

Distribución espacial y estructura morfométrica de las praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en dos arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México

Leonardo U. Arellano-Méndez¹, Javier Bello-Pineda², José A. Aké-Castillo², Horacio Pérez-España² & Leonardo Martínez-Cardenas³

1. Instituto de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma de Tamaulipas. División del Golfo 356, Col. Libertad. Ciudad Victoria, Tamaulipas, C.P. 87019; luarellano@uat.edu.mx
2. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías; Laboratorio de Análisis espacial para la toma de decisiones. Universidad Veracruzana. Hidalgo 617. Col. Río Jamapa. Boca del Río, Veracruz, México. CP 94290; bellopj@yahoo.com, aake@uv.mx, hperez@uv.mx
3. Secretaría de Investigación y Posgrado, Universidad Autónoma de Nayarit, Tepic, Nayarit. México; leonarm2@yahoo.com.mx

Recibido 25-VI-2015. Corregido 18-I-2016. Aceptado 16-II-2016.

Abstract: Spatial distribution and ecological structure of *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) in two reefs of Veracruz Reef System National Park, Mexico. Seagrasses in coastal environments have been threatened by increased human activities; these have negatively altered processes and environmental services, and have decreased grassland areas. The aim of this study was to generate knowledge of *Thalassia testudinum* distribution, state of the structure and fragmentation level in two reefs of the Veracruz Reef System National Park (PNSAV). Two different reefs were selected: Sacrificios in the North and near the coast, and Cabezo in the South and away from the coast. Shoot-specific and area-specific characteristics of submerged macrophytes meadows present were determined, and four morpho-functional groups were identified. Significant differences between plant coverage were tested through nonparametric ANOVA, Kruskal-Wallis test. A supervised classification of spatial high-resolution image verified with field data was performed (55 Sacrificios and 290 Cabezo). The fragmentation level was calculated using landscape metrics, class level and thematic maps were made based on four covers. The meadows were dominated by *Thalassia testudinum*; maximum densities were 208 shoot/m² in Cabezo, and 176 shoot/m² in Sacrificios. Cabezo presented grasses with short (9 cm) and thin leaves (0.55 cm) on average; while Sacrificios showed longer (23.5 cm) and thicker (1 cm) leaves. Sacrificios showed lower fragmentation degree than Cabezo; in both cases, the vegetation cover fragmentation corresponded to less than 50 %. Although Cabezo reef presents further fragmentation, which creates a large number of microenvironments, being recognized for its importance as recruitment area. This work serves as a baseline for the creation of an adequate management plan (formation of a core area of Cabezo). It is necessary to complement this work with new efforts for the recognition of seagrass prairies in all PNSAV reefs, as well as periodic monitoring and recognition of ecosystem services. Rev. Biol. Trop. 64 (2): 427-448. Epub 2016 June 01.

Key words: *Thalassia testudinum*, distribution, structure, mapping, landscape ecology.

Los ecosistemas costeros proveen un número importante de servicios ambientales. Dentro de estos ecosistemas se encuentran los pastos marinos, reconocidos como ambientes clave ya que son de los más valiosos entre los fondos blandos del mundo (McRoy & Helfferich, 1980). La intensidad de diversas actividades humanas y una variedad cada vez

mayor de estas (producción de energía, pesca, desarrollos costeros, transporte, contaminación), amenazan estos ecosistemas (Vitousek, Mooney, Lubchenco, & Melillo, 1997; Walker, Holling, Carpenter, & Kizing, 2004). A pesar de su importancia, los procesos de los ecosistemas que proveen alimentación, recreación, protección del litoral y otros servicios, son

poco conocidos, apenas controlados y muchas veces sólo se aprecian después de que se han perdido (Berkes & Folke, 2002).

Los pastos marinos han sido usados como bioindicadores de la calidad del ambiente, por lo que alteraciones negativas en la estructura y cobertura de los pastos marinos, se manifiestan como una baja calidad del agua, alteración del flujo de materia orgánica, ciclo de nutrientes y pérdida de la estabilidad de los ecosistemas adyacentes (Bach, Thayer, & LaCroix, 1986; Preen, Lee Long, & Coles, 1995). Esto conlleva a consecuencias negativas tales como la nula protección costera y el colapso de recursos pesqueros, por mencionar algunos ejemplos (De Jonge & De Jonge, 1992).

En las últimas dos décadas se ha acelerado la pérdida de pastos marinos a nivel mundial (Waycott, Longstaff, & Mellors, 2005; Waycott et al. 2009). Este declive se debe tanto a factores naturales (Cunha, Santos, Gaspar, & Bairros, 2005), como a alteraciones antrópicas, tales como el deterioro físico infligido directamente a la calidad del agua (Hemminga & Duarte, 2000; Short & Wyllie-Echeverría, 1996), que es ocasionado por el aumento poblacional. Según Martínez et al. (2007), en el mundo existen aproximadamente 2400 millones de personas que viven a < 100 km de la línea de costa. De acuerdo con la CONAPO (2008), en México, 47 millones de personas viven en la zona costera y se estima que para el 2030 esta cifra llegará a 55 millones de personas (www.overpopulation.org).

La disminución de las praderas de pastos marinos a nivel mundial, ha estimulado una activa red de investigaciones que intentan comprender la dinámica en la estructura de las comunidades de pastos marinos (Short & Willie-Echeverría, 1996), su función como sitios captadores de carbono (Hemminga & Mateo, 1996; Kun-Seop & Dunton, 1997) y sedimentos (Orth, Luckenbach, Marion, Moore, & Wilcox, 2006).

Dado que el deterioro de pastos marinos representa un perjuicio ecológico y económico de los ecosistemas costeros, resulta necesario conocer tanto su distribución y densidad así

como sus interacciones ecológicas para implementar acciones a largo plazo que permitan su conservación. El objetivo del presente trabajo de investigación es conocer la distribución de los pastos marinos, sus características estructurales y el nivel de fragmentación en dos arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, y realizar el mapa de la distribución de la cobertura en ambos arrecifes. La disponibilidad de mapas de hábitat es un prerrequisito para el inventario de los recursos marinos, así como para la descripción de hábitats bénticos, lo que ha incrementado la capacidad de manejo de los ambientes marinos y de la conservación de las especies, biotopos y ecosistemas (Sotheran, Foster-Smith, & Davies, 1997; Stanbury & Starr, 1999). Los dos arrecifes seleccionados son muy importantes debido a su distancia al Puerto de Veracruz, su disposición dentro del parque, su extensión, la influencia de las descargas de los ríos, el impacto antrópico de la zona conurbada Boca del Río-Veracruz en la zona norte, y la presión ejercida por actividades de pesca y turismo en ambos subsistemas (Ortiz-Lozano, Granados-Barba, & Espejel, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

El golfo de México se reconoce como un gran ecosistema marino con mezcla de características ecológicas de ambientes templados y tropicales, con grandes escurrimientos de aguas continentales que llegan a la zona costera a través de los ríos, los cuales permiten la formación de humedales costeros, como lagunas, bosques de manglar, praderas de pastos marinos y arrecifes de coral (Caso, Pisanty, & Ezqurra, 2004). Es una región marina en la que se llevan a cabo procesos complejos y dinámicos que relacionan la atmósfera con el océano. Algunos ejemplos de ellos son los frentes fríos (“nortes”) y huracanes que modifican constantemente los ecosistemas costeros del golfo, haciéndolo un sistema ambientalmente heterogéneo, con gran biodiversidad e importantes recursos energéticos (petróleo y gas) y pesqueros.

La presente investigación se realizó a la región del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV); con coordenadas extremas (19°02'24" - 19°16'00" N y 95°46'19" - 96°12'01" W), una extensión de 65 516 ha, y formado por un total de 28 arrecifes (DOF, 2012). Los complejos arrecifales veracruzanos poseen una alta relevancia ecológica y son ambientes con características diferenciales (Alevison, Richardson, Pitts, & Services, 1985), cuya principal característica física común entre ellos es su posición y forma que se extiende en sentido NW-SE en función de la dirección de las corrientes (Lot-Helgueras, 1971), lo cual limita de cierta forma el crecimiento de las praderas de pastos marinos.

Se ha planteado la hipótesis de que el PNSAV se encuentra dividido geográfica y ecológicamente en dos subgrupos, Norte y Sur (Ortiz-Lozano et al., 2009), debido a las descargas del río Jamapa. El subgrupo Norte: frente al puerto de Veracruz, en donde se encuentra la Isla de Sacrificios (Sacrificios), está compuesto

por 11 arrecifes. El subgrupo Sur: frente a la población de Antón Lizardo, se encuentra compuesto por 12 arrecifes; uno de los cuales es el Arrecife Cabezo (Cabezo), el de mayor extensión (Vargas-Hernández, Hernández-Gutiérrez, & Carrera-Parra, 1993) (Fig. 1).

El enfoque metodológico del presente estudio consistió de cinco etapas que se describen a continuación:

Pre-procesamiento de imágenes de satélite: A partir de imágenes de alta resolución espacial "QuickBird" multispectral (Digital-Globe Inc.) de cuatro bandas (azul, verde y roja e infrarrojo cercano), con una resolución espacial de 2.5 m (las cuales fueron corregidas usando el módulo de corrección de atmosférica FLAASH del software de procesamiento de imágenes ENVI®) y de la interfaz aire-agua, aplicando los coeficientes de Kirk (1994) y Gasch et al. (2000), se crearon dos Regiones de Interés (ROI, por sus siglas en inglés). Una de las ROI, fue de 617 columnas y 620 líneas,



Fig. 1. Área de estudio. Sitios de muestreo arrecife Isla Sacrificios (1) y Cabezo (2), subgrupos norte y sur y principales puntos de referencia.

que correspondió al arrecife Isla Sacrificios, y la otra ROI fue de un corte de 1 192 columnas y 967 líneas, que correspondió al arrecife Cabezo. El recorte se realizó a través del programa TNT Mips (Microimages ©, 2005). Las ROI fueron definidas tomando en cuenta la estructura de los arrecifes la cual incluyó pendiente en sotavento, laguna arrecifal, cresta arrecifal y arrecife frontal (Green, Mumby, Edwards, & Clark, 2000). Con la banda azul (450-520 nanómetros), se elaboró una máscara binaria del polígono para cubrir la parte terrestre y el mar profundo. Se realizó una clasificación no supervisada con cinco clases espectrales (por medio del algoritmo ISODATA, Iterative Self-Organizing Data Analysis Techniques), que fueron verificadas *in situ* con 55 (Sacrificios) y 290 (Cabezo) puntos de control, ubicados a lo largo de un recorrido. Debido al tamaño de los arrecifes estudiados, se distribuyeron los puntos de control o estaciones, a lo largo de dos transectos. En Sacrificios se registraron cada 100 m las 55 estaciones; para Cabezo, se

registraron en tres transectos, uno central con estaciones cada 100 m, y dos paralelos al central, registrando estaciones cada 200 m, para un total de 290 estaciones.

