



Universidad Veracruzana

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y**  
**AGROPECUARIAS**

---

---

Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros

**“Distribución y biomasa del pasto marino *Halodule wrightii* Ascherson en la laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz”**

**TESIS**

Que para obtener el título de:  
**MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y**  
**COSTEROS**

**P R E S E N T A:**

**Hidrob. Fernando Sotelo Giner**

**Director:**

**M. en C. Blanca Esther Raya Cruz**

**Codirector:**

**Dr. Ascención Capistrán Barradas**



Universidad Veracruzana

**Tuxpan, Veracruz**

**2015**

La presente Tesis titulada “**Distribución y biomasa del pasto marino *Halodule wrightii* Ascherson en la laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz**” realizada por el C. Hidrob. Fernando Sotelo Giner, bajo la dirección particular de la Mtra. Blanca Esther Raya Cruz y la codirección del Dr. Ascención Capistrán Barradas ha sido aprobada y aceptada para poder llevar a cabo la solicitud de fecha de examen para obtener el grado de:

**MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS**



MTRA. BLANCA ESTHER RAYA CRUZ  
DIRECTOR



DR. ASCENCIÓN CAPISTRÁN BARRADAS  
CODIRECTOR

Tuxpan de Rodríguez Cano Veracruz, a Octubre del 2014

La presente Tesis titulada “**Distribución y biomasa del pasto marino *Halodule wrightii* Ascherson en la laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz**” realizada por el C. Hidrob. Fernando Sotelo Giner, ha sido aprobada y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS**



DRA. NADIA ELIZABETH RIVERA GUZMÁN

LECTOR



MTRA. CELINA NAVAL ÁVILA

LECTOR



DRA. CONSUELO DOMÍNGUEZ BARRADAS

LECTOR

## RESUMEN

Dada la importancia ecológica de los pastos marinos y su utilidad como indicadores en la calidad de agua y salud del ecosistema, se determinó la distribución de 5.29 ha de praderas de *Halodule wrightii*, que corresponden al 0.35% del área total de la laguna de Tampamachoco. Con base en las diferencias estructurales se reconocieron 3 sitios que en orden de importancia son: (1) “Amasal” que constituyó el sitio más productivo y extenso abarcando el 68% (3.58 ha) de la cobertura total de *H. wrightii* en la laguna con una biomasa de 253 g p.s. m<sup>2</sup>, una densidad de 4,031 brotes/m<sup>2</sup> y un largo de hoja promedio de 11 cm, sostenida por un suelo constituido por arena con grava lodosa; (2) “Boquitas” con una gran interacción con la fauna terrestre y aves costeras ya que queda expuesta durante la bajamar, cubriendo el 14.35% (0.76 ha) del total de las praderas con una biomasa de 146 g p.s. m<sup>2</sup>, la mayor densidad con 4,889 brotes/ m<sup>2</sup> y un largo de hoja promedio de 7.1 cm; (3) “Villas” con la más rala distribución abarcando el 18% (0.95 ha) del total de las praderas, con una biomasa de 93.61 g p.s. m<sup>2</sup>, una densidad de 3,059 brotes/ m<sup>2</sup> y un largo de hoja promedio de 6.6 cm., sostenida al igual que “Boquitas” por un suelo constituido por arena lodosa ligeramente con grava. La biomasa de *H. wrightii* es media considerando el patrón latitudinal de la especie. La principal limitante es la obstrucción de la luz por los procesos de eutrofización y sedimentación de la laguna y el daño físico por el manejo inadecuado. Las praderas no presentan manejo sostenible ni medidas precautorias. Estos resultados constituyen una línea de base para la investigación y el monitoreo ecológico del sistema, considerando la posición estratégica de la laguna de Tampamachoco dentro de un sistema de humedales costeros en un puerto de recepción con influencia de la urbe y zona industrial.

## ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	ANTECEDENTES .....	5
III.	OBJETIVOS .....	10
	General.....	10
	Particulares.....	10
IV.	ÁREA DE ESTUDIO.....	11
V.	MATERIAL Y MÉTODOS .....	15
	5.1. Trabajo de campo .....	15
	5.2. Trabajo en el Laboratorio .....	17
	5.3. Análisis de datos .....	18
VI.	RESULTADOS .....	19
	6.1. Distribución y cobertura en la laguna de Tampamachoco. ....	19
	6.2. Biomasa de <i>Halodule wrightii</i> .....	21
	6.3. Temperatura, Salinidad, Visibilidad y Profundidad.....	27
	6.4. Textura del sedimento.....	34
	6.5. Observaciones de campo .....	35
VII.	DISCUSIÓN .....	37
VIII.	CONCLUSIONES.....	43
IX.	APLICACIONES PRÁCTICAS SEPARA LA APLICACIÓN .....	45
X.	BIBLIOGRAFÍA.....	46

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz, México	12
Figura 2. Distribución de las praderas de <i>Halodule wrightii</i> y sitios de muestreo en la laguna de Tampamachoco	20
Figura 3. Biomasa total de <i>H. wrightii</i> para distintos meses muestreados en la Laguna de Tampamachoco, Tuxpan Ver.	21
Figura 4. Biomasa total media (intervalos de confianza) por sitio para <i>H. wrightii</i> de la Laguna de Tampamachoco Ver.	22
Figura 5. Densidad promedio (intervalos de confianza) de brotes de <i>H. wrightii</i> para los tres sitios estudiados en la laguna de Tampamachoco Ver.	24
Figura 6. Longitud del folio vivo (media $\pm$ error estándar) para los tres sitios en distintos meses.	25
Figura 7. Correlación lineal entre la biomasa de los rizomas y el número de brotes para <i>H. wrightii</i> en los tres sitios de La laguna de Tampamachoco Ver.	26
Figura 8. Correlación lineal entre la biomasa de la raíz y la biomasa del folio vivo de <i>H. wrightii</i> en los tres sitios.	26
Figura 9. Correlación lineal entre la biomasa de los rizomas y la biomasa del folio vivo <i>H. wrightii</i> en los tres sitios.	27
Figura 10. Temperatura promedio (intervalos de confianza) registrada $\pm$ en distintos meses en la Laguna de Tampamachoco.	28
Figura 11. Temperatura promedio (intervalos de confianza) registrada para los sitios de muestreo en la Laguna de Tampamachoco.	28

Figura 12. Salinidad promedio (intervalos de confianza) registrada en distintos meses en la laguna de Tampamachoco, Ver.	29
Figura 13. Salinidad promedio (Intervalos de confianza) para los distintos sitios en la Laguna de Tampamachoco, Ver.	30
Figura 14. Visibilidad promedio (intervalos de confianza) registrada en distintos meses en la Laguna de Tampamachoco, Ver.	31
Figura 15. Visibilidad promedio (intervalos de confianza) registrada en los distintos sitios de muestreo en la Laguna de Tampamachoco, Ver.	31
Figura 16. Profundidad promedio (intervalos de confianza) registrada para los distintos meses. en la Laguna de Tampamachoco, Ver.	32
Figura 17. Profundidad promedio (intervalos de confianza) para los distintos sitios en la Laguna de Tampamachoco, Ver.	33
Figura 18. Textura del sedimento presente en las distintas praderas de <i>H. wrightii</i> en la Laguna de Tampamachoco, Ver	34

## INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. ANOVA para los meses de muestreo (Mes) y para los sitios (Estación) con relación a la biomasa total, biomasa de las partes vegetativas y la densidad.	23
Cuadro 2. ANOVA para los meses de muestreo (Mes) y para los sitios (Estación) con relación a la temperatura, salinidad, visibilidad y profundidad.	33
Cuadro 3. Aspectos de la estructura de <i>H. wrightii</i> en la laguna de Tampamachoco, Ver. Se caracterizaron tres sitios por sus diferencias estructurales.	35
Cuadro 4: Ocurrencia de <i>Halodule wrightii</i> en América: localización y clima, biomasa en peso seco temperatura anual del aire y referencia (Fuente Sordo <i>et al.</i> , 2011).	38

## I. INTRODUCCIÓN

Menos del 2% de las angiospermas son pastos marinos adaptados a la vida bajo el agua (Hemminga y Duarte, 2000), que crecen en bahías, lagunas y áreas someras costeras contribuyendo a la productividad en los océanos del mundo (Short y Coles, 2001). Los pastos marinos tienen una importancia ecológica en los ecosistemas marinos y costeros. Además de ser especies pioneras al colonizar los sedimentos desnudados después de perturbaciones, especies como *Halodule wrightii* son primarias en la sucesión de los pastos marinos (Larkin *et al.*, 2008; Moreira *et al.*, 2009; Sordo *et al.*, 2011) y desarrollan densas praderas mono específicas o mixtas que soportan biomásas por encima de 500 g de peso seco por m<sup>2</sup> (g p.s. m<sup>2</sup>) (Gallegos *et al.*, 1994). También *H. wrightii* es una especie dominante en ambientes inestables (Mazzotti *et al.*, 2007), con la habilidad de proveer a otras especies recursos viables (nutrientes, refugio, alimento) usados para el desarrollo de sus procesos vitales (Carvajal-Fajardo *et al.*, 2009) y confiere complejidad estructural al hábitat, mejorando la sobrevivencia de las etapas tempranas de moluscos, crustáceos, y peces (Rooker *et al.*, 1998; Hemminga y Duarte, 2000).

La estructura (densidad, cobertura, largos de hoja), la actividad metabólica y las variaciones en la biomasa de las camas de los pastos marinos afecta la dinámica del carbono y los nutrientes (Burkholder *et al.*, 1994; Hemminga y Duarte, 2000) así como las concentraciones de oxígeno en agua y sedimentos, condicionando a

las comunidades de microorganismos bentónicos y procesos involucrados como: la mineralización de la materia orgánica, fijación de nitrógeno; importación, enterramiento y exportación de materia orgánica; desnitrificación y la regeneración de nutrientes inorgánicos, herbivoría y producción en áreas costeras (Garrieta y Hayasaka, 1982; Burkholder *et al.*, 1994; Martínez-Murillo y Aladro-Lubel, 1994; Hemminga y Duarte, 2000; Larkum *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2007; Mazzotti *et al.*, 2007).

Los pastos marinos poseen rizomas, hojas, raíces, flores y frutos (Ibarra-Obando y Ríos, 1993). Como requieren luz para la fotosíntesis, la buena calidad del agua es importante para su sobrevivencia (Gulf of Mexico Program, 2005; Larkin *et al.*, 2008). Las fanerógamas marinas de los ecosistemas costeros son susceptibles a los cambios en condiciones de turbidez, nutrientes en la columna de agua y daños físicos, esta susceptibilidad se ve reflejada en la biomasa, densidad y distribución de los pastos, por lo que han sido buenos indicadores de la condición de ecosistemas costeros (Herrera-Silveira, 2009; Bologna y Sinnema, 2012), pudiéndose utilizar de manera efectiva para la observación y detección de anomalías de éstos mismos (Fonseca *et al.*, 2007; Mazzotti *et al.*, 2007).

Sin embargo, debido a que las variables de estructura y la biomasa responden de manera específica a las variables ambientales dominantes de cada ecosistema, establecer valores o condiciones de referencia generales puede ser inapropiado para el diagnóstico y las propuestas de acciones de manejo; por lo que al igual

que la hidrología, la caracterización de la VAS de las lagunas costeras debe ser sitio-específica (Fonseca *et al.*, 2007; Herrera-Silveira, 2009).

Para contar con un diagnóstico de la salud de las lagunas costeras, y verificar el éxito de las estrategias de manejo (pesquerías, acuicultura, recreación, dragados, descargas, deforestación, reforestación, conservación), es necesario desarrollar investigaciones que proporcionen las bases científicas para asegurar que se mantenga el buen funcionamiento de las propiedades de las lagunas costeras (productividad, dinámica de nutrientes, variabilidad), las que favorecen los servicios ambientales (calidad de hábitat, calidad del agua) indispensables para continuar utilizando estos ecosistemas (Mazzotti *et al.*, 2007; Herrera-Silveira, 2009).

El declive en los pastos marinos es cada vez más ocurrente en aguas someras, cálidas y regiones tropicales del mundo y suele ser el resultado del aporte antropogénico de nutrientes, enfermedad y el generalizado desarrollo costero. El problema que encara el manejo costero se relaciona con minimizar pérdidas e incrementar la cobertura de los pastos marinos a través de esfuerzos de restauración (Bologna y Sinnema, 2012). Para minimizar este declive es cada vez más importante que las extensiones de las poblaciones de pastos marinos sean cuantificadas y monitoreadas, por lo tanto los datos de distribución y biomasa son vitales para los esfuerzos de manejo de estas praderas (Peneva *et al.*, 2008).

Fonseca *et al.* (2007) recomiendan establecer los requisitos de hábitat de cada especie de pasto marino basándose en la susceptibilidad de éste al ser perturbados por botes, dragados y pesca afectando la cobertura y productividad de éste recurso.

