

ARTICULO ORIGINAL

PASTOS MARINOS DE PASA CABALLONES, PARQUE NACIONAL JARDINES DE LA REINA, CUBA

Seagrass beds of Pasa Caballones, Jardines de la Reina National Park, Cuba

Claudia Bustamante López^{1*}, Leslie Hernández-Fernández¹, Roberto González de Zayas², Lisadys B. Dulce Sotolongo¹ y Fabián Pina Amargós³

¹ Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Cayo Coco, Morón, Ciego de Ávila, Cuba. CP: 69400.

² Centro de Estudios Geomáticos, Ambientales y Marinos SA de CV (GEOMAR). Avenida Ejército Nacional 404-801, Polanco V Sección. CDMX. México.

³ Especialista Ambiental. Avalon - Marlin, Jardines de la Reina, Ciego de Ávila, Cuba

* Autor para correspondencia: algas@ciec.cu

Recibido: 8.11.2017

Aceptado: 6.9.2018

RESUMEN

Pasa Caballones constituye un canal de marea que separa cayo Anclitas y Caballones en el borde exterior del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. En este estudio se caracterizó el estado de cuatro sitios de pastos marinos de Pasa Caballones en 2015 y 2016. Para estimar la densidad de pastos marinos se utilizó un marco cuadrado de 0.25 x 0.25 m, sobre tres transectos de 50 m paralelos a la costa. En cada sitio se estimaron parámetros físico-químicos incluyendo temperatura, salinidad, visibilidad y concentración de nutrientes. Se empleó un chinchorro de puerta para determinar la composición de peces. La angiosperma predominante en los muestreos fue *Thalassia testudinum*. La densidad promedio de vástagos mostró diferencias significativas (457 y 473 vástagos/m² en 2015 y 2016, respectivamente) entre sitios por años, lo mismo ocurrió con la altura de la canopia (26 y 29 cm de altura promedio en 2015 y 2016, respectivamente). En ambos años dominaron las macroalgas verdes calcáreas de los géneros *Halimeda* y *Penicillus*. La composición de peces estuvo dada por 46 individuos pertenecientes a 24 especies; los peces con mayor abundancia fueron *Sparisoma chrysopterum* (14 individuos) y las especies del género *Monacanthus* (17 individuos). La concentración de nutrientes determinada fue más elevada a la de otras áreas de pastos marinos en Cuba y en el Caribe. No se observaron evidencias de marcas ocasionadas por pro-pelas, a pesar de constituir una de las zonas de mayor trasiego de embarcaciones turísticas de la región. Este estudio constituye una base ecológica para futuros monitoreos de pastos marinos en otros canales de marea representativos del PNJR.

PALABRAS CLAVE: *Thalassia testudinum*, pastos marinos, composición de peces, Pasa Caballones, Parque Nacional Jardines de la Reina

ABSTRACT

*Caballones Canal is a tidal channel that separates the Anclitas and Caballones keys from the outer edge of the Jardines de la Reina National Park, Cuba. In this study, we characterize the status of four seagrass bed sites of Pasa Caballones in 2015 and 2016. To estimate the density of seagrasses a quadrat of 0.25 x 0.25 cm was placed on three 50 m transects parallel to the coast. At each site, we measured physico-chemical parameters such as temperature, salinity, visibility, nutrients. We used bottom trawls to determine fish species composition. The predominant angiosperm in the surveys was *Thalassia testudinum*. We found differences in both, the average density of short shoots between sites for years (457 and 473 shoots/m² for 2015 and 2016 respectively), as well as the average height of the canopy (26 and 29 cm for 2015 and 2016, respectively). For both years calcareous greens macroalgae of the genera *Halimeda* and *Penicillus* were dominant. We identified 24 fish species from 46 individuals; *Sparisoma chrysopterum* (14 individuals) and *Monacanthus* spp (17 individuals) were the most representative in surveys. Nutrient concentration was higher than other seagrass zones in Cuba and Caribbean Region. Sea grasses beds in these sites showed no signs of propellers scars, despite being one of the areas with the largest amount of tourist boats in the region. This study constitutes an ecological basis for future monitoring of sea grasses in other tidal channels representative of the PNJR.*

KEY WORDS: *Thalassia testudinum, sea grasses beds, fish composition, Caballones Canal, Jardines de la Reina National Park*

INTRODUCCIÓN

Los pastos marinos están considerados los principales productores primarios en zonas costeras por su papel en la dinámica trófica, en la provisión de hábitat, la estabilidad del sustrato y el ciclo biogeoquímico (Green and Short, 2003). De acuerdo con Duarte y Chiscano (1999) los pastos

marinos se caracterizan por ser uno de los ecosistemas más productivos y diversos del planeta, y son de gran importancia para el bienestar humano (Cullen-Unsworth *et al.*, 2014). Los pastos marinos estabilizan y reducen la resuspensión de sedimentos y nutrientes en la columna de agua, mejorando la calidad de agua (Verweij *et al.*, 2008), y contribuyen a la salud de los arrecifes de coral adyacentes con beneficios en biodiversidad y productividad. También proporcionan servicios de regulación como retención y reciclaje de nutrientes, control de calidad de agua y secuestro de carbono; y pueden participar como amortiguador de la acidificación del océano (Unsworth *et al.*, 2012).

En áreas tropicales los pastos marinos se encuentran comúnmente próximos a otros hábitats de poca profundidad, como los manglares y los arrecifes de coral (Ogden, 1988; Olds *et al.*, 2012). Estos ecosistemas están estrechamente vinculados con una alta producción pesquera debido a que proporcionan hábitat esencial para juveniles de peces (Coles *et al.*, 1993, Unsworth *et al.*, 2008), incrementando su valor directo en las pesquerías (Unsworth and Cullen, 2010). Los pastos marinos ayudan a soportar la productividad de peces y biodiversidad en arrecifes de coral (Unsworth and Cullen, 2010).

En el Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR) existen extensas áreas cubiertas por pastos marinos, sin embargo la dinámica de este ecosistema no se conoce (Guimaraes *et al.*, 2013). A pesar de que esta región tiene un gran interés para la conservación y las pesquerías, no se ha realizado una evaluación exhaustiva sobre dicho ecosistema (Martínez-Daranas y Suárez, 2018). Esta reserva marina se puede considerar como una zona efectivamente conservada y con poca influencia

antropogénica debido a que el archipiélago se encuentra separado de la isla grande (Cuba), resultando en limitadas actividades humanas con poco o no efecto sobre la calidad del agua y las comunidades de peces (Martín-Blanco *et al.*, 2011).

El PNJR proporciona a Cuba importantes servicios económicos, vinculados directamente con la pesca comercial y al turismo (Figueredo-Martín *et al.*, 2013). Esto ha llevado a la ejecución de estudios ecológicos enfocados a su conservación para informar acciones de manejo más efectivas por parte de las autoridades correspondientes (Figueredo-Martín *et al.*, 2010; Pina-Amargós *et al.*, 2014; Hernández-Fernández *et al.*, 2016).

Una de las zonas de pastos marinos más vulnerable a las actividades turísticas es la Pasa Caballones localizada en el centro del PNJR (Martín-Blanco *et al.*, 2011). Esta área experimenta un nivel relativamente alto de embarcaciones turísticas y por tanto un potencial alto de disturbio debido a la explotación turística con instalaciones, actividades de buceo y pesca deportiva. En este trabajo se caracteriza el estado actual de los pastos marinos en la Pasa Caballones, así como de comunidades que viven asociadas a ellos, para establecer una línea base que permita el monitoreo constante de dicho canal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en cuatro sitios en la Pasa Caballones. Este canal de marea se encuentra al centro sureste de la isla de Cuba en el archipiélago Jardines de la Reina y tiene aproximadamente 3 km de largo y 2.7 km de ancho en su parte más estrecha (Valdés-Montero *et al.*, 2000). El canal está limitado por el extremo este de Cayo Caballones y el extremo oeste de

Cayo Anclitas, y sirve como intercambio de agua entre el Mar Caribe y el Golfo de Ana María (González de Zayas *et al.*, 2006).