Muestreo de campo, obtención y procesamiento de muestras: En cada estación se realizaron censos en las praderas de pastos marinos. El tipo de fondo se clasificó en cuatro grupos morfo-funcionales: 1) *Thalassia testudinum* (*Tt*), 2) *Tt* y macroalgas, 3) coral duro y 4) arena. Mediante un cuadrante de PVC de 25x25 cm, se estimó la cobertura de estos grupos usando la “escala estandarizada para la evaluación visual de la cobertura relativa aparente de los elementos dominantes en el paisaje” (Hill & Wilkinson, 2004) (Fig. 2). Para evaluar cuantitativamente la estructura de los pastos marinos, se contaron todos los haces en el cuadrante y se midieron todas sus hojas (largo y ancho), este trabajo se realizó en el sitio, para ello se utilizó una cinta métrica con una precisión de 1 mm.

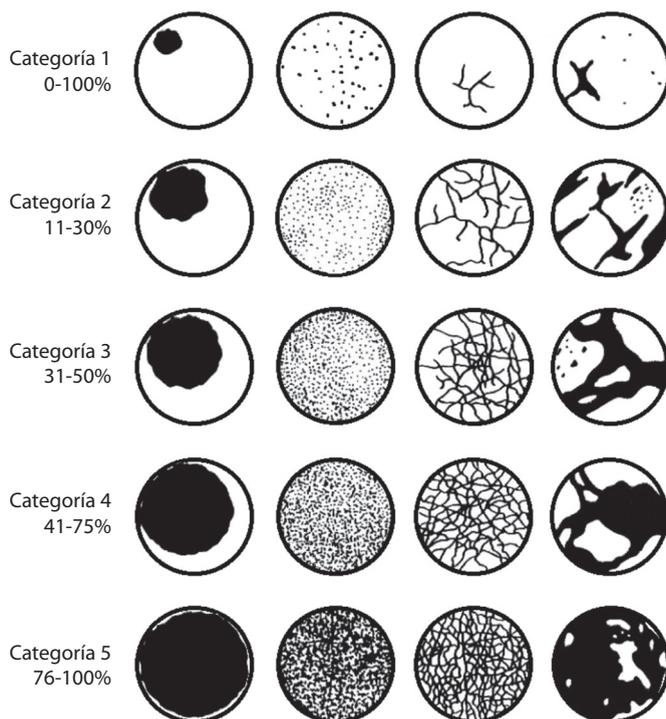


Fig. 2. Estimación visual del porcentaje de cobertura relativa aparente de los elementos dominantes en el paisaje (modificado de Hill y Wilkinson, 2004).

Análisis estadístico de las muestras: Con el fin de identificar si existían diferencias significativas en los valores de cobertura de cada sitio, utilizando la escala de Hill y Wilkinson (2004), se realizaron diagramas de cajas y bigotes (box & whisker). Para determinar si las diferencias observadas eran significativas se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis (Liebhold & Gurevitch, 2002).

Clasificación supervisada: Se agruparon los datos de los grupos morfo-funcionales como las clases en función de sus valores de cobertura. Mediante el empleo del índice de similitud de Bray-Curtis y de un análisis de agrupamiento (*cluster*), se definieron los campos de entrenamiento para la clasificación supervisada o método de clasificación de "máxima probabilidad" (Green et al., 2000). Para ellos se emplearon las mismas imágenes "QuickBird" de las que se usaron las bandas azul, verde y roja mediante el programa TNT Mips (Microimages[®], 2005). La precisión de los mapas generados se evaluó empleando el índice de Kappa (Green et al., 2000).

Análisis de métricas del paisaje: Usando el programa Fragstats[®] se calcularon las métricas del paisaje a nivel de clase (McGarigal & Marks, 1995) de los grupos morfofuncionales en que se agruparon los diferentes elementos (tipos de hábitat) presentes en cada laguna arrecifal (arena, coral duro, *T. testudinum* y *Tt* y macroalgas). Se cuantificaron tanto la composición del paisaje, como la configuración espacial. Para calcular las métricas se utilizó un archivo de propiedades de los elementos del paisaje en función de las distintas clases (arena, coral duro, *T. testudinum* y *Tt* y macroalgas). Dicho archivo se generó a partir de los mapas temáticos en formato *raster* realizados para la clasificación supervisada.

RESULTADOS

Las praderas de pastos marinos de los arrecifes Isla Sacrificios y Cabezo se encontraron dominados por la especie *T. testudinum*. Se

registraron densidades máximas de 176 indiv./m² en Sacrificios y 208 indiv./m² en Cabezo (Fig. 2a y Fig. 2b), con predominancia de praderas monoespecíficas, y pocas praderas de *T. testudinum* acompañada de *Syringodium filiforme*. Las praderas se localizaron en áreas someras (<2 m) de los complejos arrecifales (laguna), en zonas protegidas, con sustrato de sedimento fino o sustrato formado por coral antiguo, piedra caliza y arena.

Estructura de *Thalassia testudinum* en el arrecife Cabezo: Se observó que los sitios con una menor densidad (categorías 1, 2 en la escala de Hill & Wilkinson; Cuadro 1), fueron los que presentaron la mayor variabilidad en el número de haces; en tanto los sitios con coberturas más abundantes (categorías 3, 4 y 5) mostraron una menor variabilidad. En los sitios con cobertura categoría 5 (76 a 100 %) se registró el mayor número de haces (13 haces/m²). En el arrecife Cabezo se observó una densidad promedio de 83.53 haces/m² (\pm 31.45 haces/m² de desviación estándar -DS-) (Fig. 3).

El número promedio de hojas por haz resultó muy homogéneo, con valores en los cinco tipos de cobertura entre 2 y 4 hojas (3.13 \pm 0.49 en promedio). La categoría 3 (de 31 a 50 %) fue donde se registró la menor variabilidad y mayor número de hojas (Fig. 4A).

En general, las hojas presentes fueron cortas, con un largo entre 6.63 y 17.76 cm (promedio 9.33 \pm 1.65 cm de DS). Los sitios con cobertura categoría 4 (51 a 75 % de cobertura) en Cabezo tuvieron un largo promedio <10 cm y fueron los que tuvieron la menor variabilidad (Fig. 5). Estos mismos sitios fueron los que presentan las hojas más anchas y la menor variación en el ancho de la hoja (Fig. 6).

Estas características del haz denotaron una baja cobertura promedio de 25.59 cm² (\pm 14 cm²), que correspondió al 4.1 % del área del cuadrante de muestreo, con una cobertura máxima <90 cm² (14.07 %) y una mínima de 6.8 cm² (1.1 %) respectivamente (Fig. 7a).

En la cobertura categoría 1 (1 a 5 %) se observó el menor número de haces promedio (2 haces/m²), pero es en la categoría 2 (11 a 30 %)

CUADRO 1

Matriz de confusión de evaluación de la exactitud del mapa temático del arrecife Isla de Sacrificios

Clase	<i>T. testudinum</i>	Datos de campo verdaderos					Total	Precisión del mapa	Error por comisión
		Tt y Macroalgas	Coral duro	Arena	Tt y Macroalgas	Coral duro			
T. testudinum	5	1	1	0	0	7	71.4	28.6	
Tt y Macroalgas	1	4	0	1	0	6	66.7	33.3	
Coral duro	0	0	4	0	0	4	100	0.0	
Arena	0	0	0	3	0	3	100	0.0	
Total	6	5	5	4	4	20	Precisión promedio = 84.5		
Precisión del usuario	83.3	80.0	80.0	75.0	75.0		Precisión absoluta = 79.6		
Error por comisión	16.7	20.0	20.0	25.0	25.0		Estadístico de Khat = 0.7958		

Se utilizó un conjunto de 20 estaciones de campo; n (líneas y columnas); N (total de columnas o filas); d (\sum celdas en diagonal) y $q = (n(líneas) + n(columna)) / N$; y valor de $Kappa = (d - q) / (N - q)$

en donde se tiene el menor número de hojas por haz promedio (3.03), siendo el máximo de 4 hojas por haz, indicado en la categoría 3 (31 a 50 %). Son sitios en los que se registraron haces con hojas cortas heterogéneas (de 6.63 a 17.76 cm), con un promedio de 9.33 cm (\pm 1.65 cm), con un ancho promedio de 0.50 cm (\pm 0.006 cm).

Estructura de *Thalassia testudinum* en el arrecife Isla Sacrificios: La mayor densidad y la mayor variabilidad se presentó en la cobertura categoría 5 (76 a 100 %) (32.84 ± 22.62 haces/m²). Se tuvo una densidad promedio en el arrecife de 98.04 haces/m² (\pm 30.02 DS) (Fig. 3b). Los haces de Sacrificios poseen entre cuatro y cinco hojas por haz, con un promedio de 3.54 (\pm 0.57 DS); la cobertura categoría 5 fue la más heterogénea, y la categoría 4 la más homogénea (Fig. 4b).

Las hojas presentes fueron, en general, mayores a las de Cabezo (Fig. 5), con un largo mínimo de 15.29 cm y un máximo de 31.2 cm (cobertura categoría 3), pero el largo promedio mayor se observó en la cobertura categoría 5 (24.79 ± 3.66 cm; Fig. 5b). Con respecto al ancho de las hojas, el promedio mayor se presentó en la misma categoría 5 (1.03 ± 0.12 cm; Fig. 6b). En general, se apreciaron hojas con un largo promedio en Isla Sacrificios de 21.31 (\pm 3.52 cm) y un ancho promedio de 0.94 cm (\pm 0.12 cm).

