

LÍNEA BASE AMBIENTAL PARA
EL ESTUDIO DEL CAMBIO CLIMÁTICO
EN EL GOLFO DE CAZONES Y
EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA,
CUBA



NÉSTOR REY-VILLIERS

Editor Científico



Por un mar de vida

INSTITUTO DE OCEANOLOGÍA
MINISTERIO DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE
LA HABANA, 2016

LÍNEA BASE AMBIENTAL PARA
EL ESTUDIO DEL CAMBIO CLIMÁTICO
EN EL GOLFO DE CAZONES Y
EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA,
CUBA

NÉSTOR REY-VILLIERS

Editor Científico



Por un mar de vida

**LÍNEA BASE AMBIENTAL PARA
EL ESTUDIO DEL CAMBIO CLIMÁTICO
EN EL GOLFO DE CAZONES Y
EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA
REINA,
CUBA**

EDITOR CIENTÍFICO

NÉSTOR REY VILLIERS

DISEÑO DE PORTADA, MAQUETACIÓN Y ESTILO:

YASSER PÉREZ SARRÍA

IMAGEN DE PORTADA

K. W. MARKS

IMAGEN DE CONTRAPORTADA

NÉSTOR REY VILLIERS

ISBN

978-959-298-038-9

La información y criterios expresados en este libro son responsabilidad de los autores y coautores de cada uno de los capítulos.

Esta obra es propiedad de un conjunto de instituciones representadas por el Instituto de Oceanología de Cuba. Se autoriza su reproducción parcial con fines docentes en cualquier medio o soporte, con la única condición de siempre citar la fuente. Se prohíbe su reproducción total o parcial con fines de lucro.

Forma de citar el libro en general:

Rey-Villiers, N. (ed.) (2016). Línea base ambiental para el estudio del cambio climático en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. 182 p.

Forma de citar un capítulo:

Autor (es) (2016). Título del capítulo, ----pp. En: Rey-Villiers, N. (ed.) (2016). *Línea base ambiental para el estudio del cambio climático en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba*. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. 182 p.

AGRADECIMIENTOS

Esta obra ha sido posible por el financiamiento de la Comisión Europea al proyecto *“Evaluación de los Impactos Potenciales del Cambio Climático sobre la Biodiversidad y Desarrollo de Estrategias de Adaptación en dos Regiones de Ecosistemas Frágiles de Cuba”*. Se agradece a la Fundación Antonio Núñez Jiménez de la Naturaleza y el Hombre por ser la entidad cubana contraparte oficial del mismo, y al proyecto *“Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba”* por la información brindada sobre los arrecifes de ambas áreas. También se le agradece a los técnicos en biología, Roamsy Volta del Centro de Investigaciones Marinas y Eduardo del Sol Cruz del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, por participar en los muestreos de campo en los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina.

Gracias a los investigadores del Instituto de Oceanología, colegas, amigos y familiares.

MSc. Néstor Rey-Villiers
La Habana, 2016

TABLA DE CONTENIDOS

- 13	- Introducción general
- 16	- Breve descripción oceanográfica de los golfos Batabanó, Ana María y Guacanayabo
16	Golfo de Batabanó
18	Golfos de Ana María y Guacanayabo
- 19	- Referencias
 I. Hidroquímica en los golfos de Cazones, Ana María y Guacanayabo	
- 25	- Introducción
- 26	- Factores físico-químicos en el golfo de Cazones
- 27	- Factores físico-químicos en los golfos de Ana María y Guacanayabo
- 30	- Conclusiones
- 30	- Referencias
- 32	- Anexos
 II. Principales parámetros oceanográficos en las plataformas suroccidental y suroriental	
- 48	- Introducción
	- Aspectos generales de las plataformas suroccidental y suroriental del archipiélago cubano.
49	El clima
49	Los eventos de escala sinóptica
50	Los sistemas frontales asociados a bajas extra-tropicales
50	La marea astronómica
51	Corrientes marinas
51	La temperatura y salinidad de las aguas
	- Principales características oceanográficas y meteorológicas de los golfos de Batabanó y Cazones. Plataforma suroccidental
52	La temperatura del aire
52	El viento
52	Las precipitaciones
52	Los ciclones tropicales
52	Los sistemas frontales
52	La marea astronómica
53	Las corrientes marinas
53	La temperatura y salinidad de las aguas

- Principales características oceanográficas y meteorológicas del archipiélago Jardines de la Reina. Plataforma suroriental
- 54 Los ciclones tropicales
- 54 La marea astronómica
- 54 Las corrientes marinas
- 55 La temperatura y salinidad de las aguas
- 56 - Conclusiones
- 56 - Referencias

III. Temperatura superficial del mar y clorofila-*a* en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina a partir de sensores remotos

- 59 - Introducción
- 60 - Breve descripción de la metodología
- 60 - Análisis de la temperatura superficial del mar (TSM)
- 63 - Análisis de la clorofila-*a*
- 66 - Conclusiones
- 67 - Referencias

IV. Distribución del bacterioplancton y estado trófico de las aguas oceánicas de los golfos de Cazones y sur de Ana María y Guacanayabo

- 69 - Introducción
- 70 - Distribución espacio-temporal de las bacterias heterótrofas en el golfo de Cazones y al sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo
- 70 - Golfo de Cazones y sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo: ubicación geográfica
- 71 - Bacterias heterótrofas
- 73 - Relación entre la distribución del bacterioplancton y algunas variables bióticas y abióticas en las aguas oceánicas al S de Cuba
- 73 - Estado trófico de las aguas oceánicas al sur de Cuba
- 74 - Conclusiones
- 75 - Referencias

V. Estructura del fitoplancton en las aguas de plataforma y oceánicas adyacentes al golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina

- 78 - Introducción
- 79 - Fitoplancton y el cambio climático
- 81 - Diversidad y abundancia del fitoplancton en aguas de plataforma al sur de Cuba
- 82 - Diversidad y abundancia del fitoplancton en aguas oceánicas al sur de Cuba
- 83 - Distribución espacio-temporal de la concentración y biomasa de las fracciones del

- 88 fitoplancton (nanoplancton y microfitoplancton) en las aguas oceánicas al sur de Cuba
- 89 - Distribución del fitoplancton y su relación con algunas variables bióticas y abióticas en las aguas oceánicas de Cuba
- 89 - Conclusiones
- Referencias

VI. Condición de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba: 2001-2012

- 93 - Introducción
- Condición de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones
 - [Crestas arrecifales del golfo de Cazones](#)
 - 95 ·Cobertura viva de coral
 - 96 ·Abundancia relativa y riqueza de especies de corales
 - 99 ·Diámetro máximo y densidad lineal de corales
 - 100 ·Porcentaje de mortalidad antigua y reciente
 - 101 ·Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas
 - 102 ·Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *Diadema antillarum*
 - 104 ·Porcentaje de cobertura, altura promedio e índice de macroalgas
 - [Arrecifes frontales del golfo de Cazones](#)
 - 106 ·Cobertura viva de coral
 - 107 ·Abundancia relativa y riqueza de especies de corales
 - 112 ·Diámetro máximo y densidad lineal de corales
 - 113 ·Porcentaje de mortalidad antigua y reciente
 - 114 ·Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas
 - 116 ·Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *Diadema antillarum*
 - 116 ·Porcentaje de cobertura, altura promedio e índice de macroalgas
- 119 - Condición de los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina
 - [Crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina](#)
 - 120 ·Cobertura viva de coral
 - 121 ·Abundancia relativa y riqueza de especies de corales
 - 125 ·Diámetro máximo y densidad lineal de corales
 - 126 ·Porcentaje de mortalidad antigua y reciente
 - 127 ·Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas
 - 128 ·Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *Diadema antillarum*
 - 129 ·Cobertura de macroalgas
 - [Arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina](#)
 - 130 ·Cobertura viva de coral
 - 132 ·Abundancia relativa y riqueza de especies de corales

- 137 ·Diámetro máximo y densidad lineal de corales
- 137 ·Porcentaje de mortalidad antigua y reciente
- 139 ·Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas
- 139 ·Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *Diadema antillarum*
- 140 ·Cobertura de macroalgas
- 142 - Conclusiones
- 142 - Referencias
- 147 - Anexos

VII. Macroalgas de los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba

- 151 - Introducción
- 152 - Breve descripción del área
- 152 - Riqueza de especies y distribución espacial de la ficoflora de los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina
- 158 - Frecuencia de aparición y dominancia de especies de macroalgas
- 160 - Conclusiones
- 161 - Referencias

VIII. Asociaciones de peces en los arrecifes del golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba

- 164 - Introducción
- 165 - Asociaciones de peces en el golfo de Cazones
- 172 - Asociaciones de peces en el archipiélago Jardines de la Reina
- 177 - Conclusiones
- 177 - Referencias
- 179 - Anexos

Néstor Rey-Villiers

nestorvilliers@gmail.com

Instituto de Oceanología, Ave. 1ra #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

INTRODUCCIÓN GENERAL

En 1988, la Organización Meteorológica Mundial (WMO, *por sus siglas en inglés*) y el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP, *por sus siglas en inglés*) crearon el cuerpo científico para evaluar el efecto del cambio climático, que es el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, *por sus siglas en inglés*).

El cambio climático es un fenómeno complejo en el que intervienen muchos factores. Entre ellos, están los que se denominan externos que actúan de forma sistemática y paulatina sobre el clima produciendo modificaciones leves, imperceptibles y naturales como la radiación solar (cantidad de energía que recibimos del sol en la atmósfera), la variación orbital (la trayectoria que realiza la Tierra alrededor del sol), y los fenómenos inusuales como el impacto de meteoritos. Por otra parte, se encuentran los que se denominan internos que son considerados caóticos y no sistemáticos porque pueden producir cambios inesperados en el clima en un corto tiempo. Entre ellos, están la deriva continental, la composición de la atmósfera, las corrientes oceánicas, el campo magnético terrestre y los derivados de la acción del hombre (IPCC, 2001).

El cambio climático se define como un cambio significativo, estable y duradero en los patrones locales o globales del clima, cuyas causas pueden ser naturales o por las actividades humanas, como por ejemplo la emisión de CO₂ y otros gases que atrapan calor (IPCC, 2007). Según el IPCC (2007), en la actualidad existen evidencias científicas de las consecuencias del cambio climático en diversas regiones del planeta.

Uno de los efectos más relevantes del cambio climático es el incremento de la temperatura promedio

a nivel global de 0,85 °C desde 1880 (IPCC, 2013). Por su parte, Hoegh-Guldberg *et al.* (2007) pronostican un aumento de la temperatura del mar a nivel global de al menos 2 °C entre el 2050 y el 2100. Existen evidencias basadas en modelos científicos que indican que los ciclones tropicales pudieran ser más severos, con velocidades mayores en sus vientos y precipitaciones más intensas (IPCC, 2007). Según Emmanuel (2006), el incremento de la temperatura, al menos está aumentando la intensidad de los ciclones en el Atlántico. En relación con esto, en el norte del Atlántico, la intensidad de los huracanes se ha incrementado desde la década de 1970, y es muy probable que esta tendencia continúe (Smith *et al.*, 2010; IPCC, 2013). El calentamiento del mar ha contribuido a un incremento reciente en un 40% la actividad de los huracanes en el Atlántico Tropical entre 1996 y 2005 (Saunders & Lea, 2008).

Con respecto a las inundaciones costeras, Knutson *et al.* (2010) refieren que el aumento de la temperatura del mar provoca un incremento en la intensidad de los vientos huracanados, y estos a su vez, contribuyen al aumento de la frecuencia e intensidad de las inundaciones. Además, el aumento de la temperatura produce un incremento en el nivel medio del mar (IPCC, 2007). También, el IPCC (2007) señala que es probable que se produzcan variaciones extremas de precipitación-evaporación, lo que puede implicar aumentos y disminuciones de la salinidad ante fuertes sequías e intensas lluvias, respectivamente.

La región del Caribe no escapa de esta problemática, ya que Heron, Skirving & Eakin (2008) muestran una clara tendencia del incremento de la temperatura a través de las anomalías térmicas y los números de meses con anomalías térmicas (DHM=*Degree Heating Months*). El mar Caribe se ha calentado como promedio 0,27 °C por década, en el período de 1985

al 2009, y esta tasa es superior al calentamiento del océano en el hemisferio norte (que es de 0,19 °C) en un período similar (Chollett, Müller-Karger, Heron, Skirving, & Mumby, 2012).

En Cuba, desde mediados del pasado siglo la temperatura media anual del aire ha aumentado cerca de 0,6 °C, debido a una tendencia muy marcada de las temperaturas mínimas que han sufrido un ascenso de alrededor de 1,4 °C en sus valores medios mensuales, o sea, se está produciendo una expansión en la duración del verano y una contracción del invierno (Fernández & Pérez, 2009). Por otra parte, la frecuencia de eventos meteorológicos extremos como los huracanes en el golfo de Batabanó y océanos adyacentes, han aumentado casi ocho veces durante el período 1996-2005 (Fernández-Vila, Piñeiro, Pérez, Simanca, & Vega, 2009). Además, el incremento del nivel del mar es una de las consecuencias del cambio climático que mayor incidencia tiene sobre los estados insulares como el nuestro, por lo que la biodiversidad costera de Cuba ha sido considerada vulnerable ante esta problemática (RAMSAR COP 8, 2002). Según el IPCC (2007), en nuestro país el nivel medio del mar aumentará entre 0,18 y 0,59 m, y los ciclones tropicales serán más fuertes, con vientos máximos y precipitaciones más intensas.

El cambio climático representa un riesgo para la biodiversidad y los ecosistemas, ya que puede provocar la reducción de las poblaciones y extinción de las especies. La pérdida de especies puede también alterar la producción de bienes y ser una amenaza para todas aquellas poblaciones humanas que necesitan de la naturaleza para sobrevivir (Walther *et al.*, 2002; Root, Price, Hall, Schneider, Rosenzweig, & Pounds, 2003). Probablemente, uno de los efectos del cambio climático más frecuente en la biodiversidad son las variaciones en la distribución latitudinal de las especies (Walther *et al.*, 2002; Root *et al.*, 2003). Otro de sus efectos, relacionados con el incremento de la temperatura es la sustitución de especies, de tal manera que el recambio de las mismas es más rápido y la persistencia se reduce (Burgmer, Hillebrand, & Pfenninger, 2007; Hillebrand, Soininen, & Snoeijs, 2010; Hillebrand, Burgmer, & Biermann, 2012).

En las últimas tres décadas, el equilibrio ecológico en la zona marina-costera del mundo se ha modificado, debido a la intensificación de las actividades humanas y por factores climáticos (Tapia, 2007). En general, se considera que el cambio climático puede afectar la biodiversidad marina de diversas formas (Scavia *et al.*, 2002; Duarte *et al.*, 2006; IPCC, 2007; Cheung, Lam,

Sarmiento, Kearney, Watson, & Pauly, 2009), lo que se agudiza ante las actividades humanas que provocan destrucción y fragmentación de los hábitats (Jessen & Patton, 2008; Obura & Grimsditch, 2009).

Las comunidades pelágicas responden con cambios en la diversidad, distribución y abundancia de especies, y se afecta el proceso de la fotosíntesis y la producción primaria, debido a la contaminación y al incremento de la temperatura en el océano (De la Lanza, Hernández, & Carvajal, 2000; Feola, Brena, Risso, & Sienra, 2008; Józwiak, Mazur-Marzec, & Plinski, 2008). Uno de los grupos de organismos pelágicos que está siendo afectado es el fitoplancton, con cambios en su estructura comunitaria, con la desaparición de especies sensibles y con el desarrollo de especies nocivas que transfieren toxinas a niveles tróficos superiores (Bonilla & Conde, 2000; Falkowski *et al.*, 2004; Sogin *et al.*, 2006; Simon, Cras, Foulon, & Lemee, 2009); con un mayor aporte de las cianobacterias, flagelados y dinoflagelados (Sogin *et al.*, 2006; Simon *et al.*, 2009).

Es incuestionable y reconocida la gran importancia económica, social y ecológica de los arrecifes coralinos, ecosistema marino de mayor diversidad biológica del mundo (Spalding, Ravilious, & Green, 2001; Conservation International, 2008; Obura & Grimsditch, 2009). Sin embargo, los arrecifes de coral son uno de los primeros ecosistemas que muestra claramente las consecuencias del cambio climático (Obura & Grimsditch, 2009). Es por eso, que en los últimos años se han incrementado las investigaciones sobre los efectos del cambio climático en los arrecifes (Hoegh-Guldberg, 2004; 2006; Bak, Nieuwland, & Meesters, 2005; Payet & Agricole, 2006; Eakin, Kleipas, & Hoegh-Guldberg, 2008; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2009; Mumby & Harborne, 2010; Bastidas *et al.*, 2012; Jackson, Donovan, Cramer, & Lam, 2014). A partir del 2000, se empieza a aceptar que el cambio climático ha adquirido una mayor preponderancia en el deterioro de los arrecifes que las propias actividades humanas locales (Wilkinson, 2000), lo que es ampliamente reconocido en la actualidad (Spalding, 2004; Wilkinson & Souter, 2008; Obura & Grimsditch, 2009).

Uno de los efectos del cambio climático más importante y global que enfrentan los arrecifes es el incremento del calentamiento de los océanos (Duarte *et al.*, 2006; Obura & Grimsditch, 2009; Carballo, 2010; Chollett & Mumby, 2013), lo que está provocando los eventos masivos de blanqueamiento de coral (Donner, Knutson, & Oppenheimer, 2007;

Wilkinson, 2008; McMullen & Jabbour, 2009). Según Donner *et al.* (2007) el blanqueamiento ha producido pérdidas catastróficas de la cobertura coralina en algunas localidades, y ha cambiado la estructura de las comunidades de corales. Por su parte, Wilkinson (2008) señala que las elevadas temperaturas del mar registradas en 1998 y 2005, provocaron eventos masivos de blanqueamientos. El blanqueamiento ha modificado sustancialmente los arrecifes a escala global (el 16% de los arrecifes sufrieron daños solo en 1998), y algunas áreas han perdido entre el 50% y 90% de su cobertura coralina (Obura & Grimsditch, 2009).

El aumento de la temperatura, en conjunto con otros factores, también puede cambiar la dominancia de las especies en los arrecifes, incrementando la presencia de esponjas perforadoras, las que a su vez pueden disminuir la cobertura viva de coral (Carballo, Bautista, Nava, Cruz-Barraza, & Chávez, 2013). Un cambio dramático en la abundancia de los corales hacia las macroalgas ha ocurrido aproximadamente en una década, y es una fuerte evidencia del cambio de fase en este ecosistema (Done, 1992; Hughes, 1994; Knowlton, 2004; Hughes, Graham, Jackson, Mumby, & Steneck, 2010; Schutte, Selig, & Bruno, 2010). Por ejemplo, en los arrecifes de Jamaica, la pesca intensiva de peces herbívoros durante siglos ha contribuido a una modificación en este ecosistema, con baja diversidad de corales y predominio de macroalgas (Duarte *et al.*, 2006).

Los ciclones y huracanes son otros de los factores que han impactado fuertemente a los arrecifes del Gran Caribe (Gardner, Coté, Gill, Grant, & Watkinson, 2005; Alcolado, Hernández-Muñoz, Caballero, Busutil, Perera, & Hidalgo, 2009). Los arrecifes del Caribe han sufrido una destrucción masiva de corales desde principios de los años 80, debido al crecimiento desproporcionado de la población humana, la sobrepesca, la contaminación de las zonas costeras, el calentamiento global y las especies invasoras (Jackson *et al.*, 2014).

La acidificación de los océanos es otro de los factores que también dañará o destruirá los arrecifes de coral, y muchas especies marinas que habitan o dependen de este ecosistema (McMullen & Jabbour, 2009). Según Carballo (2010), la acidificación de los océanos perjudica la formación de caparzones o esqueletos en los organismos marinos que necesitan carbonato de calcio como los corales. Por su parte, Hoegh-Guldberg *et al.* (2009) plantean que la acidificación, el calentamiento del océano, la contaminación y la degradación física están debilitando los arrecifes, y es poco probable que ellos continúen proporcionando

refugio a los peces a la tasa óptima requerida para la salud de los ecosistemas marinos.