Para la caracterización fisicoquímica de las aguas de Pasa Caballones se determinaron los siguientes parámetros: salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto, concentración de nutrientes y visibilidad. Cada parámetro se determinó cada dos horas en un ciclo de 24 horas, en febrero de 2015. Los nutrientes totales y disueltos fueron determinados en dos muestreos (15 y 20 de enero de 2016). Para la salinidad, temperatura, pH y oxígeno disuelto (OD) las muestras fueron tomadas *in situ*. Muestras de agua fueron tomadas y fijadas en el campo y posteriormente trasladadas al laboratorio para determinar OD, según el método de Winkler (Wright, 1983). La visibilidad horizontal se estimó con un Disco Secchi.

Las muestras para el análisis de nutrientes fueron filtradas a través de filtros de nitrocelulosa 0.45 y 0.22 μm (Millipore™ tipo HA) y fijadas con cloroformo. Los análisis fueron realizados con un analizador de flujo segmentado Skalar SanPlus utilizando los métodos estándares adaptados por Grasshoff *et al.* (1983) y circuitos sugeridos por Kirkwood (1994). La precisión de los análisis con este sistema fue: nitrato 0.1 μM , nitrito 0.02 μM , amonio 0.1 μM , fósforo reactivo soluble (PRS) 0.04 μM , y silicato reactivo soluble (SiRS) 0.1 μM .

Se muestrearon cuatro sitios dominados por pastos marinos, dos en las cercanías de Cayo Caballones: Noroeste de Caballones (N 20°51'46.3", W 78°57'56.5") y Suroeste de Caballones (N 20°50'14.3", W 78°58'05.5") y dos en las cercanías de Cayo Anclitas: Noreste de Anclitas (N 20°49' 59.5", W 78°55'59.5") y Sureste de Anclitas (N 20°48'47.7", W 78°56'45.0") en febrero de 2015 y el mismo mes en 2016

(Fig. 1). La caracterización de los pastos marinos se realizó sobre la base de la metodología propuesta por Martínez-Daranas *et al.* (2013) en el Protocolo para el Muestreo de los Pastos Marinos del proyecto “Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de Áreas Costeras y Marinas Protegidas en los archipiélagos del Sur de Cuba” (GEF/PNUD. No. 3973). Los cuatro sitios fueron monitoreados con un marco cuadrado de 0.25 x 0.25 m, colocado cada 4 m sobre tres transectos de 50 m paralelos a la costa, para un total de 12 marcos por transecto. Cada transecto se ubicó teniendo en cuenta la extensión de la pradera: uno al principio de la pradera, otro donde termina (final) y uno intermedio entre los dos anteriores.

En cada marco se identificaron las especies de angiospermas marinas y los grupos

morfo-funcionales de macroalgas dominantes; se estimó la abundancia relativa de cada especie de angiosperma, la densidad de vástagos por m² y la altura promedio de la vegetación (altura de la canopia). Además se identificó la fauna asociada. Las especies de macroalgas que no se identificaron *in situ* se conservaron en frascos de cristal con sal común, y se anotó en una tablilla el momento de la colecta hasta su traslado al laboratorio donde fueron conservadas en alcohol. En el laboratorio, las macroalgas fueron clasificadas hasta el taxón más bajo posible, según criterios de Littler and Littler (2000), Littler *et al.* (2008), Dawes and Mathieson (2008), Suárez *et al.* (2015) y Guiry and Guiry (2017). Por último, en cada marco se determinó la diversidad de invertebrados móviles, identificando organismos a nivel de especie, en la medida de lo posible.

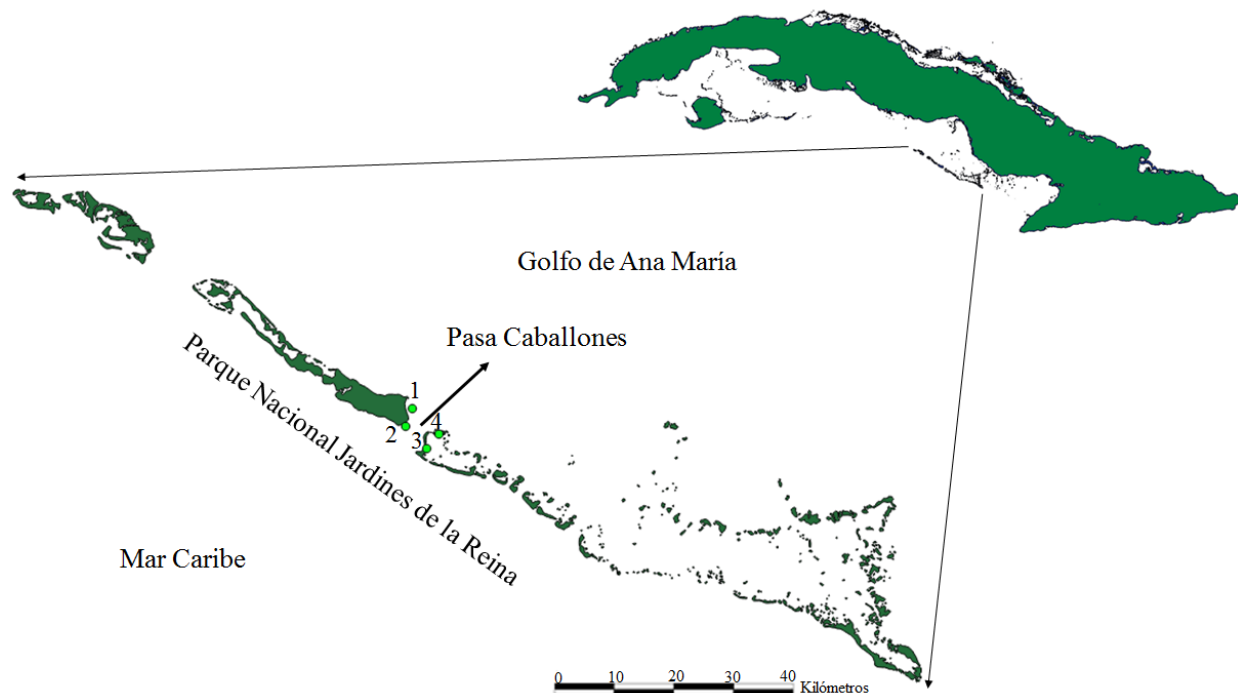


Fig. 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Pasa Caballones (1: Noreste de Caballones; 2: Sureste de Caballones; 3: Suroeste de Anclitas; 4: Noroeste de Anclitas).

Las diferencias en la abundancia relativa (%), la densidad de vástagos y la altura promedio de *Thalassia testudinum* K. D. Koenig (altura de la canopia), se analizaron a través de análisis de varianza bifactoriales, con años (2015 y 2016) y sitios como factores, con un nivel de significación de 0.05, en el que se consideró como factor uno los sitios y como factor dos los años. El análisis se realizó con Statistica 6.0 (StatSoft, Inc., 2004). Se verificaron los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad de los datos, siguiendo los criterios de Zar (1996) y Underwood (1997).

La comunidad de peces asociados a los pastos marinos solo se determinó en febrero de 2015, con un chinchorro de puerta de 3 m de apertura, con un diámetro de malla de 2.5 cm. La red fue arrastrada durante 2 minutos, a una velocidad de 2 nudos sobre cada transecto en cada sitio; se realizaron en total tres arrastres por sitio. La apertura, tiempo y velocidad permitió muestrear 450 m² en cada "arrastre" (unidad de muestreo = UM). La identificación de los peces se realizó sobre los criterios de Humann and Deloach (2006).