La biomasa de los pastos marinos brinda complejidad estructural como hábitat, y es muy importante para determinar la sobrevivencia de los organismos de poblaciones nuevas, ya que contribuye a la sobrevivencia de los juveniles al disminuir la vulnerabilidad de las presas, la cual decrece al aumentar la complejidad del hábitat, por consiguiente existe una relación positiva entre la densidad de la ictiofauna y la biomasa del pasto marino en ambientes naturales (Rooker *et al.*, 1998).

A pesar de su contribución a la productividad, protección, biodiversidad y recursos pesqueros, poco se sabe de los patrones de distribución, fenología y variación en la biomasa de las praderas de *Halodule wrightii* en la Laguna de Tampamachoco y zonas aledañas. Por lo tanto en este estudio se plantea estudiar algunos aspectos de la estructura, biomasa y distribución de esta especie.

## II. ANTECEDENTES

A pesar de que las praderas de pastos marinos soportan altos niveles de biomasa las cuales promedian 460 g p.s. m<sup>2</sup>, el área de estas es difícil de estimar, a diferencia del fitoplancton y los manglares, ya que las técnicas satelitales muchas veces no las detectan siendo escasos los estudios que muestren las áreas de distribución de las praderas de manera precisa, y por lo tanto se dificulta estimar la cobertura (Hemminga y Duarte, 2000; Short y Coles, 2001; Peneva *et al.*, 2008).

El patrón típico estacional de la biomasa y la temperatura en los pastos marinos está ligado a la energía solar con un fuerte incremento en primavera, con valores cúspides en los meses de verano (trópico > 300 g ps. m<sup>2</sup>, subtropical > 100 g ps. m<sup>2</sup>) con un subsecuente decremento en otoño e invierno (Gallegos *et al.*, 1999; Hemminga y Duarte, 2000; Fonseca *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2007; Larkin *et al.*, 2008; Herrera-Silveira, 2009; Moreira *et al.*, 2009; Sordo *et al.*, 2011). Las condiciones más estables de temperatura y luz en las regiones tropicales se reflejan en una biomasa uniforme a lo largo del año (Duarte, 1989; Kowalski *et al.*, 2009; Sordo *et al.*, 2011).

Entonces los estudios de los requerimientos de hábitat de los pastos marinos tienen un enfoque en la disponibilidad de la luz en la columna de agua y los parámetros benthicos que modifican la claridad del agua y aportan nutrientes (Li *et al.*, 2007; Mazzotti *et al.*, 2007), así se ha encontrado que el uso del pasto marino

como indicador de la calidad del agua costero y marina en proyectos de restauración y manejo es apropiado (Fonseca *et al.*, 2007; Lirman *et al.*, 2008; Herrera-Silveira, 2009).

Los pastos marinos tienen una tolerancia muy limitada y relacionada con los factores ambientales que determinan su distribución y sobrevivencia (Lirman *et al.*, 2008; Moreira *et al.*, 2009), sin embargo existen diferencias entre las especies de pastos marinos como *Halodule wrightii*, considerado pionero en la sucesión de pastos (Hemminga y Duarte, 2000), reportado con abundancia en áreas tropicales con enriquecimiento de nutrientes e hipertróficas por encima del pasto marino tropical más esparcido *Thalassia testudinum* (Burkholder *et al.*, 1994; Herrera-Silveira, 2006; Sordo *et al.*, 2011). *H. wrightii* tolera, en buena medida, las variaciones en la salinidad 3.5-44 ppt con un óptimo arriba de 20 ppt y su temperatura idónea está entre 20-26 °C. (Mazzotti *et al.*, 2007).

Conceptos como ecosistemas marinos y costeros se están redefiniendo (Nagelkerken, 2009). Dentro del área costero-marina se distinguen tres ecosistemas con alto valor ecológico: pastos marinos, manglares y arrecifes coralinos (Peresbarbosa-Rojas, 2005). La necesidad de preservarlos es clara, pero para el manejo, la perspectiva de su conectividad es difícilmente tomada en consideración y se enfocan en estudios simples, evidenciando que cuando estos ecosistemas concurren juntos existen interacciones considerables (Nagelkerken, 2009).

Citando un ejemplo el bosque inundado de *Rhizophora mangle* tiene peces y cangrejos residentes y transitorios, similares a los de algunas otras áreas, como los pastos marinos donde las camas de estas angiospermas son el hábitat principal para camarones y cangrejos, en tanto las raíces zancas y los neumatóforos del manglar deben servir como auxiliares para la variedad de funciones de los peces e invertebrados (Dawes *et al.*, 2004; Lirman *et al.*, 2008). En otro ejemplo, para peces como *Archosargus probatocephalus* en el hábitat con pastos marinos (*Ruppia maritima*), en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, y durante la época de secas se reportó un predominio de los juveniles, quienes mostraron mayor consumo de invertebrados como copépodos y peracáridos, mientras que en el hábitat sin vegetación acuática sumergida (VAS) y durante la época de lluvias predominaron etapas adultas, los cuales consumieron más plantas y detritus (Castillo-Rivera *et al.*, 2007).

Entonces las áreas de pastos marinos en las lagunas costeras representan ecosistemas de gran importancia en términos de biodiversidad donde muchas especies se ven beneficiadas.

Se registraron nueve especies de ciliados sésiles epibiontes de las hojas y 17 libres nadadores asociados al pasto marino *Halodule* sp. en la Laguna de Tamiahua, México, dónde el número máximo de especies de ciliados coincide con la mayor biomasa del pasto marino (Martínez-Murillo y Aladro-Lubel, 1994).

En otro estudio se estableció la dominancia y ocurrencia de decápodos asociados al pasto marino en Tampamachoco reportando a *Litopenaeus setiferus*, *Farfantepenaeus duorarum*, *F. aztecus*, *Palaemonetes pugio*, *Callinectes sapidus* como especies dominantes y *C. similis*, *Hippolyte pleurocanthus* aparece como marginalmente dominante (Meraz, 1997).

Para el sistema lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz reportaron que con el inicio de la temporada de lluvias y la dinámica ambiental (disminución de la salinidad, el incremento en los aportes epicontinentales y la profundidad), la densidad de los crustáceos peracáridos (anfípodos, isópodos y tanaidáceos) se favoreció al incrementarse la producción de biomasa del pasto marino *R. maritima*, a diferencia de la temporada de nortes y secas donde decrece la densidad de peracáridos en todo el SLA, producto de la disminución en la biomasa foliar de *R. maritima* y el aumento en la salinidad dentro del sistema (Winfield *et al.*, 2007). Para este mismo sistema, en Laguna Camaronera al sur de Veracruz la variedad del alimento registrada para las 35 especies de peces estudiadas muestra pequeñas diferencias estacionales, donde los anfípodos, poliquetos, carídeos y copépodos, el pasto *R. maritima* y detritus son los “ítems” que mantienen la mayoría de la ictiofauna en la laguna (Carvajal-Fajardo *et al.*, 2009).

Debido al importante papel que la biomasa de las praderas de VAS desempeñan como áreas de crianza, al registrar un alto número de juveniles de especies con dependencia estuarina que ingresan a estos sistemas. Se reportaron ensambles

más dinámicos de peces entre hábitats que nictimeralmente en dos lagunas costeras una en Yucatán (Arceo-Carranza *et al.*, 2010) y otra en Quintana Roo (Morales-López *et al.*, 2007)

Para los patos “cabeza roja” *Anythya americana* las camas del pasto marino *H. wrightii* sostienen al 75% de la población de estos visitantes invernales en la Laguna Madre, Texas y en el estuario de Chandeleur Luisiana, el pasto marino es el alimento primario (74% masa seca) de su dieta y en menor proporción (21%) son moluscos asociados al pasto marino (Michot *et al.*, 2008). Al transportar los rizomas y promover la clonación de *H. wrightii* en la Laguna Madre, se sugiere que *A. americana* y las embarcaciones son vectores de su propagación genética (Larkin *et al.*, 2008).

La sedimentación aunado a una buena irradiación, temperatura y salinidad, así como aportes moderados de materia orgánica favorece el establecimiento de aquellas especies que se propagan por rizomas como los pastos marinos (Moreira *et al.*, 2009), sin embargo se han encontrado diferencias morfológicas relacionadas con la textura del suelo como el pasto marino *Thalassia testudinum* donde se detectó mayor biomasa foliar en sedimentos finos con alto contenido en materia orgánica, más raíces en sedimentos arenosos que lodosos y un mayor desarrollo de rizomas en sedimentos carbonatados y arenas medias y gruesas con bajo contenido en materia orgánica (Nielsen-Muñoz y Cortez, 2008).

### III. OBJETIVOS

#### General

Caracterizar las praderas del pasto marino *Halodule wrightii* Ascherson (1868) en la laguna de Tampamachoco, Veracruz, con base en la cobertura, biomasa, densidad y textura del sedimento contribuyendo al diagnóstico, observación y detección de anomalías del sistema estuarino de Tuxpan.

#### Particulares

- Medir la cobertura del pasto *H. wrightii* en la laguna de Tampamachoco.
- Cuantificar la biomasa total, foliar, de los rizomas y de las raíces así como la densidad de brotes y el índice A/E (Abajo y encima del suelo) de las distintas praderas.
- Medir variables físico-químicas de la columna de agua (temperatura, salinidad, visibilidad, profundidad) y determinar la textura del suelo en las praderas.
- Determinar las posibles relaciones entre las distintas variables con la distribución y biomasa de *H. wrightii* en la Laguna de Tampamachoco.
- Consolidar el primer registro descriptivo del ecosistema del pasto marino *H. wrightii* en la Laguna de Tampamachoco.

#### IV. ÁREA DE ESTUDIO

La laguna de Tampamachoco (Fig. 1) se caracteriza por presentar un sustrato limo-arcilloso y como un cuerpo acuático que tiene una marcada influencia mareal constituyéndola con características hidrológicas marinas con influencia de agua dulce proveniente principalmente del Río Tuxpan; el área del sistema es de 1,500 ha (Contreras-Espinoza, 1993).

La profundidad media es de 0.6 a 0.8 m, con un canal de navegación hacia la parte oriental del cuerpo principal, con profundidad de 2.5 a 3.0 m. Paralela al canal corre una barra formada por el material extraído en los dragados. Dicha barrera tiene varios islotes que al igual que los márgenes están cubiertos por manglares (De la Lanza-Espino *et al.*, 1998).

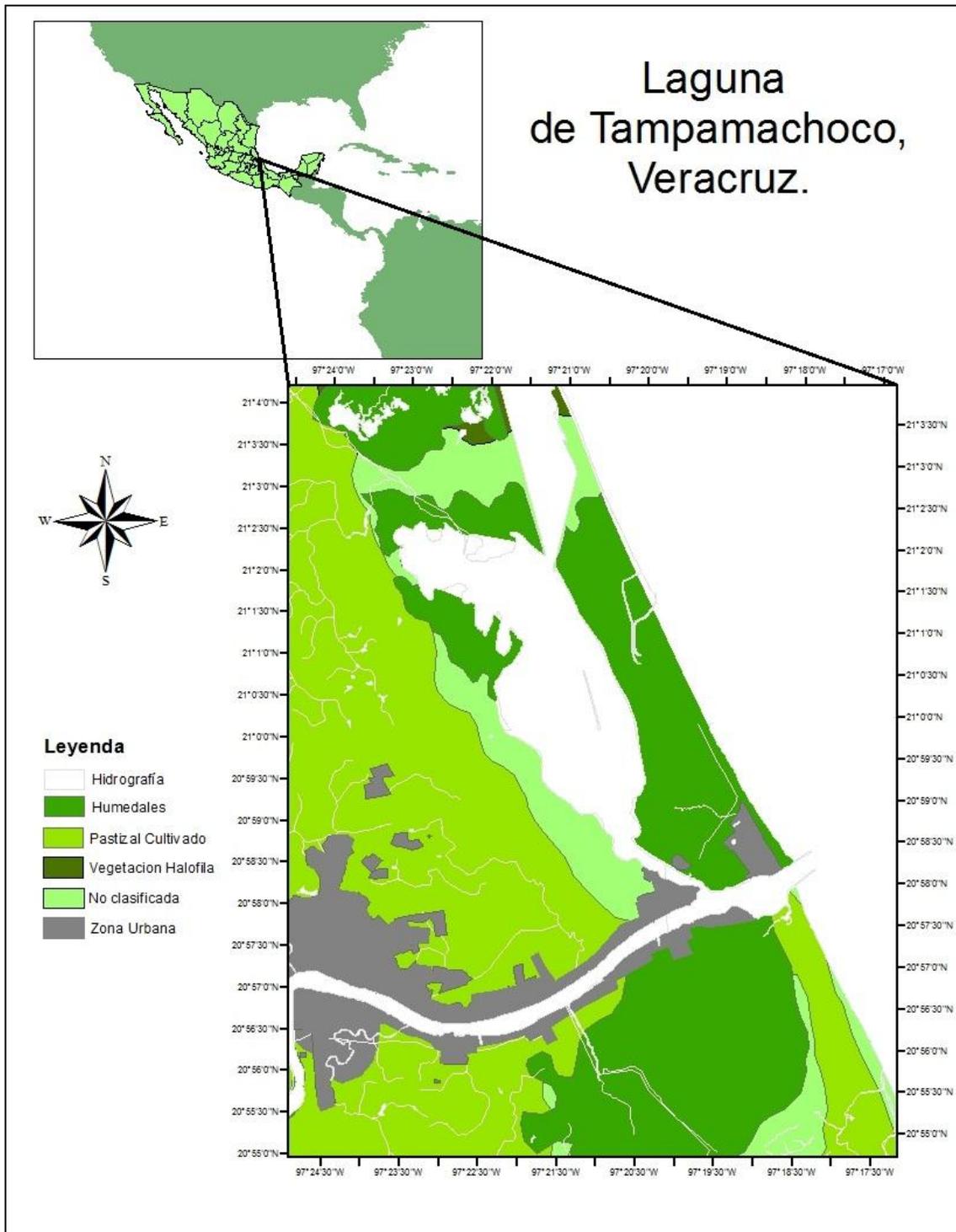


Figura 1 Laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz, México.