En los últimos años, también se han desarrollado una serie de estudios relacionados con las consecuencias del cambio climático en las comunidades de peces y las pesquerías (Guisande, Vergara, Riveiro, & Cabanas, 2004; Poulard & Blanchard, 2005). La estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos a nivel global está siendo afectada, debido a la explotación pesquera, las alteraciones antrópicas y naturales, y también por el cambio climático (Hawkins & Roberts, 2004; Perry, Low, Ellis, & Reynolds, 2005; Claro, Cantelar, Pina-Amargós, & García-Arteaga, 2007; Stevenson *et al.*, 2007; Azzurro, Matiddi, Fanelli, Guidetti, Scarpato, & Axiak, 2010).

Por todas las consecuencias que induce el cambio climático en la biodiversidad, el Fondo Mundial de la Naturaleza (WWF, *por sus siglas en inglés*) y la Fundación Antonio Núñez Jiménez de la Naturaleza y el Hombre (FANJ), en conjunto con varias instituciones pertenecientes al Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba (CITMA), como el Instituto de Oceanología (IDO), el Instituto de Geografía Tropical (IGT) y el Instituto de Meteorología (INSMET) llevaron a cabo el proyecto "*Evaluación de los impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad y desarrollo de estrategias de adaptación en dos regiones de ecosistemas frágiles de Cuba*". El objetivo general es determinar la vulnerabilidad de la biodiversidad al cambio climático en áreas marinas-costeras ecológicamente sensibles. Para ello, una de las tareas fundamentales fue recopilar toda la documentación publicada o inédita sobre la oceanografía química y física, el plancton, los arrecifes coralinos y las asociaciones de peces en dos ecosistemas frágiles como los Parques Nacionales Ciénaga de Zapata y Jardines de la Reina. Esta información constituye la línea base que servirá para realizar comparaciones en el tiempo, y así poder evaluar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad en ambas regiones.

Néstor Rey-Villiers

nestorrwilliers@gmail.com

Instituto de Oceanología, Ave. 1ra #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

Breve descripción oceanográfica de los golfos Batabano, Ana Maria y Guacanayabo

La plataforma insular cubana se diferencia de una plataforma clásica ya que es poco profunda y presenta barreras arrecifales y cadenas de cayos en su límite exterior oceánico, con un talud de pendientes muy pronunciadas (Ionin, Pavlidis, & Avello-Suárez, 1977).

Golfo de Batabanó

Las aguas de la plataforma suroccidental conforman el golfo de Batabanó, que se extiende desde la bahía de Cortés hasta la bahía de Cochinos. Posee un área de 20870 Km², un ancho de 90 a 140 Km y su profundidad promedio es de 6 m. Su litoral es bajo y cenagoso en gran parte, y el intercambio de sus aguas con las del mar Caribe Occidental se encuentra limitado en algunos sectores por cayos y arrecifes (Lluis-Riera, 1972; 1980).

Las corrientes están condicionadas principalmente por los vientos del primer y segundo cuadrante y por el comportamiento de las mareas, y la circulación neta está dirigida de este a oeste (Emilson & Tápanes, 1971; Blázquez & Romeu, 1982). El régimen hidroquímico de este golfo está determinado por 1) sus particularidades topográficas, 2) el escurrimiento de agua dulce en sus costas, 3) los procesos dinámicos de sus aguas, 4) la magnitud del intercambio con el océano circundante, 5) la distribución y naturaleza química de los sedimentos y 6) la actividad biológica local (Emilson & Tápanes, 1971; Lluis-Riera, 1972).

En la época de seca (noviembre-abril), las aguas presentan mayor salinidad y densidad, y un cierto déficit de nutrientes. Durante el período lluvioso (mayo-octubre), desciende la salinidad y la densidad, y aumenta la concentración de los nutrientes. En la época de lluvias se produce un intenso drenaje de agua dulce en las costas del noreste de dicho golfo y en la

península de Zapata, que provoca disminuciones de la salinidad en las aguas aledañas (Lluis-Riera, 1983). Este aporte de aguas terrígenas desempeña el papel primordial en el balance de los nutrientes (Lluis-Riera, 1985).

Al sur del golfo de Batabanó, el margen de la plataforma está bordeado por arrecifes y por una cadena de pequeños cayos de calizas del Holoceno que forman parte del archipiélago de los Canarreos. Esta área tiene una serie de crestas arrecifales lineales que aparecen de manera discontinua a lo largo de toda su extensión. Una isla grande, la Isla de la Juventud, se encuentra cerca de la parte central sur de la plataforma marina y los arrecifes a lo largo de su costa sur marcan la extensión occidental del desarrollo arrecifal poco profundo en el golfo de Batabanó (Ionin *et al.*, 1977). Más al oeste de esta zona, los arrecifes someros son pequeños y discontinuos (Ionin *et al.*, 1977), y su desarrollo está limitado posiblemente por una plataforma angosta, que no excede el ancho mínimo requerido para el desarrollo de la línea de rompiente arrecifal (Blanchon, Jones, & Kalbfleisch, 1997). Por su importancia, se destacan de oeste a este en el archipiélago de los Canarreos, los cayos Matías, Campos, Avalos, Cantiles, Rosario y cayo Largo (Viamontes & Reyes, 2004). Las pasas y canales que los separan garantizan el intercambio de agua entre la plataforma y el mar profundo adyacente. Entre estas se encuentran, el canal de punta del Este, con una sección transversal de aproximadamente 391 m² y una profundidad máxima de 3 m; el canal del Rosario, situado entre cayo Cantiles y cayo Rosario, con una profundidad de 5-6 m y una sección transversal de 10953 m²; el canal de Aguardiente, estrecho y largo, con una profundidad máxima de 5 m y una sección transversal de 373 m²; el canal de cayo Largo con una profundidad máxima de 4 m y una sección transversal de 262 m² (Viamontes & Reyes, 2004).

Hacia el este del golfo de Batabanó, la plataforma está bordeada a lo largo de casi 65 Km por una serie de crestas arrecifales y algunos pequeños cayos arenosos. Esta plataforma cae abruptamente en una entrante profunda y angosta, el golfo de Cazonos, que termina hacia el norte cerca de la costa con una forma circular conocida como ensenada de Cazonos. Hacia el este de este golfo, se localizan una amplia zona de lagunas interiores de poca profundidad y ricas en sedimentos de origen marino (Fig. 1).

Como en otras áreas del Caribe, en el golfo de Batabanó ha habido una actividad pesquera extensiva, y la pesca no regulada provocó el colapso de las pesquerías de meros, pargos y salmonetes hacia 1980 (Claro, Baisre, Lindeman, & García-Arteaga, 2001). Este golfo ha estado sometido a una intensa actividad pesquera que aporta más del 60% de la captura nacional de la langosta *Panulirus argus* (Latreille, 1804) y más del 25% de la captura de peces y otros recursos (Lara, Claro, García-Arteaga, & García-Rodríguez, 2014).

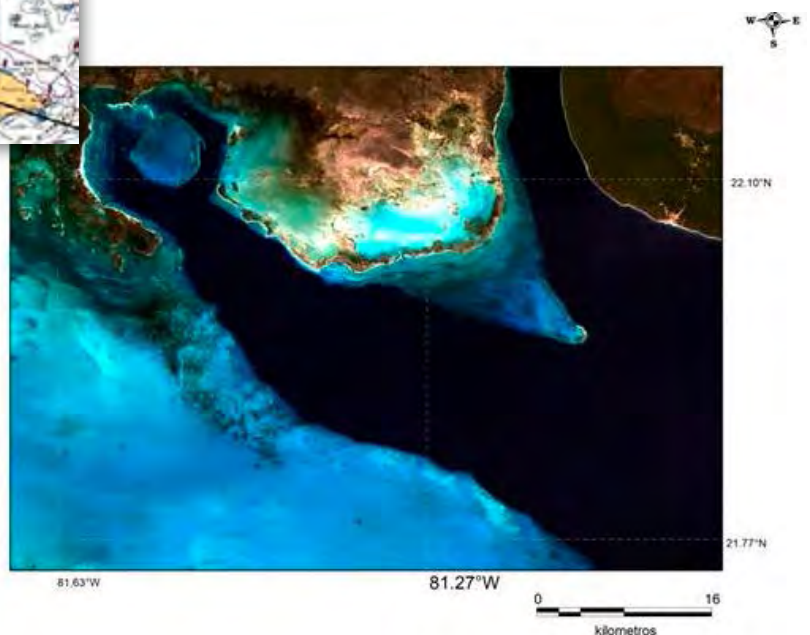
La península de Zapata fue declarada Reserva de la Biósfera en el año 2000, sitio Ramsar en el 2001 y es actualmente considerada a nivel nacional como Área Protegida de Recursos Manejados (APRM).

También, presenta otras categorías más estrictas como es el caso del Parque Nacional Ciénaga de Zapata y el Elemento Natural Destacado Sistema Espeleolacustre de Zapata. El APRM Ciénaga de Zapata abarca una superficie total de 738482 ha de las que aproximadamente 237757 ha pertenecen a áreas marinas (Jiménez *et al.*, 2014), donde se encuentra el golfo de Cazonos (Fig. 1).

Los arrecifes de coral del golfo de Cazonos se clasifican como arrecifes de franja o de borde de plataforma, presentándose con o sin crestas. Las crestas se caracterizan por ser extensiones coralinas muy someras a manera de rompientes, destacándose por su longitud la del cayo Diego Pérez. Los arrecifes frontales se caracterizan por presentar pequeños y aislados cabezos de coral sobre un sustrato de arena entre 3 m y 10 m de profundidad. A partir de los 10 m de profundidad se desarrolla un fondo de camellones y canales de arena, los cuales con el aumento de la profundidad incrementan en relieve. En algunos sitios, los camellones se unen y forman una terraza rocosa tapizada de corales. Entre 15 m y 17 m de profundidad, la pendiente del fondo presenta una brusca inclinación, formándose el escarpe del arrecife frontal.



Figura 1. Localización geográfica del golfo de Cazonos



Golfos de Ana María y Guacanayabo

La plataforma suroriental está integrada por los golfos de Ana María y Guacanayabo, los que se distinguen por su relativa profundidad entre 20 m y 22 m que puede llegar en ocasiones hasta 25 m (Guerra *et al.*, 2005). Esta plataforma se extiende a lo largo de 465 Km desde la bahía de Casilda hasta Cabo Cruz, posee un área de 18600 Km² y una profundidad media de 15 m. El límite exterior de estas dos amplias zonas de la plataforma suroriental, coincide con las cadenas de cayos y fondos bajos limitando parcialmente el intercambio con el mar abierto, aunque el golfo de Guacanayabo se define solo por el abrupto declive del talud insular (Lluis-Riera, 1980).

De manera general, el litoral de los golfos de Ana María y Guacanayabo es una baja llanura constituida fundamentalmente por depósitos friables marino-aluviales y por cortezas de intemperismos. Dentro de los límites de ambos golfos, se puede observar gran cantidad de restos orgánicos en las cercanías de los arrecifes interiores de laguna, de los cayos y de los bancos, coincidiendo también con sedimentos de granos relativamente gruesos. Ambos golfos presentan una distribución de sedimentos típica de espacios acuáticos grandes en las plataformas tropicales, donde se observa un cambio desde limos no carbonatados de granos finos situados en los interiores de los golfos, hasta sedimentos biogénicos altamente carbonatados y de granos gruesos localizados en el borde exterior de la plataforma (Guerra *et al.*, 2005). Las corrientes en ambos golfos están condicionadas principalmente por los vientos del primer y segundo cuadrante y por el comportamiento de las mareas, y la circulación neta está dirigida de este a oeste (Emilson & Tápanes, 1971).

El golfo de Ana María se encuentra al sureste de Cuba, y se caracteriza por su gran número de bajos, médanos y cayos, entre los que se encuentran los cayos Manatí, Tortuga, Palomas, Rabihorcado, Arenas, entre otros, y se distinguen los bajos de Tortuga, Corrales, Tomeguín y Lobos. La profundidad del golfo de Ana María oscila entre los 5 m y 20 m, y desde el poblado de Tunas de Zaza hasta la ensenada de Sabanalamar se extiende una franja poco profunda de menos de 5 m. Los canales más importantes son Bretón, Manatí y Balandras, los cuales son utilizados para el tráfico de buques (Lluis-Riera, 1977). En la parte noroccidental del golfo de Ana María,

donde la plataforma es muy estrecha, se hallan los deltas de los ríos Zaza y Manatí, los que en su borde exterior presentan sedimentos arenosos, que al alejarse de la costa pasan rápidamente a sedimentos de granos más finos, sedimentos limosos con una mezcla considerable de partículas de aleurita y arena. En esta misma región, pero más alejado de la costa, se extiende una franja de sedimentos con un contenido elevado de foraminíferos (5-10%) (Guerra *et al.*, 2005). El borde externo de este golfo se encuentra limitado por los cayos del archipiélago Jardines de la Reina. Esta cadena insular se encuentra ubicada en el basamento de calizas, y limitado en su parte interior por una falla casi vertical. Por el lado externo del mar, este macizo se encuentra interrumpido por un talud insular abrupto cuyo origen está relacionado con la presencia de una falla (Pusharovski, Knipper, & Puig-Rifa, 1967). De esta manera, el basamento de este archipiélago lo constituye un bloque elevado de origen tectónico. La fractura interior que separa a este bloque del resto del golfo de Ana María se formó como resultado de los movimientos tectónicos diferenciados (Guerra *et al.*, 2005).

El golfo de Guacanayabo se adentra unas 40 millas hacia el noreste, en cuyo extremo se encuentra la bahía de Manzanillo y la desembocadura del río Cauto, el mayor de Cuba. En toda esta región la costa es baja, cenagosa, con vegetación de mangles y el relieve submarino es irregular con pendientes suaves desde la costa hasta el Gran Banco de Buena Esperanza (Guerra *et al.*, 2005; Hernández-González *et al.*, 2006). En este golfo el elemento estructural fundamental de la parte interna de la plataforma es la gran depresión sinclinal Guacanayabo-Cauto. Esta depresión recibe el escurrimiento del río Cauto que arrastra una gran cantidad de material arcilloso y es una inmensa trampa de material terrígeno fino, y se localiza separada del mar Caribe por una barrera de caliza (Guerra *et al.*, 2005).

En el golfo de Guacanayabo proliferan los arrecifes coralinos anulares y bancos surcados por canalizos estrechos y profundos (Hernández-González *et al.*, 2006). Un sistema particularmente complejo son los bancos coralinos anulares como el Gran Banco de Buena Esperanza, que se extiende a lo largo de la falla que atraviesa este golfo, el cual presenta en sus sedimentos muy bajo contenido de foraminíferos (Guerra *et al.*, 2005). En las periferias de las

formaciones coralinas y los canales que la atraviesan, abunda el fango arcilloso claro y licuado, el cual con frecuencia enturbia el agua (Hernández-González *et al.*, 2006).

En el archipiélago Jardines de la Reina se encuentra el área marina protegida más grande de Cuba, y posiblemente del Caribe, conocida como Cayos de Doce Leguas, con unos 185000 ha. En 1996, por acuerdo entre las agencias turísticas Puerto Sol y Press-Tur con el Ministerio de la Industria Pesquera (MIP), el área se declaró como Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Protección (ZBREUP) (Resolución No. 562/96 el MIP), con lo que se prohibió la pesca comercial de peces y la deportiva-recreativa, aunque se mantuvo la autorización de la pesca de la langosta *P. argus* de forma controlada. Las actividades turísticas se limitan a la observación y fotografía mediante buceo autónomo, a partir de embarcaciones que solo permanecen en los arrecifes durante las inmersiones. En las zonas bajas de los cayos, se permite un tipo de pesca deportiva-recreativa como la pesca de vara y carrete (spinning), en la modalidad de captura y liberación para lo que se utilizan pequeños botes y un pequeño hotel flotante (Claro, García-Arteaga, Pina-Amargos, Cantelar, Lara, & García-Rodríguez, 2014).

El archipiélago Jardines de la Reina tiene aproximadamente 360 Km de largo, y se extiende desde el golfo de Guacanayabo hasta la bahía de Casilda en la parte meridional de la Isla de Cuba. Este archipiélago está formado por 661 cayos, y su cayería más importante es la de las Doce Leguas, localizada en el extremo oeste frente a la costa meridional de las provincias Ciego de Ávila y Camagüey (Pina, Hernández-Fernández, Clero, & González-Sansón, 2008) (Fig. 2).

Los ecosistemas arrecifales de Jardines de la Reina reciben un gran flujo de nutrientes de las lagunas interiores de los cayos y del golfo de Ana María, que son ecosistemas altamente productivos (Figueredo-Martín, Pina-Amargós, Angulo-Valdés, & Gómez-Fernández, 2010). Según Claro *et al.* (2014) el área sumergida se caracteriza por presentar una estrecha franja areno-rocosa que bordea el sur de los cayos y que está limitada por largas crestas arrecifales; tras las cuales se extiende la pendiente arrecifal hasta unos 25-35 m de profundidad, donde se encuentra un veril o pared casi vertical que cae hasta más de 100 m de profundidad. Los arrecifes coralinos en esta área se

clasifican como arrecifes de borde de plataforma con crestas.

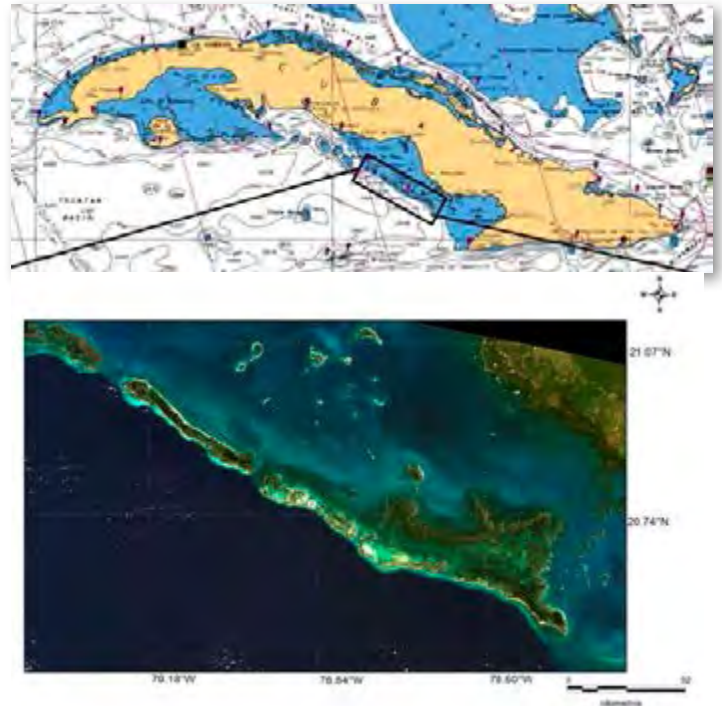


Figura 2. Localización geográfica del archipiélago Jardines de la Reina

Referencias

- Alcolado, P. M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil, L., Perera, S., & Hidalgo, G. (2009).** Efectos de un inusual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *REVMAR*, 1, 73-94.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Scarpato, A. M. G., & Axiak, V. (2010).** Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Environ. Res.*, doi:10.1016/j.marenvres.2010.01.006.
- Bak, R. P. M., Nieuwland, G., & Meesters, E. H. (2005).** Coral reef crisis in deep and shallow reefs: 30 years of constancy and change in reefs of Curacao and Bonaire. *Coral reefs*, 24(3), 480 p.
- Bastidas, C., Bone, D., Croquer, A., Debrot, D., García, E., Humanes, A., . . . Rodríguez, S. (2012).** Massive hard coral loss after a severe bleaching event in 2010 at Los Roques, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 60 (Supl. 1), 29-37.
- Blanchon, P., Jones, B., & Kalbfleisch, W. (1997).** Anatomy of a fringing reef around Grand Cayman: Storm rubble, not coral framework. *J. Sediment. Res.*, 67, 1-16.

