe, y las corrientes marinas superficiales que se orientan hacia Belice, por el noroeste (Figuras 3.5, 3.6 y 3.7) . Este comportamiento permite una conectividad costera importante para diferentes especies de fauna que incluyen especies de interés comercial en la región. Por lo tanto considero que el modelo de gestión que se debe implementar en esta área, debe considerar las influencias territoriales externas al sistema y el comportamiento de los elementos locales.

Es importante señalar que el bosque de manglar existente en el área, se compone de mangle achaparrado *Rhizophora mangle*, el cual se distribuye en parches de matorrales que miden en promedio 1.66 metros de longitud de tallo y una densidad de población de 17 066 árboles por hectárea. Estos matorrales han permanecido con muy poca alteración boscosa debido a que la intervención humana en ellos ha sido muy baja.

El modelo, considera el enfoque ecosistémico y la participación de los usuarios del territorio, los tomadores de decisiones y las entidades científicas para la evaluación y monitoreo permanente que propicie un manejo responsable y eficiente de los recursos naturales que componen el territorio. Este enfoque ecosistémico rescata los conocimientos tradicionales o ancestrales de los actores sociales que en él se desenvuelven, como una herramienta de gestión que apoye el estado de conservación del mismo.

En la Figura 6.1 se muestran las dimensiones o esferas cambiantes (humana, biológica y ambiental) que se dan en un territorio y que se deben tomar en cuenta a la hora de elaborar un modelo de gestión del ecosistema, con el fin de conservar sus recursos naturales y las funciones que se dan en el mismo. Esto implica que es

necesario establecer un sistema de monitoreo que permita evaluar el estado estructural y funcional del ecosistema a largo plazo con el propósito de conocer si se dan cambios y tratar de mantener las condiciones que permitan bajos niveles de vulnerabilidad del sitio.

El sistema de monitoreo debe seguir pautas que implican un pleno conocimiento de la realidad por parte de las personas de la comunidad que son los principales actores sociales en el territorio, una intervención coordinada de los administradores y una oportuna participación de la comunidad científica para la generación de información que sirva de base para la toma de decisiones.

Esta propuesta reconoce la influencia regional como un importante componente del sistema funcional general y que es muy difícil de gestionar en vista de que se nutre de intereses compartidos entre Guatemala, Belice y Honduras no siempre enmarcados en legislaciones y políticas comunes entre estos gobiernos.

La propuesta de modelo parte de la plena identificación de la esfera humana, cuyos actores deben encaminar sus objetivos a la protección, conservación y aprovechamiento para el mantenimiento o la restauración en el ecosistema y que permitan en última instancia la producción de beneficios locales y regionales que puede tener baja o alta calidad, dependiendo de los impactos de las intervenciones humanas dentro y fuera del territorio y los impactos provocados por los fenómenos naturales.

En el ámbito local, los usuarios conformados por familias de pescadores artesanales son actores clave puesto que conocen el ecosistema del cual forman parte, constituyendo una fortaleza su forma de organización la cual se estructura con una asamblea general al frente de todas las decisiones y una junta directiva que organiza grupos de trabajo que se encargan de diversas actividades, principalmente

de pesca y acuicultura de especies nativas. Esta organización desarrolla un sistema de vedas para crustáceos, moluscos y peces ejerciendo vigilancia y control durante los períodos establecidos.

En su estructura, el modelo plantea la conformación de un consorcio socio-ambiental de usuarios y administradores del territorio, en un ejercicio horizontal de acción para la toma de decisiones compartidas, apoyados por la academia como ente generador de conocimiento.

La tarea principal es la medición y el análisis de los componentes de los procesos, las funciones y las diferentes interacciones implicadas en el territorio directamente relacionadas con el ecosistema manglar, involucrando criterios precautorios para dar paso a las acciones adaptativas entre otros fenómenos, al cambio climático y como mínimo deben considerar, criterios de conservación, protección y aprovechamiento; Las decisiones que se tomen para afrontar estas acciones deben estar basadas en datos científicamente obtenidos, acompañados del conocimiento tradicional.

El comportamiento local del ecosistema manglar se da de acuerdo a las interacciones que se dan en él, con la interacción de los componentes humano, biológico y ambiental. El cambio climático, la sobre explotación de los recursos y el cambio de uso del suelo, lo cual condiciona el planteamiento de los objetivos de manejo, que pueden estar encaminados hacia la restauración cuando hay degradación o al mantenimiento cuando hay estabilidad y alta conectividad, que es el caso de los manglares del río Sarstún.

Para lograr lo expresado anteriormente es necesario fortalecer el soporte institucional que permita el cumplimiento del marco normativo y que goce de credibilidad local que permita la construcción de un auténtico desarrollo humano local centrado en el ecosistema manglar achaparrado como eje generador de ese

desarrollo. Los usuarios, los administradores y los científicos, deben ejercer funciones gestionarias y operativas que permitan el monitoreo y evaluación de funciones ecosistémicas para evidenciar equilibrio y capacidad de resiliencia o degradación en diversos momentos y niveles de la estructura del ecosistema, y así poder mantener los beneficios locales y regionales (Figura 6.2).