En la laguna se manejan distintas actividades pudiéndose mencionar:

- a) Pesca artesanal, sobre botes con motores fuera de borda; donde se utiliza “la atarraya” como arte predilecta seguida de la red de cerco para la captura de peces, donde también se encuentra el uso de anzuelos; para los ostiones se maneja “la restinga” (concha de ostión que incluye el triturado) considerada acuicultura extensiva donde la utilización de “gafas” facilita su colecta; el caracol se colecta de forma manual siguiendo las huellas nadando o arrastrándose en su defecto; para la colecta de camarón se utilizan trampas elaboradas con varas y malla a manera de embudos; para la colecta de jaiba se utilizan aros metálicos con malla y boyas de referencia (“Jaiberos”) y lanzas.
  
- b) Servicios turísticos, con una zona restaurantera litoral y embarcaciones pequeñas para paseos recreativos, ubicados en la parte occidental de la boca de la laguna.
  
- c) Asentamientos urbanos en ambos litorales (oriental y occidental) próximos a la boca.
  
- d) Actividad industrial donde la planta termoeléctrica Adolfo López Mateos se encuentra ubicada en la parte oriental sobre el cuerpo central de la laguna, y con torres atravesándola en su eje transversal; esta planta consume anualmente alrededor de 3.7 millones de m<sup>3</sup> de combustóleo y libera a la

atmósfera 257,000 ton/año de SO<sub>2</sub>, 22,000 ton/año de NO<sub>x</sub> y 17,000 ton/año de partículas primarias (PM<sub>10</sub><sup>1</sup>), donde la modelación de contaminantes indica una mayor contaminación hacia la zona sur, oriental y nororiental de ésta (Fernández-Bremauntz *et al.*, 2003); por otro lado, existen embarcaciones petroleras de PEMEX ubicadas en la bocana próxima también a la refinería y empresas de servicios marinos y portuarios.

- e) Dragado del canal de navegación propio de la laguna, que conecta dentro de un mismo sistema, a tres lagunas costeras, que mencionadas de sur a norte son Tampamachoco, Tamiahua y Pueblo Viejo; también existe actividad de dragado en el Río Tuxpan, este para facilitar el tránsito portuario del comercio marítimo (Administración Portuaria Integral de Tuxpan, 2009).

## V. MATERIAL Y MÉTODOS

### 5.1. Trabajo de campo

En primer lugar se ubicaron las distintas praderas para generar un mapa utilizando la técnica propuesta por Short y Coles (2001) implementando la utilización de un periscopio invertido de Sel, dada la escasa visibilidad de la laguna, el periscopio invertido consiste en un tubo de PVC de 4 pulgadas (10.16 cm) y 2 m de largo con un cristal en uno de sus costados para facilitar la observación del fondo. Para ubicar las praderas y el registro de datos se utilizó una embarcación pequeña con 3 m de eslora y un motor fuera de borda de 12 Hp. Para facilitar la entrada a zonas demasiado someras se levantó el motor y se utilizó remo y canaleta. El área de distribución se trazó colocando estacas de otate (bambú) en las curvas de inflexión de los polígonos de las praderas y tomando lecturas de estos puntos con un GPS marca Garmin GPSMap 60CSx.

Para los estudios de biomasa del pasto marino se utilizó la metodología de Short y Coles (2001), para esto se colectaron muestras con un nucleador tipo Corer el cual consistió en un cilindro de PVC con un área de muestreo de 0.0324 m<sup>2</sup> y 50 cm de largo, con un tubo metálico atravesado a los 35 cm a manera de manubrio y adaptando un recipiente plástico (cubeta) a manera de tapón, el cual se enterró hasta 30 cm. Las plantas fueron enjuagadas *in situ* sobre un tamiz de 2 mm de

malla para liberarlas del sedimento y transportadas al laboratorio en bolsas plásticas sobre hielo.

Para la toma de parámetros físico-químicos se determinaron siete sitios de muestreo (Fig. 2) ubicando tres puntos sobre las praderas (Boquitas, Villas y Amasal), dos puntos como comparativos de éstas (CompVill y CompAma) y un punto en cada boca (BocaRío y BocaCanales). Los parámetros físico-químicos se registraron en los siete puntos con la ayuda de un medidor multiparamétrico HANNA modelo H28 de donde se obtuvieron los valores de salinidad y temperatura superficial; la visibilidad se midió con un disco de Secchi con 20cm de diámetro; la profundidad con un tubo metálico de 1.80 m de largo y profundidades mayores a 1.80 m con una sondaleza tipo plomada de 300 g de peso; también se reportaron condiciones ambientales y faunísticas durante la toma de datos.

La obtención de la muestra, para el análisis granulométrico del suelo se obtuvo con el mismo nucleador Corer enterrado a 30 cm y decantando el exceso de agua en cuatro puntos aleatorios, tomando con un raspado fino la porción central del núcleo y homogenizándolo en una bolsa plástica para transportarse en hielo y debidamente etiquetado para su secado y análisis en el laboratorio.

## 5.2. Trabajo en el Laboratorio

Para la densidad de brotes se extendieron las plantas contenidas en un núcleo y se contaron los brotes, sabiéndose que *H. wrightii* presenta de 1 a 3 folios por brote (Short y Coles, 2001).

Para el estudio de la biomasa se separaron las partes de la planta: donde en la fracción por debajo del sedimento se separaron los rizomas y las raíces; y en la fracción por encima del sedimento las vainas con folios verdes y los folios secos, no se encontraron flores ni frutos. Tanto para la separación de los folios, como para la longitud de éstos se partió la base de la vaina y se midió hasta el ápice. Cuando los folios presentaron epífitas incrustantes, estas se liberaron sometiéndolas a un raspado superficial con navaja, procurando no dañar la superficie. Terminado esto los rizomas, raíces, folios verdes y folios secos se secaron en horno a 60 °C hasta su peso constante (36 h aprox.). Se registró el peso seco de las distintas partes con una báscula analítica grado 0.0001 g (Gallegos *et al.*, 1994; Short y Coles, 2001).

Para el análisis granulométrico el sedimento se re-homogenizó y se secó en horno a 60 °C hasta obtener un peso constante, se pesaron 200 g (100 %), se lavó con agua en abundancia sobre el tamiz de 0.066 mm para obtener la fracción de lodos (limos y arcillas), se volvió a secar nuevamente hasta peso constante a 60 °C y se tamizó en seco por mallas de 2 mm, 0.50 mm, 0.25 mm, 0.125 mm hasta 0.066 mm y se pesaron las fracciones correspondientes a cada tamaño de partícula (Nielsen y Cortez, 2008; Bologna y Sinnema, 2012).

### **5.3. Análisis de datos**

Para la estimación de la cobertura y la elaboración del mapa se utilizó el software ArcGis 9.3 y su herramienta ArcMap, que permite estimar las áreas de los polígonos.

Para reportar la biomasa en g p.s.  $m^2$  se extrapolaron los datos de 0.0324  $m^2$  área del nucleador a 1  $m^2$ , de igual manera se extrapolaron los número de brotes para obtener la cantidad a 1  $m^2$ . Estos resultados fueron analizados para los distintos meses de muestreo.

La biomasa (g p.s.  $m^2$ ) así como los parámetros fisicoquímicos registrados se analizaron a través del análisis multivariado: prueba de ANOVA para ver diferencias en la biomasa total y de las distintas partes de la planta, entre las variables hidrológicas y entre la textura del suelo de las praderas; prueba Tukey para ver en que sitios radicaban las diferencias; regresiones lineales para identificar relaciones entre la biomasa de las partes de la planta y con las variables fisicoquímicas; el índice A/E entre la fracción por abajo y encima de la planta; la textura del suelo con el diagrama ternario Grava-Lodo-Arena (Folk, 1980) .

## VI. RESULTADOS

### 6.1. Distribución y cobertura en la laguna de Tampamachoco.

La distribución de las praderas de *Halodule wrightii* en la Laguna de Tampamachoco se presentan en la Fig. 2, abarcó una superficie total de 52,987.3 m<sup>2</sup> (aprox. 5.3 ha) que constituye el 0.35% de cobertura del cuerpo lagunar; se distinguieron tres sitios con presencia de pasto marino y se usaron los nombres que los lugareños les confirieron que son: (1) “Amasal” en el margen occidental con un área de 35,846.7 m<sup>2</sup> siendo la más grande con el 67.65% y la más productiva con 285 g p.s m<sup>2</sup>; (2) “Boquitas” situándose como la más cercana a la boca de la laguna con el río y el mar, su área estimada es de 7,601.6 m<sup>2</sup> que corresponden al 14.35% de las praderas quedando expuesta durante la bajamar (3) y por “Villas” con proximidad a la boca pero colindando ya con el cuerpo principal de la laguna, con un área estimada de 9,539 m<sup>2</sup> siendo el 18%, todas estas salvaguardadas junto a litorales poblados con bosque de mangle rojo *Rhizophora mangle*.

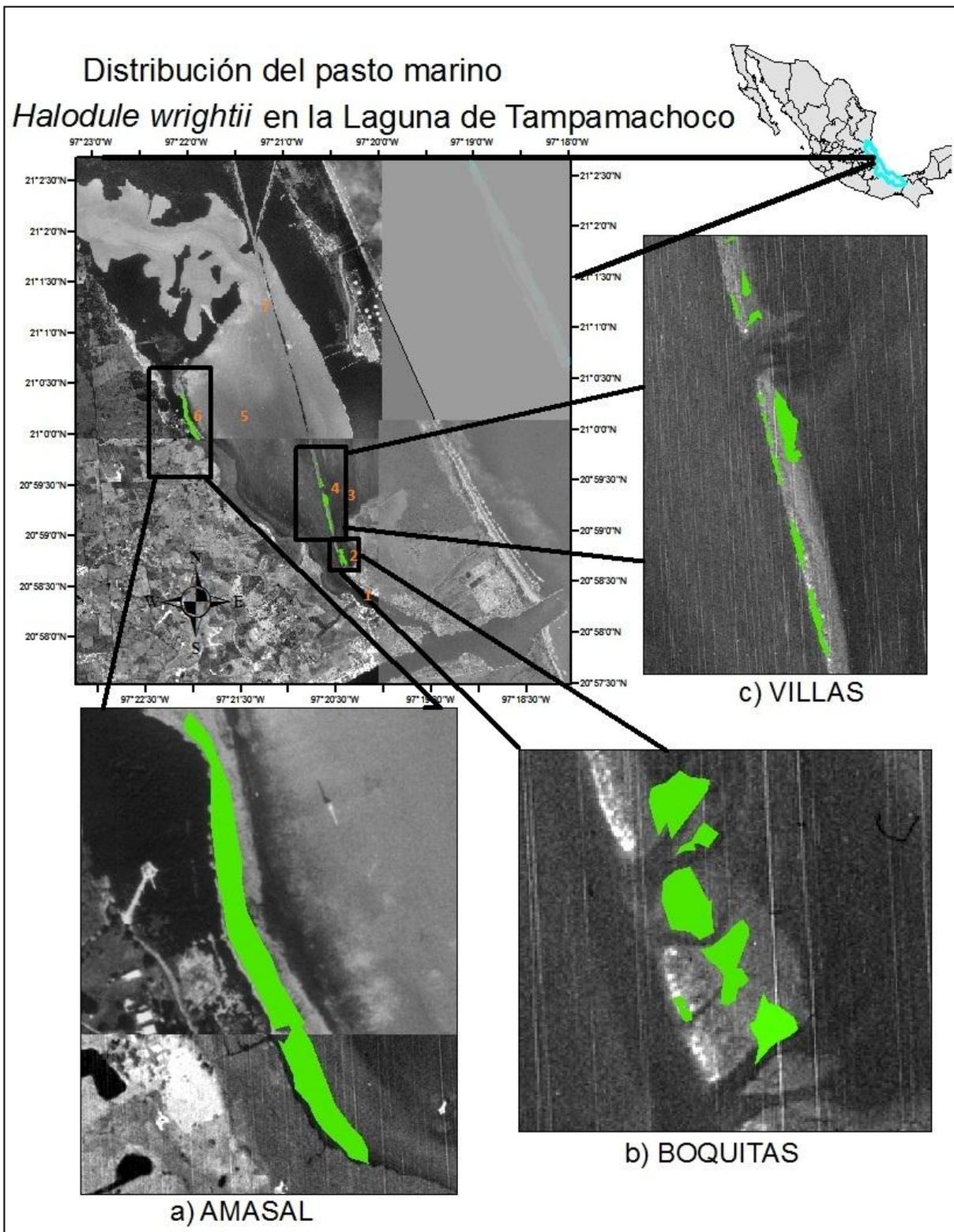


Figura 2. Distribución de las praderas de *Halodule wrightii* y sitios de muestreo en la laguna de Tampamachoco.