- Blázquez, L., & Romeu, E. (1982).** Contribución al estudio de la circulación general en el golfo de Batabanó. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 1, 1-33.
- Bonilla, S., & Conde, D. (2000).** El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Banados del Este. *Probides/UNESCO* 31, 63-74.
- Burgmer, T., Hillebrand, H., & Pfenniger, M. (2007).** Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia*, 151(1), 93-103.
- Carballo, J. L., Bautista-Guerrero, E., Nava, H., & Cruz, J. A. (2010).** Cambio climático y ecosistemas costeros. Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del pacífico este. En: Hernández-Zanuy, A. & Alcolado, P. M. (Eds). La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I. Memorias del Primer Taller de la RED CYTED BIODIVMAR. La Habana, Julio 2010.
- Carballo, J. L., Bautista, E., Nava, H., Cruz-Barraza, J. A., & Chávez, J. A. (2013).** Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution* (4), 872-886.
- Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., & Pauly, D. (2009).** Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10, 235-251.
- Chollett, I., Müller-Karger, F. E., Heron, S. F., Skirving, W., & Mumby, P. J. (2012).** Seasonal and spatial heterogeneity of recent sea surface temperature trends in the Caribbean Sea and southeast Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 956-965.
- Chollett, I., & Mumby, P. J. (2013).** Reefs of last resort: Location and assessing thermal refugia in the wider Caribbean. *Biological Conservation*, 167, 179-186.
- Claro, R., Baisre, J. A., Lindeman, K. C., & García-Arteaga, J. P. (2001).** Cuban fisheries: Historical trends and current status. En: R. Claro, K. C. Lindeman, K. C. & L. R. Parenti (Eds.), *Ecology of Marine Fishes of Cuba* (pp.194-219). Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- Claro, R., Cantelar, K., Pina-Amargós, F., & García-Arteaga, J. P. (2007).** Cambios en las comunidades de peces de los arrecifes coralinos del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Biología Tropical*, 55(2), 537-547.
- Claro, R., García-Arteaga, J., Pina-Amargós, F., Cantelar, K., Lara, A., & García-Rodríguez, A. (2014).** Laberinto de Doce Leguas, Archipiélago Jardines de la Reina. En: R. Claro (Ed.), *Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba* (109-143). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>.
- Conservation International (2008).** Economic Values of Coral Reefs, Mangroves and Seagrasses. A Global Compilation. Center for Applied Biodiversity Science. Conservation International, Arlington, VA. USA.
- De la Lanza, G., Hernández, S., & Carvajal, J. L. (2000).** Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Ed: Plaza & Valdés, S. A. de C. V., 458 pp.
- Done, T. J. (1992).** Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247, 121-132.
- Donner, S. D., Knutson, T. R., & Oppenheimer, M. (2007).** Model-based assessment of the role of human-induced climate change in the 2005 Caribbean coral bleaching event. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(13), 5483-5488.
- Duarte, C. M., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo, M., Valladares, F. (2006).** Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A., Madrid, 167 pp.
- Eakin, C. M., Kleipas, J., & Hoegh-Guldberg, O. (2008).** Global Climate Change and Coral Reefs: Rising Temperatures, Acidification and the Need for Resilient Reefs. Pp. 29-34. En: Clive. Wilkinson (Ed.) *Status of the Coral Reefs of the World: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.
- Emilson, I., & Tápanes, J. J. (1971).** Contribución a la hidrología de la plataforma sur de Cuba. *Ser. Oceanol.*, 9, 1-22.
- Emmanuel, K. (2006).** Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436, 686-688.
- Falkowski, P. G., Katz, E., Knoll, A. H., Quigg, A., Raven, J. A., Schofield, O., Taylo, F. J. R. (2004).** The Evolution of Modern Eukaryotic Phytoplankton. *Science*, 305, 354-360.
- Feola, G., Brena, B., Risso, J., & Sienra, D. (2008).** Programa de Monitoreo de Agua de Playas y Costas de Montevideo. En: Informe Técnico: Playas. Informe temporada estival: 2007-2008 Montevideo, Laboratorio de Calidad Ambiental. Depto de Desarrollo Ambiental. Intendencia Municipal de Montevideo (IMM).
- Fernández, A., & Pérez, R. (Eds). (2009).** Evaluación del

medio Ambiente Cubano GEO Cuba 2007. AMA-CITMA-PNUMA. La Habana, Cuba.

Fernández-Vila, L., Piñeiro, R., Pérez, I., Simanca, J., & Vega, F. (2009). Evidencias oceanográficas del cambio climático en las aguas marinas cubanas. En: La biodiversidad marina y costera y el cambio climático en Cuba.

Figueredo-Martín, T., Pina-Amargós, F., Angulo-Valdés, J., & Gómez-Fernández, R. (2010). Buceo contemplativo en Jardines de la Reina, Cuba: caracterización y percepción sobre el estado de conservación del área. *Rev. Invest. Mar.* 31 (1), 23-32.

Gardner, T. A., Coté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery, patterns and role in long-term decline. *Ecology*, 86, 174-184.

Guerra, R. F. G., Rivas, L. R., Peña, L. I. F., Sosa, M. F., Peón, C. M. C., Elena, M. Ch., Legrá, G. T. (2005). Geología de la plataforma marina de Cuba. Versión original recuperada. Informe de proyecto. Programa ramal: Protección del medio ambiente y desarrollo sostenible cubano. Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente, CITMA. 354 pp.

Guisande, C., Vergara, A. R., Riveiro, I., & Cabanas, J. M. (2004). Climate-Change and abundance of the Atlantic-Iberian sardine (*Sardina pilchardus*). *Fisheries Oceanography*, 13(2), 91-101.

Hawkins, J. P., & Roberts, C. M. (2004). Effects of artisanal fishing on Caribbean coral reefs. *Conservation Biology*, 18, 215-226.

Hernández-González, M., Simanca, J., Arriaza, L., Lorenzo, S. L., Rodas, L., Ramírez, O., Gutiérrez, J. M. (2006). Desarrollo de métodos y tecnologías para el pronóstico de procesos oceanográficos en la plataforma insular cubana. Auspiciado por el programa ramal "Protección del Medio Ambiente y el Desarrollo Sostenible Cubano. Informe de proyecto. 120 pp. Archivo Científico del Instituto de Oceanología.

Heron, S., Skirving, W., & Eakin, M. (2008). Global Climate Change and Coral Reefs: Reef Temperature Perspectives Covering the Last Century. En: C. Wilkinson, (Ed.), Status of the Coral Reefs of the World: 2008 (pp. 35-40). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.

Hillebrand, H., Burgmer, T., & Biermann, E. (2012). Running to stand still: temperature effects on species richness, species turnover, and functional community dynamics. *Marine Biology*, 159, 2415-2422.

Hillebrand, H., Soininen, J., & Snoeijs, P. (2010). Warming

leads to higher species turnover in a coastal ecosystem. *Global Change Biology*, 16, 1181-1193.

Hoegh-Guldberg, O. (2004). Coral Reefs in a Century of Rapid Environmental Change. *Symbiosis*, 37, 1-31.

Hoegh-Guldberg, O. (2006). Complexities of Coral Reef Recovery. *Science*, 311, 42-43.

Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gómez, E., ... Hatziolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318, 1737-1742.

Hoegh-Guldberg, O., Hoegh-Guldberg, H., Veron, J. E. N., Green, A., Gomez, E. D., Lough, J., ... Oliver, J. (2009). The Coral Triangle and Climate Change: Ecosystems, People and Societies at Risk. WWF Australia, Brisbane.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551.

Hughes, T. P., Graham, N. A. J., Jackson, J. B. C., Mumby, P. J., & Steneck, R. S. (2010). Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 633-642.

Ionin, A. S., Pavlidis, Y. A., & Avello-Suárez, O. (1977). Geology of the Cuban Shelf (in Russian). Nauka, Moscow.

IPCC (2001). Climate Change 2001. The Scientific Basis. En: Houghton, J. T., Ding, D. J., Griggs, N., Noguer, P. J., van der Linden, X. Dai, Maskell, K. & Johnson, C. A. (eds) Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC (2007). Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. IPCC Secretariat, <http://www.ipcc.ch>.

IPCC (2013). Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. T. F. Stocker *et al.*, eds., Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University Press.

Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L., & Lam, V. V. (Eds) (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.

Jessen, S., & Patton, S. (2008). Protecting marine biodiversity in Canada: Adaptation options in the face of climate change. *Biodiversity*, 9(3-4), 47-58.

Jiménez, J. L., González, J., Piñeiro, T., Álvarez, S., González, Y., Santana, R., ... Blanco, M. (2014). Plan de Manejo del Área Protegida de Recursos Manejados "Península

de Zapata" 2014-2018. Órgano de Atención Integral al Desarrollo de la Ciénaga de Zapata, Ministerio de Ciencias Tecnología y Medio Ambiente, Ciénaga de Zapata, Cuba. 294 pp.

Józwiak, T., Mazur-Marzec, H., & Plinski, M. (2008).

Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdansk (southern Baltic): The main effect of eutrophication. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37, 115-121.

Knowlton, N. (2004). Multiple "stable" states and the conservation of marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 60, 387-396.

Knutson, T. R., McBride, J. L., Chan, J., Emmanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Sugi, M. (2010). "Tropical cyclones and climate change". *Nature Geoscience*, 3, 157-163.

Lara, A., Claro, R., García-Arteaga, J., & García-Rodríguez, A. (2014). Golfo de Batabanó. En: R. Claro (ed.). Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba (1-55). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>

Lluis-Riera, M. (1972). Estudios hidrológicos del Golfo de Batabanó y de las aguas oceánicas adyacentes. *Ser. Oceanol.*, 14, 1-49.

Lluis-Riera, M. (1977). Estudios hidrológicos de la plataforma suroriental de Cuba y aguas oceánicas adyacentes. Edit. Academia de Ciencias de Cuba, (16), octubre, 29 pp.

Lluis-Riera, M. (1980). Caracterización físico-química de la plataforma cubana. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba. Parte I. 176 pp.

Lluis-Riera, M. (1983). Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Cien. de la Tierra y el Espacio*, 7, 81-110.

Lluis-Riera, M. (1985). Oceanografía del Golfo de Batabanó. Instituto de Oceanología, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana.

Mumby, P. J., & Harborne, A. R. (2010). Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *PLoS ONE*, 5(1), e8657. doi. 10.1371/journal.pone.0008657.

Obura, D., & Grimsditch, G. (2009). Coral Reefs, Climate Change and Resilience. An agenda for action from the IUCN World Conservation Congress. October, 6-9, 2008. 44 pp.

Payet, R., & Agricole, W. (2006). Climate Change in the Seychelles: Implications for Water and Coral Reefs. *Ambio.*, 35(4), 182-189.

Perry, L. A., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes.

Science, 308, 1912-1915.

Pina, F., Hernández-Fernández, L., Clero, L., & González-Sansón, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 29(3), 225-237.

Poulard, J. C., & Blanchard, F. (2005). Resilience and Climate-Change: lessons from coral reefs and bleaching in the Western Indian Ocean. *ICES. Journal of Marine Science*, 62(7), 1436-1443.

Pucharovski, Y. M., Knipper, A. L., & Puig-Rifa, M. (1967). Mapa tectónico de Cuba, escala 1:1250000. En el libro Geología y minerales de Cuba. Moscú, "Nauka".

RAMSAR COP 8 (2002). Climate Change and Wetlands: Impacts, Adaptation and Mitigation. "Wetlands: water, life, and culture" 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Valencia, Spain, 18-26 November 2002.

Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., & Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on animals and plants. *Nature*, 421, 57-60.

Saunders, M. A., & Lea, A. S. (2008). Large contribution of sea surface warming to recent increase in Atlantic hurricane activity. *Nature*, 451(7178), 557-560.

Scavia, D., Field, J. C., Boesch, D. F., Buddemeier, R. W., Burkett, V., Cayan, D.R., Titus, J. G. (2002). Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 149-164.

Schutte, V. G. W., Selig, E. R., & Bruno, J. F. (2010). Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Marine Ecology-Progress Series*, 402, 115-122.

Simon, N., Cras, A. L., Foulon, E., & Lemee, R. (2009). Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, 332, 159-170.

Smith, D.M., Eade, R., Dunstone, N. J., Fereday, D., Murphy, J. M., Pohlmann, H., ... Scaife, A. A. (2010). Skilful multi-year predictions of Atlantic hurricane frequency. *Nature Geoscience*, 3(12), 846-849.

Sogin, M. L., Morrison, H. G., Huber, J. A., Welch, D. M., Huse, S. M., Neal, P. R., Herndl, G. J. (2006). Microbial diversity in the deep sea and the underexplored "rare biosphere". *PNAS*, 103, 32.

Spalding, M. D. (2004). A guide to the coral reefs of the Caribbean. University of California Press, Berkeley, USA.

Spalding, M. D., Ravilious, C., & Green, E. P. (2001). World Atlas of Coral Reefs. WCMC-UNEP. University of California Press. Berkeley. USA.

Stevenson, C., Katz, L. S., Micheli, F., Block, B., Heiman, W. K., Perle, C., ... Witting, J. (2007). High apex predator

biomass on remote Pacific islands. *Coral Reefs*, 26, 47–51.

Tapia, M. E. (2007). Variabilidad temporal del fitoplancton en áreas costeras del mar ecuatoriano y su interrelación con el evento La Niña 1999-2000, Ecuador. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 14(1), 37-48.

Viamontes, F.J., & Reyes, I. (2004). Características dinámicas de las aguas entre Punta del Este y Cayo Largo. Informe Científico-Técnico. 35 pp. Archivos de GEOCUBA, Estudios Marinos. La Habana, Cuba.

Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.

Wilkinson, C. (2000). Status of coral reefs of the world. Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science, 360 pp.

Wilkinson, C. (2008). Status of the Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.

Wilkinson, C., & Souter, D. (2008). Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Center, Townsville.

José Francisco Montalvo Estévez

anaelig59@gmail.com

Instituto de Oceanología, Ave. 1ra #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

I

HIDROQUÍMICA EN LOS GOLFOS DE CAZONES, ANA MARÍA Y GUACANAYABO

Introducción

Las investigaciones sistemáticas de la plataforma marina suroccidental y las aguas oceánicas adyacentes datan desde la década de los años sesenta del siglo pasado (Lluis-Riera, Gómez-Quintero, & Salazar-Salazar, 1987). Estos autores presentaron los datos oceanográficos y químicos obtenidos entre julio de 1967 y marzo de 1970, a partir de cruceros oceanográficos donde en todos se estudió el golfo de Cazones. Entre 1988 y 1989, se evaluó de conjunto con otras instituciones la Zona Económica Exclusiva al Sur de Cuba, que incluyó también el golfo de Cazones.

En el caso de la plataforma marina suroriental y las aguas oceánicas adyacentes, los estudios sistemáticos se iniciaron en la década de los años setenta del siglo pasado (Lluís-Riera, 1977). Por su parte, Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981) mostraron los datos oceanográficos y químicos obtenidos desde abril de 1972 hasta julio de 1973, a partir de cinco cruceros a la región suroriental de la plataforma de Cuba y la franja oceánica adyacente. Evaluaciones posteriores, evidenciaron que las aguas de los golfos de Ana María y Guacanayabo son oligo-mesotróficas (Betanzos-Vega, Garcés, Delgado, & Pis, 2012; González-De Zaya, Lestay, Merino-Ibarra, & Castillo, 2012; Hernández-Fernández *et al.*, 2013). Los estudios relacionados con la contaminación por sustancias tóxicas permanentes se relacionan fundamentalmente con metales pesados. Los sedimentos superficiales de la zona costera del golfo de Guacanayabo no presentan problemas de contaminación evidentes de cobre, plomo y zinc (Arencibia, Isaac, & González, 1988).

Los objetivos de este documento son: 1) analizar los cambios de la calidad del agua al sureste de la península de Zapata, a partir de la información existente entre los años 1967 y 1989, y 2) analizar los cambios de la calidad del agua en la plataforma marina suroriental de Cuba, a partir de la información existente entre los años 1972 y 2012.

Factores físico-químicos en el golfo de Cazones

Los factores físico-químicos que se han evaluado en el golfo de Cazones son: la temperatura superficial del mar (TSM), la salinidad superficial del mar (SSM), el oxígeno disuelto (OD), el porcentaje de saturación de oxígeno (SO), el fósforo de fosfatos (P-PO₄), el nitrógeno de nitratos más nitritos (N-NO_x), el silicio de silicato (Si-SiO₃) y el potencial de hidrógeno (pH). Los métodos analíticos usados se encuentran en Lluís-Riera *et al.* (1987). La red de estaciones muestreadas se representa en la figura 1.

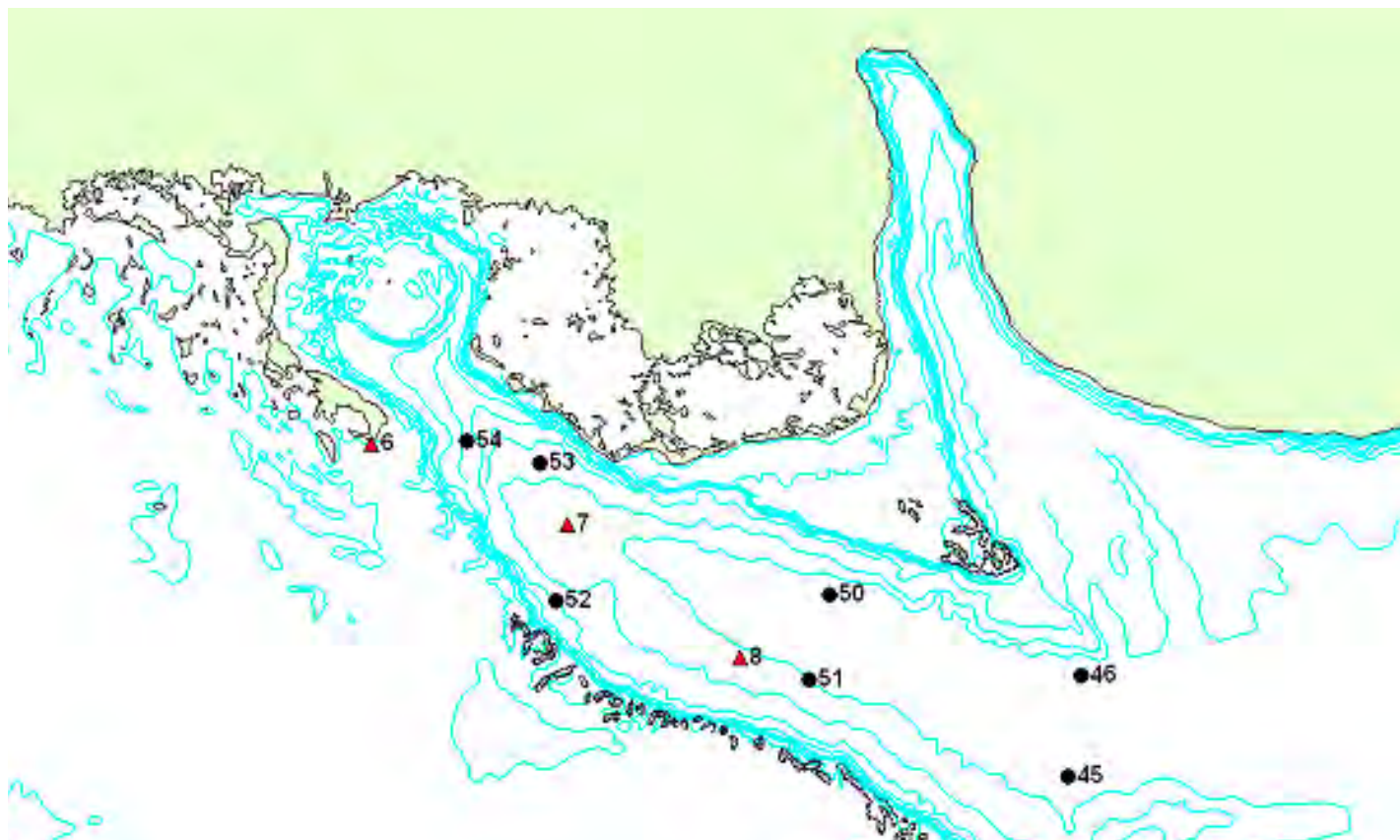


Figura 1. Red de estaciones de muestreos en las campañas oceanográficas realizadas entre 1967-1970 (Δ), y entre 1988-1989 (\bullet)

La temperatura superficial del mar en el golfo de Cazones siempre fue superior a los 24 °C y superó los 30 °C en la época de lluvias (Anexos 1 y 2), y estuvo condicionada por la temperatura del aire, la hora en que se realizó la medición y la época del año.

La salinidad superficial del golfo de Cazones entre 1967 y 1970 fluctuó entre 34 y 36,3 ups, y los valores más bajos se encontraron en la estación 6 en el período climático de lluvias (Anexo 1). En las campañas oceanográficas efectuadas entre julio de 1988 y febrero de 1989, la salinidad tuvo un valor medio de $35,57 \pm 0,98$ ups, y los valores más bajos se detectaron en la campaña de julio de 1988 (Anexo 2). La salinidad estuvo influenciada por el escurrimiento terrestre de la ciénaga de Zapata, y en las zonas más alejadas a la línea costera por las aguas del mar Caribe.

Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) en la capa superficial del golfo de Cazones entre 1967 y 1970 superaron los 5 mg/L, valor establecido por la Norma Cubana 25 (1999) para que los cuerpos de agua marino se consideren de buena calidad en cuanto a uso pesquero. En el período de lluvias prevalecieron las subsaturaciones de oxígeno en los años 1968 y 1969 (Anexo 1), asociado a un posible incremento de la remineralización aeróbica de la materia orgánica acarreada por el escurrimiento terrestre. En las tres campañas realizadas entre 1988 y 1989, el OD tuvo una media de $6,39 \pm 0,19$ mg/L, con saturaciones entre 99% y 108% (Anexo 2). Este incremento se relaciona con un posible aumento de la producción primaria, unida a una disminución de la remineralización de la materia orgánica. No obstante, la heterogeneidad de la red de estaciones de muestreos, impidió hacer generalizaciones sobre el comportamiento de este factor.

El fósforo inorgánico en la capa superficial del golfo de Cazones no fue deficitario, y las mayores concentraciones se encontraron en la etapa 1967-1970 (Anexo 1). En los cruceros realizados entre julio de 1988 y febrero de 1989, la concentración de fósforo fluctuó entre 0,06 y 0,14 $\mu\text{mol/L}$ (Anexo 2). En los muestreos realizados en 1968, prevalecieron las concentraciones de nitratos más nitrato mayor que 1 $\mu\text{mol/L}$ (Anexo 1), mientras que en la etapa 1988-1989 las concentraciones fueron menores a 0,25 $\mu\text{mol/L}$ (Anexo 2). La disminución en el tiempo de las concentraciones de estos nutrientes inorgánicos esenciales para la producción primaria, se pudiera

justificar por un mayor consumo de los productores primarios a fines de los años 80 del siglo pasado. En ambos casos, la baja disponibilidad de nitrógeno de nitratos más nitritos pudo deberse a un alto consumo de los productores primarios, pérdidas de nitrógeno por procesos de desnitrificación, así como posibles procesos de amonificación.

El silicato tuvo concentraciones entre 1,67 y 3,72 $\mu\text{mol/L}$, y los mayores valores se midieron en el mes de julio de 1988 (Anexo 2). Esto puede estar asociado al escurrimiento terrestre, lo que se correspondió con la disminución de la salinidad. Este compuesto no fue limitante para los productores primarios como las diatomeas.

Las mediciones de pH solo se realizaron en julio y agosto de 1968 y marzo de 1970, y todos los valores fueron mayores que 8,1 (Anexo 1). La estación 6, cerca de la línea de costa, tuvo los valores más bajos, y no siempre coincidieron con las menores subsaturaciones de oxígeno.

Factores físico-químicos en los golfos de Ana María y Guacanayabo

El golfo de Ana María es un golfo que se encuentra en la parte central de la costa meridional de la isla de Cuba. Se localiza en el límite entre las provincias de Sancti Spíritus, Ciego de Ávila y Camagüey, así como con el borde de la plataforma insular del archipiélago Jardines de la Reina. El lecho marino de este golfo es irregular, y cerca de la costa hay toda una serie de cayuelos que toman el nombre de "Ana María" y forman grupos que dificultan la navegación. En este golfo desemboca, entre otros ríos, el Jatibonico del Sur (Betanzos-Vega *et al.*, 2012; González-De Zaya *et al.*, 2012).

El golfo de Guacanayabo es un golfo del mar Caribe que se encuentra en la costa suroriental de la isla de Cuba entre las provincias de Camaguey, Las Tunas y Granma y el archipiélago de los Jardines de la Reina. En sus aguas desembocan ríos de gran importancia nacional y regional como el Cauto, Najasa, Tana y el Yaya (Betanzos-Vega *et al.*, 2012).

Para el análisis de las características químicas de las aguas de la plataforma suroriental de Cuba, se emplearon las bases de datos de las campañas

oceanográficas llevadas a cabo por el Instituto de Oceanología y el Centro de Investigaciones Pesqueras entre 1972 y 2010, y por GEOCUBA Estudios Marinos en 2013. La red de estaciones de muestreos se representa en la figura 2. Los factores físico-químicos cuantificados fueron: la temperatura superficial del mar (TSM), la salinidad superficial del mar (SSM), el oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno

(SO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos más nitritos (NOX), amonio (NH_4), nitrógeno total (NT), fósforo inorgánico (PO_4) y fósforo total (PT). Los métodos analíticos empleados se recogen en los informes de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981), Perigó, Montalvo & Pérez (2003), Betanzos-Vega *et al.* (2012), González-De Zaya *et al.* (2012) y Hernández-Fernández *et al.* (2013).

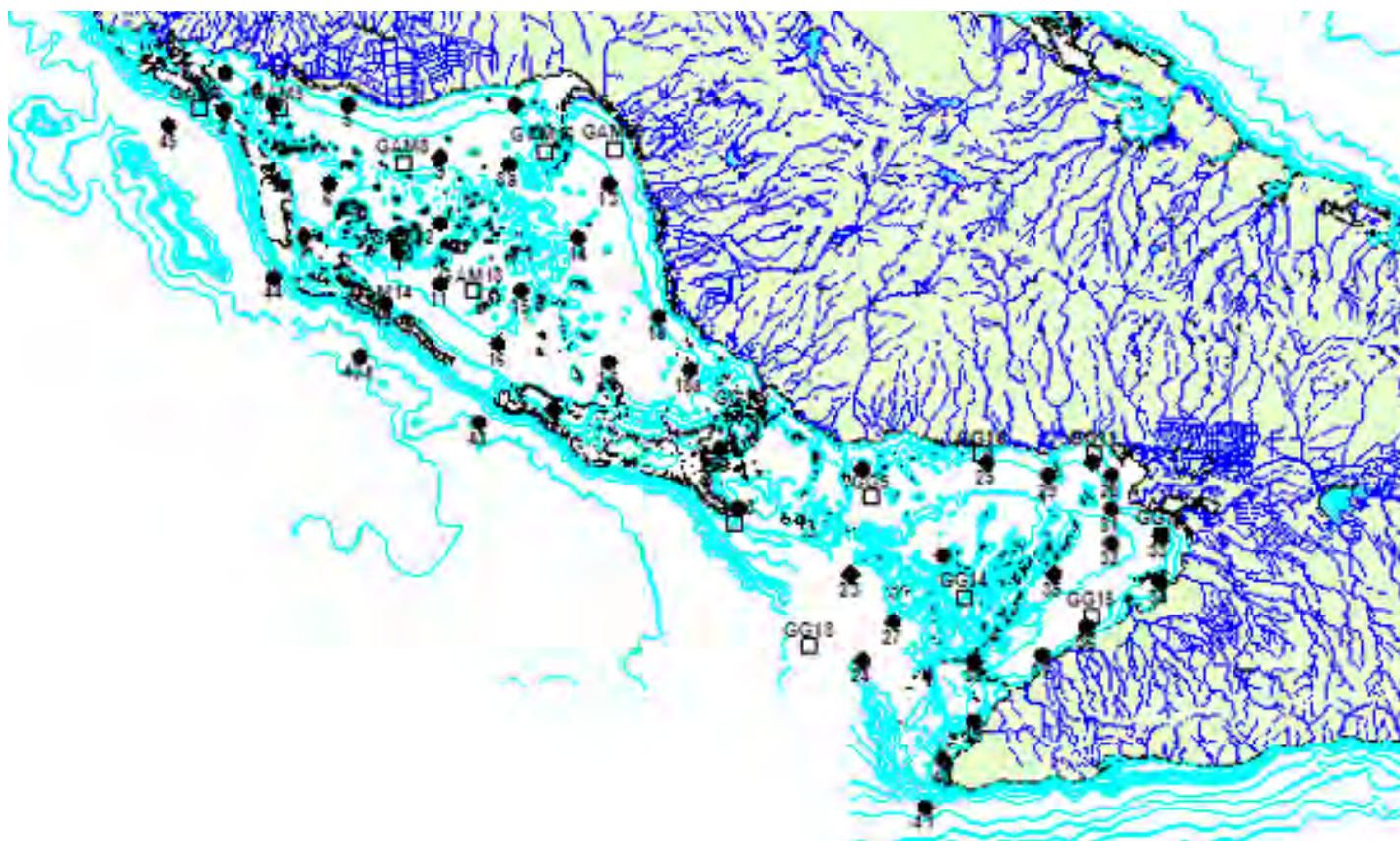


Figura 2. Red de estaciones de muestreos en las campañas oceanográficas realizadas entre 1972-1973 (•) y 2013 (□)

En los golfos de Ana María y Guacanayabo, entre los años 1972 y 1973, las concentraciones de oxígeno fueron siempre superiores a los 5 mg/L, valor establecido por la NC-25 (1999) para que un cuerpo de agua marina pueda ser considerado de buena calidad para uso pesquero. Las aguas superficiales de ambos golfos mostraron una marcada tendencia a estar sobresaturadas en oxígeno (Anexos 3 al 10). Los valores inferiores al 100% solo se registraron en la etapa de lluvias en zonas del golfo de Ana María cercanas a los ríos Manatí y Zaza, y en el golfo de

Guacanayabo en la región costera entre Guayabal y el río Yara (Lluís-Riera & Salazar-Salazar, 1981).

En el golfo de Ana María, los valores de pH en la etapa 1972-1973 fueron superiores a 8,00 en la época de seca de 1972 (Anexo 3), mientras que en el período de lluvias las estaciones 1, 3 y 4 localizadas entre los ríos Manatí y Zaza tuvieron el pH inferior a la cifra antes mencionada (Anexo 6). Esto último puede estar asociado al posible acarreo de materia orgánica en diferente grado de descomposición por

el escurrimiento fluvial. En la misma etapa de estudio, el pH fue mayor que 8,10 en todas las estaciones de muestreos del golfo de Guacanayabo (Anexos 7 y 10).

Entre los años 1972 y 1973 en los golfos de Ana María y Guacanayabo, los mayores valores de oxígeno disuelto y las sobresaturaciones del oxígeno fueron superiores en la etapa de seca (Anexos 3 al 10), atribuido a una posible elevada producción primaria. Ambos golfos se caracterizaron por tener bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico (nitratos más nitrito) en este período, lo que sugiere un posible predominio del amonio (Anexos 3 al 10). El fósforo inorgánico fue más abundante en la etapa de lluvias (Anexos 3 al 10), relacionado con el aumento del fósforo al incrementarse el caudal de los ríos. Según Ludwing (2007) la productividad de los ecosistemas marinos-costeros depende de las entradas de nitrógeno y fósforo desde los ríos.

Montalvo *et al.* (2010) concluyeron que en el golfo de Guacanayabo el nitrógeno inorgánico fue restrictivo para los productores primarios, favoreciendo el desarrollo de especies fijadoras de nitrógeno, aunque la relación NT/PT fue típica de mares donde los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo no limitan a los productores primarios (Fig. 3).

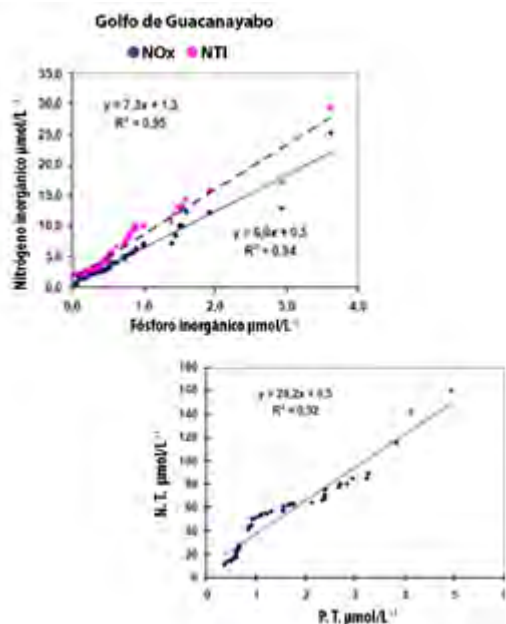


Figura 3. Relaciones nitratos más nitrito y fósforo inorgánico, nitrógeno total inorgánico y fósforo inorgánico, y nitrógeno total y fósforo total en las aguas superficiales del golfo de Guacanayabo. Tomado de Montalvo *et al.* (2010)

A partir de la campaña oceanográfica realizada en octubre de 2011 al golfo de Ana María, González-De Zayas *et al.* (2012) concluyeron que la temperatura fue típica para la época climática, la salinidad fue homogénea en toda el área (entre 36,0 y 37,3 ups), el oxígeno disuelto fue superior a 6,0 mg/L, y los nutrientes tuvieron niveles comparables a los de estudios realizados en la década del 70 del siglo pasado en la misma región (Anexos 3 al 6 y 11).

En esa campaña oceanográfica, la relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto/fósforo reactivo soluble fue de 18/1, por lo que el nutriente limitante fue el fósforo reactivo soluble. El índice de eutrofización calculado fue $2,9 \pm 0,5$ usando nitrógeno inorgánico disuelto y 0,9 empleando el fósforo reactivo soluble. González-De Zayas *et al.* (2012) señalan que las condiciones hidroquímicas de la zona de estudio tiene características de áreas costeras con intercambio con el mar Caribe oligotrófico, y escasos aportes terrígenos (principalmente durante la época de escasas lluvias).

Los niveles más elevados de nutrientes estuvieron entre los cayos Santa María y Cuervo, donde los procesos regenerativos de los mismos en las lagunas interiores, así como las precipitaciones, pudieron aportar nutrientes hacia las aguas del golfo (Fig. 4).

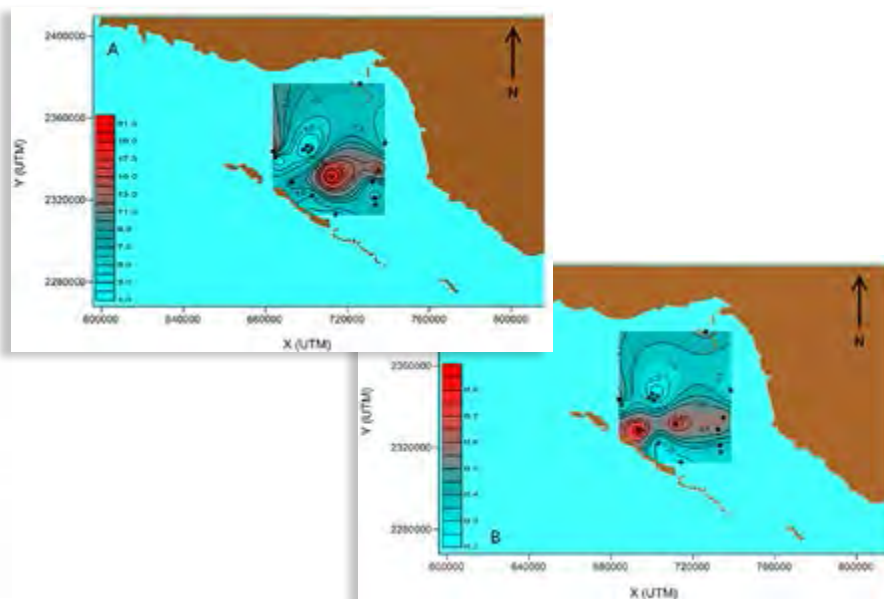


Figura 4. Distribución espacial del nitrógeno total disuelto (NTD) (A) y fósforo inorgánico soluble (B) en las aguas superficiales de la parte central del golfo de Ana María en octubre del 2011. Tomado de González-De Zayas *et al.* (2012)

En agosto de 2013 en el golfo de Ana María, las sobresaturaciones de oxígeno fueron frecuentes y las concentraciones de materia orgánica evaluadas a través de la DBO_5 y la DQO fueron menores que 1 mg/L, el pH fue superior a 8,3 y las concentraciones de compuestos de nitrógeno inorgánico, fósforo inorgánico y total no fueron elevadas (Anexo 12). Los valores anteriores (de DBO_5 y DQO) se corresponden con cuerpos de agua marina no contaminados por materia orgánica de acuerdo a los umbrales establecidos por la NC-25 (1999) y la EQS (2002).

El golfo de Guacanayabo, en agosto de 2013 tuvo sobresaturaciones de oxígeno, los valores de DBO_5 y DQO más comunes fueron mayor que 1 mg/L para la DBO_5 y superiores a 2 mg/L para la DQO (Anexo 13), típicos de agua marina de dudosa calidad para actividades de pesca, de acuerdo a las normas antes mencionadas. El pH en las aguas superficiales fue mayor que 8,30 y el amonio fue la forma de nitrógeno inorgánico más representativa, siendo pobre en compuestos de fósforo inorgánico y total (Anexo 13).

A partir de cuatro muestreos efectuados en meses lluviosos del 2009 en los golfos de Ana María y Guacanayabo, Betanzos-Vega *et al.* (2012) demostraron que entre ambos golfos hubo diferencias significativas en la salinidad, el fósforo inorgánico y los silicatos, y que las máximas concentraciones de nutrientes se localizaron en áreas adyacentes a los principales sistemas lagunares y cuencas hidrográficas, con gradientes perpendiculares a la costa que disminuyeron a medida que se incrementó la distancia a estos cuerpos de agua (Anexo 14). Esto corrobora que las mayores exportaciones dependen mayoritariamente del régimen de precipitaciones, del escurrimiento, de las amplitudes de las mareas y de los procesos de mezcla en los cuerpos de aguas interiores.

Al comparar la abundancia de compuestos inorgánicos de nitrógeno y fósforo en el período 1972-2013, se observó un incremento de las formas oxidadas de nitrógeno inorgánico y fosfato (Anexo 15). Según Betanzos-Vega *et al.* (2012), en los golfos de Ana María y Guacanayabo, hubo un aumento escalonado de las concentraciones de fósforo inorgánico desde los años 70 del siglo pasado hasta el 2009, al igual que el NOX. No obstante, estos autores demostraron el carácter oligo-mesotrófico de ambos cuerpos de agua.

En el área marina protegida Gran Banco de Buena

Esperanza (dentro del golfo de Guacanayabo) en julio de 2011 y 2012, la temperatura promedio fue de 30,8 °C, la salinidad fue 37,2 ups, el oxígeno disuelto estuvo entre 5,3 y 8,0 mg/L y la concentración promedio de nitrógeno inorgánico disuelto fue de $13,2 \pm 9,1 \mu\text{mol/L}$ (Hernández-Fernández *et al.*, 2013).

Conclusiones

1. En el golfo de Cazones, la salinidad estuvo influenciada por el escurrimiento de la ciénaga de Zapata y la mezcla con las aguas del mar Caribe. Las concentraciones de oxígeno disuelto, saturaciones de oxígeno y valores de pH en la etapa de seca, evidenciaron que prevalecieron los procesos autotróficos sobre los heterotróficos, y no fue una zona rica en compuestos inorgánicos de nitrógeno y fósforo.
2. En los golfos Ana María y Guacanayabo, las concentraciones de oxígeno fueron superiores al valor de saturación, excepto en la época de lluvias en las zonas costeras influenciadas por los ríos Manatí y Zaza, y en el sector costero entre Guayabal y el río Yara. En el golfo de Guacanayabo, se detectaron los mayores valores de pH y de materia orgánica, los compuestos inorgánicos de nitrógeno y fósforo carecieron de un patrón temporal definido, y sus concentraciones correspondieron a aguas marina oligo-mesotróficas.

Referencias

- Arencibia, G. C., Isaac, M., & González, H. (1988).** Distribución de metales en sedimentos costeros del golfo de Guacanayabo. *Revista Cubana Química*, 3, 1-10.
- Betanzos-Vega, A., Garcés, Y. R., Delgado, G. M., & Pis, M. A. R. (2012).** Variaciones espacio-temporales de nutrientes y grado de eutrofización en aguas de los golfos de Ana María y Guacanayabo. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras*, 4, 117-130.
- EQS (2002).** Environmental Quality Standards for Water Pollution. <http://www.env.go.jp/en/lar/regulation/wp.html>
- González-De Zayas, R., Lestayo, J. A. G., Merino-Ibarra, M., & Castillo, F. S. S. (2012).** Condiciones hidroquímicas recientes de la zona central del golfo de Ana María, Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 32(2), 9-14.
- Hernández-Fernández, L., Olivera, Y., González-De Zayas, R., Salvat, H. T., Guimaraes, M. B., Ventura, Y. D.,.... Pina-Amargós, F. (2013).** Caracterización fisicoquímica e inventario de

especies del Gran Banco de Buena Esperanza, golfo de Guacanayabo, Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 33(2), 43-57.