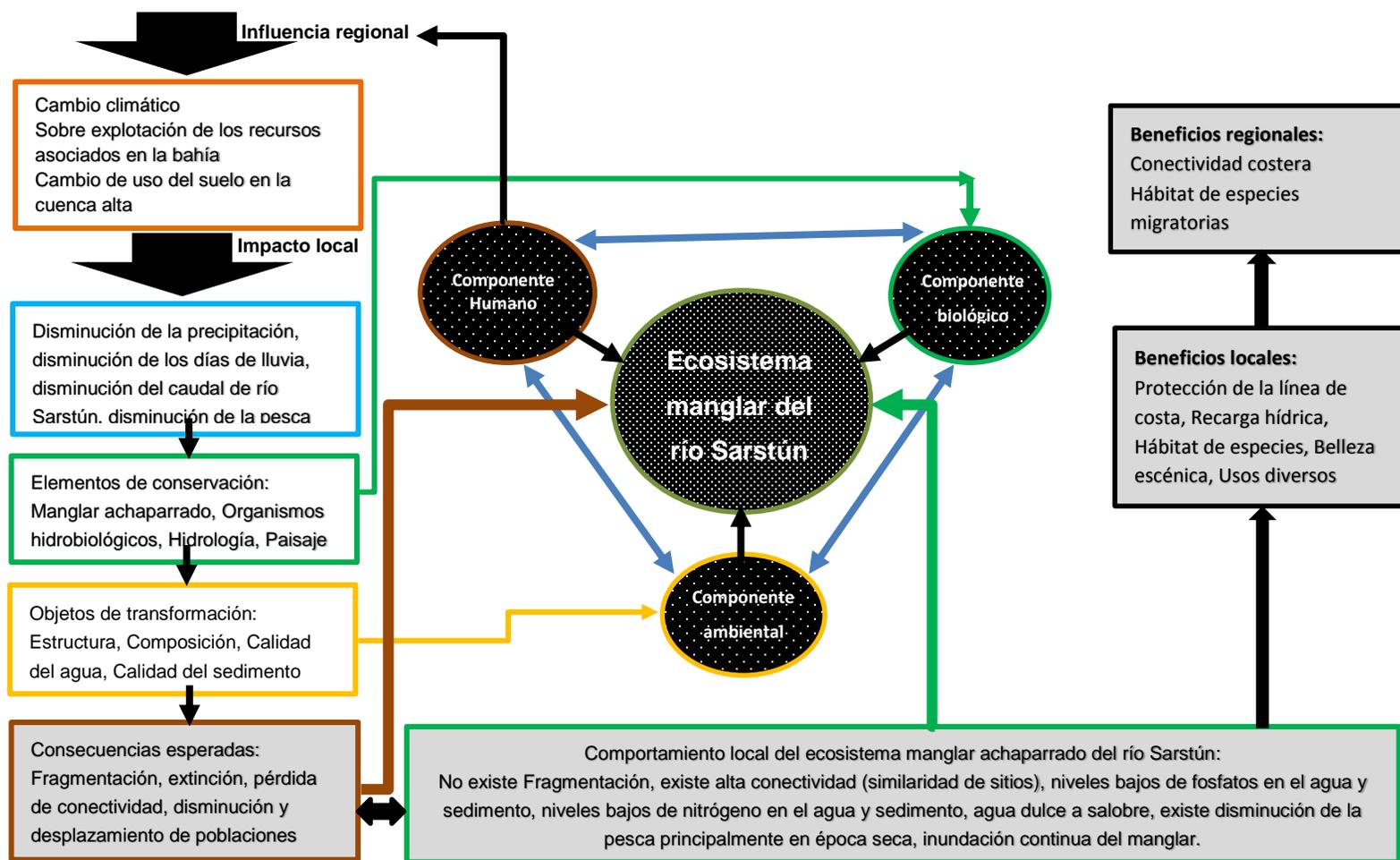


Figura 6.1. Aproximación funcional de los manglares achaparrados del río Sarstún en el Caribe de Guatemala.