## 6.2. Biomasa de *Halodule wrightii*

La biomasa total medida para los meses de muestreo no presentó diferencias estadísticamente significativas (Fig. 3 y Cuadro 1. ANOVA  $F_{9,17}=1.89$ ;  $P=0.122$ ) pudiéndose considerar homogénea a lo largo del periodo estudiado. Con estos datos la laguna de Tampamachoco sostiene una productividad total promedio del pasto marino *H. wrightii* de 11,077,326.79 g p.s. (gramos de peso seco) hasta el último mes estudiado que corresponde a mayo del 2013.

No obstante, las diferencias radicaron entre los distintos sitios estimando una biomasa total media de 253.03 g p.s.m<sup>2</sup> para el Amasal situándolo como el más productivo, 146.56 y 93.61 g p.s.m<sup>2</sup> para Boquitas y Villas respectivamente (ANOVA  $F_{2,17}=42.81$ ;  $P<0.01$ ; Cuadro 1, Fig. 4). Los tres sitios son diferentes entre ellos.

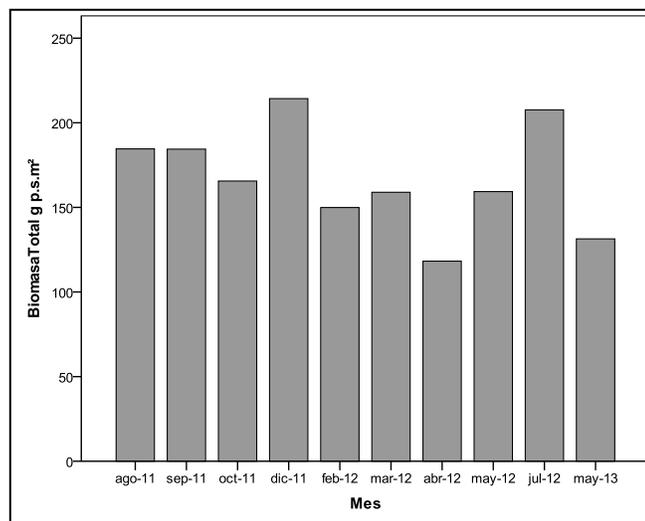


Figura 3. Biomasa total de *H. wrightii* para distintos meses muestreados en la Laguna de Tampamachoco, Tuxpan Ver.

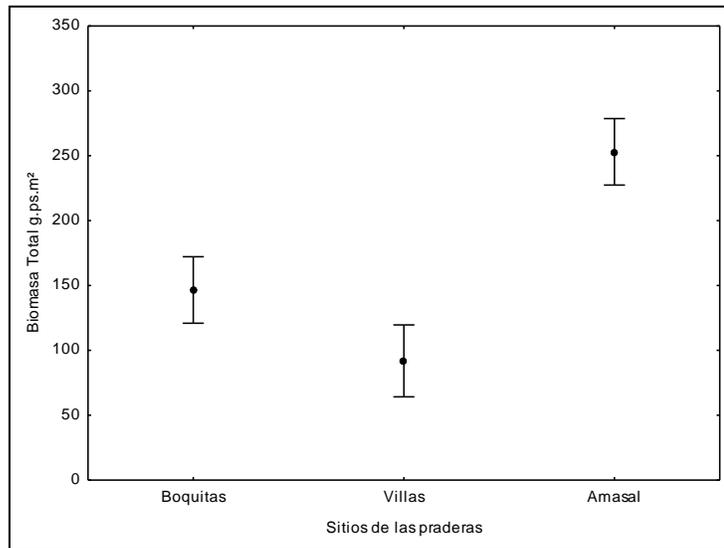


Figura 4. Biomasa total media (intervalos de confianza) por sitio para *H. wrighti* de la Laguna de Tampamachoco Ver.

Con respecto al folio seco las diferencias existentes radican en el Amasal con una biomasa de folio seco promedio de 34.36 g p.s.m<sup>2</sup> diferenciándolo de Boquitas y Villas con biomasa de 5.53 y 7.09 g p.s.m<sup>2</sup> respectivamente, indicando una tasa de renovación mayor (Cuadro 1). Entre los meses no se registraron diferencias.

Para la biomasa del folio vivo y de las raíces las diferencias fueron significativas entre los sitios (Cuadro 1 ANOVA  $F_{2,17}=20.42$ ;  $P<0.01$  y  $F_{2,17}=27.43$ ;  $P<0.01$  respectivamente). La biomasa promedio del folio vivo fue de 47.87, 29.31 y 16.51 g p.s.m<sup>2</sup> para Amasal, Boquitas y Villas respectivamente y para las raíces en el mismo orden 74.24, 51.83 y 20.53 g p.s.m<sup>2</sup>. Las diferencias entre los meses no fueron significativas (Cuadro 1).

En cuanto a los rizomas también se registraron diferencias entre los sitios y entre los meses (Cuadro 1 ANOVA  $F_{2,17}=16.20$ ;  $P<0.01$  y  $F_{9,17}=3.21$ ; 0.018 respectivamente). Entre los sitios Boquitas y Villas la cantidad de rizomas fue similar mientras que en el Amasal esta fue mayor. Para los meses la diferencia fue entre diciembre del 2011 con una biomasa promedio de 108.86 g p.s.m<sup>2</sup> y mayo del 2013 con un biomasa promedio de 37.05 g p.s.m<sup>2</sup>.

Cuadro 1. ANOVA para los meses de muestreo (Mes) y para los sitios (Estación) con relación a la biomasa total, biomasa de las partes vegetativas y la densidad.

<b>Factor</b>	<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>CM</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Biomasa total	Mes	9	2802.2	1.90	0.122
	Estación	2	63251	42.81	0.00
	Error	17	1477.5		
Folio Vivo	Mes	9	162.4	1.50	0.225
	Estación	2	2207.25	20.42	0.00003
	Error	17	168.12		
Folio Seco	Mes	9	122.449	1.67	0.174
	Estación	2	2606.89	35.52	0.000001
	Error	17	73.385		
Rizomas	Mes	9	1282.9	3.21	0.0184
	Estación	2	6474.3	16.20	0.0001
	Error	17	399.7		
Raíces	Mes	9	318.46	1.22	0.344
	Estación	2	7141.88	27.43	0.000005
	Error	17	260.38		
Brotos	Mes	9	2523766	2.42	0.056
	Estación	2	7778560	7.46	0.005
	Error	17	1042986		

Para los brotes por metro cuadrado la pradera que queda expuesta en la bajamar que corresponde a Boquitas presentó el mayor número de brotes con 4,888.9 brotes/m<sup>2</sup> seguida por Amasal y Villas con 4,030.9 y 3,059 brotes/m<sup>2</sup> respectivamente (Fig.5), existiendo diferencias entre los sitios Cuadro 1 (ANOVA  $F_{2,17}=7.46$ ;  $P=0.0047$ ). Para esta variable, el Amasal fue similar a Boquitas y a Villas y la principal diferencia radica entre Villas y Boquitas.

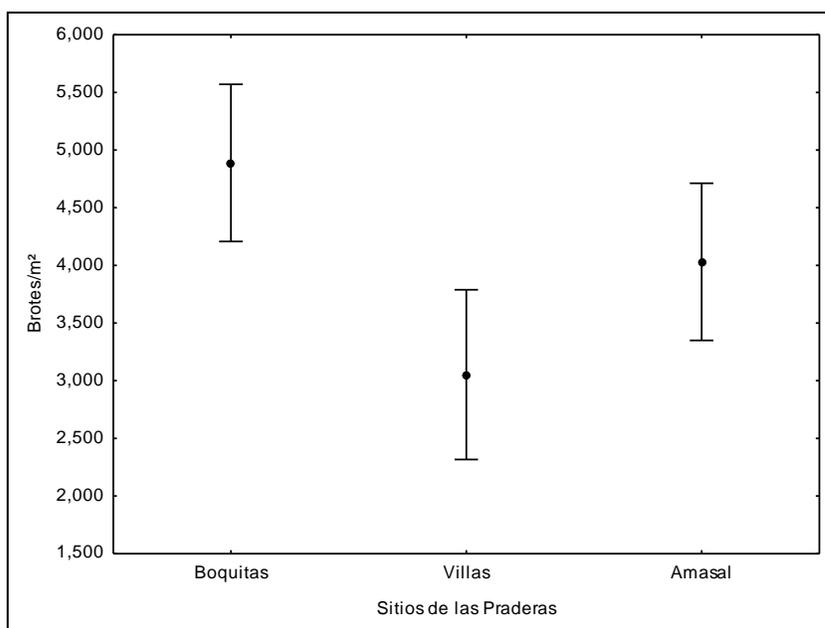


Figura 5. Densidad promedio (intervalos de confianza) de brotes de *H. wrightii* para los tres sitios estudiados en la laguna de Tampamachoco Ver.

Los datos de la longitud del folio vivo siguen el mismo orden en magnitud que la biomasa donde el Amasal presenta la mayor longitud con una media de 11 cm, seguido de Boquitas y Villas con medias de 7.1 y 6.6 cm respectivamente (Fig. 6).

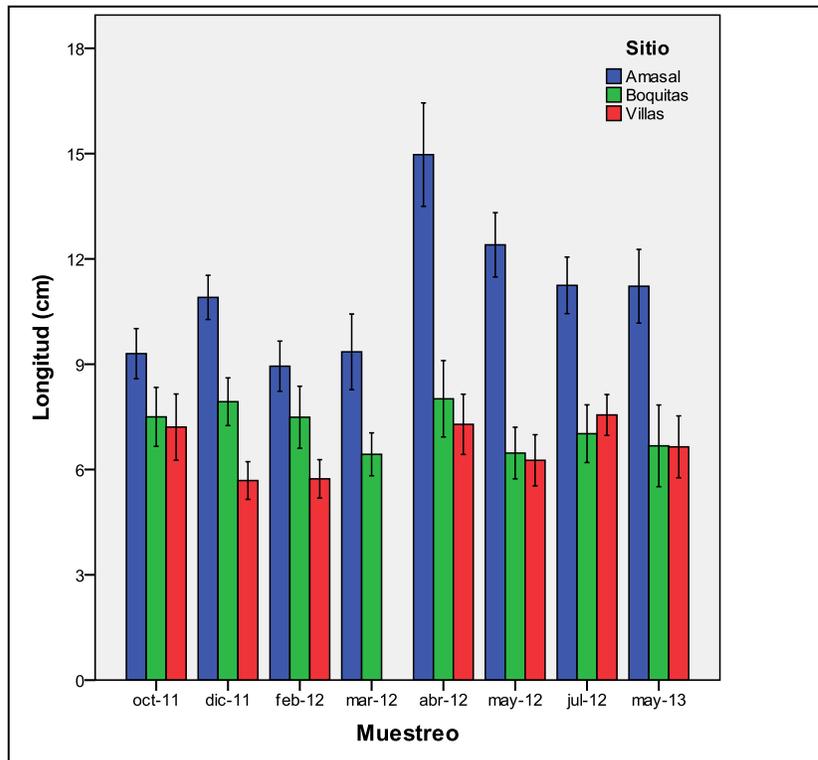


Figura 6. Longitud del folio vivo (media  $\pm$  error estándar) para los tres sitios en distintos meses.

Se detectaron correlaciones lineales estadísticamente significativas entre los rizomas y el número de brotes; entre el folio vivo y la raíz; así como entre el folio vivo y los rizomas (Figs. 7, 8 y 9). Esta se estableció de manera similar entre los tres sitios de estudio.

Con respecto al índice (A/E) donde se relaciona la parte de la biomasa por abajo del suelo (A) y la parte de la biomasa encima del suelo (E) como un indicador indirecto de la presencia de nutrientes, los valores obtenidos para los tres sitios fueron: de 2.2 para el Amasal constituyendo el sitio con mayor cantidad de nutrientes, seguido de Villas con un índice de 3 y Boquitas con 3.5.