Estas características de las hojas se expresaron en la cobertura promedio de 134.95 cm² (\pm 82.72 cm²), que corresponde al 21.59 % del área del cuadrante de muestreo; el máximo de cobertura promedio fue de 249.51 cm² (95.92 %) y el mínimo de 53.85 cm² (7.02 %) (Fig. 7b).

La cobertura en la categoría 5 (76 a 100 %) fue la que presentó el mayor promedio de cobertura aparente (244.09 ± 124.08 cm²), con la mayor variabilidad. Por otra parte, la cobertura categoría 2 (11 a 30 %) fue la que tuvo el promedio menor de cobertura aparente (55.21 ± 6.94 cm²). No se observaron datos en la cobertura categoría 1 (1 a 10 %)



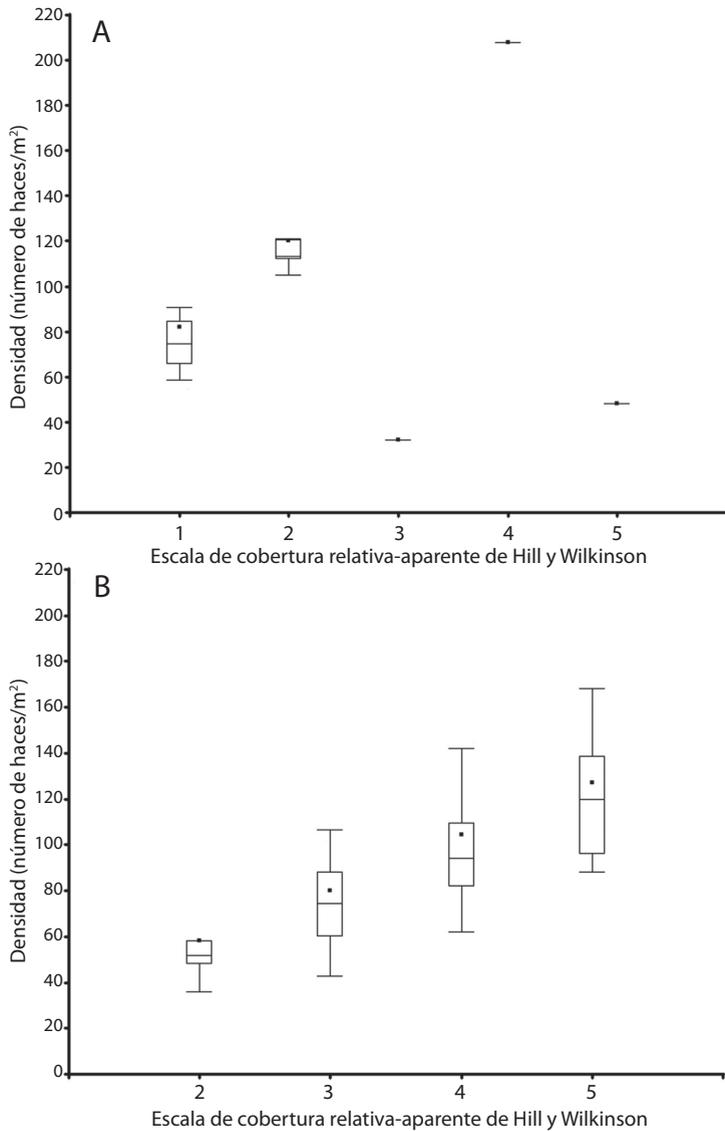


Fig. 3. Densidad de haces por metro cuadrado de *T. testudinum* en los arrecifes Cabezo (a) e Isla Sacrificios (b), usando la escala estandarizada de Hill y Wilkinson (2004). Se muestran promedio, desviación estándar y mediana.

Estimación de exactitud de los mapas de distribución: Las matrices de error de la clasificación supervisada de la distribución y cobertura de los cuatro hábitats para ambos sistemas, mostraron una buena clasificación. Se registró un valor del análisis de KIA de 0.7958 (79.6 %) de precisión absoluta para Sacrificios (Fig. 8) y de 0.8110 (81.1 %) para Cabezo (Fig. 9).

La exactitud global de la clasificación, utilizando el coeficiente Υ para medir el porcentaje de pixeles clasificados correctamente, resultó de $\Upsilon = 74\%$ para Sacrificios y de $\Upsilon = 76\%$ para Cabezo.

Fragmentación del paisaje: La información de la caracterización de las categorías de

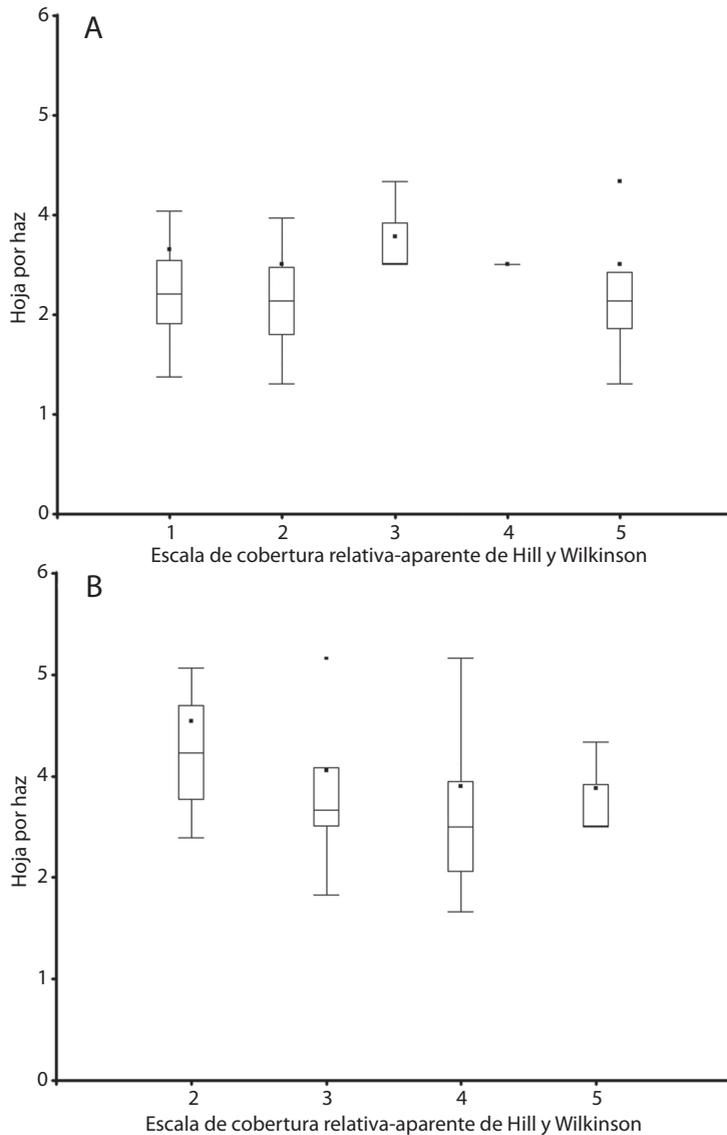


Fig. 4. Número de hojas por haz de *T. testudinum*, en los arrecifes Cabezo (a) e Isla Sacrificios (b), usando la escala estandarizada de Hill y Wilkinson (2004). Se muestran promedio, desviación estándar y mediana.

fondo se integró en cuatro unidades de paisaje: las clases “arena” y “coral duro”, correspondieron a fondos sin presencia de vegetación y las clases “*T. testudinum*” y “*Tt* y macroalgas”, corresponden a las áreas con vegetación. En general, el arrecife Isla Sacrificios reveló un menor grado de fragmentación que Cabezo (Fig. 8 y Fig. 9), con un total de 1 197 y 4 845

parches, respectivamente (Fig. 10). La fragmentación de la cobertura vegetal de ambos sistemas correspondió a menos del 50 % del total del área (45 % en Sacrificios y 41 % en Cabezo), Sacrificios mostró un mayor porcentaje de praderas de *T. testudinum*.

Los valores mayores en cuanto a forma de las praderas de *T. testudinum* se encontraron en

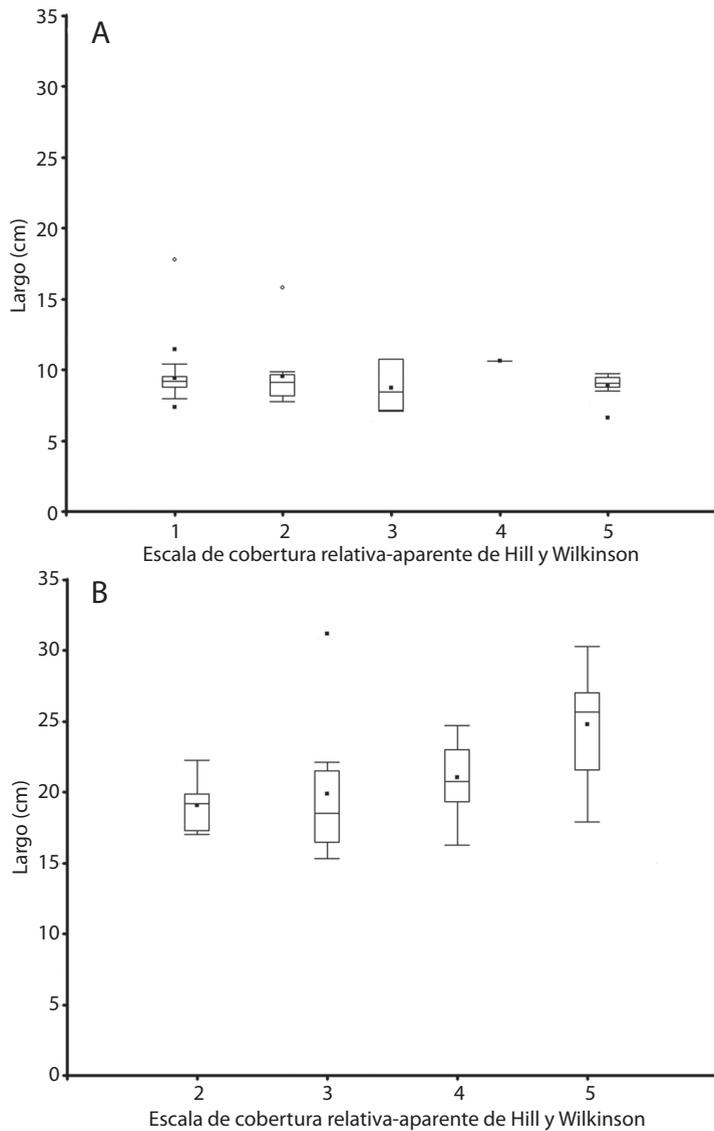


Fig. 5. Largo de hoja en centímetros en los arrecifes Cabezo (a) e Isla Sacrificios (b), usando la escala estandarizada de Hill y Wilkinson (2004). Se muestran promedio, desviación estándar y mediana.