RESULTADOS

En febrero de 2015, la salinidad promedio en la Pasa Caballones fue 36.1 ups (mínimo de 35.6 ups en pleamar y máximo de 36.8 ups en bajamar). La correlación entre la amplitud de la marea y los parámetros determinados (salinidad, temperatura, pH y OD) no fue significativa (Tabla 1). La temperatura promedio del agua fue de 26.9 °C (entre 26.4 y 27.9 °C) y el pH de 8.168. La concentración promedio de oxígeno disuelto

Tabla 1. Matriz de correlación de Pearson entre los valores de salinidad, temperatura, pH y OD en Pasa Caballones durante un ciclo diurno, en febrero del 2015. Los valores en negrita tuvieron correlación significativa alta.

	Marea	Salinidad	Temperatura	pH	OD
Marea	1.00	-0.32	0.06	-0.13	-0.22
Salinidad		1.00	0.14	0.08	0.60
Temperatura			1.00	0.38	0.33
pH				1.00	0.48
OD					1.00

fue 7.9 mg/L (entre 6.5 y 8.8 mg/L). Solo hubo correlación significativa entre el OD y la salinidad durante el ciclo diurno (Tabla 1).

En enero de 2016, el contenido promedio de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue de 6.55 µM (2.02 – 7.74 µM) y el Nitrógeno Total (NT) llegó hasta un máximo de 20.89 µM (promedio de 11.00 µM). Los compuestos de fósforo tuvieron concentraciones promedios de 0.23 µM para el fósforo reactivo soluble (PRS) y de 0.29 µM para el Fósforo Total (PT), por lo que la mayoría de este parámetro estaba como fracción biodisponible para los productores primarios. El Silicato Reactivo Soluble (SiRS) tuvo un máximo de 21.03 µM, pero su concentración promedio (6.06 µM) fue normal para aguas marinas. El fósforo fue el nutriente limitante en la Pasa Caballones debido a que la relación N:P (inorgánico) fue como promedio de 31:1.

En febrero de 2015 y 2016, la visibilidad horizontal en los sitios de monitoreo estuvo entre 10 m y 14 m (Tabla 2). En los sitios muestreados en Pasa Caballones predominaron los sustratos de tipo arenoso y fango-arenoso (Tabla 2).

La abundancia relativa (%) de *T. testudinum* mostró diferencias significativas entre sitios por año (F= 6.339; p < 0.000). Se determinaron diferencias significativas

Tabla 2. Sitios de pastos marinos en Pasa Caballones, Parque Nacional Jardines de la Reina.

	Sitios	Profundidad (m)	Visibilidad horizontal (m)	Sustrato
Año 2015	Noreste de Caballones	3.40	11	arenoso
	Sureste de Caballones	2.25	12	arenoso
	Noroeste de Anclitas	3.10	10	fango-arenoso
	Suroeste de Anclitas	3.25	10	fango-arenoso
Año 2016	Noreste de Caballones	2.40	10	arenoso
	Sureste de Caballones	2.50	10	arenoso
	Noroeste de Anclitas	2.30	14	fango-arenoso
	Suroeste de Anclitas	2.70	11	fango-arenoso

entre sitios para 2015 ($F= 4.647$; $p < 0.003$), mientras que para 2016, no ($F= 02.171$; $p < 0.5094$) (Fig. 2).

La densidad de vástagos de *T. testudinum* mostró diferencias significativas entre sitios por año ($F= 2.791$; $p < 0.040$). No

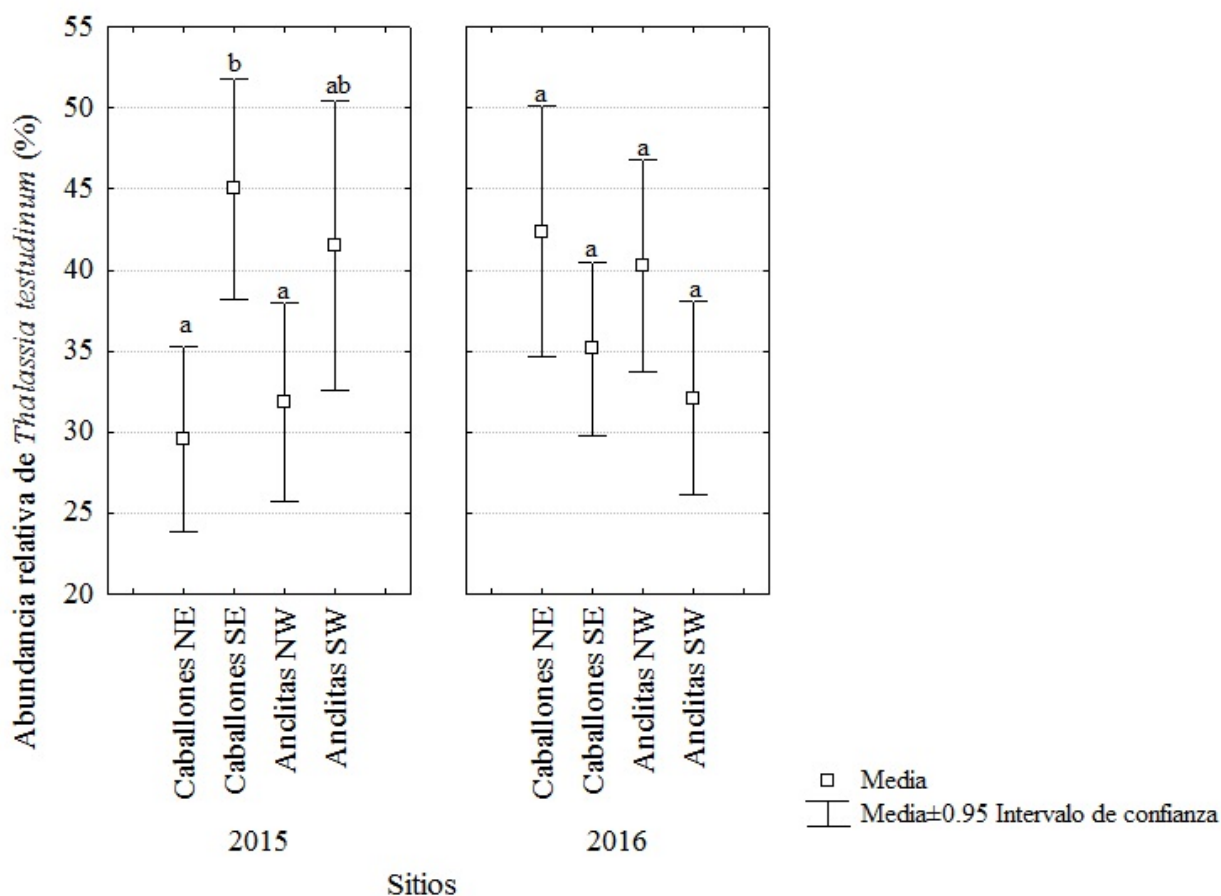


Fig. 2. Abundancia relativa de *T. testudinum* (%) entre sitios de Pasa Caballones por años de muestreo. Noreste de Caballones (Caballones NE), Sureste de Caballones (Caballones SE), Suroeste de Anclitas (Anclitas SE) y Noroeste de Anclitas (Anclitas NE).