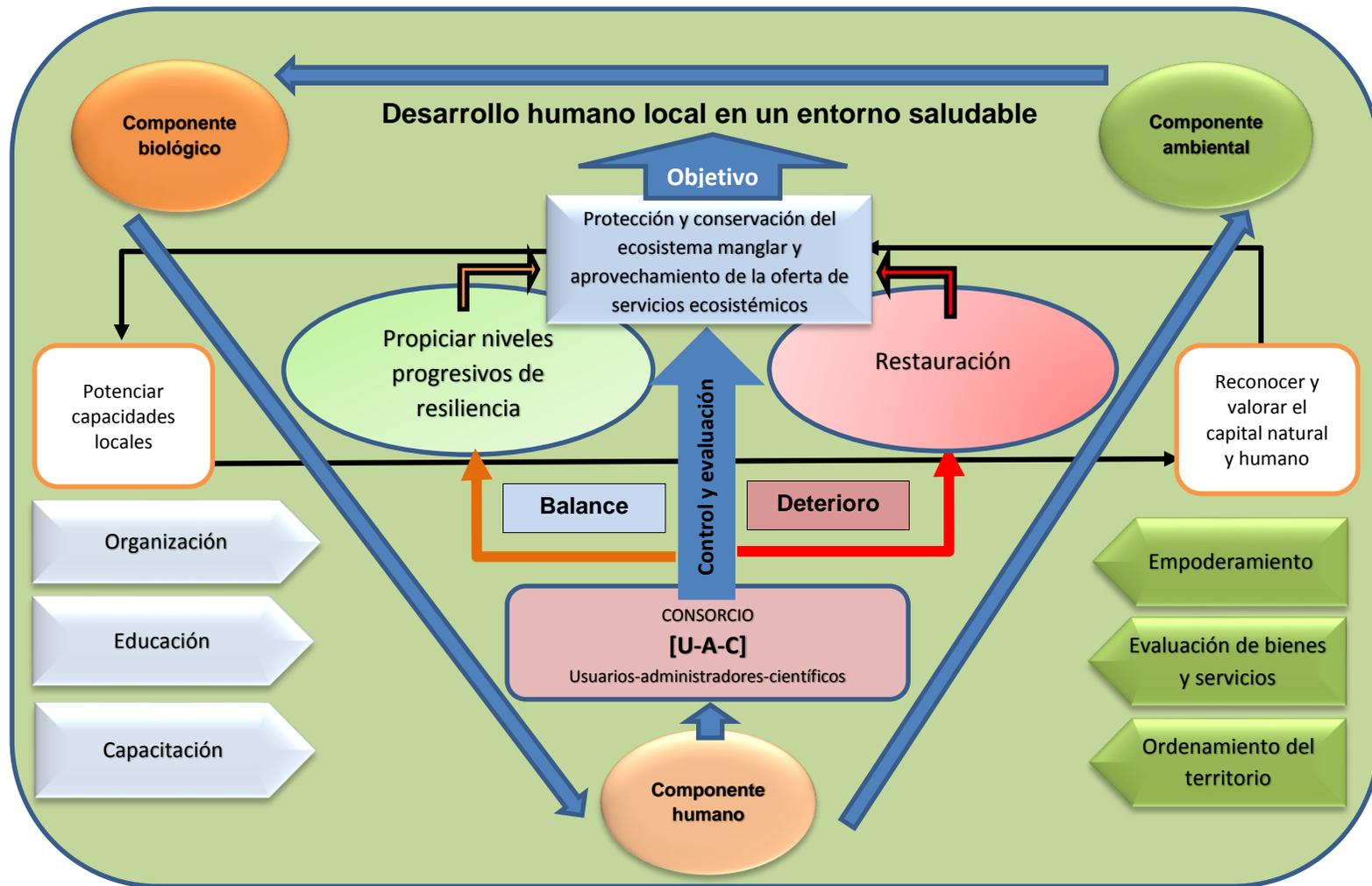


Figura 6.2. Modelo de gestión del ecosistema de manglares achaparrados del río Sarstún en el Caribe de Guatemala. [MGM]

En el anexo 15 se detalla la forma propuesta de organización para la conformación del consorcio, la cual considera los siguientes aspectos:

Consortio [U-A-C]: Se entiende por consorcio a la asociación gestora del ecosistema, conformada por usuarios, administradores y científicos en igualdad de número, los cuales ejercen sus funciones de forma integral y compartida y donde todos tienen el mismo peso en importancia para la toma de decisiones las cuales se generan en consenso. En esta figura los tres actores deben gozar del reconocimiento mutuo y del respaldo calificado de sus representados.

Objetivos:

1. Procurar en forma compartida, la estabilidad del ecosistema mantenimiento de sus funciones mediante su protección y conservación
2. Lograr el desarrollo humano local a través del aprovechamiento sostenible de los servicios, generados por el ecosistema
3. Mantener un bajo nivel de vulnerabilidad ecosistémica ante las intervenciones antrópicas en la cuenca y ante los efectos del cambio climático aumentando la capacidad de resiliencia

Componentes:

1. Los actores conformados por
 - a. Los usuarios: se entiende por usuarios a las personas que sustentan su subsistencia en el ecosistema y quienes aprovechan sus servicios para satisfacer necesidades vitales y generar productos transables en el mercado dentro y fuera de la comunidad y con ello ingresos económicos complementarios. Su función es el resguardo del ecosistema.
 1. Usuarios directos: las personas que viven en la comunidad y aprovechan los bienes y servicios ecosistémicos, interactuando con el ecosistema.

2. Usuarios indirectos: las personas que se benefician de los bienes y servicios ecosistémicos, pero que no interactúan con el ecosistema.
-
- b. Los administradores: Se entiende por administradores a los facilitadores de desarrollo por mandato o por interés propio, esto no excluye a organizaciones comunitarias conformadas por usuarios que ejercen administración. Su función es la administración directa
 - c. Los científicos: se entiende por científicos a la comunidad de expertos académicos pertenecientes a instituciones reconocidas y que deben ser nombrados para el efecto, a fin de poder ejercer su rol con el debido respaldo. Su función es desarrollar investigación transversal y longitudinal y proveer de información al consorcio para sustentar la toma de decisiones, esto no excluye el conocimiento cotidiano de los comunitarios el cual debe ser sometido a prueba empírica.

En la figura 6.3 se observa de manera esquemática, la forma de organización del consorcio, en la cual se anotan los compromisos y beneficios de cada actor