Sacrificios, mientras que las praderas de Cabezo fueron más regulares en cuanto a su forma (Fig. 11). Sin embargo, cómo se observó en los resultados, hubo un mayor efecto de borde (Fig. 12), que se vió en la mayor fragmentación del hábitat y en el cambio abrupto en dichos fragmentos (Fig. 8 y Fig. 9).

DISCUSIÓN

En general, la comunidad de *T. testudinum* en Isla Sacrificios y Arrecife Cabezo, se encuentran restringidas a las lagunas arrecifales. Aunque caracterizados por sustrato constituido por arena y restos de coral, permite que se fijen los

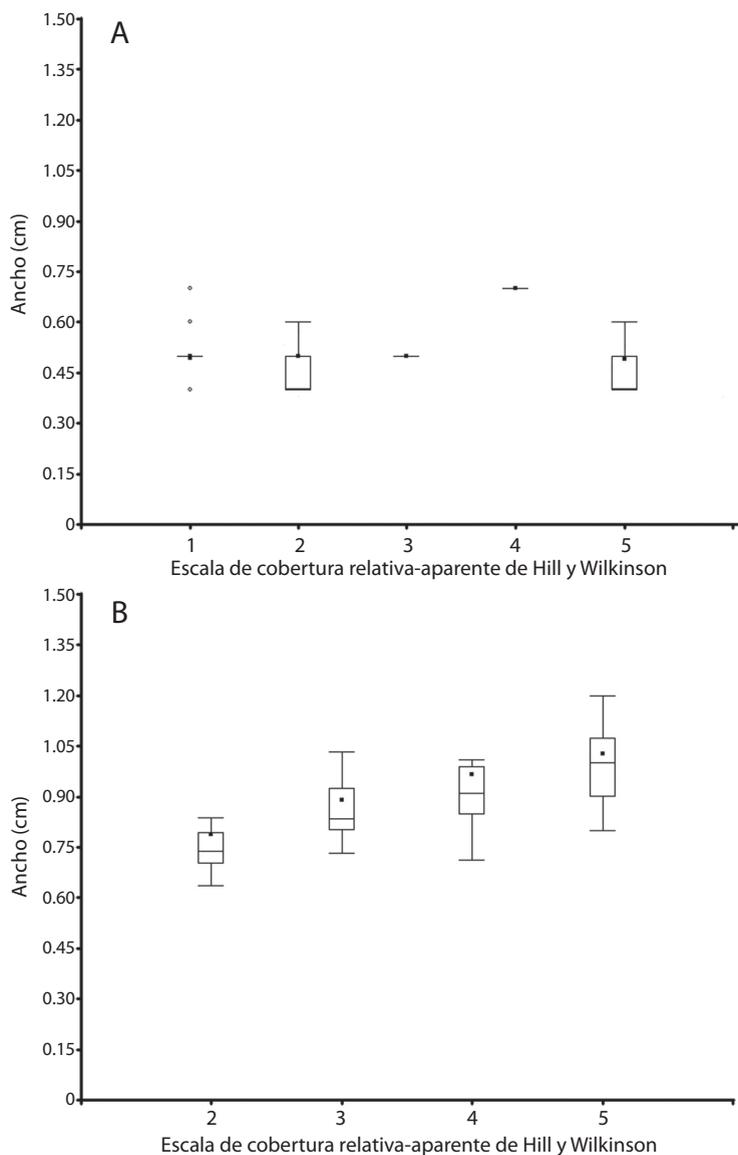


Fig. 6. Ancho de hoja en centímetros en los arrecifes Cabezo (a) e Isla Sacrificios (b), usando la escala estandarizada de Hill y Wilkinson (2004). Se muestran promedio, desviación estándar y mediana.

rizomas de los pastos marinos y su desarrollo, pero con una cobertura altamente fragmentada. En el PNSAV, las áreas de pastos marinos fuera de los complejos arrecifales se encuentran delimitados por la profundidad, el aporte de agua dulce y materia orgánica aportados por los ríos Jamapa y Papaloapan, los cuales disminuyen la

transparencia requerida para el desarrollo de las praderas (Prager, 2001).

El alto contenido de arenas en las muestras de sedimentos denota la influencia ejercida por vientos del norte, así como de los aportes de dunas que se presentan por eventos eólicos (“*suradas*”), lo que se evidenció en

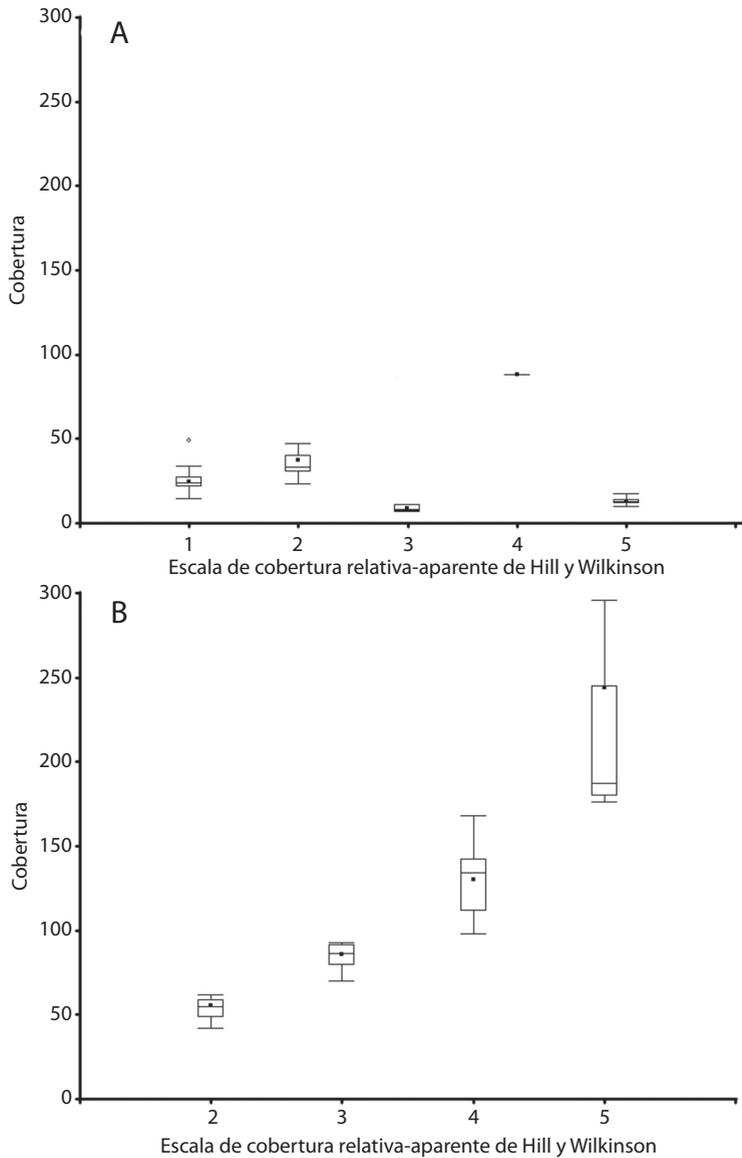


Fig. 7. Cobertura promedio en los arrecifes Cabezo (a) e Isla Sacrificios (b), usando la escala estandarizada de Hill y Wilkinson (2004). Se muestra el promedio, desviación estándar y mediana.

altas tasas de sedimentación. Pérez-España y Vargas-Hernández (2008) reportaron hasta 2 kg de peso seco por m² al día. Con respecto a la alta concentración de carbonatos, estos pueden ser producidos por los importantes depósitos de arena rocosa y de las calizas arrecifales que bordean el sistema. Diversos autores

(Eyre & Ferguson, 2002; Fourqurean, Marba, Diaz-Almela, & Ruiz-Halpem, 2007; Gonnee, Paytan, & Herrera-Silveira, 2004) mencionan que el contenido de carbono orgánico en los sedimentos del PNSAV, puede ser explicado por las descargas de aguas urbanas de los ríos Jamapa, Papaloapan o La Antigua.

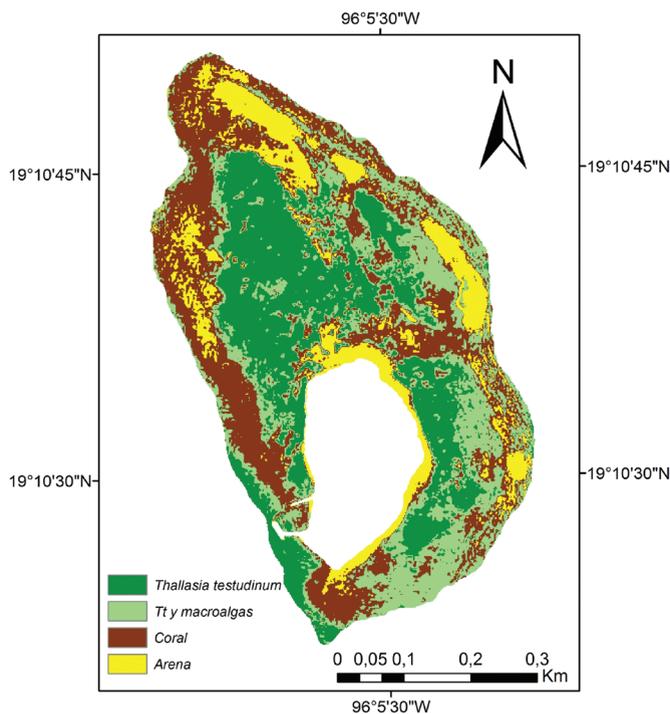


Fig. 8. Distribución de los tipos de fondo del arrecife Isla Sacrificios.