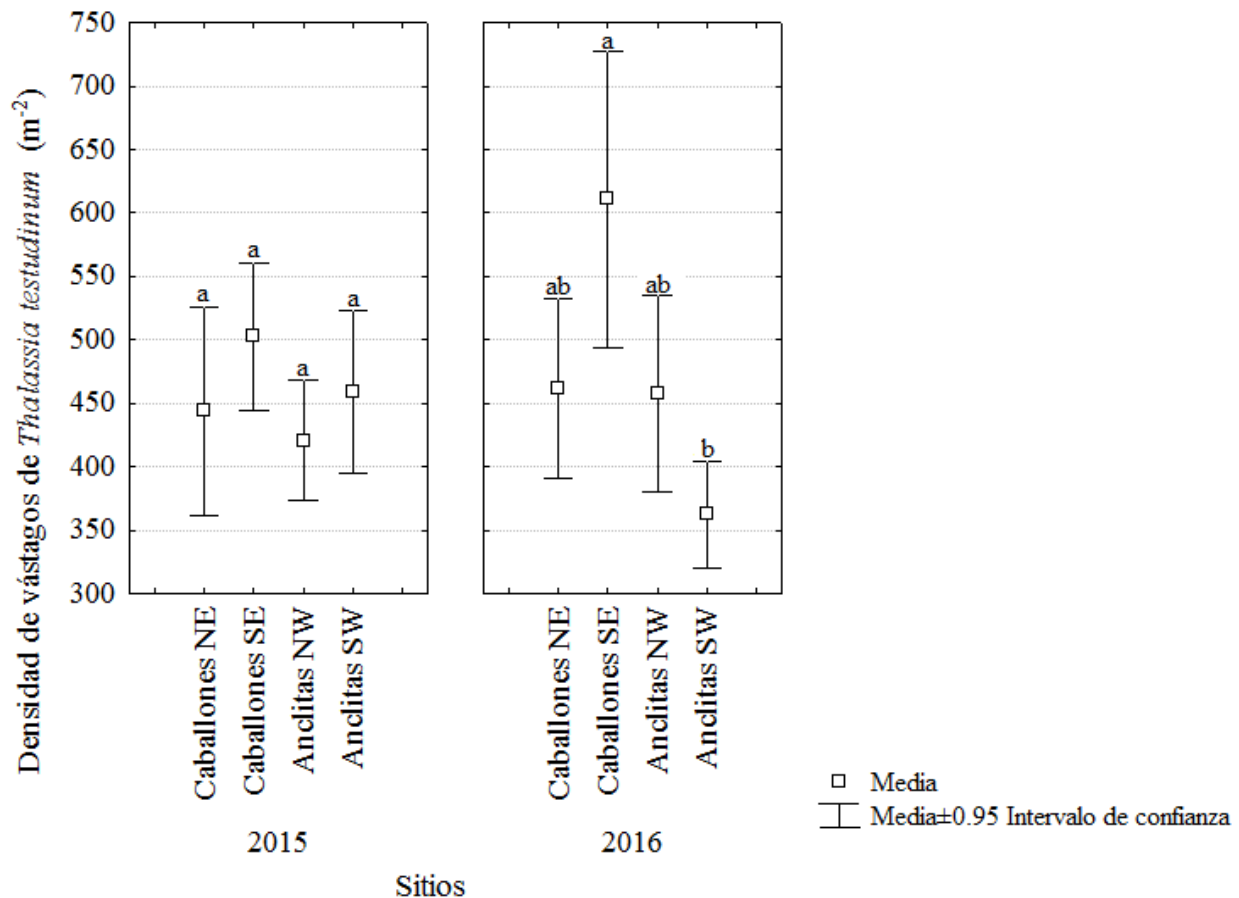


Fig. 3. Densidad de vástagos de *T. testudinum* (m⁻²) entre sitios de Pasa Caballones por años de muestreo. Noreste de Caballones (Caballones NE), Sureste de Caballones (Caballones SE), Suroeste de Anclitas (Anclitas SE) y Noroeste de Anclitas (Anclitas NE).

se determinaron diferencias significativas, para este indicador, en 2015 ($F=1.197$; $p < 0.313$), mientras que en 2016, sí ($F=6.598$; $p < 0.000$) (Fig. 3).

La altura promedio de *T. testudinum* también mostró diferencias significativas entre sitios por año ($F=19.115$; $p < 0.000$). Se determinaron diferencias significativas entre sitios, tanto para 2015 ($F=37.108$; $p < 0.000$), como para 2016 ($F=19.986$; $p < 0.000$) (Fig. 4).

En 2015 y 2016, los grupos morfo-funcionales de macroalgas dominantes fueron: las verdes calcáreas pertenecientes a los géneros *Halimeda* y *Penicillus* y, en menor

medida, las especies *Caulerpa cupresoides*, *Udotea loensis* y *Rhipocephalus phoenix*, (Tabla 3). El porcentaje de cobertura para este grupo morfo-funcional en 2015 fue de 8,0% mientras que en 2016 fue de 2,5 %.

En febrero 2015, entre la fauna asociada a las angiospermas se observaron corales pétreos característicos de praderas de pastos marinos como *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander, 1786), *Manicina areolata* (Linnaeus, 1758), *Cladocora arbuscula* (Lesueur, 1881), erizos de la especie *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816), y el molusco *Lobatus gigas* (Linnaeus, 1758).

En febrero de 2016 se registraron hidrozooos, ascidias, esponjas y pequeños moluscos epifitando, fundamentalmente, sobre las hojas de *T. testudinum*. Como parte de la fauna asociada se observaron ejemplares de erizos de las especies *L. variegatus* y *Tripneustes ventricosus* Lamarck, 1816 (especies herbívoras características de los pastizales).

Relacionado a la composición íctica en los pastos marinos en Pasa Caballones a partir de los datos del chinchorro, se coleccionaron 24 especies pertenecientes a 14 familias distribuidas en 5 órdenes de la clase Actinopterygii (Tabla 4). Se contaron un total de 46 individuos, de los cuales los más representativos fueron de la especie

Tabla 3. Lista de macroalgas asociadas a los pastos marinos de Pasa Caballones, Parque Nacional Jardines de la Reina. No incluye algas epifitas.

Phylum Chlorophyta	
Familia Dichotomosphonaceaa	
<i>Avrainvillea nigricans</i> Decaisne	
Familia Caulerpacaeae	
<i>Caulerpa cupressoides</i> (H. West in M. Vahl) C. Agardh	
Familia Halimedaceae	
<i>Halimeda incrassata</i> (J. Ellis) J.V. Lamouroux	
<i>Halimeda monile</i> (J. Ellis & Solander) J. V. Lamouroux	
Familia Udoteaceae	
<i>Penicillus dumetosus</i> (J. V. Lamouroux) Blainville	
<i>Penicillus lamourouxii</i> Decaisne	
<i>Udotea looensis</i> D. S. Littler & Littler	
<i>Rhipocephalus phoenix</i> (J. Ellis & Solander) Kützing	
Familia Valoniaceae	
<i>Valonia macrophysa</i> Kützing	