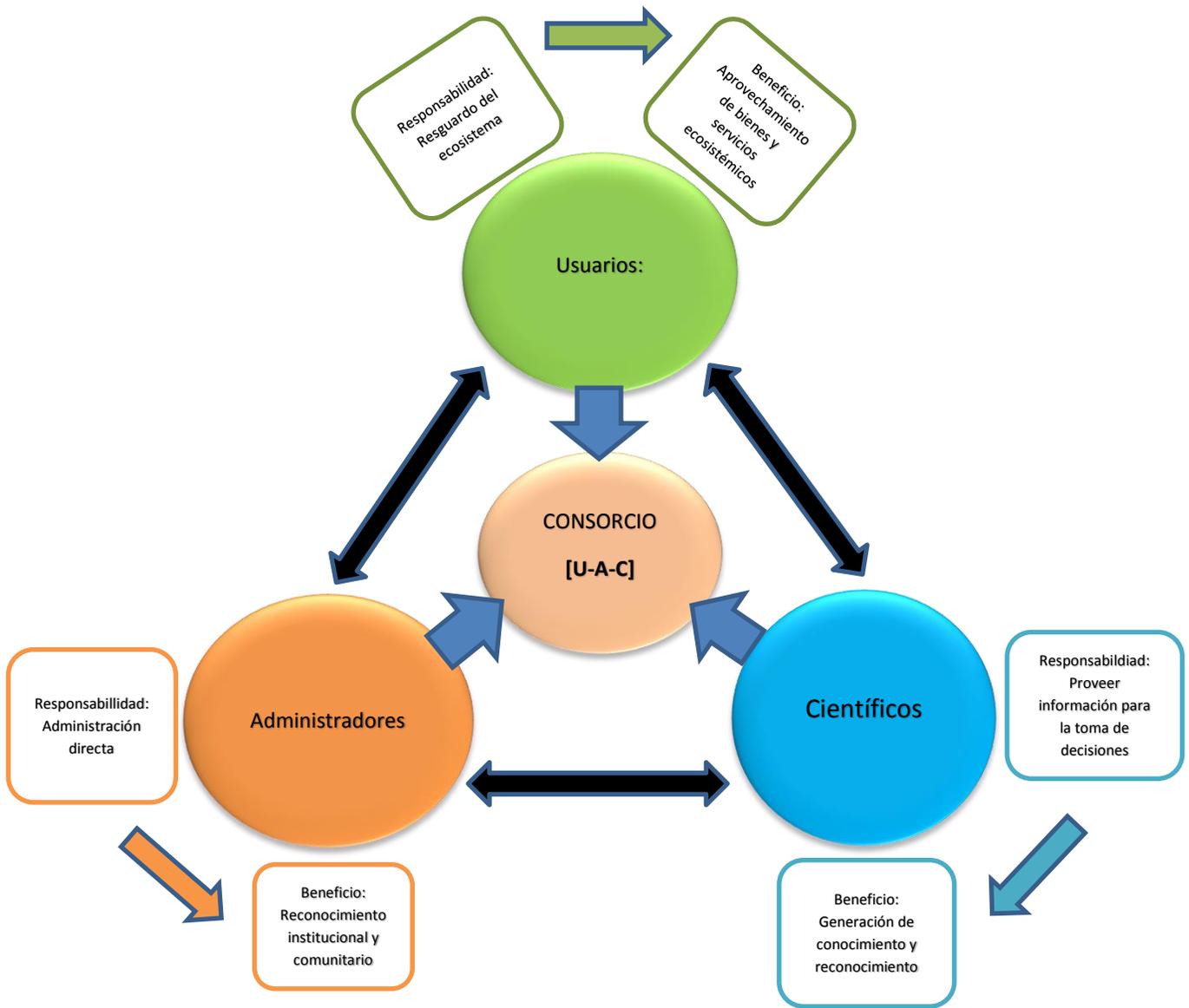


Figura 6.3. Conformación del consorcio operativo del Modelo de gestión del ecosistema de manglares achaparrados del río Sarstún en el Caribe de Guatemala. [U-A-C/MGM].

7. CONCLUSIONES

- 7.1 El número de días de lluvia y la precipitación media anual han disminuido lo que ha provocado un descenso del caudal del cauce principal de la cuenca del río Sarstún en los últimos años.
- 7.2 El manglar achaparrado manifiesta poca variación de la composición y estructura en el tiempo estando conformado por matorrales de *Rhizophora mangle*, con un bajo índice de complejidad y una disminución de cobertura de 10.91 % en 52 años, esto provocado por factores naturales ya que los mismo han sido poco o nada intervenidos por el ser humano.
- 7.3 Se encontraron altas densidades de población que disminuyen hacia el interior del río.
- 7.4 Se evidencia una alta conectividad en el ecosistema, dada la similaridad de los sitios, conformado por dos grupos, de los cuales el más grade contiene 4 de los cinco sitios evaluados y un grupo conformado por el sitio más alejado de la costa.
- 7.5 la composición de la comunidad de peces aumenta en la época lluviosa en el interior del río y disminuye en la época seca.
- 7.6 La proporción de las especies es dependiente de la época del año tanto en el río como en la bocabarra.
- 7.7 Las especies capturadas en el río son totalmente diferentes a las especies capturadas en la bocabarra.

8. RECOMENDACIONES

- 8.1 Que los usuarios (directos e indirectos), los administradores (organizaciones locales y autoridades) y la comunidad científica (Universidades y Centros de investigación), conformados en consorcio, basen el manejo del ecosistema bajo el enfoque ecosistémico y el modelo propuesto en el presente estudio.
- 8.2 Monitorear las actividades de pesca que se dan en el río Sarstún, principalmente la captura de especies que ingresan y dependen del manglar para su alimentación y reproducción de tal manera que no se constituyan en barreras físicas a la libre locomoción de las especies y que por lo tanto disminuya la conectividad entre sitios.
- 8.3 Velar por el buen uso del suelo en la cuenca del río Sarstún, evitando la deforestación y el desarrollo agrícola principalmente de monocultivo extensivo y favorecer la recuperación para evitar el detrimento de la salud del manglar achaparrado que existe en la cuenca baja.
- 8.4 Adoptar la forma y tamaño de las parcelas de muestreo utilizadas en el presente estudio, como parcelas permanentes de monitoreo.
- 8.5 El ecosistema manglar achaparrado del río Sarstún se debe manejar en forma integral para mantener sus funciones y conectividad aprovechando la poca intervención antrópica local, cuidando la vigilancia y monitoreo para contrarrestar principalmente, las amenazas de origen externo.

Bibliografía

1. Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J. y Sala, E. (2008). *Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields*. United States: Stanford University.
2. Acharya, G. (2002). Life at the margins: The social, economic and ecological importance of mangroves. *Madera y Bosques*, 8 (1), 53-60.
3. Agraz-Hernández, C., Noriega-Trejo, R., López-Portillo, J., Flores-Verdugo, F. y Jiménez-Zacarías, J. (2006). *Guía de campo: Identificación de los manglares en México*. México: Universidad Autónoma de Campeche.
4. Agraz-Hernández, C., Osti Sáenz, J., Guzmán Ledezma, S., García Zaragoza, C., Chan Keb, C., Chan Camul, E., Gómez Ramírez, D., Requena Pavón, G. y Reyes Castellanos, J. (2011). Informe final "Programa Regional para la Caracterización y el Monitoreo de Ecosistemas de Manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Inicio de una Red Multiinstitucional, Campeche"
5. Almada, P., Sale, P., Gold, G. y Kjerfve, V. (2003). *Manual de métodos para el programa de monitoreo sinóptico del SAM: Métodos seleccionados para el monitoreo de parámetros físicos y biológicos para utilizarse en la región mesoamericana*. Belice: Unidad Coordinadora del Proyecto Coastal Resources Multi-complex Building Princess Margaret Drive.
6. Basáñez M. A. y Pérez, G. O. (2006). *Características estructurales y usos del manglar en el ejido cerro Tumilco, Tuxpan, Veracruz, México*. México: Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana

7. Bennett, A.F., Radford, J.Q. y Haslem, A. (2006). Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133, 250-264.
8. Camargo, J. y Alonso, A. (2007). *Inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: Causes and consequences* [en línea]. Recuperado marzo 5, 2013, de <http://www.eoearth.org/view/article/153841/>
9. Caribbean Coastal Marine Productivity Program [CARICOMP]. (2001). *Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean*. United States: Author.
10. Central Intelligence Agency [CIA]. (2007). Mapa de Guatemala [en línea]. Recuperado marzo 5, 2013, de <http://www.lib.utexas.edu/maps/guatemala.htm>
11. Comisión Económica para América Latina [CEPAL]. (2009). *La Economía del Cambio Climático en América Latina y el Caribe*. Síntesis 2009.
12. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (2009). *Manglares de México: Extensión y distribución* (2ª ed). México: CONABIO.
13. Consejo Nacional de Áreas Protegidas [CONAP]. (2006). *Política nacional de humedales*. Guatemala: Autor.