Pérez-España y Vargas-Hernández (2008), mencionan que los sedimentos muy arenosos de la región que comprende los sitios de Sacrificios, Isla Pájaros y Punta Mocambo, pueden tener su origen en el alto aporte sedimentario ocasionado por el desahogue del Río Jamapa, el continuo dragado del mismo, las corrientes y la corta distancia entre el Río y estos complejos arrecifales (8.0 km, 9.3 km y 5.2 km, respectivamente). Turner y Millward (2002) reportaron una estrecha relación entre el agua, los sedimentos, las partículas suspendidas y los organismos. Estos a su vez presentaban interacciones en los procesos geoquímicos, en todas las direcciones posibles.

Estas características ambientales se manifiestan en la fragmentación del hábitat, que de acuerdo con los resultados del presente estudio, presentaron formas más regulares en Sacrificios, lo cual indicó un menor efecto de borde, estos patrones pudieron ser un resultado de los procesos antrópicos (Santos & Tellería, 2006;

Schröder & Seppelt, 2006) y la influencia del río Jamapa (Pérez-España & Vargas-Hernández, 2008).

Pérez-España y Vargas-Hernández (2008), señalan que la influencia del río Jamapa sobre Sacrificios se observó en el aporte de nutrientes y material sedimentario, y que en conjunción con la corriente de la masa de agua oceánica (Salas-Pérez & Granados-Barba, 2008; Salas-Pérez, Vargas-Hernández, Arenas-Fuentes, & Balderas-Cruz, 2007), provocó implicaciones sedimentológicas que favorecen el desarrollo de las praderas de pastos (Peterson, Luettich, Micheli, & Skilleter, 2004), lo que se observa en las praderas de los arrecifes visitados.

Por las características estructurales de los pastos marinos presentes en Sacrificios, pueden ser consideradas como de la clase denominada “praderas medias”, descrita por Arellano-Méndez (2011) para Bahía de la Ascensión (Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an) ubicada en el estado de Quintana Roo, en el Caribe

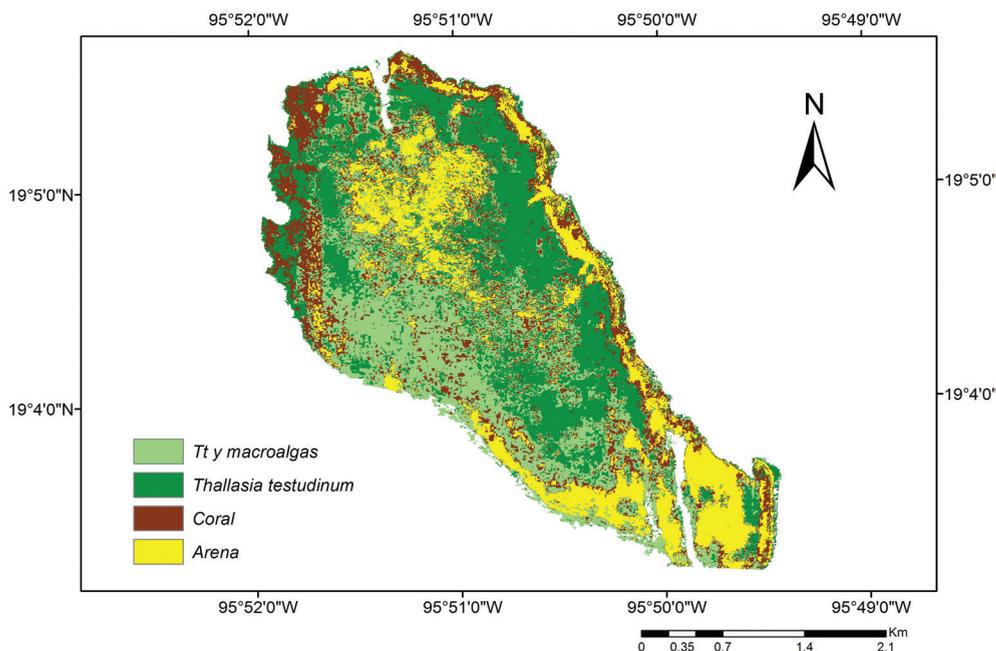


Fig. 9. Mapa de distribución de los tipos de fondo del arrecife Cabezo.

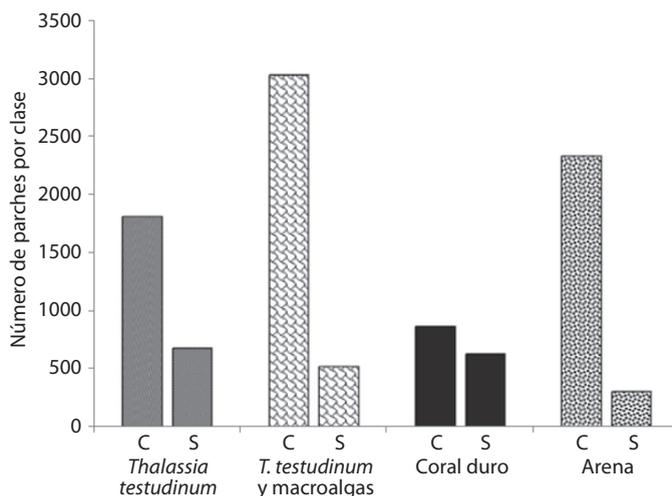


Fig. 10. Fragmentación del paisaje. Número de Parches en los sistemas Cabezo (C) y Sacrificios (S).

Mexicano. En este sitio, se conservan plantas bien desarrolladas que formaban conglomerados compactos (donde no alcanzó a verse el sustrato donde se encuentran fijos los haces), de hojas largas (21.3 cm en promedio) y anchas (0.94 cm en promedio) con una densidad de 98 haces/m², las cuales fueron menores a las

descritas para el Caribe (largo 30.22 cm, ancho 1.62 cm y una densidad de 955 haces/m²), además se observó una baja fragmentación de los parches.

Este tipo de desarrollo se observó en Sacrificios, aunque bajo en comparación a la Bahía de la Ascensión, puede ser resultado

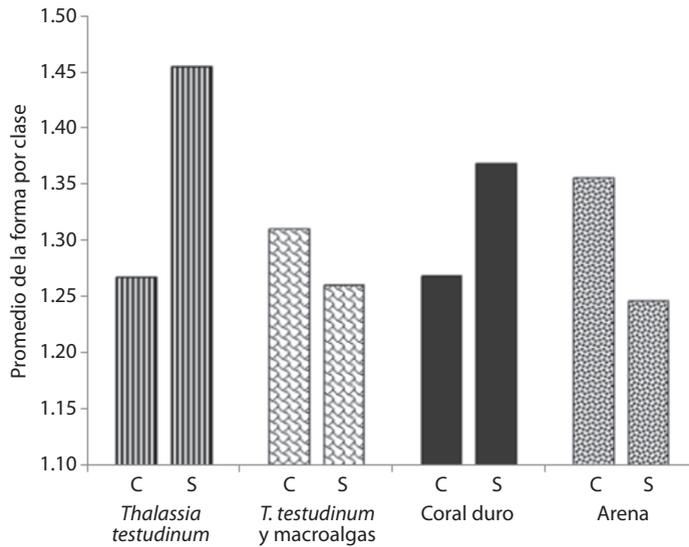


Fig. 11. Fragmentación del paisaje. Promedio de la forma en los sistemas Cabezo (C) y Sacrificios (S).

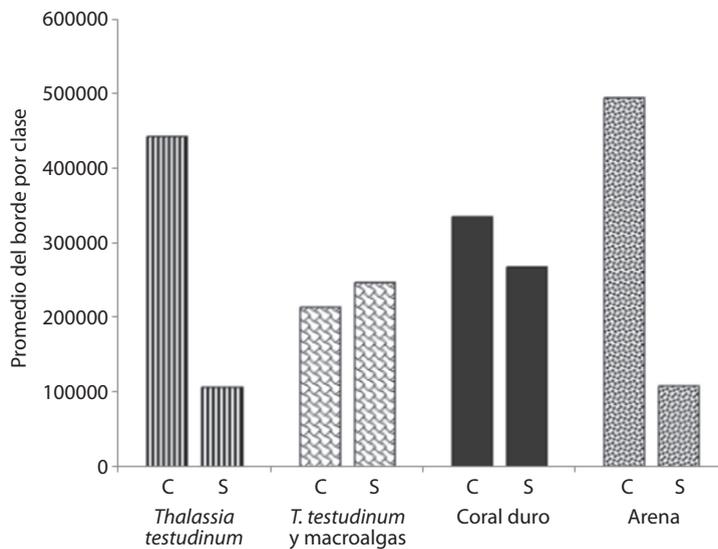


Fig. 12. Fragmentación del paisaje. Promedio del borde en los sistemas Cabezo (C) y Sacrificios (S).

de un alto aporte de nutrientes para el desarrollo de las fanerógamas como resultado del aporte antrópico. Esto indica que las condiciones físico-químicas (salinidad, transparencia, nutrientes) o el tipo de sustrato no permiten un mejor crecimiento de las praderas de *T. testudinum*. Pérez-España & Vargas-Hernández (2008), mencionan la existencia de un alto

aporte sedimentario ocasionado por el constante dragado del afluente del Río Jamapa, lo que podría provocar el enterramiento y mortandad de las praderas, efecto que se ha advertido en las praderas de Florida (Duarte, 2002; Ziemann, Fourqurean, & Frankovich, 1999). Lo anterior puede ocurrir a pesar de la capacidad de respuesta de las fanerógamas marinas al

CUADRO 2

Matriz de confusión de evaluación de la exactitud del mapa temático del arrecife Cabezo. Se utilizó un conjunto de 100 estaciones de campo; n (líneas y columnas); N (total de columnas o filas); d ($\sum \text{celdas en diagonal}$) y $q = (n(\text{líneas}) + n(\text{columnas})) / N$; y valor de $Kappa = (d - q) / (N - q)$

Clase	Datos de campo verdaderos						
	<i>T. testudinum</i>	Tt y Macroalgas	Coral duro	Arena	Total	Precisión del mapa	Error por comisión
<i>T. testudinum</i>	20	2	2	2	26	76.9	23.1
Tt y Macroalgas	3	19	1	3	26	73.1	26.9
Coral duro	1	1	21	1	24	87.5	12.5
Arena	1	1	1	21	24	87.5	12.5
Total	25	23	25	27	100	Precisión promedio = 81.3	
Precisión del usuario	80.0	82.6	84	77.8		Precisión absoluta = 81.1	
Error por comisión	20.0	17.4	16	22.2		Estadístico de Khat = 0.8110	

enterramiento. Se ha observado que los rizomas verticales de *T. testudinum*, pueden crecer hasta 1 mm al día y soportar enterramientos de más de 20 cm (Marbá, Terrados, & Templado, 2004a y 2004b).