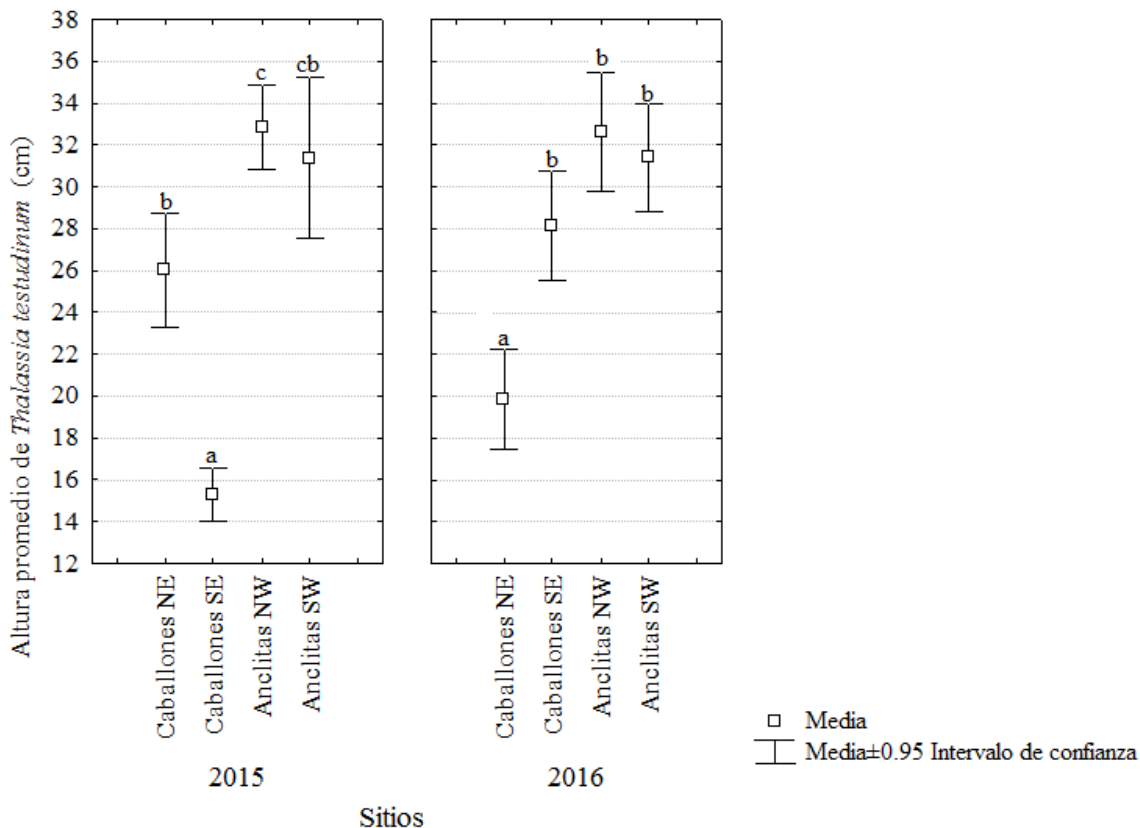


Fig. 4. Altura promedio de la canopia de *T. testudinum* (cm) entre sitios de Pasa Caballones por años de muestreo. Noreste de Caballones (Caballones NE), Sureste de Caballones (Caballones SE), Suroeste de Anclitas (Anclitas SE) y Noroeste de Anclitas (Anclitas NE).

Tabla 4. Especies de peces identificadas en los pastos marinos de Pasa Caballones, Parque Nacional Jardines de la Reina.

Clase Actinopterygii	
Orden Aulopiformes	
Familia Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i> Spix & Agassiz, 1829
Orden Perciformes	
Familia Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird y Girard, 1855
Familia Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830 <i>Haemulon plumieri</i> Lacepède, 1801 <i>Haemulon sciurus</i> Shaw, 1803
Familia Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i> Bloch, 1791 <i>Halichoeres poeyi</i> Steindachner, 1867
Familia Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i> Linnaeus, 1758 <i>Ocyurus chrysurus</i> Bloch, 1791
Familia Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> Bloch, 1793
Familia Scaridae	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> Valenciennes, 1840 <i>Sparisoma atomarium</i> Poey, 1861 <i>Sparisoma chrysopterum</i> Bloch & Schneider, 1801 <i>Sparisoma radians</i> Valenciennes, 1840
Familia Serranidae	<i>Epinephelus itajara</i> Lichtenstein, 1822
Familia Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i> Linnaeus, 1758
Orden Pleuronectiformes	
Familia Bhotidae	<i>Bothus ocellatus</i> Agassiz, 1831
Orden Syngnathiformes	
Familia Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes, 1841
Orden Tetraodontiformes	
Familia Balistidae	<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758
Familia Monacanthidae	<i>Monacanthus ciliatus</i> Mitchell, 1818 <i>Monacanthus tuckeri</i> Bean, 1906
Familia Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i> Bloch, 1786 <i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758 <i>Sphoeroides spengleri</i> Bloch, 1792

Sparisoma chrysopterum (14 individuos), y especies del género *Monacanthus* (17 individuos).

DISCUSIÓN

Las condiciones fisicoquímicas de las aguas de la Pasa Caballones están determinadas por los ciclos de marea imperantes. La frecuencia diaria de la marea es semi-diurna con dos bajamares y dos pleamares que condicionan el funcionamiento de Pasa Caballones como ecosistema. Por dicho canal en época de seca durante la bajamar, fluye agua turbia con salinidad ligeramente más elevada que la del Mar Caribe, desde el interior del golfo de Ana María con influencia de las actividades humanas del archipiélago cubano. En la pleamar, aguas oligotróficas (con alta transparencia y bajo contenido de nutrientes) procedentes del Mar Caribe ingresan hacia el golfo de Ana María. En el canal se estima que la corriente de marea alcanza un rango de velocidad de 9-13 cm/s en el flujo a máximos de 18-26 cm/s en el reflujo (Arriaza *et al.*, 2008).

Las concentraciones de NID, NT, PRS y PT determinadas en Pasa Caballones, fueron más elevadas que otros sistemas acuáticos marinos en el Caribe y Cuba (González de Zayas, 2012). La concentración promedio total de nitrógeno (11 μM) y el promedio total de fósforo (0.29 μM) en el agua de la Pasa de Caballones estuvieron por encima de los valores que generalmente indican aguas eutrofizadas en ecosistemas coralinos (Gast *et al.*, 1999) y de seibadales (Carruthers *et al.*, 2005; Olsen y Valiela, 2010). Sin embargo, debido a que estos nutrientes solo se estimaron en enero de 2016, no se puede evaluar su influencia en los pastos marinos. Las concentraciones de nutrientes en la columna de

agua proporcionan una medida instantánea en el tiempo (Short and McRoy, 1984) y no describen el régimen temporal dinámico de nutrientes que afectan el ecosistema debido al cambio de mareas, hora del día, temporada de seca/lluvia, y absorción rápida por el plancton, algas, y pastos marinos (Van Katwijk *et al.*, 2011).

Varios autores han propuesto un límite máximo de concentraciones de nitrógeno ($\text{NID} > 1.0 \mu\text{M}$) y fósforo ($\text{PRS} > 0.1 \mu\text{M}$) sobre los cuales, los arrecifes coralinos pudieran considerarse eutrofizados (Lapointe *et al.*, 1997). Los pastos marinos necesitan algunos elementos químicos en cantidades apreciables, también llamados macronutrientes, y entre ellos, el nitrógeno y el fósforo desempeñan un papel determinante (Hemminga and Duarte, 2000; Romero *et al.*, 2006). El valor promedio de la relación N:P en este estudio (38:1) fue mucho mayor que la propuesta por Redfield (1934) para el fitoplancton (16:1). Según Short (1987) en las islas tropicales, donde el aporte terrígeno es pobre y el sedimento es carbonatado, el elemento que limita con mayor frecuencia es el fósforo.

De acuerdo con Romero *et al.* (2006), estas angiospermas emplean el nitrato, el amonio y el fosfato como fuentes de nitrógeno y fósforo, los que pueden ser absorbidos tanto del sedimento por las raíces, como de la columna de agua por las hojas, y aunque se han encontrado diferencias entre las especies, ambos órganos parecen tener igual importancia debido a su plasticidad para adaptarse a diferentes concentraciones de nutrientes en el medio. Según Martínez-Daranas (2007) las condiciones más propicias para el desarrollo de los pastos en algunas áreas del Archipiélago Sabana-Camagüey parecen ser: la visibilidad submarina $> 1 \text{ m}$, la salinidad $< 43 \text{ ups}$, la

variabilidad de salinidad $< 10 \text{ ups}$, la demanda química de oxígeno (DQO) $< 5.6 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ y el nitrógeno total $< 173 \mu\text{M}$ en el agua; teniendo en cuenta lo anteriormente abordado todos los parámetros determinados en este estudio estuvieron dentro de los umbrales propuesto por la autora.