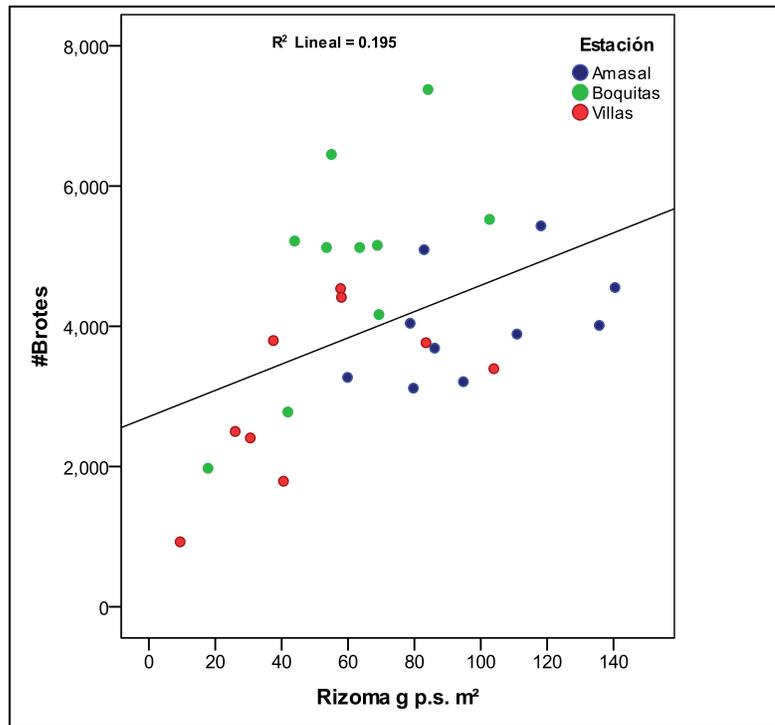


Figura 7. Correlación lineal entre la biomasa de los rizomas y el número de brotes para *H. wrightii* en los tres sitios de La laguna de Tampamachoco Ver.

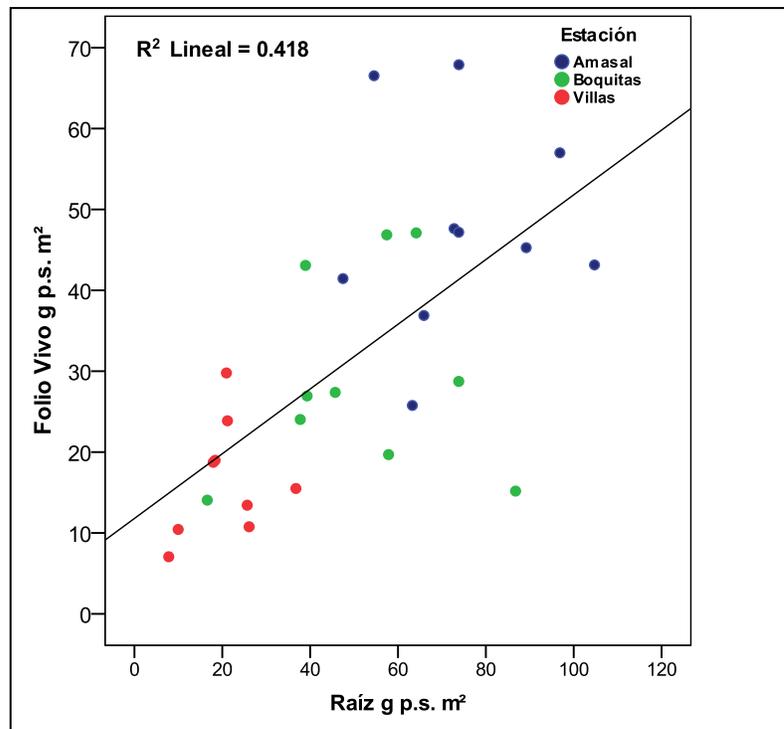


Figura 8. Correlación lineal entre la biomasa de la raíz y la biomasa del folio vivo de *H. wrightii* en los tres sitios.

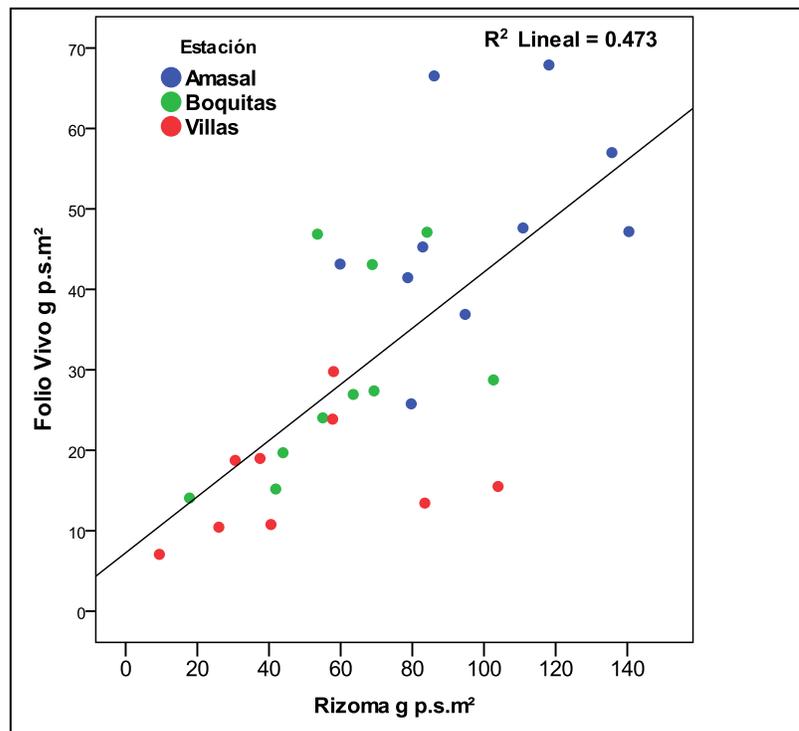


Figura 9. Correlación lineal entre la biomasa de los rizomas y la biomasa del folio vivo *H. wrightii* en los tres sitios.

### 6.3. Temperatura, Salinidad, Visibilidad y Profundidad.

Dentro de las variables hidrológicas, la temperatura superficial registrada osciló entre los 23.5 y 30.5 °C promediando 28 °C siendo significativamente diferente entre los distintos meses (ANOVA  $F_{11, 66}=55.7$ ,  $P<<0.01$ ) siendo noviembre y diciembre de 2011, y febrero de 2012 los meses con más frío al tener relación con la temporada de Nortes (Fig. 10). Con respecto a los sitios se presentó un incremento significativo de temperatura al adentrarse a la laguna donde también existen diferencias entre los sitios para este caso diferencia a la boca con el río

con un valor promedio de 26.7°C siendo el sitio de menor temperatura (ANOVA  $F_{11, 66} = 8.15, P < 0.01$ ; Fig. 11).

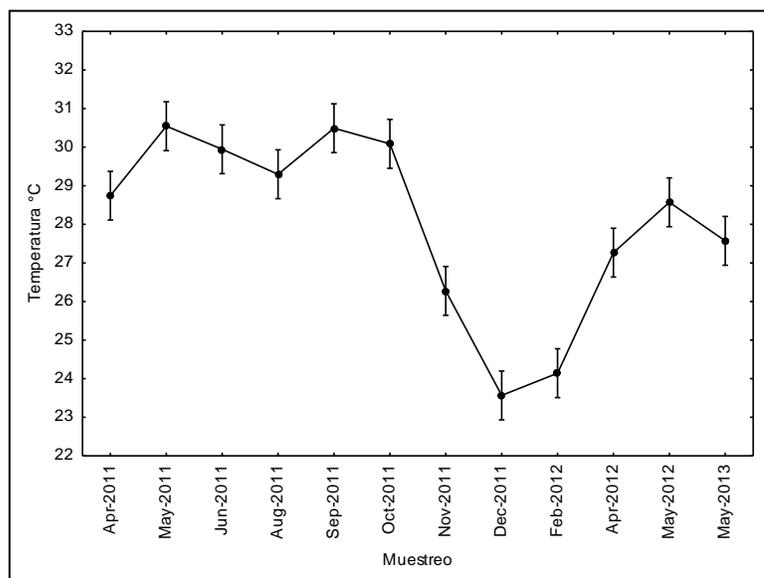


Figura 10. Temperatura promedio (intervalos de confianza) registrada en distintos meses en la Laguna de Tampamachoco.

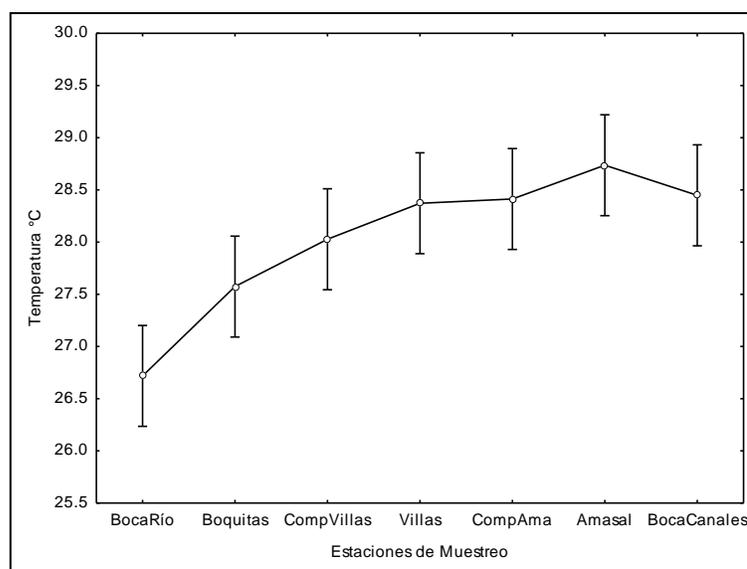


Figura 11. Temperatura promedio (intervalos de confianza) registrada para los sitios de muestreo en la Laguna de Tampamachoco.

La salinidad promedió 32.6 UPS con un mínimo de 25.3 y un máximo de 39.3 UPS, donde hay múltiples diferencias entre los distintos meses (ANOVA  $F_{11,66}=69.47$ ,  $P<<0.01$  Cuadro 2 Fig. 13), donde es importante señalar las similitudes de mayo con abril, septiembre con agosto, noviembre con diciembre y con febrero, donde se aprecian las tres temporadas propias de la zona. Entre los sitios no existen diferencias significativas (ANOVA  $F_{6, 66}= 0.23$ ,  $P= 0.9666$ ; Cuadro 2, Fig. 12).

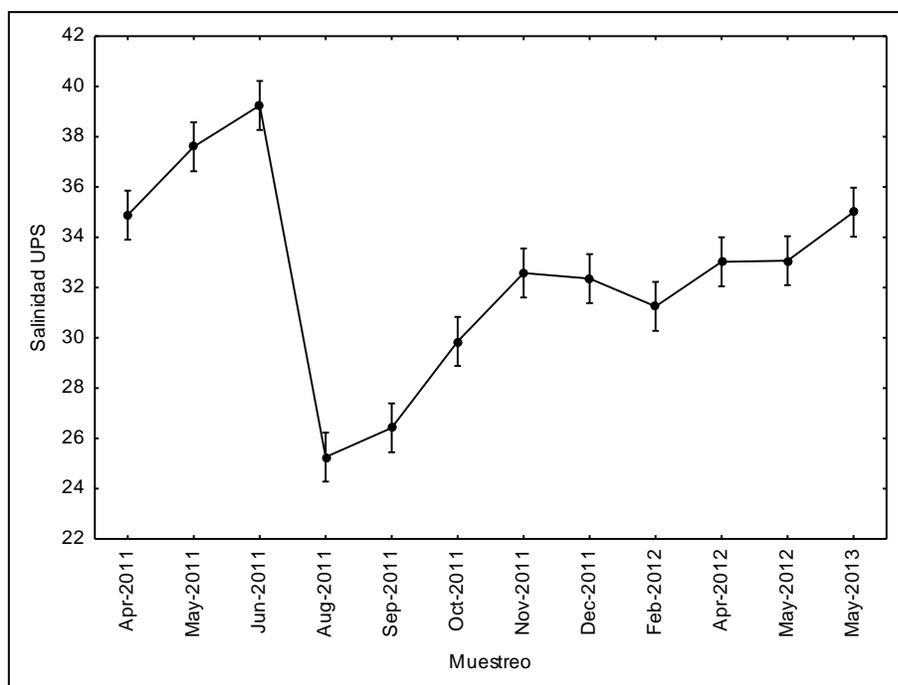


Figura 12. Salinidad promedio (intervalos de confianza) registrada en distintos meses en la laguna de Tampamachoco, Ver.