En el arrecife Cabezo, la distribución de *T. testudinum* forma pequeños conglomerados no compactos, con hojas de 9.33 cm de largo promedio y 0.50 cm de ancho promedio, así como una densidad de 84 haces/m². Este tipo de estructura se puede considerar dentro de la clase “disperso” de Arellano-Méndez (2011) para Bahía de la Ascensión (cuyos pastos marinos poseen, como características promedio, un largo de 8.03 cm, ancho 0.68 cm y una densidad de 345 haces/m²); sin embargo, la densidad en el arrecife Cabezo es cuatro veces más pequeña que la reportada para Bahía de la Ascensión. Esto podría deberse al tipo de sustrato del arrecife Cabezo, pues está compuesto de material consolidado (Salas-Pérez & Granados Barba, 2008) con una cantidad muy pequeña de sedimentos, con una alta fragmentación del paisaje.

La alta fragmentación del paisaje del arrecife Cabezo podría ser explicado por la asociación de un sustrato rocoso con poco sedimento, la baja profundidad (menor a 0.50 m) y las características hidrodinámicas del sistema, como es la exposición al oleaje (Terrados & Ramírez-García, 2011). Este conjunto de características no permiten que se fijen los rizomas y que exista un buen desarrollo de las fanerógamas presentes. La fragmentación del hábitat ha sido reconocida como una de las principales amenazas para este tipo de ecosistemas (Armenteras, Gast, & Villareal, 2003; Dale & Pearson, 1997; Noss, 2000), y esto se ve reflejado en una reducción de la biodiversidad y el aumento del aislamiento del hábitat (Skole & Tucker, 1993).

Las características de la laguna arrecifal de Sacrificios y el desarrollo de corales hermatípicos condicionan a un crecimiento clonal (Ibarra-Morales & Abarca-Arenas, 2007), que produce un efecto de “parches de *T. testudinum*”, generado por espacios debido a las bifurcaciones (Hemminga & Duarte, 2000),

aunque en dichos parches no se advierte la fragmentación que presenta el hábitat en Cabezo. Esta colonización de zonas en Sacrificios, se presentó donde el sedimento fue grueso, “permeable” y con un grado de protección para poder desplazarse y dar un nuevo brote (Ibarra-Morales & Abarca-Arenas, 2007), lo que se vio reflejado en la densidad y en las características estructurales de los haces, no así en Cabezo, donde la laguna arrecifal no presentó protección y exhibió un sustrato escaso, con baja densidad, la característica estructural de sus haces (largo, ancho de la hoja, densidad, cobertura) y en su alta fragmentación.

El presente análisis del paisaje proporciona información únicamente de la organización y dinámica del paisaje marino somero dominado por pastos marinos. Existen pocos trabajos que proporcionen evidencia sobre cambios a gran extensión de las praderas de pastos marinos, entre estos pocos esfuerzos son relevantes los de Liceaga-Correa, Arellano-Méndez y Hernández-Núñez (2010) y el de Aguilera-Arias (2012). Robbins y Bell (2000) reportaron que la fragmentación del hábitat de pastos marinos se encuentra dada por diferentes factores, de los cuales, para el caso del presente estudio, destacan la luz y nutrientes (Dalla, et al., 1998; Dennison et al., 1993), la hidrodinámica en función de mareas y corrientes (Fonseca & Bell, 1998; Fonseca, Kenworthy, & Thayer, 1998) y las características del grano de sedimento tales como su cantidad y tamaño (Mukai, Aioi, & Ishida, 1980) en ambos arrecifes.

Aguilera-Arias (2012) señaló variaciones en el área y número de parches de los paisajes arrecifales durante los años 2004, 2008 y 2009 en ambos subgrupos del PNSAV (norte y sur). El autor, señaló que el subsistema sur presentó una mayor fragmentación de los arrecifes. Robinson et al. (1992) y Santos y Tellería (2006) reportaron que la fragmentación afecta al ecosistema mediante la reducción de la conectividad y biodiversidad, lo cual modifica la dinámica poblacional y los flujos energéticos. Estos resultados indicaron un “riesgo” ocasionado generalmente por influencia antrópica, que concuerda con lo obtenido

en la presente investigación. Esta coincidencia indicó un mayor deterioro y riesgo en el paisaje del subgrupo sur, donde se encuentra Cabezo, observándose una mayor fragmentación, que pueden ser atribuibles a procesos hidrodinámicos (Salas-Pérez, et al., 2007; Salas-Pérez & Granados Barba, 2008). Esta fragmentación produjo en el hábitat una gran cantidad de microhábitats (Fox, 2007) para diversas especies, algunas de importancia comercial (Jiménez-Badillo, Pérez-España, Vargas-Hernández, Cortés-Salinas, & Flores-Pineda, 2006).

Existen factores ambientales que pueden contribuir a la estructura y dinámica de este paisaje. Fonseca & Bell (1998) examinaron la relación entre el patrón de paisaje de pastos marinos y el entorno físico (exposición al viento/oleaje), y demostraron que la predicción del porcentaje de cobertura de pastos marinos era alta cuando se basa en el índice de exposición al oleaje. Por lo que, acontecimientos que provocan grandes alteraciones tales como tormentas invernales, “nortes” y huracanes, pueden ser responsables de la transición de pastos marinos a zonas de sedimentos, al enterrar las praderas o dejar al descubierto los rizomas superficiales (Kirkman & Kuo, 1990; Liceaga-Correa, et al., 2010; Arellano-Méndez, Liceaga-Correa, Herrera-Silveira, & Hernández-Núñez, 2011). De acuerdo con esos reportes, el paisaje de pastos marinos en los arrecifes del PNSAV puede estar fuertemente influenciado por el régimen hidrodinámico a través de eventos de alteración como la baja exposición de marea y aporte de sedimentos, inducidos por lluvias o eventos extremos, lo cual altera la dinámica del paisaje de pastos marinos. El conocimiento de las interacciones entre estas características y las interacciones fisiológicas más comúnmente estudiadas de los pastos marinos pueden explicar los mecanismos vinculados a su dinámica.

Oliver, Lehrter y Fisher (2011) han identificado que en sitios donde hay un mayor desarrollo costero, como el caso de Sacrificios, que se encuentra frente al Puerto de Veracruz y que ha tenido modificación del paisaje debido a la urbanización y construcción de infraestructura portuaria, se presenta una influencia negativa

sobre la condición de los corales, reduciendo su cobertura. Pero esto no sucede con el hábitat de *T. testudinum*, pues aquí las praderas poseen características estructurales muy desarrolladas. Los resultados obtenidos por Aguilera-Arias (2012), sugieren que este paisaje no es muy dinámico de forma anual, pero se evidencia pérdidas y ganancias de todos los tipos de parches de pastos marinos en tres temporadas (2004, 2008 y 2009). Esto puede ser el resultado de varios eventos que disminuyeron la claridad del agua así como el alto aporte sedimentario (Pérez-España & Vargas-Hernández 2008, Ortiz-Lozano, et al., 2009).

Aguilera-Arias (2012) reportó que otro factor por el que posiblemente se presente tan alta fragmentación en el arrecife Cabezo puede ser la presión causada por actividades humanas desarrolladas de manera activa, como son las pesquerías y las maniobras de navegación y anclaje; este efecto ha sido reportado por distintos autores (e.g. Arellano-Méndez, 2011; Böstrom, Pittman, Simenstad, & Knieb, 2011; Hemminga & Duarte 2000). Entre las actividades que ejercen presión en Cabezo se encuentra la pesquería del pulpo, que utiliza artes de pesca como actividades de golpeo, buceo y recolecta manual (Jiménez-Badillo, 2010; Jiménez-Badillo & Castro-Gaspar, 2007). Por otra parte, el tránsito marítimo asociado a esta actividad también puede incrementar la fragmentación (Bell, Brooks, Robbins, Fonseca, & Hall, 2001; Dunton & Schonberg 2002). Otra causa asociada es el pisoteo de las praderas durante la pesca y la recreación. Eckrich y Holmquist (2000) encontraron que en el pisoteo en sustratos muy blandos provoca que se entierren las plantas y en sustratos duros son aplastadas.

La elevada fragmentación del paisaje y por tanto, la mayor cantidad de microhábitats de Cabezo destacan su importancia como zona de reclutamiento y reproducción de peces arrecifales o de interés comercial. Por otro lado, debe tomarse en cuenta que la fragmentación puede ser un reflejo de la disminución de hábitats, lo que es reconocido como uno de los principales procesos endógenos que afectan a la diversidad

biológica, por lo que es necesario plantear de manera urgente un plan adecuado de manejo.

Los efectos de borde reflejan cambios en las condiciones biológicas y físicas en las zonas cercanas a los límites de los fragmentos, los cuales alteran los ciclos de vida de las especies que viven en ellos (Murcia, 1995). La respuesta en las características morfométricas de los pastos marinos y en su distribución espacial pueden reflejar los cambios en la calidad del ambiente y el estrés antrópico (Durako, 1999; Durako & Kunzelman, 2002; Herrera-Silveira, Comin, Arandea-Cirol, Troccoli, & Capurro, 2004), por lo que la información y los mapas pueden ser usados como ecoindicadores del sistema.