Los pastos marinos en Pasa Caballones mostraron una baja densidad de *T. testudinum* (entre 457 y 473 vástagos/ m^2) comparado con lo reportado por Guimaraes *et al.* (2013) en pastos marinos de los cayos ubicados hacia el extremo oriental del PNJR, con una media regional entre 721 y 1321 vástagos/ m^2 . Esto pudiera estar dado porque los sitios estudiados por Guimaraes *et al.* (2013) se encontraban dentro de las lagunas interiores de los cayos, donde la hidrodinámica es diferente a lo que ocurre en los canales de marea en dicho archipiélago; la circulación de las aguas y la profundidad es mucho menor, por tanto las angiospermas marinas se encuentran protegidas, por los cayos de mangle, de las corrientes y el oleaje (González de Zayas *et al.*, 2006). Sin embargo, la densidad fue alta cuando se compara con la reportada para pastos marinos de otras áreas de la región central del PNJR, (entre 354 y 419 vástagos/ m^2) (Martínez-Daranas *et al.*, 2014), diferencia que también pudiese estar dada por la hidrodinámica imperante en cada sitio, así como el tipo de fondo, las corrientes y el aporte de nutrientes.

A pesar de haber dominado los pastos marinos mixtos, la angiosperma de mayor abundancia fue *T. testudinum*, reconocida como la especie de angiosperma predominante en la plataforma insular cubana y en el Caribe (Martínez-Daranas *et al.*, 2007). Esto refleja su habilidad competitiva como especie clímax en la sucesión de los pastos marinos de la región caribeña (Gallegos,

1995). La dominancia de los pastos mixtos hacia la costa de Caballones pudo estar dada a que durante casi todo el año predominan los vientos del sureste, lo que provoca un sistema de corrientes de deriva litoral hacia el oeste, capaz de acarrear una considerable carga de sedimentos hacia esa dirección (González de Zayas *et al.*, 2006).

En 2015 la densidad de *T. testudinum* mostró los mayores valores hacia los sitios del sur, sin manifestar diferencias significativas con los del norte. En 2016 los sitios del sur mostraron mayor variabilidad con respecto a los del norte. En el Suroeste de Anclitas, en 2016, se registró la menor densidad, incluso con respecto a todos los sitios en 2015. La variabilidad de la densidad en los sitios del sur puede estar vinculada a que los estudios no se replicaron exactamente en los mismos lugares. Esta es una de las razones por las cuales se sugiere establecer estaciones fijas para los monitoreos. No obstante, la mayor densidad en el Sureste de Caballones, sitio al sur del canal de marea, puede estar relacionada con la existencia de una cresta de arrecife cercana a la costa (Cresta la Puntica), lo que reduce, de cierta forma, la energía del oleaje y contribuye a la protección de la pradera. En ello también debe influir el tipo de fondo (arenoso). Adicionalmente, durante el reflujó (movimiento de las aguas desde el golfo de Ana María hacia el Mar Caribe) la corriente de marea es mayor ya que el movimiento de agua hacia el exterior de la plataforma es reforzado por la persistencia de los vientos en el interior del golfo (Arriaza *et al.*, 2008), afectando directamente los sitios del norte que están más expuestos.

La presencia de macroalgas calcáreas indica estabilidad en el ecosistema, dando a entender que el ecosistema no está eutroficado (Tomasko and Lapointe, 1991;

Borum *et al.*, 2004; Van Tussenbroek *et al.*, 2006). De manera general las condiciones fisicoquímicas de las aguas del PNJR son buenas para la vida acuática y están fuertemente condicionadas por la influencia del Mar Caribe adyacente y el intercambio con las aguas del Golfo de Ana María (González de Zayas *et al.*, 2006).

La altura promedio de la canopia de *T. testudinum* (entre 26 y 28 cm) está dentro del rango determinado para otros sitios del PNJR (entre 16 cm y 56 cm de altura) (Martínez-Daranas *et al.*, 2014). En la mayoría de los sitios que presentaron mayores alturas promedio de *T. testudinum* (Noroeste y Suroeste de Anclitas) se determinaron menores densidades, lo que puede deberse a que dichos sitios se encuentran en zonas (ensenadas) con un menor efecto de la intensidad del oleaje, factor considerado por Martínez-Daranas *et al.* (2014) como incidente en la altura de la canopia de *T. testudinum*. Por su parte, Gómez-López *et al.* (2005) relacionan la altura de la canopia con las condiciones de visibilidad. Estos autores plantean que con condiciones de alta visibilidad, se garantiza la estabilidad en el pasto marino, no siendo necesario para la planta realizar esfuerzo energético para crecer, sino solamente para mantenerse o para producir vástagos jóvenes. En el presente estudio la visibilidad fue similar para todos los sitios, a pesar de existir diferencias en la hidrodinámica y en el tipo de fondo, por lo que este factor no parece ser el único que determina la altura de la canopia en los pastos marinos del PNJR.

Según Aliaume *et al.* (1990) la complejidad estructural del ecosistema determina la organización de las comunidades de peces. En los pastos marinos la complejidad estructural está determinada, principalmente, por la altura de las hojas (canopia)

y la cobertura vegetal (densidad de vástagos), factores que han sido relacionados con la riqueza y abundancia de peces (Aliaume *et al.*, 1990; González-Gándara *et al.*, 2005). De acuerdo con Gullström *et al.* (2008), una mayor complejidad estructural incide positivamente en la densidad y biomasa de peces, al disminuir el riesgo de depredación y aumentar la disponibilidad de refugio, pues considera que la altura de la canopia es el principal predictor de densidad, biomasa y riqueza de especies de peces juveniles en los pastos marinos, mientras que las densidades de peces adultos y subadultos dependen de la profundidad del agua.

El número de especies identificadas en los sitios de muestreo (24 especies) se considera bajo comparado con otros estudios en el Caribe. Por ejemplo en el golfo de Santa Fe (República Bolivariana de Venezuela) se colectaron 38581 individuos, correspondientes a 59 especies (Allen *et al.*, 2007) y Ariza *et al.* (2012) obtuvo para la costa noroeste del golfo de Cariaco, 38 especies. A diferencia de este estudio, estos muestreos fueron constantes en el tiempo (durante 1 año) y la metodología empleada fue diferente (chinchorro playero). De acuerdo a estos estudios, para definir la composición de una comunidad de peces en una zona dada, se necesita de al menos un año de estudio, empleando diferentes artes de pesca en los mismos horarios y en diferentes momentos del día, incluyendo horas nocturnas. No obstante, en este estudio se identificaron, por primera vez, los peces que habitan en los pastos marinos de la Pasa Caballones. Con esto se sientan las bases para futuros estudios en los cuales deben emplearse otras metodologías que permitan obtener una mayor información sobre la ictiofauna de la región de estudio.

Dentro de las especies de peces identificadas, la que presentó mayor abundancia fue *S. chrysopterum*. Nagelkerken *et al.* (2001) encontraron que este herbívoro depende directamente de los pastos marinos en su estado juvenil. Otras especies como *H. sciurus* y *O. chrysurus* también han mostrado alta dependencia hacia este hábitat en estado juvenil (Nagelkerken *et al.*, 2000). En contraste, *L. griseus* es una de las especies que utilizan los manglares como hábitat durante su estadio juvenil (Nagelkerken *et al.*, 2000). Por otra parte, de las 237 especies reportadas por Pina-Amargós *et al.* (2007) para hábitats coralinos (zona frontal de la cresta de arrecife y arrecife frontal somero) dentro del PNJR, 17 juveniles fueron identificados en este estudio. De acuerdo a Dorenbosch *et al.* (2004), Unsworth *et al.* (2008) y Kimirei *et al.* (2011) los pastos marinos constituyen un elemento importante que proporciona alimento y área de crianza para peces de arrecife. El mero guasa (*Epinephelus itajara*) fue una de las especies identificadas asociadas a los pastos marinos en Pasa Caballones. Esta especie es clave en proyectos de conservación dentro del PNJR, pues la misma presenta una menor presión pesquera a partir del establecimiento de PNJR en 1996 (Pina-Amargós *et al.*, 2007).