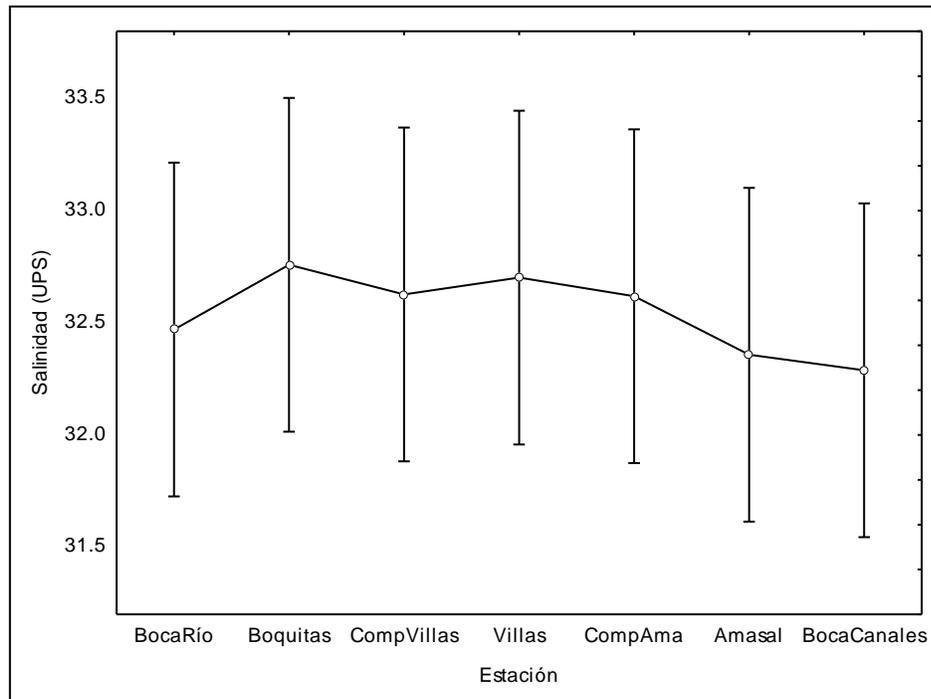


Figura 13. Salinidad promedio (Intervalos de confianza) para los distintos sitios en la Laguna de Tampamachoco, Ver.

La visibilidad promedio registrada para la laguna es de 0.45 m siendo significativamente diferente entre los distintos meses Fig. 14 Cuadro 2 (ANOVA  $F_{11, 66} = 7.22$ ,  $P < 0.01$ ) siendo diferentes agosto del 2011 (0.70 m) y abril del 2012 (0.59 m) con mayor visibilidad. También son significativamente diferentes los distintos sitios Fig. 15 Cuadro 2 (ANOVA  $F_{6, 66} = 12.05$ ;  $P < 0.01$ ) donde la diferencia radica en la boca con el río como el punto con mayor visibilidad (0.69 m).

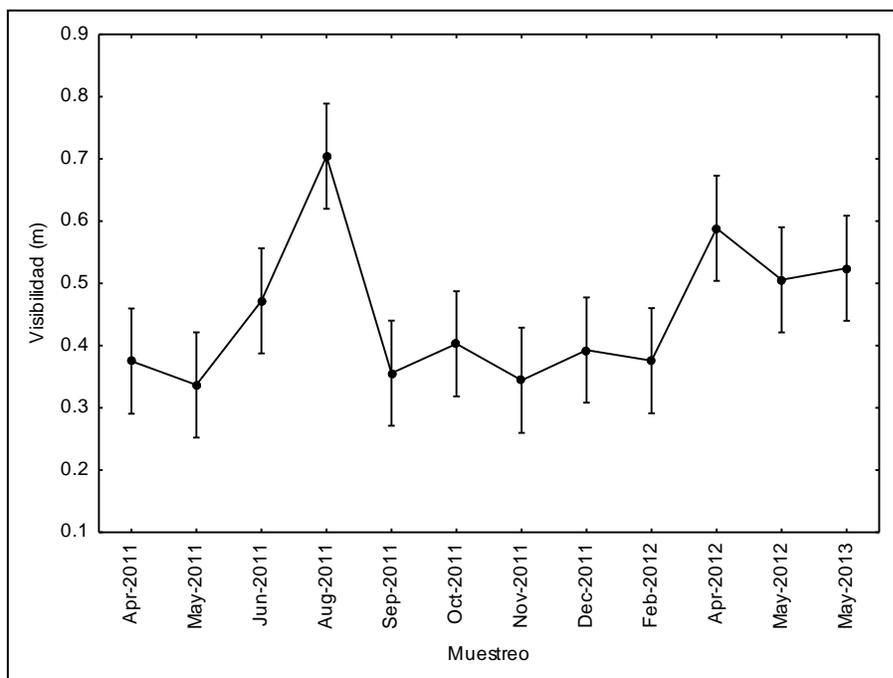


Figura 14. Visibilidad promedio (intervalos de confianza) registrada en distintos meses en la Laguna de Tampamachoco, Ver.

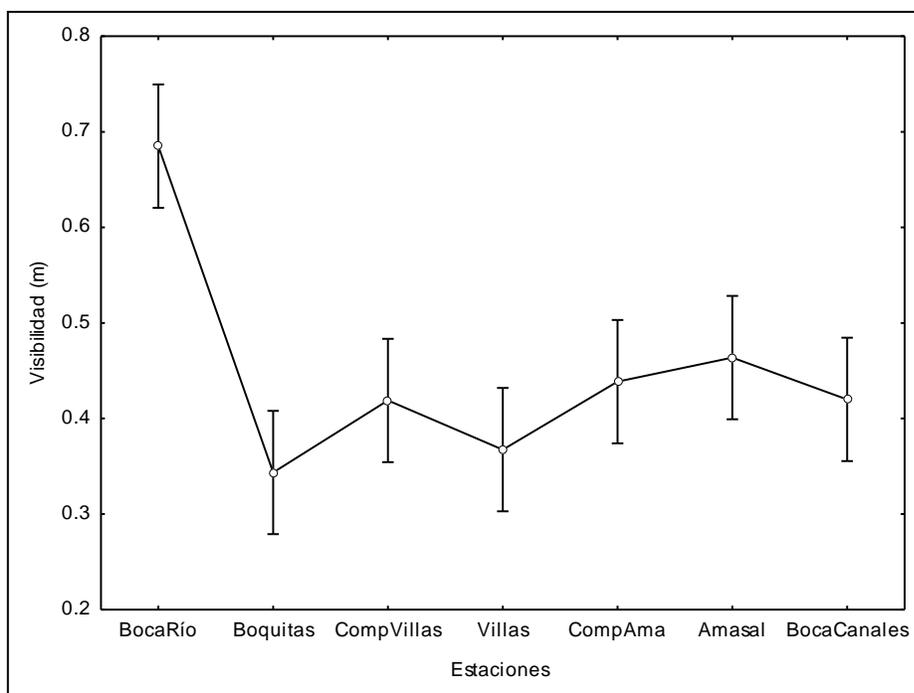


Figura 15. Visibilidad promedio (intervalos de confianza) registrada en los distintos sitios de muestreo en la Laguna de Tampamachoco, Ver.

La profundidad promedio registrada para la laguna fue de 0.79 m, la profundidad promedio para las praderas fue de 0.45 m constituyendo zonas someras. Siendo los meses significativamente diferentes Fig. 16 Cuadro 2 (ANOVA  $F_{11,66} = 2.98$ ,  $P=0.0028$ ) con múltiples diferencias debido nuevamente a la influencia mareal. Los sitios también son significativamente diferentes (ANOVA  $F_{6,66} = 23.79$ ,  $P < 0.01$ ; Fig. 17 Cuadro 2) siendo la Boca con el río con una media de 1.57 m el sitio más profundo y también diferencia a la Boca con los Canales diferente de las praderas con una profundidad de 1.05 m. Caso contrario se diferencia a Boquitas como el sitio más somero con un valor promedio de 0.38 m.

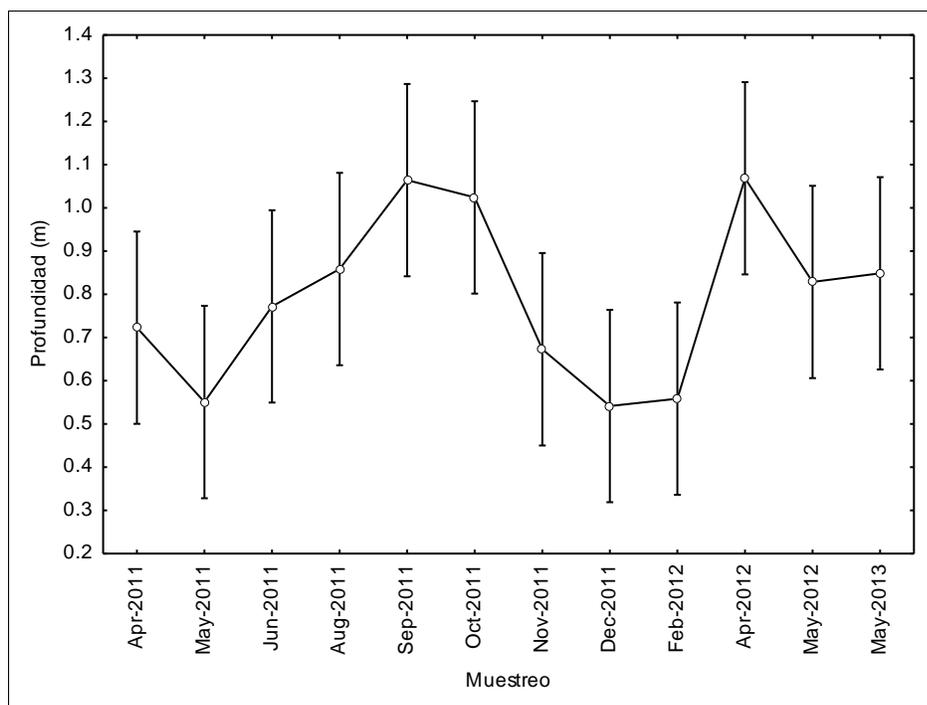


Figura 16. Profundidad promedio (intervalos de confianza) registrada para los distintos meses. en la Laguna de Tampamachoco, Ver.

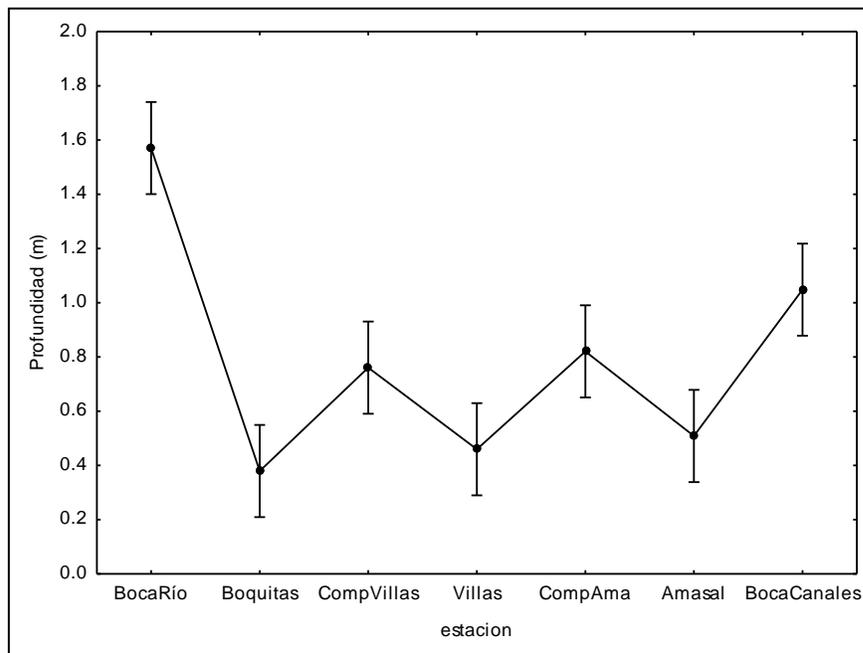


Figura 17. Profundidad promedio (intervalos de confianza) para los distintos sitios en la Laguna de Tampamachoco, Ver.

Cuadro 2. ANOVA para los meses de muestreo (Mes) y para los sitios (Estación) con relación a la temperatura, salinidad, visibilidad y profundidad.

<b>Factor</b>	<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>CM</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Temperatura	Mes	11	39.20	55.72	0.00
	Estación	6	5.73	8.15	0.000001
	Error	66	0.70		
Salinidad	Mes	11	115.83	69.47	0.000000
	Estación	6	0.38	0.23	0.966629
	Error	66	1.67		
Visibilidad	Mes	11	0.09064	7.229	0.000000
	Estación	6	0.15109	12.050	0.000000
	Error	66	0.01254		
Profundidad	Mes	11	0.25986	2.9876	0.002812
	Estación	6	2.07009	23.799	0.000000
	Error	66	0.08698		

#### 6.4. Textura del sedimento

En cuanto a la textura del sedimento tomando en cuenta la relación grava-arena-lodo tanto Boquitas como Villas presentan un suelo constituido por arena lodosa ligeramente con grava, diferente al suelo del Amasal constituido por arena con grava lodosa (Fig.18). La fracción de grava está compuesta en su mayoría por conchas de gasterópodos raspadores, también se encontró con frecuencia acumulaciones de petróleo.