Green et al. (2000) reportaron que la tecnología de percepción remota es una herramienta de monitoreo ideal, pues abarca la extensión espacial completa de un área de manejo y permite recoger datos de forma repetida y sistemática. Resultados como los arrojados por el presente estudio, muestran que el uso de imágenes satelitales libres (Quickbird de Google) permiten dar una valoración de áreas de muestreo, donde la asignación de cobertura de tipos bentónicos complejos permite producir mapas de alta precisión a bajo costo (Phinn, Roelfsema, & Mumby, 2012). El propósito de una evaluación de base de la cubierta bentónica es producir mapas que respondan a las necesidades de usuarios locales, prestadores de servicios y tomadores de decisión. El hecho de que los sensores de los satélites sean cada vez más adecuados, disponibles y asequibles (Dalleau, et al., 2010), permite una representación más real de la naturaleza mediante un proceso económico y preciso.

Este trabajo es un primer esfuerzo para determinar el estado de las praderas de *T. testudinum* en particular en el PNSAV, desde sus características estructurales hasta su relación con la hidrodinámica del parque. Es necesario realizar seguimientos periódicos (monitoreo) de las poblaciones, con el fin de obtener más información sobre las praderas en todo el parque (distribución y estado de conservación), pues los servicios que presta son muy

importantes. Adicionalmente, se debe iniciar una evaluación económica de los servicios ambientales que presta, con el fin de integrarlos en futuros planes de manejo. Por otra parte, se debe establecer medidas legales para su protección, dada su importancia ambiental y económica, la cual ha sido reconocida internacionalmente.

Las características estructurales de los pastos marinos, si bien no presentan las altas densidades de las praderas presentes en la Península de Yucatán, se encuentran en buen estado de salud, presentan adaptabilidad al medio y se desarrollan en espacios limitados, lo que indica la capacidad de resiliencia de los pastos.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la matriz de confusión, se puede concluir que la metodología empleada fue adecuada para la identificación de los hábitats descritos. El análisis de los datos y el mapa generado, presentaron una alta correspondencia, con valores del estadístico de Khat de 79.6 % para Isla de los Sacrificios, y 81.1 % para el arrecife Cabezo, lo cual indica una exactitud aceptable de los mapas generados.

Las imágenes de satélite de mayor resolución, permiten una mejor representación de los hábitats benthicos, sin la necesidad de extensas bases de datos, lo cual reduce el costo y el tiempo en la presentación de resultados de fácil y objetiva representatividad, como son los mapas.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por fondos del laboratorio de "Análisis Espacial para la Toma de Decisiones" del Cuerpo Académico de Arrecifes Coralinos en el ICIMAP de la UV. Gracias a los estudiantes del ICIMAP Alejandro Roldan Heredia, Zoila Teresita de Jesús Alcaraz García y Andrea Aguilar Chacón; a los compañeros de INAPESCA Jonathan Aguilera Arias y Kenneth Cervera Cervera; y los compañeros de la CONANP Jacobo Santander, Alejandro Sagrero y Salvador. A CONACyT por el apoyo de la beca posdoctoral otorgada al primer autor.

RESUMEN

Los pastos marinos son ambientes costeros que se han visto amenazados por el incremento de las actividades humanas. Alterando de forma negativa los procesos y servicios ambientales que presentan, así como la disminución de praderas. El objetivo es generar conocimiento de la distribución, estado de la estructura y nivel de fragmentación en dos arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). Se eligieron dos praderas en arrecifes con características distintas: Sacrificios en el Norte que se encuentra cerca de la costa y Cabezo en el Sur que está alejado de la costa. Se determinaron las características específicas de haz y área de las praderas de macrófitas sumergidas presentes e identificaron cuatro grupos de cobertura morfofuncionales. Se comprobaron diferencias significativas entre coberturas (ANOVA no paramétrico, prueba de Kruskal-Wallis). Se realizó una clasificación supervisada de una imagen espacial de alta resolución verificada con datos de campo (55 Sacrificios y 290 Cabezo). El nivel de fragmentación se calculó usando métricas de paisaje a nivel de clase y se realizaron mapas temáticos en función de las cuatro coberturas. Las praderas se encuentran dominadas por *Thalassia testudinum*; se tuvieron densidades máximas de 208 haces/m² para Cabezo y 176 haces/m² en Sacrificios. Cabezo presentó pastos de hojas cortas (9 cm) y delgadas (0.55 cm) en promedio; Sacrificios tuvo hojas más largas (23.5 cm) y gruesas (1 cm). Sacrificios mostró menor grado de fragmentación que Cabezo; en ambos casos la fragmentación de la cobertura vegetal corresponde a menos del 50 %. Aunque el arrecife Cabezo presenta una mayor fragmentación, que crea un gran número de microambientes, siendo reconocido por su importancia como zona de reclutamiento. Este trabajo sirve como una línea de base para la creación de un plan de manejo adecuado (formación de una zona núcleo de Cabezo). Es necesario complementar este trabajo con nuevos esfuerzos del reconocimiento de las praderas de pastos marinos en todos los arrecifes del PNSAV, así como de monitoreos periódicos y reconocimiento de sus servicios ecosistémicos.

Palabras clave: *Thalassia testudinum*, distribución, estructura, mapeo, ecología del paisaje.

REFERENCIAS

- Aguilera-Arias, J. (2012). *Caracterización estructural y dinámica del paisaje en lagunas arrecifales: estudio de caso Sistema Arrecifal veracruzano* (Tesis de Maestría). Universidad Veracruzana: Boca del Río, Veracruz, México.
- Alevison, W., Richardson, R., Pitts P., & Services, G. (1985). Coral zonation and patterns of community structure in Bahamian reef fishes. *Bulletin of Marine Sciences*, 36, 304-318.

- Arellano-Méndez, L. U. (2011). *Estructura de los pastos marinos y su relación con la variabilidad ambiental a diferentes escalas espaciales* (Tesis Doctoral). Instituto Politécnico Nacional: Mérida, Yucatán, México.
- Arellano-Méndez, L. U., Liceaga-Correa, M. A., Herrera-Silveira, J. A., & Hernández-Núñez, H. (2011). Impacto por huracanes en las praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 59, 385-401.
- Armenteras D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Bach, S., Thayer, G., & LaCroix, M. (1986). Export of detritus from eelgrass (*Zostera marina*) beds near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 28, 265-278.
- Bell, S.S., Brooks, R. A., Robbins, B. D., Fonseca, M. S., & Hall, M. O. (2001). Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biological Conservation*, 100, 115-123.
- Berkes, F., & Folke, C. (2002). Back to the Future: Ecosystem Dynamics and Local Knowledge, In L.H. Gunderson, & C. S. Holling (Eds.), *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems* (pp. 121-146). Washington, D.C.: Island Press.
- Boström, C., Pittman, S. J., Simenstad, C., & Kneib R. T. (2011). Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 191-217.
- Caso, M., Pisanty, I., & Ezqurra, E. (Eds). 2004. *Diagnóstico ambiental del golfo de México*. México D.F.: INE-SEMARNAT.
- Consejo Nacional de Población (CONAPO). (2008). *Programa Nacional de Población 2008-2012. Por un cambio demográfico a favor del desarrollo*. México: Secretaría de Gobernación.
- Cunha, A. H., Santos, R. P., Gaspar, & Bairros, M. F. (2005). Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: a case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 636-644.
- Dale, V. H., & Pearson, S. M. (1997). change in Amazonia. En W. F. Laurance, & R. O. Bierregaard (Eds), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities* (pp. 400-410). Illinois, USA: University of Chicago Press.
- Dalla, J., Sturmbauer, C., Schonweger, G., Setze, E., Mathekowitsch, S., Stifter, M., & Rieger, R. (1998). Light gradients and meadow structure in *Posidonia oceanica*: ecomorphological and functional correlates. *Marine Ecology Progress Series*, 163, 267-278.
- Dalleau, M., Andréfouët, S., Wabnitz, C. C. C., Payri, C., Wantiez, L., Pichon, M., Friedman, K., Vigliola, L., & Benzoni, F. (2010). Use of habitats as surrogates of biodiversity for efficient coral reef Conservation planning in Pacific Ocean Islands. *Conservation Biology*, 24, 541-552.
- De Jonge, V. N., & De Jonge, D. J. (1992). Role of tide, light, and fisheries in the decline of *Zostera marina* L in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Institute for Sea Research Publication Series*, 20, 161-176.
- Dennison, W. C., Orth, R. J., Moore K. A., Stevenson, J. C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P. W., & Batiuk, R. A. (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience*, 43, 86-94.
- DOF, 2012. Diario Oficial de la Federación. Organismo del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Tomo DCCX, No. 21, jueves 29 de noviembre de 2012. 13 pp.
- Duarte, C. M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29, 192-206.
- Dunton, K. H., & Schonberg, S. V. (2002). Assessment of propeller scarring in seagrass beds of the south Texas coast. *Journal of Coastal Research*, 37, 100-110.
- Durako, M. J. (1999). Changes in seagrass abundance and diversity: Is this a good thing? *ASB Bulletin*, 46, 273-285.
- Durako, M. J., & Kunzelman, J. I. (2002). Photosynthetic characteristics of *Thalassia testudinum* measured in situ by press-amplitude modulated (PAM) fluorometry: methodological and scale-based considerations. *Aquatic Botany*, 73, 173-185.
- Eckrich, C. E., & Holmquist, J. G. (2000). Trampling in seagrass assemblage: direct effects, response of associated fauna, and the role of substrate characteristics. *Marine Ecology Progress Series*, 201, 199-209.
- Eyre, B. D., & Ferguson, A. J. P. (2002). Comparison of carbon production and decomposition, benthic nutrient fluxes and denitrification in seagrass, phytoplankton, benthic microalgae- and macroalgae- dominated warm-temperate Australian lagoons. *Marine Ecology Progress Series*, 229, 43-59.
- Fonseca, M. S., & Bell, S. S. (1998). Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 109-121.
- Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., & Thayer, G. W. (1998). *Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters*. Silver Spring (MD): National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Coastal Ocean