López-García, D., Montalvo-Estévez, J. F., García-Ramil, I., Blanco-Concepción, M., & Pérez-Alfonso, J. (2014).

Régimen hidroquímico en los golfos de Ana María y Guacanayabo. Informe científico de GEOCUBA Estudios Marinos (Inédito). 57 pp.

Ludwig, W. (2007). River inputs to Southern European seas: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades. 38th CIESM Congress Proceedings. No. 38, 29 p.

Lluis-Riera, M. (1977). Estudios hidrológicos de la plataforma suroriental de Cuba y aguas oceánicas adyacentes. Informe Científico-Técnico No 16. CDU 551.242.5 (729.1-12):556.1) Instituto de Oceanología. 29 p.

Lluis-Riera, M., Gómez-Quintero, M. J., & Salazar-Salazar, H. (1987). Datos oceanográficos de la plataforma suroccidental de Cuba y de las aguas oceánicas adyacentes. Editorial Academia. 159 p.

Lluis-Riera, M., & Salazar-Salazar, H. (1981). Informe de datos oceanográficos de la plataforma suroriental de Cuba y sus aguas adyacentes. Editora de la ACC, La Habana 1981. 139 p.

Montalvo, J. F., Perigó, E., Martínez, M., García, I., Esponda, S. C., Cesar, M.,... Blanco, M. (2010). Compuestos de nitrógeno y fósforo en las aguas superficiales de tres zonas de la plataforma marina cubana. *Serie Oceanológica*, 7, 27-36.

NC-25 (1999). Norma Cubana. Hidrosfera.

Especificaciones y procedimientos para la evaluación de los objetivos hídricos para uso pesquero. Norma obligatoria.

Perigó, E., Montalvo, J. F., & Pérez, D. M. (2003). Valores más frecuentes y extremos de los parámetros químicos de calidad ambiental en ecosistemas costeros y aguas de la plataforma marina cubana. Contribución a la Educación y la Protección Ambiental, 4, 445-455.

ANEXOS

Anexo 1

Factores hidrológicos y químicos en la capa superficial del golfo de Cazones entre 1967 y 1970. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), fósforo de fosfato (P-PO4), nitrógeno de nitratos más nitrito (N-NOX) y potencial de hidrógeno (pH). Datos tomados de Lluís-Riera *et al.* (1987).

Estaciones	Fecha	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	P-PO4 μmol/L	N-NOX μmol/L	pH
6	28/07/67	22°01´	22°01´	29,4	35,3	*	*	*	*	*
7	27/07/67	21°59´	21°59´	28,9	35,3	6,21	102	*	*	*
8	27/07/67	22°01´	81°33´	30,2	35,6	6,26	105	*	*	*
6	31/05/68	22°01´	81°33´	27,2	35,9	6,17	99	*	*	*
7	01/06/68	21°59´	21°59´	27,9	35,8	6,00	97	0,17	0,46	*
6	04/07/68	22°01´	81°33´	29,5	34,8	5,76	95	*	1,29	8,16
7	05/07/68	21°59´	81°25´	29,5	35,2	5,89	97	0,29	1,14	8,20
8	06/07/68	22°01´	81°33´	29,5	35,6	5,84	97	0,25	1,29	8,19
6	12/04/69	22°01´	81°33´	27,6	36,3	7,10	114	*	*	
6	14/08/69	21°59´	81°25´	29,8	34,0	6,24	103	*	*	8,21
8	13/08/69	22°01´	81°33´	30,5	34,6	5,86	98	0,19	0,20	8,22
6	01/02/70	22°01´	81°33´	24,9	36,0	6,61	102	*	*	
6	20/03/70	21°59´	81°25´	25,7	36,2	*	*	0,11	*	8,34
8	20/03/70	22°01´	81°33´	24,5	36,0	*	*	0,14	*	8,36

*No existe información

Anexo 2

Factores hidrológicos y químicos en la capa superficial del golfo de Cazones entre 1988 y 1989. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), fósforo de fosfato (P-PO4), nitrógeno de nitratos más nitrito (N-NOX) y silicio de silicato (Si-SiO₃). Información tomada del Archivo Científico del Instituto de Oceanología.

Estaciones	Fecha	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	P-PO4 μmol/L	N-NOX μmol/L	Si-SiO ₃ μmol/L
45	19/07/88	21°49'30''	81°04'40''	30,2	34,8	6,43	107	*	0,15	3,58
46	19/07/88	21°53'18''	81°04'06''	29,9	34,7	6,44	107	*	0,14	3,43
50	20/07/88	21°56'20''	81°14'20''	30,0	34,7	6,26	104	0,07	0,25	3,27
51	20/07/88	21°53'10''	81°15'10''	30,3	34,6	6,37	106	*	*	3,72
52	20/07/88	21°56'90''	81°25'30''	30,6	34,2	6,49	108	0,11	0,17	2,98
53	20/07/88	22°01'20''	81°26'10''	30,5	33,8	6,33	105	0,08	0,15	3,24
54	20/07/88	22°02'10''	81°29'09''	30,5	33,2	6,39	106	0,10	0,16	1,89
45	29/10/88	21°49'30''	81°04'40''	28,4	36,2	6,14	100	0,12	0,20	2,22
46	28/10/88	21°53'18''	81°04'06''	28,6	36,2	6,29	103	0,13	0,13	2,51
50	28/10/88	21°56'20''	81°14'20''	28,7	36,2	6,14	101	*	0,12	2,58
51	29/10/88	21°53'10''	81°15'10''	28,6	36,2	6,20	102	0,14	0,14	2,30
52	28/10/88	21°56'90''	81°25'30''	28,5	36,1	6,06	99	*	0,21	2,53
53	28/10/88	22°01'20''	81°26'10''	28,6	36,1	6,23	102	0,14	0,12	2,05
54	28/10/88	22°02'10''	81°29'09''	28,5	36,1	6,26	102	*	0,21	2,10
45	20/02/89	21°49'30''	81°04'40''	26,1	36,2	6,60	104	0,07	0,17	3,02
46	20/02/89	21°53'18''	81°04'06''	25,9	36,3	6,69	105	0,06	0,19	3,18
50	21/02/89	21°56'20''	81°14'20''	25,9	36,2	6,54	103	0,12	0,09	2,95
51	21/02/89	21°53'10''	81°15'10''	25,9	36,3	6,50	102	0,13	0,20	2,84
52	21/02/89	21°56'90''	81°25'30''	25,8	36,4	6,63	104	0,08	0,15	2,80
53	21/02/89	22°01'20''	81°26'10''	25,9	36,3	6,69	105	0,11	0,12	1,67
54	21/02/89	22°02'10''	81°29'09''	25,9	36,28	6,63	104	0,08	0,15	1,98

*No existe información

Anexo 3

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Ana María en abril de 1972. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), potencial de hidrógeno (pH), nitratos más nitrito (N-NOX) y fósforo inorgánico (P-PO4). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	pH	N-NOX μmol/L	P-PO4 μmol/L
1	23/4/72	15:00	21°39′	73°49′	27,9	37,4	6,37	102,8	8,41	0,07	0,11
3	23/4/72	12:45	21°36′	79°41′	27,7	37,4	6,37	102,5	8,30	0,06	0,11
4	23/4/72	11:30	21°33′	79°33′	27,7	38,3	6,29	101,6	8,30	0,07	0,11
5	23/4/72	9:50	21°33′	79°21′	27,7	38,8	6,41	104,2	8,35	0,09	0,09
6	23/4/72	7:50	21°21′	79°24′	27,2	37,4	6,46	103,0	8,32	0,14	0,10
7	21/4/72	16:30	21°13′	79°28′	27,8	37,3	6,37	102,8	8,29	0,09	0,16
8	21/4/72	7:15	21°33′	78°54′	27,4	38,5	6,37	102,8	8,32	0,24	0,12
9	21/4/72	9:24	21°25′	79°06′	27,2	38,4	6,46	103,7	8,28	0,10	0,10
10	21/4/72	11:	21°15′	79°06′	27,1	38,1	6,46	103,4	8,30	0,08	0,10
11	21/4/72	12:35	21°06′	79°06′	27,5	37,8	6,46	103,9	8,27	0,09	0,11
12	21/4/72	14:05	21°03′	79°15′	27,8	36,7	6,46	103,7	8,36	0,07	0,15
13	10/4/72	13:15	21°21′	78°39′	26,8	37,9	6,37	101,1	8,34	*	0,10
14	10/4/72	16:05	21°11′	78°22′	27,1	37,8	6,29	100,4	8,31	*	0,10
15	11/04/72	7:45	21°05′	78°53′	26,5	37,8	6,41	101,4	8,28	*	0,10
16	11/04/72	9:37	20°57′	78°57′	26,7	37,6	6,41	101,6	*	*	0,10
17	11/04/72	11:45	20°47′	78°48′	26,8	37,4	6,41	101,6	*	*	0,09
18	11/04/72	13:08	20°54′	78°39′	27,1	37,2	6,41	102,0	8,34	*	0,11
19	11/04/72	14:40	21°01′	78°31′	27,4	37,6	6,41	103,0	8,54	*	0,09
20	12/4/72	15:20	20°41′	78°21′	27,1	36,9	6,33	100,4	8,31	0,11	0,12
21	12/4/72	8:40	20°32′	78°18′	26,9	36,5	6,41	101,4	8,08	*	0,11
43	20/4/72	8:50	20°45′	79°00′	27,1	35,8	6,37	99,8	8,30	0,38	0,14
44	22/4/72	9:30	21°07′	79°33′	27,1	36,0	6,46	102,0	*	0,08	0,11

*No existe información

Anexo 4

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Ana María en agosto de 1972. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), nitratos más nitrito (N-NOX) y fósforo inorgánico (P-PO4). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	N-NOX μmol/L	P-PO4 μmol/L
1	19/8/72	14:30	21°39′	73°49′	29,9	35,9	6,29	103,5	*	*
2	19/8/72	18:00	21°36′	79°41′	29,8	36,6	6,64	109,7	0,30	*
3	19/8/72	16:50	21°33′	79°33′	29,6	35,9	6,41	105,4	0,44	*
4	20/8/72	7:35	21°33′	79°21′	29,4	36,6	6,33	104,0	0,08	0,08
5	20/8/72	14:36	21°21′	79°24′	29,5	35,4	5,91	96,5	0,04	*
6	20/8/72	14:36	21°13′	79°28′	30,0	36,9	6,21	103,3	0,07	*
7	20/8/72	17:00	21°33′	78°54′	30,1	36,5	6,40	106,2	*	0,13
8	23/8/72	14:00	21°39′	73°49′	30,4	36,3	6,21	103,6	0,25	0,54
8A	23/8/72	11:10	21°24′	78°55′	29,9	36,9	6,16	100,7	0,16	*
9	23/8/72	8:30	21°25′	79°06′	29,8	37,1	*	*	0,30	0,07
10	22/8/72	14:19	21°15′	79°06′	30,4	36,9	6,17	103,1	0,20	*
11	22/8/72	15:00	21°06′	79°06′	31,3	36,7	*	*	0,21	0,16
12	21/8/72	14:19	21°03′	79°15′	29,1	36,2	5,99	97,7	0,19	*
13	24/8/72	10:55	21°21′	78°39′	29,5	35,9	6,30	103,3	0,19	0,16
14	24/8/72	14:00	21°11′	78°22′	30,0	36,5	*	*	0,10	0,30
15	24/8/72	7:45	21°05′	78°53′	30,5	36,8	6,29	105,3	0,16	0,30
16	25/8/72	14:30	20°57′	78°57′	29,9	36,0	6,30	104,0	0,13	*
17	26/8/72	7:40	20°47′	78°48′	29,3	36,7	5,83	95,6	0,16	0,23
18	26/8/72	13:08	20°54′	78°39′	29,5	36,8	6,03	99,3	0,15	0,20
18A	26/8/72	16:13	20°53′	78°26′	30,0	36,8	6,06	100,5	*	0,03
19	26/8/72	14:20	21°01′	78°31′	30,1	36,3	6,21	103,1	0,10	0,07
20	27/8/72	7:15	20°41′	78°21′	29,6	36,9	6,01	99,3	0,12	0,18
43	28/8/72	7:15	20°45′	79°00′	29,2	35,9	6,32	103,0	0,20	0,03
43a	22/8/72	7:20	20°55′	79°19′	29,2	35,9	6,27	102,1	0,10	0,22
44	21/8/72	7:25	21°07′	79°33′	29,0	35,9	6,36	103,2	0,11	0,12
45	19/8/72	9:45	21°30′	79°50′	29,0	35,9	6,30	102,3	0,20	*

*No existe información

Anexo 5

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Ana María en febrero de 1973. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %
1	3/2/73	11:05	21°39´	73°49´	25,1	36,4	6,89	105,7
2	3/2/73	15:05	21°36´	79°41´	26,1	36,3	6,83	106,2
3	3/2/73	13:15	21°33´	79°33´	24,2	36,7	6,80	104,4
4	3/2/72	16:35	21°33´	79°21´	24,8	37,1	6,80	104,4
5	4/2/73	9:35	21°21´	79°24´	23,7	37,3	6,81	102,8
6	4/2/73	12:00	21°13´	79°28´	24,1	36,9	6,91	104,3
7	5/2/73	14:10	21°33´	78°54´	24,8	36,5	*	*
8	7/2/73	8:30	21°39´	73°49´	23,0	37,6	6,83	102,0
8A	6/2/73	16:50	21°24´	78°55´	*	37,5	*	*
9	6/2/73	14:40	21°25´	79°06´	23,1	37,4	6,80	102,6
10	6/2/73	12:28	21°15´	79°06´	23,7	37,4	6,83	103,0
11	6/2/73	10:13	21°06´	79°06´	*	37,2	6,84	*
12	6/2/73	7:35	21°03´	79°15´	24,3	36,5	6,57	99,6
13	7/2/73	12:28	21°21´	78°39´	23,3	37,6	6,80	102,1
14	7/2/73	14:12	21°11´	78°22´	23,8	37,5	6,89	104,1
15	7/2/73	16:20	21°05´	78°53´	23,9	37,3	*	*
16	8/2/73	7:33	20°57´	78°57´	23,2	37	6,66	99,4
17	8/2/73	9:25	20°47´	78°48´	23,5	37,1	6,89	103,4
18	8/2/73	11:10	20°54´	78°39´	23,8	37,1	6,89	103,9
18A	8/2/73	15:10	20°53´	78°26´	*	36,9	*	*
19	8/2/73	13:22	21°01´	78°31´	23,5	37,3	6,76	101,7
20	9/2/73	10:37	20°41´	78°21´	24,1	36,7	6,97	105,4
21	9/2/73	8:51	20°32´	78°18´	24,0	36,4	*	*
43	18/2/73	7:45	20°45´	79°00´	25,6	36,1	6,60	102,2
44	18/2/73	14:45	21°07´	79°33´	25,7	36,1	*	*
45	18/2/73	10:45	21°30´	79°50´	25,6	36,1	*	*

*No existe información

Anexo 6

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Ana María en junio y julio de 1973. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), potencial de hidrógeno (pH) y fósforo inorgánico (P-PO4). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	pH	P-PO4 μmol/L
1	19/6/73	6:55	21°39′	73°49′	29,3	36,0	5,86	95,6	7,84	*
2	19/6/73	10:15	21°36′	79°41′	29,4	36,5	5,99	98,1	8,05	0,12
3	19/6/73	8:50	21°33′	79°33′	29,7	37,5	5,83	96,7	7,90	0,15
4	19/6/73	11:35	21°33′	79°21′	29,7	37,9	6,07	101,2	7,98	0,08
5	19/6/73	13:45	21°21′	79°24′	30,7	38,3	6,41	109,0	8,24	0,14
6	19/6/73	15:40	21°13′	79°28′	30,0	37,5	6,03	100,7	8,15	0,22
7	19/6/73	17:30	21°33′	78°54′	30,3	37,1	6,10	102,6	8,06	0,08
8	21/6/73	6:50	21°39′	73°49′	29,7	37,8	6,16	102,4	8,13	0,14
8A	20/6/73	16:50	21°24′	78°55′	30,1	38,9	5,99	100,2	8,21	0,22
9	20/6/73	13:50	21°25′	79°06′	30,1	38,2	6,04	101,4	8,13	0,17
10	20/6/73	12:25	21°15′	79°06′	29,9	37,8	6,04	101,0	8,09	*
11	20/6/73	10:45	21°06′	79°06′	29,5	36,9	6,20	102,4	*	0,14
12	20/6/73	8:50	21°03′	79°15′	29,5	37,1	6,10	100,7	*	0,08
13	21/6/73	10:50	21°21′	78°39′	29,8	37,4	6,14	102,1	*	0,14
14	21/6/73	12:45	21°11′	78°22′	30,8	37,8	6,10	103,4	8,44	0,20
15	21/6/73	15:10	21°05′	78°53′	30,6	37,7	6,20	104,6	8,52	0,14
16	22/6/73	8:35	20°57′	78°57′	29,9	37,1	5,91	98,1	8,21	0,20
17	22/6/73	10:30	20°47′	78°48′	29,8	37,4	6,04	100,5	8,37	0,08
18	22/6/73	12:05	20°54′	78°39′	30,1	37,4	6,07	101,4	8,46	0,12
18A	22/6/73	15:40	20°53′	78°26′	30,3	37,1	6,07	101,4	8,55	0,22
19	22/6/73	14:10	21°01′	78°31′	30,1	37,4	6,24	101,3	8,63	0,25
20	23/7/73	9:45	20°41′	78°21′	29,7	36,9	6,00	99,3	8,07	0,14
21	23/7/73	9:30	20°32′	78°18′	29,9	36,7	6,09	100,7	8,29	0,20
43	30/6/73	12:50	20°45′	79°00′	29,4	36,2	6,12	100,2	*	*
44	1/7/73	13:40	21°07′	79°33′	29,6	36,3	6,12	100,7	*	*
45	2/7/73	7:45	21°30′	79°50′	29,0	36,2	6,31	103,0	8,05	0,17

*No existe información

Anexo 7

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Guacanayabo en abril de 1972. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), potencial de hidrógeno (pH), nitratos más nitrito (N-NOX) y fósforo inorgánico (P-PO4). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	pH	N-NOX μmol/L	P-PO4 μmol/L
22	14/4/72	7:20	20°38´	77°58´	26,8	37,4	6,29	99,5	8,41	*	0,11
23	18/4/72	13:10	20°22´	78°00´	27,7	35,9	6,61	105,5	8,31	0,23	0,13
24	18/4/72	12:30	20°09´	77°58´	27,6	35,9	6,46	102,7	8,26	0,33	0,14
25	14/4/72	11:55	20°39´	77°38´	27,2	37,5	6,46	103,2	8,39	0,10	0,13
26	14/4/72	9:55	20°25´	77°45´	26,8	37,2	6,33	100,2	*	*	0,10
27	18/4/72	10:26	20°15´	77°53´	27,5	35,9	6,57	104,3	8,38	*	0,13
29	14/4/72	13:35	20°37´	77°18´	27,4	37,6	6,54	105,0	8,27	0,15	0,13
30	14/4/72	14:35	20°39´	77°21´	28,3	37,3	6,61	107,4	8,29	0,09	0,11
31	14/4/72	15:50	20°32´	77°18´	28,3	37,6	6,46	104,9	8,33	0,10	0,13
32	15/4/72	8:20	20°27´	77°18´	26,9	37,5	6,54	103,8	8,32	0,37	0,16
33	15/4/72	6:30	20°28´	77°10´	26,8	37,5	6,41	101,8	8,58	0,33	0,16
34	15/4/72	10:10	20°21´	77°10´	27,4	37,6	6,37	102,3	8,39	0,09	0,14
35	16/4/72	10:40	20°22´	77°27´	27,2	37,6	6,33	101,1	8,39	*	0,15
36	16/4/72	11:45	20°14´	77°22´	27,5	37,3	*	*	8,33	0,16	0,15
37	16/4/72	13:08	20°10´	77°29´	27,7	36,9	6,61	106,2	8,34	0,05	0,14
38	16/4/72	14:45	20°09´	77°40´	27,3	36,6	*	*	8,30	0,05	0,15
39	16/4/72	16:30	20°00´	77°40´	27,7	36,3	6,54	104,6	8,30	0,06	0,14
40	17/4/72	6:45	19°54´	77°45´	28,0	36,0	6,70	107,3	8,25	0,52	0,14
41	17/4/72	8:05	19°47´	77°48´	27,1	35,9	6,41	101,1	8,29	0,03	0,15