14. Davis, S. y Childers, D. (2005). A conceptual model of ecological interactions in the mangrove estuaries of the Florida everglades. *Wetlands*, 25 (4), 832-842.
15. Davis, S. M. y Childers, D. L. (2007). Importance of water source in controlling leaf leaching losses in red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71 (1-2), 194-201.
16. De la Lanza. 2002. Recursos hidrológicos de México. Capítulo 3. En F. J. Abarca y M. Herzig (Eds). Manual para el Manejo y la Conservación de los Humedales de México. Tercera Edición.
17. Díaz, F., Schmitz, M., Aranzabal, I., Hernández, S. y Bautista, C. (2011). *Conectividad ecológica territorial: Estudio de casos de conectividad ecológica y socioecológica*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
18. Fang, W. y Jui-Yu, C. (2008). *Dwarf and fringe mangrove forest stands of Calabash Caye*. Belize: Tunghai University.
19. FAO. *Guía para la identificación de especies para los fines de la pesca / Pacífico centro-oriental: Vertebrados – Parte I*. Roma: Autor.
20. FAO. (1995). *Guía para la identificación de especies para los fines de la pesca / Pacífico centro-oriental: Vertebrados – Parte II*. Roma: Autor.
21. Feller, I., Lovelock, C., y Piou, C. (s.f). Growth and nutrient conservation in *Rhizophora mangle* in response to fertilization along latitudinal and tidal gradients. United States: Marine Sciences

22. Flores-Verdugo F., Moreno P., Agraz-Hernández C., López Rodas H., Benitez Pardo D. y Travieso Bello A. (2007). La topografía y el hidropérido: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. Vol. Sup, num. 80. Pp. 33-47, Sociedad Botánica de México, México.
23. Fundación para el Ecodesarrollo y la Conservación [FUNDAECO]. (2005). *Plan de manejo de la cuenca del río Sarstún*. Guatemala: Autor.
24. García, S. y Camarena, L. (2006). *Línea base del estado del sistema arrecifal mesoamericano*. Belice: SAM.
25. Habiba, G., Suárez, A., Dokken, D. J. & Watson, R. T. (2002). *Cambio climático y biodiversidad*. Suiza: IPCC.
26. Hao, G. Y., Jones, T., Luton, C., Zhang, Y. J., Manzano, E., Scholz, F., Bucci, S., Cao, K. F. y Golstein, G. (2009). *Hydraulic redistribution in dwarf Rhizophora mangle trees driven by interstitial soil water salinity gradients: Impacts on hydraulic architecture and gas exchange* [en línea]. Recuperado marzo 5, 2013, de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19324702>
27. Hernández, B., Cherrington, A., Bosarreyes, A., Gálvez, J. G. y Oyuela, M. (2012). *Cobertura actual del mangle en Guatemala, a través de técnicas de percepción remota*. Guatemala: PNUMA.
28. Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología [INSIVUMEH]. (s.f.). *Atlas climatológico: República de Guatemala*. Guatemala: Autor.

29. Joshi, H. y Ghose, M. (2003). Forest structure and species distribution along soil salinity and pH gradient in mangrove swamps of the sundarbans. *Tropical Ecology*, 44 (2), 197-206.
30. Junta de Andalucía. (s.f.). Aproximación ecosistémica y gestión de medio natural [en línea]. Recuperado abril 19, 2010, de <http://juntadeandalucia.es>
31. Kangas, P. (1994). *Dwarf mangrove forest and Savannas of South Florida, North American*. United States: Conference on Savannas and Barrens.
32. Kathiresan, K. (s. f.). *Methods of studyng mangroves*. India: Annamalai University.
33. Laffoley, D. y Grimsditch, G. (2009). *The management of natural coastal carbon sinks* [en línea]. Recuperado marzo 5, 2013, de <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2009-038.pdf>
34. Lema, L. y Polanía, J. (2007). Estructura y dinámica del mangle del delta del río Ranchería, Caribe colombiano. *Revista Biología Tropical*, 55 (1), 11-21.
35. Loveloc, C., Ball, M., Choat, B. y Engelbrecht, B. (2005). Structure: Phosphorus deficiency limits canopy development, hydraulic conductivity and photosynthetic carbon gain in dwarf *Rhizophora* mangle. *Plant, Cell and Environment*, 29, 793-802
36. Manson FJ, Loneragan NR, Skilleter GA, Phinn SR (2005). An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries. *Oceanography and Marine Biology Annual Reviews* 43: 485-515.

37. Marín, J., Hernández, M. y Olguín, E. (s. f.). *Dinámica del potencial redox durante el proceso de bioremediación de hidrocarburos en sedimentos de microcosmos de manglares bajo diferentes frecuencias de inundación*. México: universidad Veracruzana.
38. Mckee, K. (2006). *Nutrient control on biocomplexity of mangrove ecosystems*. United States: Science for a Changing World.
39. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales [MARN]. (2011). *Cuencas hidrográficas de Guatemala*. Guatemala: Autor.
40. MARN. (2009). *Política para el Manejo de las zonas marino costeras de Guatemala*. Guatemala: Autor.
41. Mendiguchía C. (2005). *Utilización de Ultratrazas de metales pesados como trazadores de los efectos antropogénicos producidos en ecosistemas acuáticos*. Tesis doctoral, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cádiz, España.
42. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO]. *Guía para la identificación de especies para los fines de la pesca / Pacífico centro-oriental: Plantas e invertebrados*. Roma: Autor.
43. Organización del Sector Pesquero y Acuícola del Istmo Centroamericano [OSPESCA]. (2011). *Informe de resultados de la campaña de investigación pesquera, Centroamérica – Caribe*. El Salvador: Autor.
44. Organización Latinoamericana para el Desarrollo Pesquero [OLDEPESCA]. (2012). *Estrategia regional para el desarrollo de la acuicultura*. Perú: Autor.