- Office. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series no. 12.
- Fourqurean, J. W., Marba, N., Duarte, C. M., Diaz-Almela, E., & Ruiz-Halpern, S. (2007). Spatial and temporal variation in the elemental and stable isotopic content of the seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* from the Illes Balears, Spain. *Marine Biology*, *151*, 219-232.
- Fox, J. W. (2007). The dynamics of top-down and bottom-up effects in food webs of varying prey diversity, composition, and productivity. *Oikos*, *116*, 189-200.
- Gasch, J., Arvidson, T., Goward, S. N., Andréfouët, S., Hu, C., & Müller-Karger, F. E. (2000). *An Assessment of Landsat 7/ETM+ Coverage of Coral Reefs Worldwide*. Honolulu, Hawaii: IGARSS 2000, IEEE.
- Gonnee, M. E., Paytan, A., & Herrera-Silveira, J. A. (2004). Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Management*, *61*, 211-227.
- Green, P. E., Mumby, J. P., Edwards, A. J., & Clark, D. C. (2000). *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. London, England: UNESCO.
- Herrera-Silveira, J. A., Comin, F. A., Aranda-Cirerol, N., Troccoli, L., & Capurro, L. (2004). Coastal waters quality assessment in the Yucatan Peninsula, management implications. *Ocean and Coastal Management*, *47*, 625-639.
- Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass Ecology*. United Kingdom: Cambridge University Press.
- Hemminga, M. A., & Mateo, M. A. (1996). Stable carbon isotopes in seagrasses: variability in ratios and use in ecological studies. *Marine Ecology and Progress Series*, *140*, 285-298.
- Hill, J., & Wilkinson, C. (2004). *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Ibarra Morales, N., & Abarca Arenas, L. G. (2007). Distribución, abundancia y biomasa de *Thalassia testudinum* en la laguna del arrecife Sacrificios, Veracruz. En A. Granados Barba, L. G. Abarca Arenas, & J. M. Vargas Hernández (Eds.), *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 161-172). México: Universidad Autónoma de Campeche.
- Jiménez-Badillo, M. L. (2010). Geographic information systems: tools to manage the octopus fishery in the Veracruz Reef System National Park, México. *GIS/Spatial Analysis in Fishery and Aquatic Science*, *4*, 319-328.
- Jiménez-Badillo, M. L., & Castro-Gaspar, L. G. (2007). Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. En A. Granados Barba, L. G. Abarca Arenas, & J. M. Vargas Hernández (Eds.), *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 221-240). México: Universidad Autónoma de Campeche.
- Jiménez-Badillo, M. L., Pérez-España, H., Vargas-Hernández, J. M., Cortés-Salinas, J. C., & Flores-Pineda, P. A. (2006). *Catálogo de especies y artes de pesca del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano*. México, D. F.: CONABIO, Universidad Veracruzana.
- Kirk, T. O. (1994). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Second edition. United Kingdom: Cambridge University Press.
- Kirkman, H., & Kuo, J. (1990). Pattern and process in southern Australian seagrasses. *Aquatic Botany*, *37*, 367-382.
- Kun-Seop, L., & Dunton, K. H. (1997). Effect of in situ light reduction on the maintenance, growth and partitioning of carbon resources in *Thalassia testudinum* banks ex König. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *120*, 53-73.
- Liceaga-Correa, M. A., Arellano-Méndez, L. U., & Hernández-Núñez, H. (2010). Efectos de los huracanes y cambio climático sobre el Caribe mexicano: Adaptabilidad de los pastos marinos. En A. V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, & J. L. Rojas-Galaviz (Eds.), *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático* (pp. 211-228). México: Semarnat-INE, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche.
- Liebhold, A. M., & Gurevitch, J. (2002). Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. *Ecography*, *25*, 553-557.
- Lot-Helgueras, A. (1971). Estudios sobre fanerógamas marinas en las cercanías de Veracruz, Veracruz. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Botánica*, *1*, 1-48.
- Marbá, N., Terrados, J., & Templado, J. (2004a). Estructura y crecimiento clónico. En Á. A. Luque & J. Templado (Eds.), *Praderas Marinas de Andalucía* (pp. 138-141). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Marbá, N., Terrados, J., & Templado, J. (2004b). Producción primaria y fenología. En Á. A., Luque, & J. Templado (Eds.), *Praderas y Bosques Marinos de Andalucía* (pp. 144-146). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Martínez, M. L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., & Landgrave, R. (2007). The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, *63*, 254-272.
- McGarigal, K., & Marks, B. (1995). FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure v2.0 (unpublished computer program

- user manual and guide*). Cornallis, Canadá: Oregon State University. Retrieved from <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McRoy, C. P., & Helfferich, C. (1980). Applied aspects of seagrasses. In R.C. Phillips, & C. P. McRoy (Eds.), *Handbook of seagrasses biology: an ecosystem perspective* (pp. 297-343). New York: Garland STPM Press.
- MicroImages ©, Inc. (2015). Published in the United States of America 11th Floor - Sharp Tower, 206 South 13th Street, Lincoln NE 68508-2010 USA. Retrieved from <http://www.microimages.com/>
- Mukai, H., Aioi, K., & Ishida, Y. (1980). Distribution and biomass of eelgrass (*Zostera marina* L.) and other seagrasses in Odawa Bay, central Japan. *Aquatic Botany*, 8, 337-343.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 58-62.
- Noss, R. (2000). High-risk ecosystems as foci for considering biodiversity and ecological integrity in ecological risk assessments. *Environmental Science & Policy*, 3, 321-332.
- Oliver, L. M., Lehrter, J. C., & Fisher, W. S. (2011). Relating landscape development intensity to coral reef condition in the watersheds of St. Croix, US Virgin Islands. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 293-302.
- Orth, R. J., Luckenbach, M. L., Marion, S. R., Moore, K. A., & Wilcox, D. J. (2006). Seagrass recovery in the Delmarva coastal bays. *Aquatic Botany*, 84, 26-36.
- Ortiz-Lozano, L. D., Granados-Barba, A., & Espejel, I. (2009). Ecosystemic zonification as a management tool for marine protected areas in the coastal zone: applications for the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park, México. *Oceanography and Coastal Management*, 52, 317-323.
- Pérez-España, H., & Vargas-Hernández, J. M. (2008). *Caracterización ecológica y monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Primera Etapa (Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM002)*. México D. F.: Universidad Veracruzana. Centro de Ecología y Pesquerías.
- Peterson, C. H., Luettich, R. A., Micheli, F., & Skilleter, G. A. (2004). Attenuation of water flow inside seagrass canopies of differing structure. *Marine Ecology Progress Series*, 268, 81-92.
- Phinn, S, Roelfsema, C., & Mumby, P. (2012). Multi-scale, object-based image analysis for mapping geomorphic and ecological zones on coral reefs. *International Journal of Remote Sensing*, 33, 3768-3797.
- Prager, E. J. (2001). *Los Océanos*. México: McGraw-Hill.
- Preen, A. R., Lee Long, W. J., & Coles, R. G. (1995). Flood and cyclone related loss, and partial recovery of more than 1,000 km² of seagrass in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Aquatic Botany*, 52, 3-17.
- Robbins, B. D., & Bell, S. S. (2000). Dynamics of a subtidal seagrass landscape: seasonal and annual change in relation to water depth. *Ecology*, 81, 1193-1205.
- Robinson, G. R., Holt, R. D., Gaines, M. S., Hamburg, S. P., Johnson, M. L., Fitch, H. S., & Martinko, E. A. (1992). Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, 257, 524-526.
- Salas-Pérez, J. J., & Granados-Barba, A. (2008). Oceanographic characterization of the Veracruz reefs system. *Atmósfera*, 21, 281-301.
- Salas-Pérez, J. J., Vargas-Hernández, J. M., Arenas-Fuentes, V., & Balderas-Cruz, P. (2007). Trayectoria de masas de agua en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y modelos numéricos: circulación de verano. En A. Granados-Barba, L. G. Abarca-Arenas, & J. M. Vargas-Hernández (Eds.), *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 17-26). México: Universidad Autónoma de Campeche.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15, 3-12.
- Schröder, B., & Seppelt, R. (2006). Analysis of pattern-process interactions based on landscape models-overview, general concepts, and methodological issues. *Ecological Modelling*, 199, 505-516.
- Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbances of seagrass. *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- Skole, D., & Tucker, C. (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260, 1905-1910.
- Sotheran, I. S., Foster-Smith, R. L., & Davies, J. (1997). Mapping of marine benthic habitats using image processing techniques within a raster-based geographic information system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 25-31.
- Stanbury, K. B., & Starr, R. M. (1999). Applications of Geographic Information System (GIS) to habitat assessment and marine resource management. *Oceanologica Acta*, 22, 699-703.
- Terrados, J., & Ramírez-García, P. (2011). Cover and edge length to area ratio of seagrass (*Thalassia testudinum*) meadows in coral reef lagoons (Veracruz Reef System, Southwest Gulf of México). *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*, 21, 224-230.
- Turner A., & Millward, G. E. (2002). Suspended particles: their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 55, 857-883.

- Vargas-Hernández, J. M., Hernández-Gutiérrez, A., & Carrera-Parra, L. F. (1993). Sistema Arrecifal Veracruzano. In S. Salazar-Vallejo, & N. E. González (Comps.), *Biodiversidad marina y costera de México* (pp. 559-575). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Centro de Investigaciones de Roo, Chetumal.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, Adaptability and Transformability in Social-Ecological Systems. *Ecology and Society*, 9, 5.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck Jr, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy Sciences USA*, 106, 12377-12381.
- Waycott, M., Longstaff, B. J., & Mellors, J. (2005). Seagrass population dynamics and water quality in the Great Barrier Reef region: A review and future research directions. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 343-350.
- Zieman, J. C., Fourqurean, J. W., & Frankovich, T. A. (1999). Seagrass Die-off in Florida Bay: Long-term trends in abundance and growth of turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Estuaries*, 22, 460-470.