*No existe información

Anexo 8

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Guacanayabo en agosto de 1972. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), nitratos más nitrito (N-NOX) y fósforo inorgánico (P-PO4). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	N-NOX μmol/L	P-PO4 μmol/L
22	27/8/72	10:00	20°38´	77°58´	29,6	36,6	6,14	101,2	0,16	0,52
25	27/8/72	16:50	20°39´	77°38´	29,8	36,3	6,06	99,8	0,12	0,64
26	27/8/72	14:15	20°25´	77°45´	30,1	36,9	6,07	101,2	0,06	*
29	28/8/72	6:20	20°37´	77°18´	29,3	36,1	5,73	93,5	0,19	0,36
30	28/8/72	7:45	20°39´	77°21´	29,4	36,1	6,00	98,1	0,19	0,48
31	28/8/72	9:00	20°32´	77°18´	29,4	36,2	5,94	97,2	0,18	0,25
32	28/8/72	10:30	20°27´	77°18´	29,4	36,5	5,81	95,3	0,20	0,18
33	28/8/72	14:00	20°28´	77°10´	30,2	36,3	5,74	95,3	0,19	0,45
34	28/8/72	15:10	20°21´	77°10´	29,9	36,0	5,63	92,9	0,23	0,43

*No existe información

Anexo 9

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Guacanayabo en febrero de 1973. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %
22	9/2/73	10:00	20°38´	77°58´	24,4	37,2	6,89	105,0
23	16/2/73	15:52	20°22´	78°00´	24,4	36,2	6,97	105,2
24	16/2/73	11:27	20°09´	77°58´	26,0	35,9	6,89	106,9
25	10/2/73	8:40	20°39´	77°38´	24,2	37,0	6,63	100,4
26	9/2/73	16:55	20°25´	77°45´	28,9	36,9	6,63	101,8
27	16/2/73	13:15	20°15´	77°53´	25,3	36,4	6,14	103,3
28	16/2/73	9:09	20°37´	77°18´	25,9	35,9	6,63	102,6
30	10/2/72	12:15	20°39´	77°21´	24,4	36,7	6,66	101,3
31	11/2/73	9:05	20°32´	77°18´	23,8	36,8	6,87	103,4
32	11/2/73	10:15	20°27´	77°18´	24,1	36,8	*	*
33	11/2/73	14:40	20°28´	77°10´	24,2	36,7	6,90	104,5
34	11/2/73	15:10	20°21´	77°10´	24,1	36,6	6,90	104,3
35	13/2/73	14:40	20°22´	77°27´	24,2	36,8	6,63	100,4
36	13/2/73	16:40	20°14´	77°22´	23,8	36,8	6,97	104,9
37	14/2/73	7:35	20°10´	77°29´	24,0	36,8	6,69	100,9
38	14/2/73	9:45	20°09´	77°40´	23,6	36,7	6,53	97,8
40	14/2/73	13:20	19°54´	77°45´	25,1	36,0	7,16	109,6
41	15/2/73	9:45	19°47´	77°48´	26,5	35,9	6,55	102,2

*No existe información

Anexo 10

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Guacanayabo en junio de 1973. Latitud (Lat.), longitud (Long.), temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), potencial de hidrógeno (pH) y fósforo inorgánico (P-PO4). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981).

Estaciones	Fecha	Hora	Lat.	Long.	TSM °C	SSM ups	OD mg/L	SO %	pH	P-PO4 μmol/L
22	23/6/73	13:35	20°38′	77°58′	31,2	37,5	6,01	102,4	8,49	0,34
23	29/6/73	13:25	20°22′	78°00′	30,4	36,5	6,26	104,3	8,38	0,19
24	29/6/73	10:00	20°09′	77°58′	29,4	36,1	6,20	100,9	8,03	0,24
25	24/6/73	6:30	20°39′	77°38′	29,8	37,4	6,03	100,2	*	0,24
26	23/6/73	16:20	20°25′	77°45′	30,1	37,3	6,07	101,4	8,45	0,14
27	29/6/73	11:35	20°15′	77°53′	30,4	36,6	6,07	101,4	8,16	0,20
28	29/6/73	7:35	20°37′	77°18′	29,1	36,2	*	*	8,17	*
29	24/6/73	8:15	20°37′	77°18′	29,7	37,3	*	*	8,28	0,25
30	24/6/73	10:35	20°39′	77°21′	30,1	37,3	5,99	100,0	8,28	0,41
31	24/6/73	13:00	20°32′	77°18′	30,4	36,8	5,97	99,3	8,54	0,37
32	24/6/73	14:00	20°27′	77°18′	31,2	37,5	6,17	105,5	8,56	0,30
33	24/6/73	15:45	20°28′	77°10′	30,7	37,1	6,11	102,9	8,20	0,30
34	25/6/73	11:00	20°21′	77°10′	30,4	36,5	6,20	103,6	8,00	0,37
35	27/6/73	8:00	20°22′	77°27′	29,9	37,4	6,01	100,2	8,22	0,19
36	27/6/73	9:40	20°14′	77°22′	30,0	37,4	5,91	98,6	8,37	0,20
37	27/6/73	11:15	20°10′	77°29′	30,2	37,3	6,14	102,6	8,35	0,19
38	27/6/73	13:05	20°09′	77°40′	30,5	37,3	6,16	103,4	*	0,12
40	27/6/73	16:15	19°54′	77°45′	27,7	36,1	6,34	104,2	*	0,19
41	28/6/73	8:00	19°47′	77°48′	29,0	36,1	6,34	104,0	8,11	*

*No existe información

Anexo 11

Valores promedios \pm desviación estándar de la temperatura superficial del mar (TSM), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), nitratos más nitrito (NOX), amonio (NH_4), nitrógeno total inorgánico (NTI) y fósforo inorgánico (PO_4) de la parte central del golfo de Ana María entre los días 8 y 26 de octubre de 2011. Datos tomados de González-De Zayas *et al.* (2012).

TSM °C	SSM ups	OD mg/L	NOX $\mu\text{mol/L}$	NH_4 $\mu\text{mol/L}$	NTI $\mu\text{mol/L}$	PO_4 $\mu\text{mol/L}$
$29,7 \pm 0,9$	$36,5 \pm 0,2$	$6,4 \pm 0,6$	$2,3 \pm 0,3$	$4,6 \pm 3,8$	$6,9 \pm 5,4$	$0,4 \pm 0,2$

Anexo 12

Factores hidrológicos y químicos de las aguas superficiales del golfo de Ana María en agosto de 2013. Latitud (Lat.), longitud (Long.), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), potencial de hidrógeno (pH), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos más nitrito (NOX), amonio (NH_4), nitrógeno total (NT), fósforo inorgánico (PO_4) y fósforo total (PT). Datos tomados de López-García, Montalvo-Estévez, García-Ramil, Blanco-Concepción & Pérez-Alfonso (2014).

Estaciones	Fecha	Lat.	Long.	SSM ups	OD mg/L	SO %	pH	DBO mg/L	DQO mg/L	NOX $\mu\text{mol/L}$	NH_4 $\mu\text{mol/L}$	NT $\mu\text{mol/L}$	PO_4 $\mu\text{mol/L}$	PT $\mu\text{mol/L}$
3	ago/13	21°32'17''	79°45'09''	36,7	6,04	101,5	8,30	0,25	0,61	0,64	1,28	43,09	0,04	0,13
5	ago/13	21°32'17''	73°32'19''	37,4	6,00	101,4	8,33	0,65	0,98	0,22	0,69	39,86	0,04	0,13
8	ago/13	21°24'05''	79°12'06''	37,6	5,93	98,7	8,30	0,31	0,75	0,20	0,90	40,56	0,05	0,15
12	ago/13	21°10'43''	79°12'06''	37,2	6,14	104,4	8,30	0,40	0,64	0,11	0,61	39,86	0,05	0,13
14	ago/13	21°02'03''	79°15'26''	37,3	6,14	102,8	8,30	0,30	0,64	0,20	0,63	37,76	0,05	0,15
16	ago/13	21°26'01''	78°49'23''	36,9	6,21	102,8	8,30	0,28	0,96	0,37	0,68	31,47	0,03	0,14
18	ago/13	21°04'52''	79°00'58''	35,8	6,21	103,0	8,30	0,70	0,85	0,12	0,64	77,1	0,03	0,22
20	ago/13	21°26'26''	78°37'58''	36,8	6,25	105,0	8,30	0,68	*	*	*	44,23	0,05	0,15

*No existe información

Anexo 13

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales del golfo de Guacanayabo en agosto de 2013. Latitud (Lat.), longitud (Long.), salinidad superficial del mar (SSM), oxígeno disuelto (OD), saturación de oxígeno (SO), potencial de hidrógeno (pH), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos más nitró (NOX), amonio (NH₄), nitrógeno total (NT), fósforo inorgánico (PO₄) y fósforo total (PT). Datos tomados de López-García *et al.* (2014).

Estaciones	Fecha	Lat.	Long.	SSM ups	OD mg/L	SO %	pH	DBO mg/L	DQO mg/L	NOX μmol/L	NH ₄ μmol/L	NT μmol/L	PO ₄ μmol/L	PT μmol/L
1	ago/13	20°46'19''	78°18'42''	36,985	6,58	109,1	8,39	0,86	1,76	0,22	2,40	19,20	0,10	0,21
3	ago/13	20°29'51''	71°18'34''	37,141	6,45	108,8	8,43	0,96	2,56	0,10	1,39	9,42	0,05	0,12
5	ago/13	20°33'42''	77°56'36''	37,381	6,82	118,8	8,40	*	*	*	*	*	0,12	0,30
10	ago/13	20°40'13''	77°38'40''	36,975	6,87	113,9	8,38	1,28	3,36	0,13	2,13	52,90		
11	ago/13	20°40'04''	77°20'43''	36,871	6,45	117,5	8,38	1,45	3,36	0,11	2,75	35,14	0,13	0,25
12	ago/13	20°28'05''	77°09'50''	36,985	6,35	115,7	8,40	1,35	2,24	0,48	2,75	5,79	0,05	0,18
14	ago/13	20°18'46''	77°41'27''	36,511	6,58	106,8	8,38	*	*	*	*	*	*	*
15	ago/13	20°15'52''	77°21'01''	36,706	6,79	110,6	8,40	1,54	2,88	0,08	3,31	31,53	0,03	0,14
18	ago/13	20°11'17''	78°06'39''	36,495	6,82	110,9	8,38	1,62	2,08	0,08	1,33	2,53	0,05	0,22

*No existe información

Anexo 14

Factores hidrológicos y químicos en las aguas superficiales de los golfos de Ana María (GAM) y Guacanayabo (GG) entre abril y septiembre del 2009. Salinidad superficial del mar (SSM), nitratos más nitrito (NOX), amonio (NH_4), nitrógeno total inorgánico (NTI) y fósforo inorgánico (PO_4). Datos tomados de Betanzos-Vega *et al.* (2012).

Golfos	Fecha	SSM ups	NOX $\mu\text{mol/L}$	NH_4 $\mu\text{mol/L}$	NTI $\mu\text{mol/L}$	PO_4 $\mu\text{mol/L}$
GAM	abril/09	38,31	1,40	1,08	2,48	0,54
GAM	mayo/09	36,46	1,71	1,17	2,88	1,26
GG	mayo/09	33,14	1,84	1,61	3,45	2,05
GAM	junio/09	37,27	1,59	1,33	2,92	0,81
GG	junio/09	33,46	1,58	1,72	3,30	1,49
GAM	julio/09	37,74	1,39	1,17	2,56	0,45
GG	julio/09	34,31	1,57	1,14	2,71	0,76
GAM	septiembre/09	37,54	1,36	1,77	3,13	0,47
GG	septiembre/09	34,55	1,27	0,55	1,82	0,68

Anexo 15

Valores medios y desviación estándar de la salinidad superficial del mar (SSM), amonio (NH_4), nitratos más nitrito (NOX), nitrógeno total (NT), fósforo inorgánico (PO_4), silicatos (SiO_3) y fósforo total (PT) por períodos en los golfos de Ana María (GAM) y Guacanayabo (GG). Datos tomados de Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981), del Archivo Científico del Centro de Investigaciones Pesqueras, de Betanzos-Vega *et al.* (2012), de González-De Zayas *et al.* (2012) y de López-García *et al.* (2014).

Golfos	Período	SSM ups	NH_4 $\mu\text{mol/L}$	NOX $\mu\text{mol/L}$	NT $\mu\text{mol/L}$	PO_4 $\mu\text{mol/L}$	SiO_3 $\mu\text{mol/L}$	PT $\mu\text{mol/L}$
GAM	1972-73	36,98±0,60	*	0,51±0,88	*	0,10±0,21	7,41±2,26	*
	1988-89	37,10±2,40	0,95±0,18	1,78±0,22	*	0,73±0,30	5,91±2,80	*
	2009	37,42±0,76	1,29±0,91	1,59±0,89	*	0,67±0,51	2,78±1,49	*
	oct-11**	36,5±0,2	4,6±3,8	2,3±3,0	*	0,4±0,2	4,3±1,6	*
	ago-13	36,95±0,55	0,78±0,24	0,27±0,19	44,29±13,83	0,04±0,01	*	0,15±0,03
GG	1972-73	36,79±0,60	*	0,18±0,12	*	0,25±0,32	9,67±2,41	*
	1988-89	36,80±0,95	1,95±0,26	3,33±0,40	*	0,70±0,55	*	*
	1990-91***	34,57±3,50	1,82±1,15	4,68±4,29	53,27±31,95	0,75±0,74	*	1,55±1,22
	2009	33,85±1,11	1,31±0,92	1,48±0,89	*	1,40±1,09	6,80±3,48	*
	ago-13	36,89±0,29	2,29±0,73	0,17±0,14	22,36±18,37	0,08±0,04	*	0,20±0,06

*No existe información

**Muestras procesadas a través de filtros de nitrocelulosa de 0,22 μm (Millipore™ tipo HA) y fijadas con cloroformo.

***Zona litoral del golfo de Guacanayabo entre Punta Orúa y Punta Jutía.

Marcelino Hernández González¹, Sergio Luis
Lorenzo Sánchez¹, Pedro Manuel González Jardines¹
y Damián León Guevara¹

marcelhg2020@gmail.com

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

II

PRINCIPALES PARÁMETROS OCEANOGRÁFICOS EN LAS PLATAFORMAS SUROCCIDENTAL Y SURORIENTAL

Introducción

Cuba, gracias a las características que le confieren su posición geográfica en el Mediterráneo Americano, en la zona sub-tropical y a su carácter de archipiélago, posee un medio ambiente costero y marino digno de preservar, no solo desde el punto de vista ético y político como herencia para las generaciones futuras, sino por el incuestionable valor que posee desde el punto de vista de la biodiversidad, el paisaje y los recursos naturales.

Las investigaciones oceanográficas se desarrollan en la actualidad en el marco de complejos

escenarios tecnológicos, en los cuales se combinan los sensores electrónicos, la modelación numérica, la teledetección, la informática y la cibernética, que unidos garantizan una comprensión predictiva del funcionamiento de los ecosistemas marinos y costeros. La oceanografía contribuye al monitoreo de diversas variables con fines científicos, a la vigilancia ambiental y a la prevención y minimización del impacto de desastres naturales o antrópicos.

El paso inicial para una posterior ampliación de la información ambiental marina y costera a corto, mediano y largo plazo, específicamente de las variables y procesos oceanográficos, con la combinación de diversas tecnologías, consiste en la determinación de las características básicas y la información histórica acumulada.

Aspectos generales de las plataformas suroccidental y suroriental del archipiélago cubano

El clima

Las características climáticas de Cuba están determinadas esencialmente por su posición geográfica cercana al Trópico de Cáncer, a la entrada del golfo de México y muy cerca del continente de Norteamérica, así como por su configuración alargada y estrecha en el sentido de los paralelos (Pérez *et al.*, 2013). El clima de Cuba es tropical, estacionalmente húmedo, con influencia marina y rasgos semi-continental, debido a la acción de las masas de aire continentales, con influencia estacional de las zonas de circulación tropical y extra-tropical. Entre noviembre y abril son más notables las variaciones bruscas del tiempo diario, debido al paso de sistemas frontales asociados a centros de bajas presiones extra-tropicales y a la influencia anticiclónica de origen continental, que se alterna con la del anticiclón subtropical del Atlántico Norte. De mayo a octubre, por el contrario, se presentan pocas variaciones en el tiempo diario, con una mayor influencia del anticiclón subtropical del Atlántico Norte y los cambios más importantes se deben a la presencia de disturbios en la circulación tropical: ondas del este y ciclones tropicales (Hernández-González, 2015). El régimen de vientos muestra el predominio de los Alisios del **NE** y el **ENE**. Durante el invierno actúan vientos fríos del

N y el **NO**, que provocan lluvias por lo general de baja intensidad (Lluis-Riera, 1980).

Entre las características hidroclimáticas más importantes se destacan el régimen de lluvias y el escurrimiento (Lluis-Riera, 1980). Los recursos hídricos superficiales y subterráneos son limitados. Debido a la configuración larga y estrecha de la Isla de Cuba, los ríos presentan pequeñas cuencas, cursos cortos, poco caudal y rápida evacuación al mar. Las cuencas subterráneas están vinculadas al fuerte desarrollo cársico, y satisfacen en mayor o menor medida las demandas de agua, en especial de la población (Planos, Rivero, & Guevara, 2013).

Los eventos de escala sinóptica

Los principales eventos de escala sinóptica son los ciclones tropicales y los sistemas frontales asociados a bajas extra-tropicales.

En junio la mayoría de las tormentas se originan en el golfo de México y al oeste del Caribe. En julio y agosto las áreas de mayor frecuencia se expanden y se trasladan hacia el este, mientras que en septiembre se localizan sobre una extensa área que se extiende desde Bahamas hacia el sudeste hasta las Antillas Menores y hacia el este, hasta la vecindad de Cabo Verde, cerca de la costa occidental africana. En octubre y noviembre las áreas de formación regresan al oeste del Caribe y el golfo de México (Rubiera, 2006) (Fig. 1).



Figura 1. Zonas del mar Caribe y el golfo de México afectadas por ciclones tropicales durante un año (Tomado de Rubiera, 2006).

Las zonas de mayor frecuencia de afectación por ciclones tropicales se encuentran entre el centro del mar Caribe Occidental y el sur del estado norteamericano de Luisiana, coincidiendo en gran parte con una zona oceánica, en la cual la circulación anticiclónica de las aguas impone una temperatura mayor en las capas superiores de la columna de agua, favorable para el desarrollo de los ciclones tropicales (Hernández-González, 2015).

La serie de los huracanes que han afectado a Cuba a lo largo de más de dos siglos refleja una gran variabilidad, a través de la existencia de variaciones interanuales y multianuales. Períodos de mucha y poca actividad se suceden a través del tiempo (Pérez *et al.*, 2013).

Los sistemas frontales asociados a bajas extra-tropicales

Los sistemas sinópticos de latitudes medias que al desplazarse primero al sudeste sobre el golfo de México y luego al este, afectan a Cuba, son los frentes fríos, conocidos como “nortes”; los que se presentan en el período denominado poco lluvioso o seco, el cual se extiende desde noviembre hasta abril, aunque estas situaciones sinópticas se han presentado en los meses de septiembre y junio. El período en el que afectan los frentes fríos a Cuba, se le denomina temporada frontal. El frente frío medio por temporada es del tipo clásico y de intensidad moderada (con vientos máximos entre 36 Km/h y 55 Km/h). El tipo de frente frío clásico, es el que está asociado a un centro de bajas presiones, el cual se desplaza de oeste a este sobre el golfo de México o los estados del sur de los Estados Unidos. El frente clásico produce previamente, vientos de región sur sobre el occidente de Cuba, conocidos como los “sures” (Hernández-González, 2015).