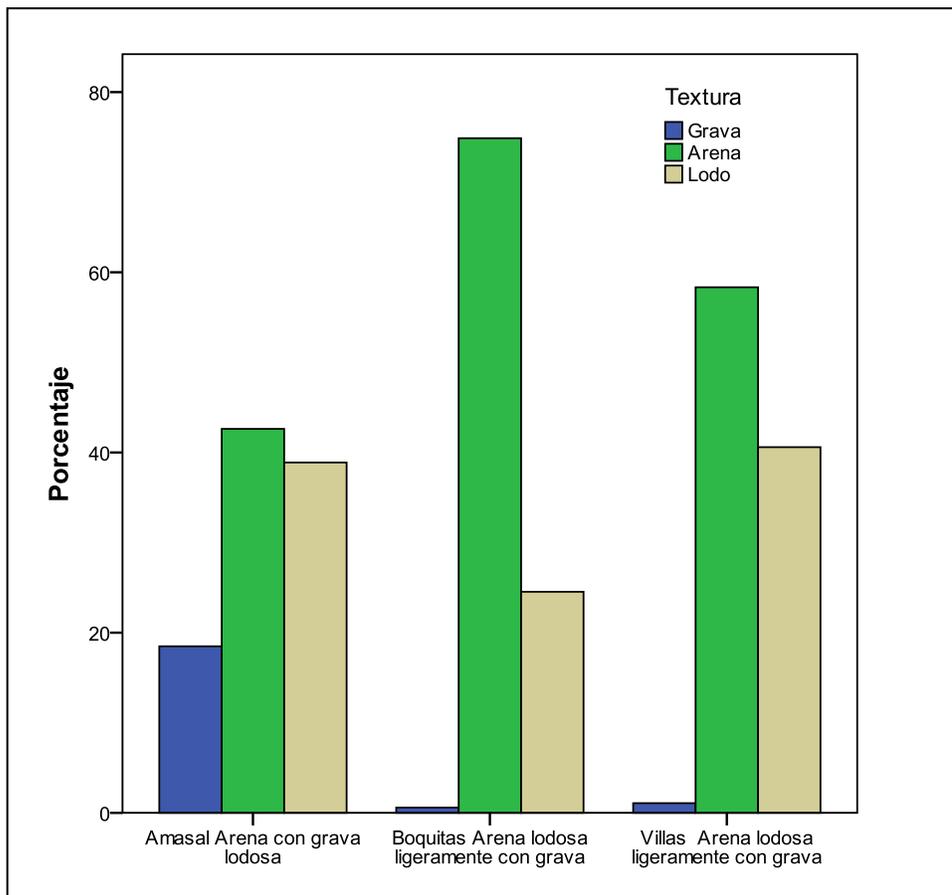


Figura 18. Textura del sedimento presente en las distintas praderas de *H. wrightii* en la Laguna de Tampamachoco, Ver.

En el Cuadro 3 se engloban los aspectos estructurales de las distintas praderas presentes en la Laguna de Tampamachoco. Donde se confirma las diferencias de los tres sitios planteados.

Cuadro 3. Aspectos de la estructura de *H. wrightii* en la laguna de Tampamachoco, Ver. Se caracterizaron tres sitios por sus diferencias estructurales.

Sitio	Boquitas	Villas	Amasal
<b>Coordenadas</b>	20°58'N, 97°20'W	20°59'N, 97°20'W)	21°00'N, 97°21'W
<b>Área (porcentaje)</b>	7,601.6 m <sup>2</sup> (14.35%)	9,539 m <sup>2</sup> (18%)	35,846.7 m <sup>2</sup> (67.65%)
<b>Biomasa (g p.s.m<sup>2</sup>)</b>	146.56	93.61	253.03
<b>Productividad (g.p.s)</b>	1,114,090.496	892,945.79	9,070,290.501
<b>Densidad (brotes/m<sup>2</sup>)</b>	4888.9	3059	4030.9
<b>Largo de Hoja (cm)</b>	7.1	6.6	11
<b>Proporción A/E+</b>	3.5	3	2.2
<b>Tipo de Suelo</b>	Arena lodosa ligeramente con grava.	Arena lodosa ligeramente con grava	Arena con grava lodosa

+Abajo/Encima

## 6.5. Observaciones de campo

Se observó la presencia constante de garzas situadas sobre la pradera de Boquitas al quedar expuesta durante la bajamar, así como huellas de mapache.

En esta misma pradera se observó a la cianobacteria *Scytonema* sp. invadiendo al pasto marino. Colonias de esta cianobacteria flotando en la laguna fueron vistas en los días más cálidos. En el mes de febrero del 2012 se observó una parvada de aproximadamente 21 patos cabeza roja (*Anythya americana*) sobre la pradera del Amasal. El caracol *Melogenia* sp. fue observado en todas las praderas, así como sus desoves, siendo más frecuente en los meses de marzo a junio. Otra observación relevante es la ausencia total de pasto marino en el sitio del Amasal en noviembre del 2010 y su reaparición registrada en febrero del 2011.

## VII. DISCUSIÓN

Las principales causas de los declives en la biomasa de los pastos marinos, en orden de importancia son: la eutrofización de la zona costera producto de los fertilizantes agrícolas que en los estuarios promueven los florecimientos algales; mayor sedimento arrastrado por los ríos producto de la erosión del suelo continental provocando aumento en los limos (“siltation”); y la carga orgánica del sedimento por los residuos acuícolas y drenajes; degradando la calidad del agua de la costa a reducción de la disponibilidad de la luz (Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon, 1999; Hemminga y Duarte, 2000; Bologna y Sinnema, 2012). Esta disponibilidad de la luz es la principal condicionante de la distribución de las praderas de *H. wrightii* en la laguna de Tampamachoco, esto se asocia a que el valor registrado en este estudio de la visibilidad promedio coincide con el valor registrado de la profundidad promedio en las praderas siendo este de 0.45 m, restringiendo las praderas a las zonas más someras y donde el manejo de la restinga de la acuicultura del ostión no ha endurecido el sustrato y también donde se encuentran mayormente salvaguardadas de las redes de pesca y embarcaciones.

Los valores de biomasa del pasto marino *Halodule wrightii* en la laguna de Tampamachoco podrían considerarse como medios si observamos la ocurrencia

latitudinal (Cuadro 4) propuesto por Duarte (1989); Kowalski *et al.* (2009); Sordo *et al.* (2011) donde se incluyen los datos obtenidos en el periodo de estudio.

Los radios de la biomasa A/E (abajo y encima) se han usado para sugerir status de sedimentos pobres en nutrientes ya que la correlación de los radios A/E y los nutrientes del suelo está bien documentada para plantas terrestres y para pastos marinos *T. testudinum* y *H. wrightii* (Burkholder *et al.*, 1994; Kowalski *et al.*, 2009). Un incremento en el tejido debajo del suelo incrementa el área superficial de las raíces para capturar nutrientes y se puede deducir un valor bajo de los nutrimentos. Si observamos los radios A/E de los sitios en Tampamachoco: Boquitas 3.5, Villas 3 y el Amasal con 2.2 y los comparamos con los recopilados por Kowalski *et al.* (2009) 5.5 Laguna Madre Baja, 2.9 Laguna Madre Alta, 2.0 Bahía de Corpus Christi y 2.2 del Estuario Guadalupe, encontramos que los tres sitios presentan buena cantidad de nutrientes para el desarrollo del pasto marino en Tampamachoco sobresale el Amasal situado en la parte occidental de la laguna.

Cuadro 4: Ocurrencia de *Halodule wrightii* en América: localización y clima, biomasa en peso seco temperatura anual del aire y referencia (Fuente Sordo *et al.*, 2011).

Localización (Clima)	Latitud (longitud)	Biomasa g p.s. m <sup>2</sup>	Temp. °C	Referencia
Bahía de San Antonio E.U (Subtropical)	27°54 N (97°29 W)	22-62	20.5	Dunton, 1994
Sur de Florida E.U. (Tropical)	26°39 N (80°43 W)	50-250	22.5	Zieman, 1987

Laguna Madre Mex- E.U (Tropical)	25°27 N (97°40 W)	200-500	16-27	Dunton, 1994
Laguna Tampamachoco Mex. (Tropical)	20°59 N (97°21 w)	103-351	25	Este estudio
Puerto Morelos Mex. (Tropical)	21° N (87° W)	616	26.3	Gallegos <i>et al.</i> , 1994
Laguna Celestum Mex. (Tropical)	20°50 N (90°20 W)	614-665	23-30	Herrera-Silveira, 1994
La mancha Mex. (Tropical)	19°40 N (96°27 W)	26-72	21-29	Rivera-Guzmán <i>et al.</i> , 2014
Permambuco Bra. (Tropical)	08°47 S (35°07 W)	33-260	24	Short <i>et al.</i> , 2006
Río de Janeiro Bra. (Tropical)	22°56 S (42°26 W)	12-113	25	Creed, 1999
Sao Sebastian Bra. (Subtropical)	23°50 S (45°26 W)	88	24	Oliveira <i>et al.</i> , 1997
Paraná Bra. (Subtropical)	25°32 S (48°24 W)	36	17	Sordo <i>et al.</i> , 2011

---

La composición del sedimento se expresa en las diferencias morfológicas entre las praderas de *H. wrightii* encontrándose mayor productividad en los suelos con textura de arena con grava lodosa que corresponde al Amasal, en este caso la fracción de gravas está compuesta por conchas de gasterópodos dando importancia a la cercanía con el mangle rojo en el abasto de estas conchas y a la producción misma de la pradera. La productividad de las praderas en suelos con predominancia de arena lodosa con algo de grava fue menor y corresponde al suelo de Villas y Boquitas.

La biomasa uniforme a lo largo de todo el año indica condiciones estables de temperatura y luz, algo propio de las regiones tropicales (Duarte ,1989; Kowalski *et al.*, 2009; Sordo *et al.*, 2011). La salinidad se mantuvo dentro del óptimo de la

especie > 20 UPS (Mazzotti *et al.*, 2007) con un valor promedio de 32.2 UPS, en cambio la temperatura estuvo por encima del óptimo reportado por Mazzotti *et al* (2007) entre 22-26°C con un promedio de 28.1°C.

La mayor densidad de brotes en las praderas de Boquitas podría atribuirse a la condición de exposición en la bajamar, ya que el tipo de suelo es similar al sitio de Villas y, su diferencia radica en la profundidad, la cual favorece en Boquitas la interacción con las especies terrestres y con las aves costeras contribuyendo a la poda del pasto. Estas relaciones ecológicas deben estudiarse más a fondo con el fin de establecer prioridades, la presencia de cavidades de invertebrados en las periferias de las praderas pudiese sugerir una interacción continua y probablemente un control en la propagación de la especie aunque no se puede asegurar del todo ya que se encontraron estas cavidades en el suelo de toda la laguna.

Otra interacción de interés ecológico es la detectada en las praderas de Boquitas en los meses de abril y mayo donde el aumento en la temperatura promueve el florecimiento de una cianobacteria del género *Scytonema sp.* Que exterminó al pasto marino en ciertas zonas. El crecimiento de estas cianobacterias está relacionado con altas temperaturas y enriquecimiento de nutrientes y produce toxinas, sus ancestros están involucrados en extinciones masivas y los

florecimientos recientes muchas veces son considerados como productos del calentamiento global y la eutrofización (Castle y Rodgers, 2009). Gleason y Case; (1986) demostraron la toxicidad del metabolito secundario Cianobacterin de la especie *Scytonema hoffmanni* en angiospermas incluyendo una acuática (*Lemna sp.*) inhibiendo al Fotosistema II. Los pescadores en la laguna la relacionaron con la muerte de los ostiones. Es común ver a las colonias de cianobacterias flotando en la laguna al desprenderse del sustrato probablemente por la alta producción de gases en las horas y los días más cálidos.

A medida que el municipio, las industrias, los agricultores, los ganaderos, las instalaciones turísticas, los micro-negocios y la sociedad en general moderen sus descargas residuales la extensión de las praderas de *H.wrightii* se verá beneficiada y por consiguiente la productividad pesquera y recreativa de la laguna de Tampamachoco también.

El papel de la complejidad del hábitat proporcionado por *H.wrightii* está bien documentado como lugares de reclutamiento de especies ícticas (Rooker *et al.*, 1998) (Arceo-Carranza *et al.*, 2010) (Morales-Lopez *et al.*, 2007), crustáceos (Winfield *et al.*, 2007) (Meraz, 1997), moluscos y ciliados móviles (Martínez-Murillo y Aladro-Lubel, 1994) al disminuir la vulnerabilidad de las presas ante los depredadores. En el mes de febrero del 2012 se observó una parvada de

aproximadamente 21 patos cabeza roja (*Anythya americana*) sobre el Amasal, la presencia de garzas y garzones fue mayor en las praderas de Boquitas ya que estas quedan expuestas durante las mareas más bajas, se observó al caracol de importancia pesquera y alto valor económico *Melogena sp.* (Tapia-Arjona y Aldana-Aranda, 2007) visitando las praderas sobre todo en los meses de marzo a junio, es importante recalcar la presencia de huevecillos de esta especie sobre las praderas de los tres sitios aquí descritos.