45. Pool, D., Snedaker, S. y Lugo, A. (1977). Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, México and Costa Rica. *Revista Biotrópica* 9 (3), 195-112.
46. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD]. (2012). *Informe nacional de desarrollo humano 2011/2012 / Guatemala: ¿Un país de oportunidades para la juventud?* Guatemala: Autor.
47. Ramsar. 2010. *Directrices para la Evaluación ecológica rápida de la biodiversidad de las zonas costeras, marinas y de aguas continentales*. Informe técnico de Ramsar num. 1. Num. 22 de la serie de publicaciones técnicas del CBD. Gland, Suiza.
48. Ross, M., Ruiz, P., Telesnicki, G. y Meeder, J. (1999). *Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of Biscayne National Park, Florida*. United States: Florida International University.
49. Trejos, N., Morán, M., Smith, O. y Morales, M. (2008). *Diagnóstico biofísico, institucional-legal, socioeconómico y línea base del bosque de manglar del golfo de Chiriquí, provincia de Chiriquí*. Panamá: Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe.
50. Trópico Verde. (2006). Manglares en Guatemala [en línea]. Recuperado marzo 5, 2013, de <http://www.tropicoverde.org>
51. Unión Interamericana para la Conservación de la Naturaleza [UICN]. (2007). *Strategies for conservation and sustainable management of mangrove forest in Sierra Leone*. Sierra Leona: Autor.

52. Urive Pérez, J. y Urrego Giraldo L. 2009. Gestión Ambiental de Ecosistemas de Manglar. Aproximación al Caso Colombiano. *Gestión y Ambiente*, vol. 12, num. 2, mayo-agosto. pp. 57-71, Universidad Nacional de Colombia, Colombia. [en línea]. Recuperado junio 3, 2014, de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169414455005>
53. Yañez-Arancibia, A., Day, J., Twilley, R. y Day, R. (2010). *Los manglares frente al cambio climático: ¿Tropicalización global del Golfo de México?* México: Instituto de Ecología

Anexos

Anexo 1. Análisis de regresión para precipitación anual en la región de río Sarstún

<i>correl</i>	<i>d lluvia anual</i>	<i>precip anual</i>
días de lluvia anual	1	
precipitación anual	0.695553371	1

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.695553371
Coefficiente de determinación R ²	0.483794492
R ² ajustado	0.455116408
Error típico	435.8741515
Observaciones	20

ANÁLISIS DE VARIANZA

	<i>GL</i>	<i>S C</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>Val crítico de F</i>
Regresión	1	3205036.8	3205036.8	16.8698333	0.00066141
Residuos	18	3419752.97	189986.276		
Total	19	6624789.77			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>
Intercepción	-70.685355	848.008385	-0.0833545	0.93448963	-1852.2849	1710.91415	-1852.28486
días de lluvia anual	17.222177	4.19307521	4.10729026	0.00066141	8.41285285	26.0315011	8.412852851

Anexo 2. Prueba de t para caudal promedio diario anual en el río Sarstún, primeros y últimos 10 años en el período comprendido del 1971 al año 2003.

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>Primeros 10 años</i>	<i>Últimos 10 años</i>
Media	41.65	30.623
Varianza	148.5537111	37.60782333
Observaciones	10	10
Varianza agrupada	93.08076722	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	18	
Estadístico t	2.555714868	
P(T<=t) una cola	0.009930478	
Valor crítico de t (una cola)	1.734063607	
P(T<=t) dos colas	0.019860956	
Valor crítico de t (dos colas)	2.10092204	

Anexo 3. Prueba de t de Sulfatos época seca-época lluviosa

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>sulfatos (mg/L) seca</i>	<i>sulfatos (mg/L) lluviosa</i>
Media	60.8	58.6
Varianza	356.7	199.8
Observaciones	5	5
Varianza agrupada	278.25	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	0.208533148	
P(T<=t) una cola	0.420012094	
Valor crítico de t (una cola)	1.859548038	
P(T<=t) dos colas	0.840024188	
Valor crítico de t (dos colas)	2.306004135	

Anexo 4. Prueba de t de Nitratos época seca-época lluviosa

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>Nitratos (mg/L) Seca</i>	<i>Nitratos (mg/L) Lluviosa</i>
Media	7.18	8.34
Varianza	14.117	17.948
Observaciones	5	5
Varianza agrupada	16.0325	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	-0.458065274	
P(T<=t) una cola	0.32954559	
Valor crítico de t (una cola)	1.859548038	
P(T<=t) dos colas	0.65909118	
Valor crítico de t (dos colas)	2.306004135	

Anexo 5. Prueba de t de Nitritos época seca-época lluviosa

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>Nitritos (mg/L)</i> <i>Seca</i>	<i>Nitritos NO2 (mg/L)</i> <i>lluviosa</i>
Media	0.0466	0.31
Varianza	0.0008533	0.0005
Observaciones	5	5
Varianza agrupada	0.00067665	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	-16.0104571	
P(T<=t) una cola	1.1612E-07	
Valor crítico de t (una cola)	1.85954804	
P(T<=t) dos colas	2.3223E-07	
Valor crítico de t (dos colas)	2.30600414	

Anexo 6. Análisis de varianza Fosfatos del sedimento dentro de los transectos

Análisis de varianza de un factor

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
SITIOS	5	15	3	2.5
FOSFATOS mg/L (borde)	5	39.55	7.91	0.288
FOSFATOS mg/L (centro)	5	38.33	7.666	0.40503
FOSFATOS mg/L (contacto)	5	35.73	7.146	2.79743
FOSFATOS mg/L (bosque mixto)	5	37.84	7.568	0.05202