Cuba ha sido afectada por frentes fríos muy fuertes, en los cuales se han registrado vientos promedios de 98 Km/h y máximos de 115 Km/h. En presencia del evento ENOS, se manifiesta una anomalía positiva en el número de los frentes fríos que afectan a Cuba. Las temporadas más cortas son aquellas en las que sólo se han presentado frentes fríos en un período de seis meses, las que han comenzado en octubre-noviembre y finalizado en marzo-abril. Por otra parte, las de mayor duración se extienden hasta junio y han comenzado en septiembre-octubre, abarcando un período invernal

de nueve meses. Los frentes fríos son precedidos por hondonadas, denominados pre-frontales. En ocasiones estas se presentan muy activas con tiempo severo, en el cual se producen granizos, precipitaciones del orden de los 100 mm/24 horas y tormentas locales severas. Ejemplo de hondonada pre-frontal muy activa, lo fue la tormenta del siglo en marzo de 1993. En el primer y cuarto trimestre del ciclo anual, la zona ciclogénica más importante de las bajas extra-tropicales del golfo de México se encuentra en su región noroccidental (Hernández-González, 2015).

Los ciclones extra-tropicales (CE) son sistemas meteorológicos de escala sinóptica que tienen un centro donde se observan los valores mínimos de la presión atmosférica. Están constituidos por un núcleo frío y tienen asociado diferentes tipos de frentes atmosféricos: fríos, calientes y ocluidos. Por ello, su masa de aire no es homogénea y en su área de influencia se observan vientos intensos con circulación ciclónica (en el hemisferio norte giran en el sentido contrario a las manecillas del reloj). Los ciclones extra-tropicales ocupan gran extensión en la escala horizontal, en ocasiones de cientos y hasta miles de kilómetros, mientras que en la vertical se observan en zonas troposféricas de intensa baroclinicidad (cambios de presión y temperatura). Este tipo de sistemas meteorológicos también es conocido como baja extra-tropical y puede desarrollarse en latitudes bajas (como es el área del golfo de México) y afectar al archipiélago cubano. Los centros de bajas presiones extra-tropicales desarrollados en el golfo de México también reciben el nombre de *Golfianas* y se desplazan hacia el este y nordeste sobre los estados del sur de los Estados Unidos y el Atlántico (Rubiera, 2006).

Es por ello que en el período poco lluvioso del año, los principales flujos de intercambio entre las latitudes medias y la zona tropical provienen del movimiento por zonas tropicales y subtropicales de sistemas como las altas presiones migratorias frías y las bajas extra-tropicales, además del movimiento desde las altas latitudes hasta la zona tropical de las masas de aire frío de origen continental y marítima polar (Pérez *et al.*, 2013).

La marea astronómica

La marea mixta diurna aparece entre La Fe y la bahía de Cabañas y la mixta semidiurna en el resto del archipiélago; con excepción de la bahía de Cienfuegos,

las cercanías de la bahía de Manzanillo y un amplio sector costero del norte de Cuba hasta la bahía de Nipe, donde es semidiurna (Fig. 2). La amplitud media varía entre menos de 25 cm en la plataforma suroccidental hasta 65 cm como promedio, en la plataforma nororiental (Fig. 3).



Figura 2. Clasificación de las mareas en las costas de Cuba. Tomado y adaptado de Vallejo (2010)

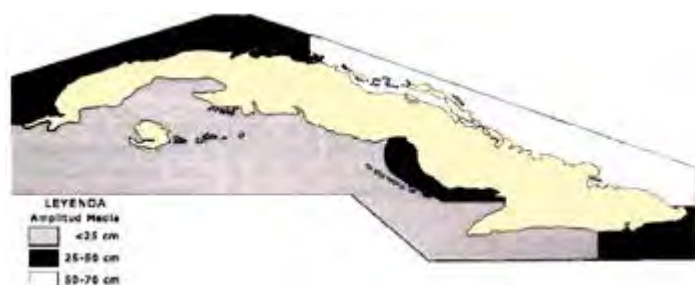


Figura 3. Amplitud de las mareas en las costas de Cuba. Tomado y adaptado de Vallejo (2010)

Las componentes de largo período solar anual (S_a) y solar semianual (S_{sa}) determinan la variabilidad estacional, ya que alcanzan valores comparables a los de la onda lunar principal semidiurna (M_2). Hacia el interior del golfo de Batabanó se deforma la onda de marea (Fig. 4), prevaleciendo la influencia de los factores meteorológicos sobre las variaciones del nivel del mar, con una mayor variabilidad de la componente aperiódica del nivel del mar de origen meteorológico en el interior del golfo. La amplitud de la marea en la costa norte es como promedio mayor que en la sur, y tiende a reducirse en áreas de limitado intercambio como las lagunas interiores del archipiélago Sabana-Camagüey. Las corrientes de marea son más fuertes en los canales y pasas existentes entre los cayos

(Hernández-González, Montalvo, Juanes, Rodríguez, & Martínez-Bayón, 2013). La marea en determinadas ocasiones representa un papel importante en el intercambio de aguas entre la plataforma y el mar abierto (Lluis-Riera, 1980).



Figura 4. Variaciones del nivel del mar observado en la plataforma suroccidental (no referidas al cero geodésico). Tomado de Hernández-González (2015)

Corrientes Marinas

Las corrientes marinas de la plataforma insular cubana fluyen hacia el oeste la mayor parte del año, debido a la acción predominante de los vientos Alisios (Emilson & Tápanes, 1971). Blázquez & Romeu (1982) y posteriormente Blázquez, Rodríguez-Portal, Rosabal-Campos & Calderón-Hebra (1988), comprobaron la hipótesis de Emilson & Tápanes (1971) para la plataforma suroccidental, mediante mediciones directas efectuadas con cuerpos de deriva y correntógrafos.

La temperatura y salinidad de las aguas

Según Lluis-Riera (1972; 1977; 1983a) y Lluis-Riera & Salazar-Salazar (1981), los cambios de la temperatura en verano suelen ocurrir suavemente, al contrario de los que ocurren en invierno con el paso de los frentes fríos, cuando generalmente predomina una marcada homogeneidad vertical en la columna de agua, debido a los efectivos procesos de mezcla. Según Lluis-Riera (1983a), la amplitud de la temperatura en las aguas de la plataforma insular resulta de más de 11 grados, entre 19 °C y 31,6 °C, siendo de igual magnitud que

en los estratos superficiales (50 a 60 m) de las aguas oceánicas adyacentes (García, 1981).

Principales características oceanográficas y meteorológicas de los golfos de Batabanó y Cazones. Plataforma suroccidental

La temperatura del aire

En la zona de estudio al sur de la ciénaga de Zapata, la temperatura media anual del aire es de 25,2 °C, variando entre los 22 y 23 °C en invierno y de 27 a 28 °C en verano. En el período lluvioso, durante los días cálidos, las temperaturas máximas medias son superiores a los 30 °C, mientras que durante el período seco, las mínimas medias oscilan entre 18 y 19 °C. Los valores máximos absolutos alcanzan los 36,6 °C y los mínimos absolutos los 9 °C. La brisa marina es el fundamental efecto moderador de la temperatura del aire en las zonas cercanas al litoral (Hernández-González *et al.*, 2006).

El viento

En los golfos de Batabanó y Cazones predominan durante el invierno, vientos del I cuadrante con una velocidad media de 27,1 Km/h y durante el verano del II cuadrante con velocidad media de 9,5 Km/h. En general, los vientos predominantes en este sector son los Alisios del *NE* y *E*, con una velocidad media de 9,4 Km/h, modificados localmente por la brisa diurna del *NE* y el terral nocturno del *SE* (Hernández-González *et al.*, 2006).

Las precipitaciones

El período de lluvia (de mayo a octubre) y de seca (de noviembre a abril) se encuentran bien definidos. En la zona emergida de la península de Zapata, al norte, la distribución de las precipitaciones es irregular, en el período húmedo caen de 78% hasta 84% del total anual, el resto, en el período seco. Al paso de los huracanes, ciclones o vaguadas extendidas, la lluvia máxima probable para 0,5% de probabilidad oscila de 700 mm a 1200 mm para 4 días (Petrova, Villasuso, & Alfonso, 2007). En general, el drenaje

directo de agua dulce es menor que el aporte de los ríos, con excepción de las costas NNE y E del golfo de Batabanó (península de Zapata), debido a que las aguas infiltradas por centro y sur de la isla hallan su salida al mar por la costa (Lluis-Riera, 1980).

Los ciclones tropicales

Los ciclones tropicales ejercen gran influencia en el régimen habitual de los procesos marinos y costeros de la plataforma suroccidental, más habituados a las condiciones impuestas por los Alisios la mayor parte del año. Los ciclones tropicales, que tienen lugar durante la temporada ciclónica, entre junio y noviembre, inciden con mayor frecuencia sobre la mitad occidental de Cuba, a principios y finales de temporada, cuando estos organismos presentan una tendencia a formarse en el mar Caribe Occidental y toman trayectorias que en general suelen ir de sur a norte. La mayor parte de los huracanes más intensos que han azotado al país, han pasado por el golfo de Batabanó (Hernández-González, 2015).

Los sistemas frontales

Los "sures" actúan sobre la mitad occidental de Cuba entre septiembre y mayo, con rumbos del SSE al SSO y con velocidades que algunas veces han sobrepasado los 100 Km/h (27,8 m/s) como el del 16 de marzo de 1983 que alcanzó 122 Km/h (33,9 m/s) (Rodríguez & Ballester, 1985). Los frentes fríos acontecen en mayor número entre octubre y abril, pueden alcanzar también valores notables de velocidad del viento como el del 22 de diciembre de 1971 con 115 Km/h (31,9 m/s) (González, 2000).

La marea astronómica

En las aguas al sur de la península de Zapata, la marea astronómica es una onda de tipo progresivo en las áreas de mar abierto y reversiva en los canales y pasas, y se clasifica como mixta semidiurna irregular, y es de tipo sinódico con una amplitud media de 20 cm, máximas inferiores a 30 cm y mínimas de 11 a 15 cm (Rodríguez-Portal & Rodríguez-Ramírez, 1983). El carácter de la marea es mixto con predominio semidiurna. La amplitud media de la marea es mayor que 25 cm (Fig. 2 y 3) (Vallejo, 2010).

Las corrientes marinas

La deriva neta de las corrientes marinas hacia el oeste es más evidente al sur de la península de Zapata, en la plataforma suroccidental de Cuba, debido a que representa una extensa llanura sumergida orientada zonalmente con la ocurrencia de giros, y una circulación un poco más compleja en la zona profunda adyacente al golfo de Cazones (Fig. 5).

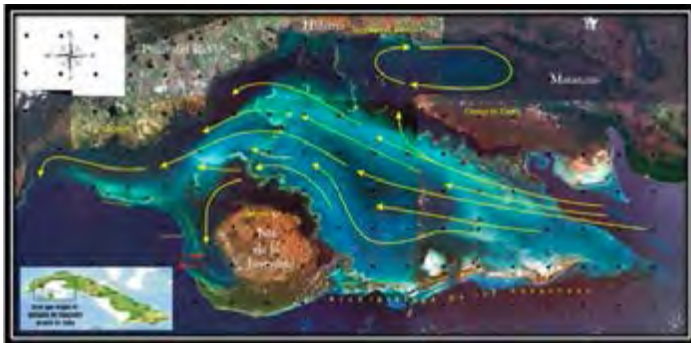


Figura 5. Corrientes marinas en el golfo de Batabanó (Tomado de Hernández-González *et al.*, 2013)

Los valores más altos de las corrientes marinas se pueden registrar al sur de la península de Zapata, y en las pasas y canales de las cayerías de su periferia suroriental. En condiciones de régimen, la velocidad de las corrientes marinas durante el llenante es comparativamente menor que durante el vaciante. Los eventos meteorológicos de escala sinóptica, como los sistemas frontales, con mayor influencia de los "sures" en la mitad occidental, y los ciclones tropicales, perturban temporalmente el campo promedio de las corrientes marinas en esta zona (Hernández-González *et al.*, 2006). Para el interior del golfo de Batabanó, Blázquez & Romeo (1982) y Blázquez *et al.* (1988) registraron velocidad media de las corrientes entre 4,9 y 17,8 cm/s.

El flujo de las corrientes de marea en las pasas y canales, bajo la acción de vientos de moderada intensidad y relativa persistencia, puede ser parcial o totalmente bloqueado por corrientes residuales que coinciden con la dirección del viento (Hernández-González *et al.*, 2006).

La temperatura y salinidad de las aguas

Las características generales de la hidrología de las aguas de la plataforma suroccidental fueron descritas por Lluís-Riera (1972; 1983a; 1983b) y Lluís-Riera,

Gómez-Quintero & Salazar-Salazar (1987). Estos estudios se basaron en el análisis de la distribución espacio-temporal de la temperatura y la salinidad, así como de los principales parámetros químicos. Los autores anteriores señalaron el carácter limitado y estable de la influencia oceánica sobre las aguas de plataforma, y la dependencia de la variación espacial y estacional de los factores físicos y químicos (como la temperatura y la salinidad) con respecto a las precipitaciones y el escurrimiento.

Se puede apreciar, que el patrón de la distribución horizontal de la temperatura y la salinidad de las aguas muestran en el mes de abril valores de 27,9 °C y 36,2 ‰ en las aguas someras de la plataforma suroccidental aledaña a la zona de estudio, y para el mes de julio presenta una distribución más compleja (Fig. 6). En general, el patrón de la temperatura parece gobernado por la marcha diurna de la temperatura del aire y por la influencia oceánica al presentar gradientes paralelos a las cadenas de cayos (Lluís-Riera, 1983b).

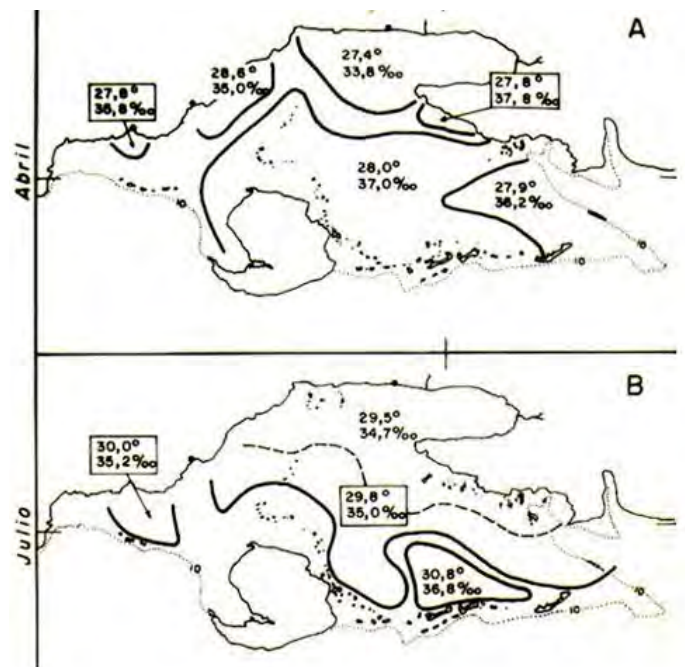


Figura 6. Distribución de la temperatura y la salinidad en el golfo de Batabanó (Tomado de Lluís-Riera, 1983b)

Durante el período seco, predomina una extensa área de salinidad de 36 ‰ a 37 ‰, con zonas de relativa menor salinidad en la ensenada de la Broa y en su extremo oriental, en donde ocurre la penetración de aguas menos halinas desde el golfo de

Cazones. En el período lluvioso las salinidades bajan considerablemente estableciéndose valores de 35 ‰ o menos (Fig. 6). A esto contribuye, el drenaje de los ríos y el escurrimiento superficial principalmente del sur de la península de Zapata (Lluís-Riera, 1980).

Principales características oceanográficas y meteorológicas del archipiélago Jardines de la Reina. Plataforma suroriental

Los ciclones tropicales

Los ciclones tropicales, son también los eventos hidrometeorológicos más peligrosos para Jardines de la Reina en la plataforma suroriental. Aunque no se han reportado con una frecuencia elevada como en la plataforma suroccidental, las zonas marinas y litorales en los golfos de Ana María y Guacanayabo han sufrido el impacto de huracanes de consecuencias catastróficas como el huracán de 1932 que destruyó el poblado de Santa Cruz del Sur y el huracán Iván en 2005 (Hernández-González, 2015).

La fuerza de los vientos de los ciclones tropicales puede perturbar el campo de las corrientes marinas de las aguas someras de la plataforma insular, ya que en presencia de eventos hidrometeorológicos intensos las corrientes marinas fluyen de acuerdo al viento imperante en ese momento. Como ejemplo de lo expuesto anteriormente, se encuentra el caso del huracán Georges, el cual presentó una trayectoria zonal al norte del archipiélago cubano, muy próxima o sobre la costa de la Isla de Cuba (Pasch & Ávila, 2001). Los fuertes vientos de los cuadrantes II y III (Fig. 7A), con dirección de oeste a sur, actuaron justo en contra

del patrón establecido por los vientos Alisios antes del paso del huracán, dando lugar a una reversión de la dirección y a un aumento de la velocidad de las corrientes marinas en las aguas someras de la plataforma suroriental (Fig. 7B). Un cambio de tal naturaleza, aunque perturbador por su intensidad, dura mientras persisten las condiciones del viento que lo provocaron. En tales casos, la fuerza del viento anula casi por completo la influencia de la marea astronómica sobre la circulación de las aguas.



Figura 7. Influencia del campo de vientos de un ciclón tropical (A) con trayectoria zonal sobre las corrientes marinas en las aguas someras de la plataforma suroriental (B). Tomado de Internet: <http://hfradar.ndbc.noaa.gov/>

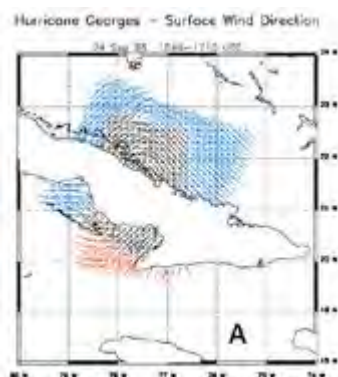
La marea astronómica

En las aguas adyacentes al archipiélago Jardines de la Reina la marea es semidiurna y con una amplitud de 25 a 50 cm (Fig. 2 y 3) (Vallejo, 2010).

Las corrientes marinas

Los valores máximos de las corrientes marinas en la periferia de la plataforma suroriental (archipiélago Jardines de la Reina) durante el vaciante, obedecen al movimiento característico del agua hacia el exterior del mismo, reforzado por la persistencia de vientos del primer y segundo cuadrante (Fig. 8). En la mayor parte de esta zona y durante ambas fases de la marea, la velocidad de la corriente en condiciones habituales del estado del tiempo se mantiene entre los 8 y los 9 cm/s como promedio (Hernández-González *et al.*, 2006).

En el golfo de Ana María las aguas penetran por todos los canales y pasas a través del archipiélago Jardines



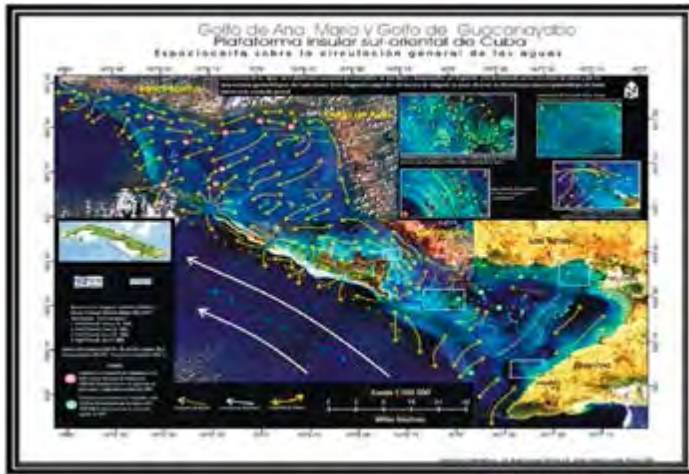


Figura 8. Aspectos generales de la circulación de las aguas en la plataforma suroriental (golfos de Ana María y Guacanayabo). Tomado de Hernández-González *et al.* (2013)

de la Reina, entre ellos: canal de Bretón, canal de Boca Grande, canal de Caballones, canal de Cabeza del Este y pasa de Juan Grin. También, se traslada un volumen importante de agua a todo lo largo de los médanos de la Vela y el banco de Levisa. La velocidad de las corrientes marinas en los golfos de Ana María y Guacanayabo son en general débiles, con valores medios que no sobrepasan los 12 cm/s, aunque en los canales de entrada pueden alcanzar un valor tres veces mayor, como en el canal del cayo Bretón (42 cm/s) (Hernández-González *et al.*, 2006).