Los fenómenos de extinción y re-colonización de las praderas de *H.wrightii* ha sido reportado en varios lugares (Larkin *et al.*, 2008) (Sordo *et al.*, 2011) (Moreira *et al.*, 2008), así el pasto marino del sitio del Amasal (70% de las praderas) se registró ausente en el mes de noviembre del 2010 re-colonizando a partir de febrero del 2011 se desconocen las causas de su extinción. Así para finales de este estudio en el mes de mayo del 2012 se presentó la aparición de *H. wrightii* en áreas ubicadas al noroccidente de la laguna. A este fenómeno podría atribuirse los datos reportados por Rivera-Guzman *et al.* (2014) donde reportan una biomasa de 24 g p.s. m<sup>2</sup> los cuales son demasiado bajos en comparación con el presente estudio donde la pradera del Amasal que cubre el 67.7% de la cobertura total de *H.wrightii* en la laguna tiene una biomasa de 253 g p.s. m<sup>2</sup>.

## VIII. CONCLUSIONES

Es fundamental documentar la relación existente entre las actividades antropológicas con los cambios en la biomas del pasto como son: el dragado de los canales de navegación, apertura de la barra de Galindo, tráfico de botes (Larkin *et al.*, 2010).

El pasto marino *H. wrightii* sostiene importantes cargas de nutrientes en los ecosistemas marinos y costeros (Larkum *et al.*, 2006) (Garrieta y Hayasaka, 1982), también es eficaz para soportar huracanes por encima de las macroalgas (Moreira *et al.*, 2009) aminorando el impacto sobre otras especies, incluyendo las de importancia pesquera. Este documento aporta información a la base de datos relacionados con la sustentabilidad del hábitat exponiendo las variables de estrés (dragado, eutrofización, aguas residuales, ostricultura y pesca) representadas en el espacio y tiempo (cambios en la biomasa del pasto marino) del área estudiada en una escala apropiada (estacional) para un organismo representativo (*Halodule wrightii*), facilitando así la toma de decisiones tanto en el manejo de infraestructura y actividades acuáticas como en la productividad y fomento ecológico.

La distribución de las praderas de *H.wrightii* está relacionada con los procesos de sedimentación dentro de la laguna de Tampamachoco, siendo una laguna somera

y con poca visibilidad, esta sedimentación pudiese estar dada por la precipitación y los arrastres de terrígenos, el régimen de mareas, los patrones de vientos y desastres naturales por un lado y por el otro la actividad de botes, dragados, la acuicultura, la pesca, descargas de aguas residuales y deforestación, estos últimos con posibilidad de un manejo costero integral. En este contexto nuestro trabajo contribuye a programas que evalúen la calidad de las praderas de *H.wrightii* en el Golfo de México ofreciendo conceptos que enlazan los componentes de la vulnerabilidad biótica con factores de estrés locales y regionales.

## IX. APLICACIONES PRÁCTICAS SEPARA LA APLICACIÓN

A pesar de que existe aún ambigüedad entre lagunas costeras y estuarios estos ecosistemas tienen claras diferencias geomorfológicas y funcionales, por lo que las estrategias de investigación, diagnóstico y manejo deben tener diferencias también (Herrera-Silveira, 2006). En la historia de la vida, es importante la predicción para promover la resiliencia y la recuperación, y así reducir el riesgo de las extinciones locales (Sordo *et al.*, 2011). Las praderas de pastos marinos, además de su productividad, pueden fungir como un instrumento importante para promover, observar y detectar anomalías en la resiliencia y la recuperación ante las actividades antropológicas y los fenómenos naturales, siendo un indicador de la salud del ecosistema costero.

El presente estudio constituye los cimientos para la conservación de las praderas. Las pequeñas poblaciones estabilizadas pueden expandir su crecimiento si no hay alteraciones drásticas, también pueden funcionar como semilleros para proyectos de restauración (Bologna y Sinnema, 2012) en las zonas someras de la laguna de Tampamachoco. y Sinnema, 2012) en las zonas someras de la laguna de Tampamachoco.

## X. BIBLIOGRAFÍA

Administración Portuaria Integral de Tuxpan. 2009. Dragado de mantenimiento anual en el periodo 2009-2019 en los canales interiores y exteriores de navegación y dársenas del puerto de Tuxpan, Ver. Manifiesto de Impacto Ambiental. Datos Generales. 16p.

Arceo-Carranza D., Vega-Cendejas M.E., Montero-Muñoz J.L. y M.J. Hernández-de Santillana. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 823-837

Barreiro-Güemes M.T. Y M. Signoret-Poillon. 1999. Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros: Métodos de evaluación. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. México, 82p.

Bologna P.A.X. y M.S. Sinnema. 2012. Restoration of Seagrass Habitat in New Jersey, United States. *Journal of Coastal Research*. 28 (1A): 99-104.

Burkholder J.M., Glasgow Jr. H. B. y J.E. Cooke. 1994. Comparative effects of water-column nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii*, and widgeongrass *Ruppia maritima*. *Marine Ecology Progress Series*. 105:121-138.

Carbajal-Fajardo Z.S. Franco-Lopez J., Barrera-Escorcía H., Abarca-Arenas L.G., Bedia-Sanchez C., Moran-Silva A. y H. Vázquez-López. 2009. Trophic seasonal behavior of de Ichthyofauna of Camaronera Lagoon, Veracruz. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 4 (2): 75-89.

Castillo-Rivera M., Zárate-Hernández R. y I. H. Salgado-Ugarte. 2007. Hábitos alimenticios de juveniles y adultos de *Archosargus probatocephalus* (teleostei:sparridae) en un estuario tropical de Veracruz. *Hidrobiológica*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.17 (2): 119-126.

Castle J. W. y J. H. Rodgers. 2009. Hypothesis for the role of toxin-producing algae in Phanerozoic mass extinctions based in evidence from the geologic record and modern environments. *Environmental Geoscience*. 16 (1):1-23.

Contreras-Espinoza F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad & Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. 1ra edición. México: 416p.

Dawes C.J., Philipps R.C. y G. Morrison. 2004. Seagrass community of de Gulf Coast of Florida: Status and ecology. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. Fish and Wildlife Research Institute and the Tampa Bay Estuary Program. St. Petersburg,Cap.4. 74pp.

De La Lanza-Espino G., Sánchez-Santillán N. Y A. Esquivel-Herrera. 1998. Análisis temporal y espacial de una laguna tropical a través del análisis multivariado. *Hidrobiologica* 8(2): 89-96.

Duarte C.M. 1989. Temporal biomass variability and production biomass relationships of seagrass communities. *Marine Ecology Progress Series* 51: 269-276.

Fernández-Bremauntz A., Rojas-Bracho L., Garibay V., López-Villegas M.T., Tzintzun-Cervantes G., Zuk M., Iniestra-Gomez R. e I. Laguna-Monroy. 2003. Evaluación del impacto de las emisiones de la termoeléctrica de Tuxpan en la calidad del aire de la región, usando el sistema de modelado de dispersión CALMET-CALPUFF. Instituto Nacional de Ecología. 98p.

Folk, R.L., 1980. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing, 184p.

Fonseca .A. C., Nielsen V. y J. Cortés. 2007. Monitoreo de pastos marinos en Perezoso, Cahuita, Costa Rica (sitio CARICOMP). *Rev. Biol. Trop.* 55 (1): 55-66,

Gallegos M.E., Merino M., Rodriguez A., Marba N. y C.M. Duarte. 1994. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrass *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. *Marine Ecology Progress Series* 109: 99-104

Garrieta W.S. y S. Hayasaka. 1982. Nitrogenase Activity Associated with *Halodule wrightii* Roots. Applied an Environmental Microbiology 43 (6): 1244-1248

Gleason F.K. y D.E. Case. 1986. Activity of the natural algicide, Cyanobacterin, on angiosperms. Plant Phisiology. 80: 834-837.

Gulf of Mexico Program. 2005. Sea Grass Habitat in the Northern Gulf of Mexico: Degradation, Conservation and Restoration of the Valuable Resource. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA).28p.

Hemminga A. M. y C.M. Duarte. 2000. Seagrass Ecology. Cambridge University Press. United Kingdom. 298p

Herrera-Silveira J. A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): investigación, diagnóstico y manejo. Ecotropicos. Sociedad Venezolana de Ecología. 19(2):94-108

Ibarra-Obando S.E. y R. Ríos. 1993. Biodiversidad Marina y Costera de México. Ecosistemas de fanerógamas marinas. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO. 865 pp

Kowalski J.L., De Yoe H.R. y T.C. Allison. 2009. Seasonal Production and Biomass of the Seagrass, *Halodule wrightii* Aschers. (Shoal Grass), in a Subtropical Texas Lagoon. Springer. *Estuaries and Coasts*. 32:467–482

Larkin P.D., Heideman K. L., Parker J.E. y B. Hardegree. 2008. Genetic Structure of *Halodule wrightii* Populations from the Laguna Madre Region in the Western Gulf of Mexico. *Gulf of Mexico Science*. 26 (2) pp.124-129.

Larkin P.D., Heideman K. L., Burfein D.D. y J.W. Stunz. 2010. The effects of boat propeller scarring intensity on genetic variation in a subtropical seagrass species. *Botanica Marina*. 53: 99-102.

Larkum A. W. D., Orth R. J. y C. M. Duarte. 2006. Seagrasses: biology, ecology and conservation. Springer. Netherlands. Cap.6. pp.135-157

Lirman D., Deangelo G., Serafy J., Hazra A., Smith-Hazra D., Herlan J., Luo J., Wang J. y R. Clausing. 2008. Seasonal changes in the abundance and distribution of submerged aquatic vegetation in a highly managed coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 596:105–120

Li X., Weller D.E., Gallegos C.L., Jordan T.E. y H. Kim. 2007. Effects of Watershed and Estuarine Characteristics on the Abundance of Submerged Aquatic Vegetation in Chesapeake Bay Subestuaries. *Estuaries and Coasts*. 30 (5) 840–854.

Martinez-Murillo M. E. y M. A. Aladro-Lubel. 1994. Ciliados asociados al pasto marino *Halodule beaudettei* en la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Ser.Zool.*65 (1):11-18.

Mazzotti F.J., Pearlstine L.G., Chamberlain R., Barnes T., Chartier K. y D. DeAngelis. 2007. Stressor response model for the seagrasses, *Halodule wrightii* and *Thalassia testudinum*. JEM Reporte Técnico. Reporte final para el South Florida Water Management District and U.S. Geological Survey University of Florida, Florida Lauderdale Research and Education Center, Fort Lauderdale, Florida 19 p.

Meraz J. 1997. Determinación de los principales decápodos asociados a vegetación sumergida, en una laguna costera, empleando una prueba sencilla. *Ciencia y Mar. Notas. Universidad del Mar*. Pp.44-46.

Michot T.C., Woodin M.C. y A.J. Nault. 2008. Food habits of redheads (*Aythya americana*) wintering in seagrass beds of coastal Louisiana and Texas, USA. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 54 (Suppl.1),pp.239-250.

Morales-Lopez N. 2007. Análisis espacio temporal de los ensamblajes de peces presentes en áreas de pastos marinos en la laguna de Yalahau, Quintana Roo, México. 59th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Pp.327-334

Moreira A., Barcia s., Cabrales Y., Suárez A.M. y M.T. Fujii. 2009. El impacto del huracán Dennis sobre el macrofitobentos de la bahía de Cienfuegos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 30(3): 175-185

Nagelkerken I. 2009. *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer Science-Business Media B.V. Netherlands. 615p

Nielsen-Muñoz V. y J. Cortez. 2008. Abundancia, biomasa y floración de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el caribe de Costa Rica. *Rev.Biol.Trop.* 56:175-189.

Peneva E., Griffith J. A. y G. A. Carter. 2008. Seagrass Mapping in the Norther Gulf of Mexico using Airborne Hyperspectral. *Journal of Coastal Research*. 244: 850-856.

Peresbarbosa-Rojas E. 2005. Planeación para la conservación de la costa de Veracruz. Pronatura Veracruz y The Nature Conservaty. 91p.

Rooker J.R, Holt G.J. y S. A. Holt. 1998. Vulnerability of newly settled red drum (*Sciaenops ocellatus*) to predatory fish: is early-life survival enhanced by seagrass meadows?. Springer-Verlag. Marine Biology 131: 145-151

Rivera-Guzman N.E., Moreno-Casasola P., Ibarra-Obando S.E., Sosa V.J. y J. Herrera-Silveira. 2014. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. Ocean & Coastal Management. 87. 30-39.

Short F.T. y R.G. Coles. 2001. Global Seagrass Research Methods. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 473p

Sordo L., Fournier J., de Oliveira V.M., Gern F., de Castro-Panizza A. y P. da Cunha-Lana. 2011. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. Botánica Marina. 54: 13–21.

Tapia-Arjona M.A y D. Aldana-Aranda. 2007. Ciclo Reproductor del Gasterópodo Marino *Melongena corona bispinosa* (Neogastropoda: Melongenidae) en la Laguna

de Chelem, Yucatán, México. 59th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 273-278.

Winfield I., Cházaro-Olvera S. y F. Álvarez. 2007. ¿Controla la biomasa de pastos marinos la densidad de los peracáridos (Crustacea: Peracarida) en lagunas tropicales?. *Rev. Biol. Trop.* 55 (1): 43-53.