En general, las características de los pastos marinos de Pasa Caballones mostraron variaciones entre sitios por años. No hubo evidencias de afectaciones humanas como surcos (interrupciones) en pastos marinos, desenterramientos de vástagos ocasionados por propelas, a pesar de que el canal presenta tráfico de embarcaciones turísticas. Estos resultados constituyen una base ecológica para futuros monitoreos de pastos marinos en otros canales de

marea representativos del PNJR. Este tipo de estudio debe realizarse preferentemente a través de transectos fijos, para detectar posibles cambios temporales que ocurran en este ecosistema. Un plan de monitoreo permitiría identificar las amenazas que pudieran ser mitigadas con acciones de manejo dentro del PNJR.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Evelio Alemán Martín, buzo de AZULMAR y a Víctor Manuel y Adrián Fasta, técnicos del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). También a la tripulación de la embarcación Itajara perteneciente al CIEC, por su apoyo en los muestreos.

BIBLIOGRAFÍA

- ALIAUME, C., LASSERRE, G. y LOUIS, M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers á *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 23, 231-250.
- ALLEN-PEÑA, T., JIMÉNEZ, M., MÁRQUEZ, B. y FIGUEROA, Y. (2007). Ictiofauna de tres praderas de *Thalassia testudinum* de la costa norte del Golfo de Santa Fé, Estado de Sucre, Venezuela. *Rev. Bol. Inst. Oceanogr.*, 46, 67-78.
- ARIZA, A.L., NUÑEZ, J.G., RUIZ, L. y MÉNDEZ, E. (2012). Biodiversidad íctica de pradera de pasto marino de la costa noroeste del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 60, 635-648.
- ARRIAZA, L., SIMANCA, J., RODAS, L., LORENZO, S., HERNÁNDEZ, M., LINARES, E. ... ROMERO, P. (2008). Corrientes marinas estimadas en la plataforma suroriental cubana. *Ser. Oceanol.*, 4, 1-10.
- BORUM, J., DUARTE, C.M., KRAUSE, J.D. y GREVE, T.M. (2004). European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The MyMS Project, Copenhagen, Consulted on May 15th /2008 from <http://www.seagrasses.org/>.
- CARRUTHERS, T.J.B., BARNES, P.A.G. y JACOME, G.E. (2005). Fourqurean Lagoon scale processes in a coastally influenced Caribbean system: implications for the seagrass *Thalassia testudinum*. *Carib. J. Sci.*, 41, 441-455.
- COLES, R.G., LEE-LONG, W.J., WATSON, R.A. y DERBYSHIRE, K.J. (1993). Distribution of seagrasses, and their fish and penaid prawn communities, in Cairns Harbour, a tropical estuary, Northern Queensland, Australia. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 44, 193-210.
- CULLEN-UNSWORTH, L.C., NORDLUND, L.M., PADDOCK, J., BAKER, S., MCKENZIE, L.J. y UNSWORTH, R.K.F. (2014). Seagrass meadows globally as a coupled social-ecological system: implications for human wellbeing. *Mar. Pollut. Bull.*, 83, 387-397.
- DAWES, C.J. y MATHIESON, A.C. (2008). The Seaweeds of Florida. Gainesville: University Press of Florida.
- DUARTE, C.M. y CHISCANO, C.L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquat. Bot.* 65, 159-174.
- DORENBOSCH, M., VAN RIEL, M.C., NAGELKERKEN, I. y VAN DER VELDE, G. (2004). The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 60, 37-48.
- FIGUEREDO-MARTÍN, T., PINA-AMARGÓS, F., ANGULO-VALDÉS, J. y GÓMEZ-FERNÁNDEZ, R. (2010). Buceo contemplativo en Jardines de la Reina, Cuba: caracterización y percepción sobre el estudio de conservación del área. *Rev. Invest. Mar.*, 31, 23-32.

- FIGUEREDO-MARTÍN, T., PINA-AMARGÓS, F. y ANGULO-VALDÉS, J. (2013). Aportes de Bienes y Servicios Ambientales del Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR) a la economía del sector. En M. Arellano Acosta (Ed.), *Potenciando la conservación de la biodiversidad mediante la evaluación económica y ambientalmente sostenible de actividades productivas en el ecosistema Sabana-Camagüey, Cuba* (pp. 85-105). La Habana, Cuba: Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.
- GALLEGOS, M.E. (1995). *Dinámica de poblaciones y crecimiento de los pastos marinos caribeños *Thalassia testudinum* Banks ex König, *Syringodium filiforme* Kütz, y *Halodule wrightii* Ascherson*. (Tesis para obtener el Grado Académico de Doctora en Ciencias (Biología)). Facultad de Ciencias, División de Estudios de Postgrado, Universidad Nacional Autónoma de México.
- GAST, G.J., JONKERS, P.J. y VAN DUYL, F.C. (1999). Bak Bacteria, flagellates and nutrients in island fringing coral reef waters: influence of the ocean, the reef and eutrophication *Bull. Mar. Sci.*, *65*, 523-538.
- GÓMEZ-LÓPEZ, D., DUQUE, G. y GARZÓN, P.A. (2005). Estructura vegetal y productividad foliar de praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König) en el departamento de La Guajira, Caribe Colombiano. En Narváez, J. C. (Ed). *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia* (pp. 147-156). Santa Marta, Colombia: INVEMAR.
- GONZÁLES DE ZAYAS, R., ZÚÑIGA-RÍOS, A., CAMEJO-CARDOSO, O., BATISTA-TAMAYO, L.M. y CÁRDENAS-MURILLO, R. (2006). Atributos físicos del ecosistema Jardines de la Reina. En *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales*. Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección II. Ecosistema Jardines de la Reina. CIEC. CUJAE. ISBN: 959-261-254-4.
- GONZÁLES DE ZAYAS, R. (2012). *Balance de nitrógeno y fósforo en una laguna costera tropical (Laguna Larga, Cayo Coco, Cuba)*. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F., México.
- GONZÁLES-GÁNDARA, C., TRINIDAD-MARTÍNEZ, S.C. y CHÁVEZ-MORALES, V.M. (2006). Peces ligados a *Thalassia testudinum* en el arrecife Lobos, Veracruz, México: diversidad y abundancia. *Rev. Biol. Trop.*, *54*, 189-194.
- GREEN, E.P. y SHORT, F.T. (2003). *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkley, USA.
- GRASSHOF, K., EHRHARDT, M. y KREMLING, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. Verlag CEIME. II Edición.
- GUIMARAIS, M., ZÚÑIGA, A. Y PINA, F. y MATOS, F. (2013). Efectos del Huracán Paloma sobre los pastos marinos del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, *61*, 1-8.
- GUIRY, M.D. y GUIRY, G.M. (2017). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. (<http://www.algaebase.org>).
- GULLSTRÖM, M., BODIN, M., NILSSON, P.G. y ÖHMAN, M.C. (2008). Seagrass structural complexity and landscape configuration as determinants of tropical fish assemblage composition. *Mar. Ecol.*, *363*, 241-255.
- HEMMINGA, M.A. y DUARTE, C.M. (2000). *Seagrass Ecology*. University of Cambridge, Cambridge.
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., OLIVERA ESPINOSA, Y., FIGUEREDO MARTÍN, T., GÓMEZ