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>SC</i>	<i>GL</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Val crítico para F</i>
Entre grupos	85.154	4	21.2885	17.6157	2.4522E-06	2.866081402
Dentro de los grupos	24.17	20	1.2085			
Total	109.32	24				

Anexo 7. Prueba de t de Fosfatos del sedimento dentro del río y en la bocabarra

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>FOSFATOS mg/L (S1, S2 Y S3)</i>	<i>FOSFATOS mg/L (S4 Y S5)</i>
Media	7.3425	7.9175
Varianza	1.140675	0.222621429
Observaciones	12	8
Varianza agrupada	0.783654167	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	18	
Estadístico t	-1.423069923	
P(T<=t) una cola	0.085908666	
Valor crítico de t (una cola)	1.734063607	
P(T<=t) dos colas	0.171817333	
Valor crítico de t (dos colas)	2.10092204	

Anexo 8. Análisis de correlación Fosfatos del sedimento-Longitud del tallo

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.7136216
Coefficiente de determinación R ²	0.5092557
R ² ajustado	0.3456743
Error típico	0.1761097
Observaciones	5

ANÁLISIS DE VARIANZA

	<i>GL</i>	<i>SC</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>Val crítico de F</i>
Regresión	1	0.096553598	0.096554	3.113163623	0.175851937
Residuos	3	0.093043871	0.031015		
Total	4	0.189597469			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-2.697429	2.491178954	-1.082792	0.358164444	-10.6254721	5.230614435
fosfatos	0.5652337	0.32035171	1.764416	0.175851937	-0.45426845	1.58473578

Anexo 9. Análisis de varianza longitud de tallo entre sitios

Análisis de varianza de un factor (CON PROMEDIOS DE LOS SITIOS)

RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
S1h	6	11	1.831206	0.01213
s2h	6	8.52	1.420734	0.11798
s3h	6	10.6	1.76057	0.02607
s4h	6	9.14	1.522913	0.07391
s5h	6	11.7	1.943825	0.02752

ANÁLISIS DE VARIANZA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>SC</i>	<i>GL</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Val crítico para F</i>
variación debida a los tratamientos	1.1375848	4	0.284396	5.52005	0.0025133	2.75871047
variación debida al error experimental	1.2880136	25	0.051521			
Total	2.4255984	29				

Anexo 10. Prueba de Tukey para longitud de tallo entre sitios

Nº de Tratamientos = 5

Promedios de Tratamientos:

1.8312 1.4207 1.7605 1.5229 1.9438

Nombres de tratamientos asignados por el Programa:

A B C D E

Valor Tabular = 4.17

C.M. Error = 0.0515 ; Nº efectivo de replicación = 6

Comparación	Diferencia	1º_Promedio	2º_Promedio	DMS	Conclusión
E-B	0.5231	1.9438	1.4207	0.3863	sig.
E-D	0.4209	1.9438	1.5229	0.3863	sig.
E-C	0.1833	1.9438	1.7605	0.3863	No sig.
E-A	0.1126	1.9438	1.8312	0.3863	No sig.
A-B	0.4105	1.8312	1.4207	0.3863	sig.
A-D	0.3083	1.8312	1.5229	0.3863	No sig.
A-C	0.0707	1.8312	1.7605	0.3863	No sig.
C-B	0.3398	1.7605	1.4207	0.3863	No sig.
C-D	0.2376	1.7605	1.5229	0.3863	No sig.
D-B	0.1022	1.5229	1.4207	0.3863	No sig.

Sub grupos de tratamientos con promedios que tienen

diferencias no significativas entre ellos:

(EAC) (ACD) (CDB)

Nota: sig. y No sig. indican una diferencia significativa y no significativa respectivamente. DMS es la diferencia mínima significativa para el método de

Tukey. DMS = error estándar de promedio de tratamiento x valor tabular.
La figura gráfica también se puede reordenar y exhibir en forma horizontal con las líneas sólidas en lugar de las líneas intermitentes tal como como se acostumbra en una publicación técnica.

1.9438 E	
1.8312 A	
1.7605 C	
1.5229 D	
1.4207 B	

Anexo 11. Prueba de t para longitud de tallo dentro del río-bocabarra

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>S1, S2 Y S3</i>	<i>S4 Y S5</i>
Media	1.670836911	1.73336922
Varianza	0.079928715	0.094423291
Observaciones	18	12
Varianza agrupada	0.085623013	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	28	
Estadístico t	-0.573423463	
P(T<=t) una cola	0.285467676	
Valor crítico de t (una cola)	1.701130934	
P(T<=t) dos colas	0.570935353	
Valor crítico de t (dos colas)	2.048407142	

Anexo 12. Prueba de t para densidad de población- distancia entre árboles de mangle achaparrado

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales

	<i>densidad de población (árboles/ha)</i>	<i>distancia entre árboles (m)</i>
Media	17066.4	0.778
Varianza	12171122.3	0.00592
Observaciones	5	5
Varianza agrupada	6085561.153	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	10.93809802	
P(T<=t) una cola	2.16473E-06	
Valor crítico de t (una cola)	1.859548038	
P(T<=t) dos colas	4.32945E-06	
Valor crítico de t (dos colas)	2.306004135	

Anexo 13. Análisis de correlación densidad de población-área basal

Resumen

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.78287826
Coefficiente de determinación R ²	0.61289837
R ² ajustado	0.48386449
Error típico	0.55069569
Observaciones	5

ANÁLISIS DE VARIANZA

	<i>GL</i>	<i>SC</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>Val crítico de F</i>
Regresión	1	1.44048	1.44048	4.7499	0.117412125
Residuos	3	0.9098	0.30327		
Total	4	2.35028			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inf 95%</i>	<i>Sup 95%</i>
Intercepción	0.58637453	1.3693	0.42823	0.69737	-3.771351374	4.9441004
áboles/ha	0.00017201	7.9E-05	2.17943	0.11741	-7.91636E-05	0.0004232