- FERNÁNDEZ, R., BRIZUELA PARDO, L. y PINA AMARGÓS, F. (2016). Incidencia del buceo autónomo y capacidad de carga en sitios de buceo del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.* 8, 9-27.
- HUMANN, P. y DELOACH, N. (2006). *Reef fish identification*, Florida Caribbean Bahamas. Jacksonville, Fl. EE.UU.: New World Publications, Inc.
- KIMIREI, I.A., NAGELKERKEN, I., GRIFFIOEN, B., WAGNER, C. y MGAYA, Y.D. (2011). Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 92, 47-58.
- KIRKWOOD, D.S. (1994). Sanplus segmented flow analyzer and its applications, *Seawater analysis. Skalar*.
- LAPOINTE, B.E. (1997). Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnol. Oceanogr.* 42, 1119-1131.
- LITTLER, D.S. y LITTLER, M.M. (2000). *Caribbean Reef Plants. An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico*. Washington D. C., EE.UU.: Offshore Graphics.
- LITTLER, D.S., LITTLER, M.M. y HANISAK, M.D. (2008). *Submersed plants of the Indian River Lagoon*. Offshore Graphics Washington, D.C.
- MARTÍN-BLANCO, F., CLERO-ALONSO, L., GONZÁLEZ-SANSÓN, G. y PINA-AMARGÓS, F. (2011). Influence of *Diadema antillarum* populations (Echinodermata: Diadematidae) on algal community structure in Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 59, 1149-1163.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B. (2007). *Características y estado de conservación de los pastos marinos en áreas de interés del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba*. (Tesis de doctorado publicado), Facultad de Biología, Universidad de La Habana, Cuba.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B., CANO-MALLO, M. y CLERO-ALONSO, L. (2009). Los pastos marinos de Cuba: estado de conservación y manejo. *Ser. Oceanol.*, 5, 24-44.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B., MACÍAS REYES, D. y CANO MALLO, M. (2013). *Protocolo para el muestreo de los pastos marinos. Versión ajustada a partir del método de campo AGRRA 2000*. Proyecto GEF/PNUD Aplicación de un enfoque regional de las áreas marino-costeras protegidas en la Región Archipiélagos del sur de Cuba.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B., HERNÁNDEZ-ÁVILA, A. y VÁLDEZ-PÉREZ, A. (2014). Ecosistemas Prioritarios. Resultados del programa de pastos marinos. En A. Hernández-Ávila (Ed.), *Estado actual de la Biodiversidad Marina Costera, en la región de los archipiélagos del Sur de Cuba* (pp. 51-57), Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B. y SUÁREZ, A.M. (2018). An overview of Cuban seagrasses. *Bull Mar Sci.*, 94, 000-000. 2018. <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1014>
- NAGELKERKEN, I., VAN DER VELDE, G., GORISSEN, M., MEIJER, G., HOF T VAN, T., HOF, T. y DEN HARTOG, C. (2000). Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursey for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51, 31-44.
- NAGELKERKEN, I., KLEIJNEN, S., KLOP, T., VAN DEN BRAND, R.A.C.J., COCHERET DE LA MORINIÈRE, E. y VAN DER VELDE, G.

- (2001). Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 214, 225-235.
- OGDEN, J.C. (1988). The influence of adjacent systems on the structure and function of coral reefs. En *Proceedings of 6th international coral reef symposium, 1*, (pp. 123-129).
- OLDS, A.D., CONNOLLY, R.M., PITT, K.A. y MAXWELL, P.S. (2012). Primacy of seascape connectivity effects in structuring coral reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 462, 191-203.
- OLSEN, Y.S. y VALIELA, I. (2010). Effect of sediment nutrient enrichment and grazing on turtle grass *Thalassia testudinum* in Jobos Bay, Puerto Rico. *Estuaries Coasts*, 33, 769-783
- PINA-AMARGÓS, F., CLARO, R., GARCÍA-ARTEAGA, J.P., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, N. y GONZÁLEZ-SANSÓN, G. (2007). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28, 217-224.
- PINA-AMARGÓS, F., GONZÁLEZ SANSÓN, G., MARTÍN, F. y VALDIVIA, A. (2014). Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *Peer J.*, 2, e274.
- Redfield, A.C. (1934). On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. En R.J. Daniel (Ed.), *James Johnstone Memorial Volume* (pp. 177-192), Liverpool, Reino Unido: Liverpool University Press.
- ROMERO, J., LEE, K.S., PÉREZ, M., MATEO, M.A. y ALCOVERRO, T. (2006). Nutrient dynamics in seagrass ecosystems. En A.W.D. Larkum, R.J. Orth y C.M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. (pp. 227-254), Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- SHORT, F.T. y McROY, L.P. (1984). Nitrogen uptake by leaves and roots of the seagrass *Zostera marina*. *L Bot. Mar.*, 27, 547-555.
- SHORT, F.T. (1987). Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment. *Aquat. Bot.*, 27, 41-57.
- StatSoft Inc (2004). STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc.
- SUÁREZ, A.M., MARTÍNEZ-DARANAS, B. y ALFONSO, Y. (2015). *Macroalgas marinas de Cuba*. La Habana: Editorial UH.
- TOMASKO, D.A. y LAPOINTE, B.E. (1991). Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: field observations and experimental studies. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 75, 9-17.
- UNDERWOOD, A.J. (1997). *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation*. Using analysis of variance. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- UNSWORTH, R.K.F., DE LEON, P.S., GARRARD, S.L., JOMPA, J., SMITH, D.J. y BELL, J.J. (2008). High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 353, 213-224.
- UNSWORTH, R.K.F. y CULLEN, L.C. (2010). Recognising the necessity for Indo-Pacific seagrass conservation. *Conserv. Lett.*, 3, 63-73.
- UNSWORTH, R.K.F., COLLIER, C.J., HENDERSON, G.M. y MCKENZIE, L.J. (2012). Tropical seagrass meadows modify seawater carbon chemistry: implications for coral reefs impacted by ocean acidification. *Environ. Res. Lett.* 7, 024026. <http://dx.doi.org/10.1088/17489326/7/2/024026>.

- VAN KATWIJK, M.M., VAN DER WELLE, M.E.W., LUCASSEN, E.C.H.E.T., VONK, J.A., CHRISTIANEN, M.J.A., KISWARA, W. ... LAMERS, L.P.M. (2011). Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: a benchmark from a near-pristine archipelago in Indonesia. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 1512-1520.
- VALDÉS-MONTERO, J.F., CASANUEVA-AYALA, R. y GONZÁLEZ-BARAGAÑO, J.A. (2000). *Diccionario Geográfico de Cuba. Oficina de Hidrografía y Geodesia*. La Habana, Cuba: Comisión Nacional de Nombres Geográficos.
- VAN TUSSENBROEK, B.I., VONK, J.A., STAPEL, J., ERFTEMEIJER, P.L.A., MIDDELBURG, J.J. y ZIEMAN, J.C. (2006). The biology of *Thalassia*: Paradigms and recent advances in research. En AWD Larkum (Ed.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 409-439). Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- VERWEIJ, M.C., NAGELKERKEN, I., HANS, I., RUSELER, S.M. y MASON, P.R.D. (2008). Seagrass nurseries contribute to coral reef fish populations. *Limnol. Oceanogr.* **53**, 1540-1547. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1540>.
- WRIGHT, R.C. (1983). A modified field version of the Winkler determination of dissolved oxygen for testing remote sources of water. *New Phytol.*, **95**, 37-40.
- ZAR, J. H. (1996). *Biostatistical analysis* (3ra. ed.). New Jersey, EE.UU.: Prentice-Hall, Inc.

COMO CITAR ESTE ARTÍCULO

Bustamante López, C., Hernández-Fernández, L., González de Zayas, R., Dulce Sotolongo, L.B. y Pina Amargós, F. (2018). Pastos marinos de Pasa Caballones, Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, **38**(1), 28-44.