Anexo 14. Fotos de las especies capturadas en río Sarstún

Nombre científico: *Vieja maculicauda*

Nombre común: Chumbimba o mojarra boca colorada



Figura 14.1 *Vieja maculicauda* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Eugerres plumieri*

Nombre común: palometa



Figura 14.2 *Eugerres plumieri* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Centropomus ensiferus*

Nombre común: robalo



Figura 14.3 *Centropomus ensiferus* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Brycon guatemalensis*

Nombre común: machaca



Figura 14.4 *Brycon guatemalensis* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Mugil cephalus*

Nombre Común: Liseta



Figura 14.5 *Mugil cephalus* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Ictalurus furcatus*

Nombre común: Bagre



Figura 14.6 *Ictalurus furcatus* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Caranx latus*

Nombre común: Jurel



Figura 14.7 *Caranx latus* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Cichlasoma urophthalmus*

Nombre común: mojarra



Figura 14.8 *Cichlasoma urophthalmus* (Trabajo de campo, 2011)

Nombre científico: *Parachromis managuensis*

Nombre común: Guapote



Figura 14.9 *Parachromis managuensis* (Trabajo de campo, 2011)

Anexo 15. Formato general para la conformación del consorcio **-[UAC]-**

CONSORCIO –[UAC]-, CONSTITUIDO CON EL FIN DE APLICAR EL MODELO DE GESTIÓN DE MANGLARES [MGM] EN LOS MANGLARES ACHAPARRADOS DEL RÍO SARSTÚN EN EL CARIBE DE GUATEMALA.

1. Procurar en forma compartida, la estabilidad del ecosistema mantenimiento de sus funciones mediante su protección y conservación
2. Lograr el desarrollo humano local a través del aprovechamiento sostenible de los servicios, generados por el ecosistema
3. Mantener un bajo nivel de vulnerabilidad ecosistémica ante las intervenciones antrópicas en la cuenca y ante los efectos del cambio climático aumentando la capacidad de resiliencia

En lugar fecha y hora de conformación, reunidos un representantes legal de usuarios, un representante legal de los administradores y un representante legal de los científicos

QUIENES ACORDAMOS POR UNANIMIDAD:

PRIMERO: Conformación del CONSORCIO.

Constituir o conformar un CONSORCIO integrado por usuarios, administradores y científicos el cual se denominará UAC-SARSTUN

SEGUNDO: Objeto.

Proteger, conservar y aprovechar los servicios del ecosistema manglar del río Sarstún, bajo un modelo de gestión sustentable [MGM].

TERCERO: Participación.

Los consorciados sin perjuicio de sus intereses gremiales, acuerdan la siguiente participación

- 1 Los usuarios a gozar de los beneficios de los bienes y servicios ecosistémicos, cuando estos se encuentren dentro de los límites de recuperación del ecosistema y establecidos en las leyes y reglamentos vigentes y los que se crearen en el futuro sin contravenir los vigentes.
- 2 Los administradores a recibir el debido crédito o reconocimiento certificado por sus actuaciones en el ecosistema.
- 3 Los científicos a tener la libertad de publicar los hallazgos de acuerdo a las disposiciones de las instituciones que representan y los organismos financiadores o cooperantes en las diferentes acciones investigativas.

CUARTO: Responsabilidades.

1. Los usuarios se comprometen a:
 - a. brindar el apoyo necesario para el seguimiento de las actividades que plantea el modelo
 - b. participar activamente en las reuniones programadas
 - c. realizar las labores de vigilancia y control en el ecosistema
 - d. seguir las pautas que marca el CONSORCIO dentro del modelo de gestión sustentable [MGM].
2. los administradores se comprometen a:
 - a. someter a consideración de las autoridades el aval para su participación en el consorcio y a desarrollar sus planes institucionales en concordancia con el modelo de gestión
 - b. gestionar fondos para el desarrollo de los planes que se formulen dentro del modelo de gestión sustentable [MGM].
3. los científicos se comprometen a:
 - a. incluir dentro de sus planes de investigación las prioridades que se enlisten dentro del modelo y solicitar financiamiento para el

- desarrollo de las mismas, así como planificar en forma sistemática el monitoreo del ecosistema, brindando información válida y oportuna
- b. publicar los hallazgos en los monitoreos y en las investigaciones

QUINTO: Dirección y administración del CONSORCIO.

La administración del CONSORCIO, estará a cargo de un representante legal, en función de Director, nombrado por la Junta Directiva del CONSORCIO.

SEXTO: JUNTA DIRECTIVA.

La máxima autoridad del CONSORCIO será la Junta Directiva conformada por tres (3) representantes de los usuarios electos en asamblea comunitaria de usuarios o bajo la forma de organización ya existente en el lugar; tres (3) representantes de los administradores o instituciones que se encuentran presentes en el área, los cuales deberán ser nombrados por autoridad competente y tres (3) representantes de la comunidad científica relacionada con ecosistemas costeros.

SEPTIMO: Funciones generales de la Junta Directiva.

1. Convocar a reuniones ordinarias y extraordinarias
2. Aprobar o improbar las propuestas de los representantes
3. Aprobar o improbar los informes presentados por el Director del CONSORCIO
4. Otras que se aprueben en el plan de operativo anual.

OCTAVO: funciones del Director del CONSORSIO.

1. Representar al CONSORCIO como máxima autoridad ejecutiva con suficiente autoridad y representación legal, hacia lo interno del CONSORCIO y ante terceros y entidades.

NOVENO: Sede del CONSORCIO.

El CONSORCIO, tendrá como sede la comunidad de Sarstún, no pudiendo en ningún caso ocupar instalaciones fuera de la comunidad, debiendo indicarse la dirección exacta y el código postal.

DÉCIMO: Duración del CONSORCIO.

El CONSORCIO, deberá durar por lo menos cinco años pudiéndose disolverse o modificarse a solicitud de sus integrantes, luego de vencido ese plazo mínimo.

Conforme y dada su plena aceptación, deberán firmar los integrantes de acuerdo a los protocolos legales establecidos en el país.