En condiciones de baja intensidad del viento, la marea juega un papel importante en la circulación de las aguas de la plataforma suroriental, debido a la compleja geomorfología del fondo marino, sobre todo en las zonas más resguardadas al viento. Las mediciones *in situ*, también sugieren que en toda el área predominan corrientes de marea débiles con velocidades medias entre 1 y 9 cm/s, con la excepción de la estación del canal de Bretón que fue donde se observaron las más elevadas (42,19 cm/s). Los rumbos más frecuentes de la corriente están dentro del I, III y IV cuadrante. El agua se mueve como promedio, de superficie a fondo y predomina la homogeneidad vertical del movimiento en la columna de agua (Hernández-González *et al.*, 2006).

Las corrientes de marea más intensas registradas en todo el espesor de la columna de agua mediante mediciones directas se han observado en el canal de Bretón, resultando hacia el noreste para las corrientes de flujo, con una duración promedio de seis horas

y hacia el sureste para las corrientes de reflujo, con una duración de seis horas y veinte minutos. Las velocidades máximas ocurrieron durante el flujo, con una velocidad máxima de 111,8 cm/s en dirección al norte. Las velocidades máximas de las corrientes ocurren durante las pleamares y bajamares y las mínimas a media mar, lo que permite concluir que las corrientes en el canal de Bretón responden a las características de una onda de marea de carácter progresivo. El flujo de las corrientes de marea de las pasas y canales, bajo la acción de vientos de moderada intensidad y relativa persistencia, puede ser parcial o totalmente bloqueado por las corrientes residuales que coinciden con la dirección del viento (Hernández-González *et al.*, 2006).

La temperatura y salinidad de las aguas

Las características generales de la hidrología de las aguas de la plataforma suroriental fueron descritas por Lluís-Riera (1977; 1983a; 1983b), Lluís-Riera & Salazar-Salazar (1981) y Lluís-Riera *et al.* (1987).

Estos estudios se basaron en el análisis de la distribución espacio-temporal de la temperatura y la salinidad, así como de los principales parámetros químicos. Entre sus conclusiones, Lluís-Riera (1983a; 1983b) señaló el carácter limitado y estable de la influencia oceánica sobre las aguas de plataforma, y la dependencia de la variación espacial y estacional de la temperatura y la salinidad con respecto a las precipitaciones y el escurrimiento. La referida autora, utilizando termómetros de inversión acoplados a botellas Nansen, obtuvo que la temperatura superficial del mar promedio del agua varía de 24,0 °C en febrero a 29,9 °C en junio y los valores extremos detectados fueron de 22,9 °C en febrero y 31,3 °C en agosto.

La temperatura superficial del mar en las aguas someras de la plataforma suroriental responde con rapidez a los cambios de la temperatura del aire, mientras que la salinidad del agua obedece a las precipitaciones y al escurrimiento sobre todo durante determinados cambios en el estado del tiempo. La distribución espacio-temporal de las características termohalinas de las aguas someras, también dependen de la circulación de las aguas (Hernández-González *et al.*, 2006).

La salinidad durante todo el período seco supera los 37 ‰ y durante el período lluvioso desciende ligeramente hasta 36,6 ‰ (Lluís-Riera, 1980; 1983a;

1983b). Sin embargo, el escurrimiento ha dejado de ser un factor importante en la plataforma insular cubana en el transcurso de las últimas décadas debido al represamiento de los ríos, y solo se toma en cuenta su influencia en localidades muy cercanas a la desembocadura de ríos o durante eventos de intensas lluvias. Por otra parte, la mitad oriental de Cuba ha atravesado prolongados períodos de sequías en los últimos años, que ocasionalmente y de forma significativa, han sido interrumpidos solo por la influencia de las lluvias de algunos ciclones tropicales (Lluis-Riera, 1983b). Por lo antes expuesto, se puede suponer que la salinidad promedio de las aguas en el golfo de Guacanayabo aumentó en sus flancos norte y sureste, desde la década del 70, cuando fue publicado el trabajo de Lluis-Riera (1977), debido a la reducción del aporte de agua dulce del río Cauto, los prolongados períodos de sequías de los últimos años y la elevada tasa de evaporación. La combinación de estos factores más la circulación paralela a la costa en llenante y vaciante debe haber provocado una extensión hacia el sureste de la isolínea de los 36,5 ppm que bordea toda la plataforma suroriental y que solo se adentra unas millas en el golfo de Guacanayabo de acuerdo al mapa correspondiente al mes de febrero elaborado por Lluis-Riera (1977), con el consecuente aumento de la salinidad promedio en el mencionado golfo (Hernández-González *et al.*, 2006).

Conclusiones

1. La marea astronómica en las zonas de estudio es de poca amplitud, y por el carácter semidiurno de sus fluctuaciones juega un papel muy importante para los ecosistemas marinos y costeros.
2. Las componentes de largo período solar anual y solar semianual determinan la variabilidad estacional, ya que alcanzan valores comparables a los de la onda lunar principal semidiurna.
3. Hacia el interior del golfo de Batabanó se deforma la onda de marea, prevaleciendo la influencia de los factores meteorológicos sobre las variaciones del nivel del mar.
4. Las corrientes de marea pueden alcanzar velocidades promedio de alrededor de 50 cm/s y máximas cercanas al metro por segundo, en pasas y canales.
5. El flujo de las corrientes de marea en las pasas y canales bajo la acción de vientos de moderada intensidad y relativa persistencia, puede ser

parcial o totalmente bloqueado por las corrientes residuales generadas por el viento.

6. El régimen de vientos muestra el predominio de los Alisios del *NE* y el *ENE*.
7. Entre las características hidroclimáticas más importantes se destacan el régimen de lluvias y el escurrimiento, los cuales influyen determinantemente en la variabilidad espacial y estacional de la salinidad.
8. Los ciclones tropicales son los eventos hidrometeorológicos más peligrosos para las zonas de estudio debido a la fuerza de los vientos y al oleaje que generan. Los más intensos, pueden también generar fuertes afectaciones a los ecosistemas marinos y costeros debido a la influencia que ejercen sobre las corrientes marinas de las aguas someras de la plataforma insular. Los sistemas frontales asociados a bajas extra-tropicales, principalmente por los intensos vientos de componente sur que pueden generar, pueden ocasionar impactos importantes en la zona de estudio adyacente a la península de Zapata.
9. El océano ejerce una influencia limitada y estable sobre las aguas de plataforma de las zonas de estudio.
10. La temperatura superficial del mar de las aguas someras de la plataforma insular en las zonas de estudio responde con rapidez a los cambios de la temperatura del aire.
11. El escurrimiento ha dejado de ser un factor importante en la plataforma insular cubana en las últimas décadas, debido al represamiento de los ríos. Solo es importante, localmente, durante eventos de intensas lluvias en la desembocadura de algunos ríos.
12. La zona de estudio en Jardines de la Reina posee un nivel de datos e investigación comparativamente menor que la zona adyacente a la península de Zapata.

Referencias

- Blázquez, L., Rodríguez-Portal, J. P., Rosabal-Campos, I., & Calderón-Hebra, R. (1988).** Mediciones de corriente en el Golfo de Batabanó. Reporte de Investigación del Instituto de Oceanología No 14.
- Blázquez, L., & Romeu, E. (1982).** Contribución al estudio de la circulación general en el Golfo de Batabanó, Zona B. *Rep. Invest. Inst. Oceanología.*, 1,1-33.
- Emilson, I., & Tápanes, J. (1971).** Contribución a la

hidrología de la plataforma sur de Cuba. Acad. Cien. Cuba. *Ser. Oceanol.*, 9, 1-31.

García, C. (1981). Temperatura de las aguas oceánicas de Cuba I. Aguas superficiales II. Aguas sub-superficiales. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 6(2), 3-11.

González, C. (2000). Características de los frentes fríos que han afectado a Cuba desde 1916-17 hasta 1999-2000. Boletín SOMETCUBA [Internet] 6(2). Disponible en: <http://www.met.inf.cu>.

Hernández-González, M. (2015). Variabilidad y pronóstico de la componente aperiódica del nivel del mar de origen meteorológico en el archipiélago cubano. ISBN: 978-95 9-298-035-8, <http://repositorio.geotech.cu/jspui/handle/1234/519>.

Hernández-González, M., Montalvo, J. F., Juanes, J. L., Rodríguez, Y., & Martínez-Bayón, C. A. (2013). Zonas Costeras y Recursos Marinos, 137-200. En: Planos, E., Rivero, R. & Guevara, V (Eds.), Impactos del Cambio Climático y Medidas de Adaptación en Cuba. GEF-PNUD (DVD). Editorial AMA. ISBN 978-959-300-039-0.

Hernández-González, M., Simanca, J., Arriaza, L., Lorenzo, S.L., Rodas, L., Ramírez, O.,.... Gutiérrez, J. M. (2006). Desarrollo de métodos y tecnologías para el pronóstico de procesos oceanográficos en la plataforma insular cubana". Auspiciado por el programa ramal "Protección del Medio Ambiente y el Desarrollo Sostenible Cubano. Informe de proyecto. 120 pp. Archivo Científico del Instituto de Oceanología.

Lluis-Riera, M. (1972). Estudios hidrológicos del Golfo de Batabanó y de las aguas oceánicas adyacentes. *Serie Oceanológica*, 14, 49 pp.

Lluis-Riera, M. (1977). Estudios hidrológicos de la plataforma suroriental de Cuba y aguas oceánicas adyacentes. Informe Científico-Técnico, No. 16. CDU 551.242.5 (729.1-12:556.1). Instituto de Oceanología. 29 p.

Lluis-Riera, M. (1980). Caracterización físico-química de la plataforma cubana. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba. Parte I. 176 pp.

Lluis-Riera, M. (1983a). Características físico químicas de la plataforma de Cuba y aguas oceánicas adyacentes [en Ruso]. Centro de coordinación del CAME para el problema mundial, Moscú 15, 29-45 p.

Lluis-Riera, M. (1983b). Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. Cien. de la Tierra y el Espacio, 7: 81-110.

Lluis-Riera, M., Gómez-Quintero, M. J., & Salazar-Salazar, H. (1987). Datos oceanográficos de la plataforma suroccidental de Cuba y sus aguas adyacentes. Editora de la ACC, La Habana. 161 p.

Lluis-Riera, M., & Salazar-Salazar, H. (1981). Informe de datos oceanográficos de la plataforma suroriental de Cuba y sus aguas adyacentes. Editora de la ACC, La Habana. 139 p.

Pasch, R. J., & Ávila, L. A. (2001). Atlantic Hurricane Season of 1996. *Monthly Weather Review*, 129, 3085-3123.

Pérez, R., Fonseca, C., Lapinel, B., González, C., González, I., Planos, E.,...Pérez, J. (2013). Variaciones y Cambios en el Clima. 43-97. En: Planos, E., Rivero, R. & Guevara, V (Eds.), Impactos del Cambio Climático y Medidas de Adaptación en Cuba. GEF-PNUD (DVD). Editorial AMA. ISBN 978-959-300-039-0.

Petrova, V., Villasuso, M., & Alfonso, A. (2007). Manejo de los recursos hídricos en los humedales. Caso de estudio Ciénaga de Zapata (Parte IV). Editora Centenario, S. A, República Dominicana. 42 p.

Planos, E., Rivero, R., & Guevara, V. (Eds.) (2013). Impactos del Cambio Climático y Medidas de Adaptación en Cuba. GEF-PNUD (DVD). Editorial AMA. ISBN 978-959-300-035-2.

Rodríguez-Portal, J., & Rodríguez-Ramírez, J. F. (1983). Las mareas en las costas cubanas. *Reporte de Investigación del Instituto de Oceanología*, 6, 34 pp.

Rodríguez, N., & Ballester, M. (1985). Cronología de los "sures" que han afectado a Cuba desde la temporada 1916 hasta la de 1977-1978. *Reporte de Investigación del Instituto de Meteorología*, 10, 12 pp.

Rubiera, J. (2006). Curso sobre Ciclones Tropicales. Universidad para Todos. Suplemento Especial. 32 pp.

Vallejo, E. C. (2010). Apuntes de marea. Cátedra de Hidrografía y Geodesia. Academia Naval Granma. 111 pp.

Claudia Bolívar Rodríguez¹ y
Leidis Rebeca Santos Rodríguez¹

cbolivar07@gmail.com

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

III

TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR Y CLOROFILA *a* EN EL GOLFO DE CAZONES Y EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA A PARTIR DE SENSORES REMOTOS

Introducción

El estudio de la dinámica de los océanos a partir de sensores remotos es fundamental en la oceanografía física, química y biológica, ya que permite comprender procesos a una escala local, regional y global.

La temperatura superficial del mar (TSM) y la concentración de clorofila *a* (clor-*a*) son unas de las principales variables que se obtienen de los sensores satelitales, los cuales proporcionan una valiosa información física, química y biológica en las primeras capas del océano con una

representatividad estacional y global (Demarcq, Barlow, & Shillington, 2003). Las estimaciones de estas variables son de referencia obligada en estudios orientados al entendimiento de las fluctuaciones en el océano y su efecto en la estructura del ecosistema (Manzano & Salinas, 2008).

La concentración de *clor-a* es considerada como un importante indicador del fitoplancton (Lluch-Cota, 2002), mientras que la TSM es reconocida como un factor importante que influye en los patrones de distribución y crecimiento de las poblaciones marinas (Dower, Leggett, & Frank, 2000). De forma general, tanto la *clor-a* como la TSM son importantes indicadores del cambio climático (Donlon *et al.*, 2002).

Los datos de TSM que se obtienen mediante la teledetección corresponden a la capa más cercana a la superficie, y es la que está en contacto directo con la atmósfera. Es esta capa (milímetros de profundidad) la que recibe y transmite la radiación electromagnética dentro del rango de los infrarrojos, que es captada por los sensores (Cerdeira, 2003).

Por otra parte, la *clor-a* se obtiene dentro del rango visible del espectro electromagnético y tiene una fuerte absorción del azul y muy poco del verde, por lo que en la mayoría de los casos la respuesta espectral de la misma se encuentra a partir del verde. Los algoritmos que actualmente se aplican en las imágenes de color del mar para obtener valores de concentración de *clor-a* solo son válidos para aguas profundas, ya que en aguas someras los valores siempre darán muy elevados por la presencia de sedimentos en suspensión, el aporte de ríos entre otras sustancias (Robinson *et al.*, 2008).

Breve descripción de la metodología

Las imágenes que se utilizaron en este estudio pertenecen al sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) que se encuentra en dos satélites, el Aqua y el Terra, ambos con un total de 36 bandas espectrales. Este sensor proporciona datos diarios de la concentración de *clor-a* en la superficie del mar y la TSM con una resolución espacial de aproximadamente 1 Km² por píxel sobre áreas del océano.

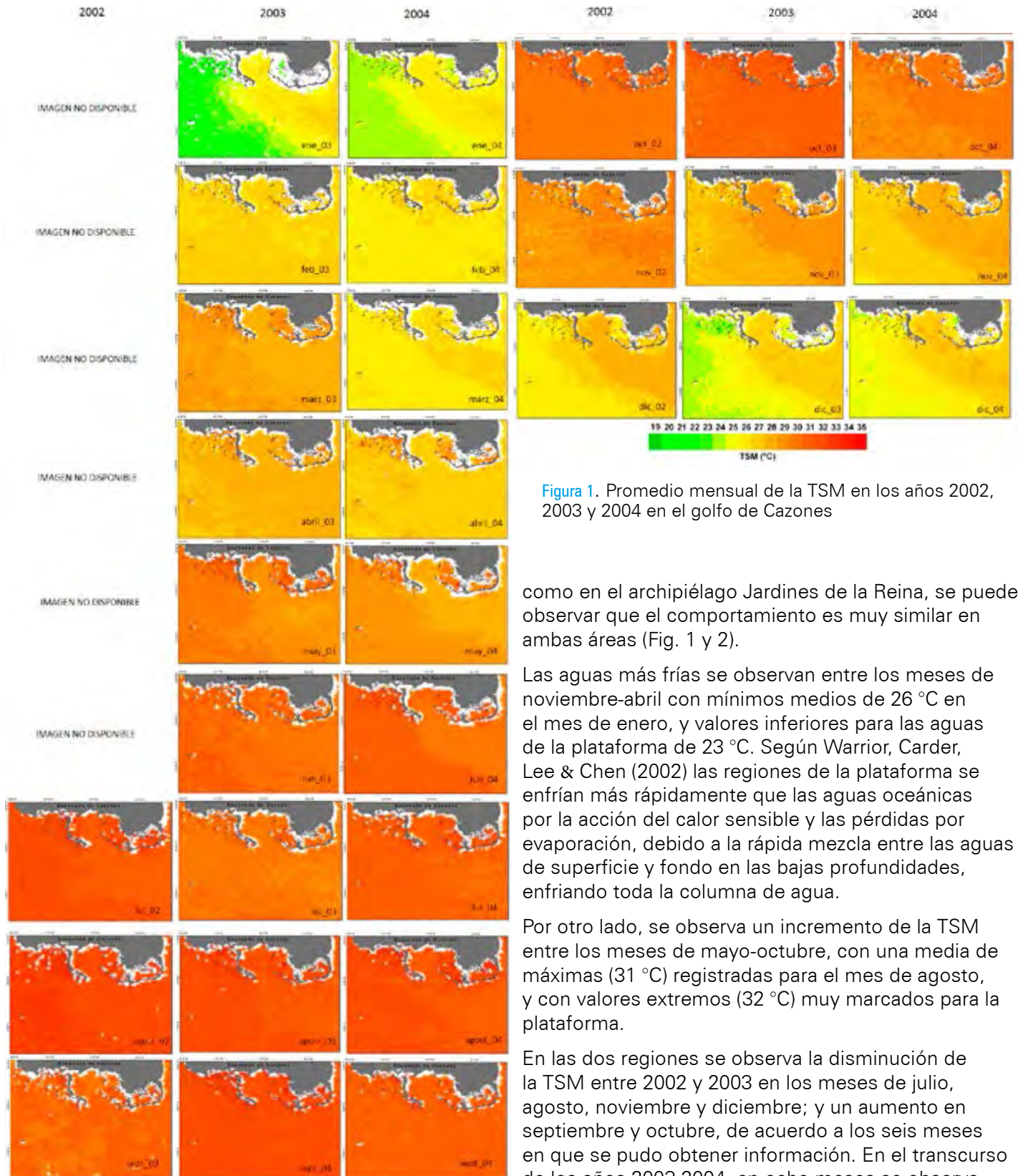
Las imágenes satelitales empleadas fueron descargadas gratuitamente del sitio web <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/browse.pl?sen=am>, pero solo con un pequeño nivel de procesamiento que se conoce como nivel 2 (L2, *por sus siglas en inglés*). En este nivel de procesamiento las imágenes están georeferenciadas y tienen calculada la temperatura para cada píxel, donde han sido ya aplicados los algoritmos que convierten los niveles digitales de cada píxel en grados para el caso de la TSM y en mgm⁻³ para el caso de la *clor-a*. El Grupo de Procesamiento de Biología del Océano (OBPG, *por sus siglas en inglés*) aplica estos algoritmos y brinda este servicio gratuito. En caso de que se quiera obtener libremente un nivel superior de procesamiento (L3 o L4) la resolución espacial a la que están disponibles las imágenes es de 4 Km en adelante. Por esta razón, las imágenes fueron trabajadas desde el nivel 2 de procesamiento con el objetivo de mantener la resolución espacial de 1 Km².

Las imágenes fueron descargadas y procesadas para toda Cuba en los años 2002, 2003 y 2004, tanto para la TSM como la *clor-a*. En el año 2002 estaban disponibles a partir del mes de julio las imágenes de TSM, y a partir del mes de agosto las de *clor-a*. Solo se muestran en este documento el producto final de ambas variables para el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina. Es importante señalar que los promedios mensuales por píxel obtenidos a partir de las imágenes diarias no siempre se corresponden con 30 o 31 valores. Esto se debe a eventos meteorológicos que originan alta nubosidad, lo que trae como consecuencia que en determinados días los valores de los píxeles en algunas regiones sean nulos.

El programa que se empleó para procesar dichas imágenes es el SeaDAS 7 (*SeaWIFS Data Analysis System*) en su versión para Linux, y que también se encuentra libre. Las funciones de visualización y manipulación de los datos de este programa provienen del *Interactive Data Language* (IDL) que es un lenguaje de programación científica.

Análisis de la temperatura superficial del mar (TSM)

Al analizar el comportamiento de la TSM durante los años 2002, 2003 y 2004, tanto en el golfo de Cazones



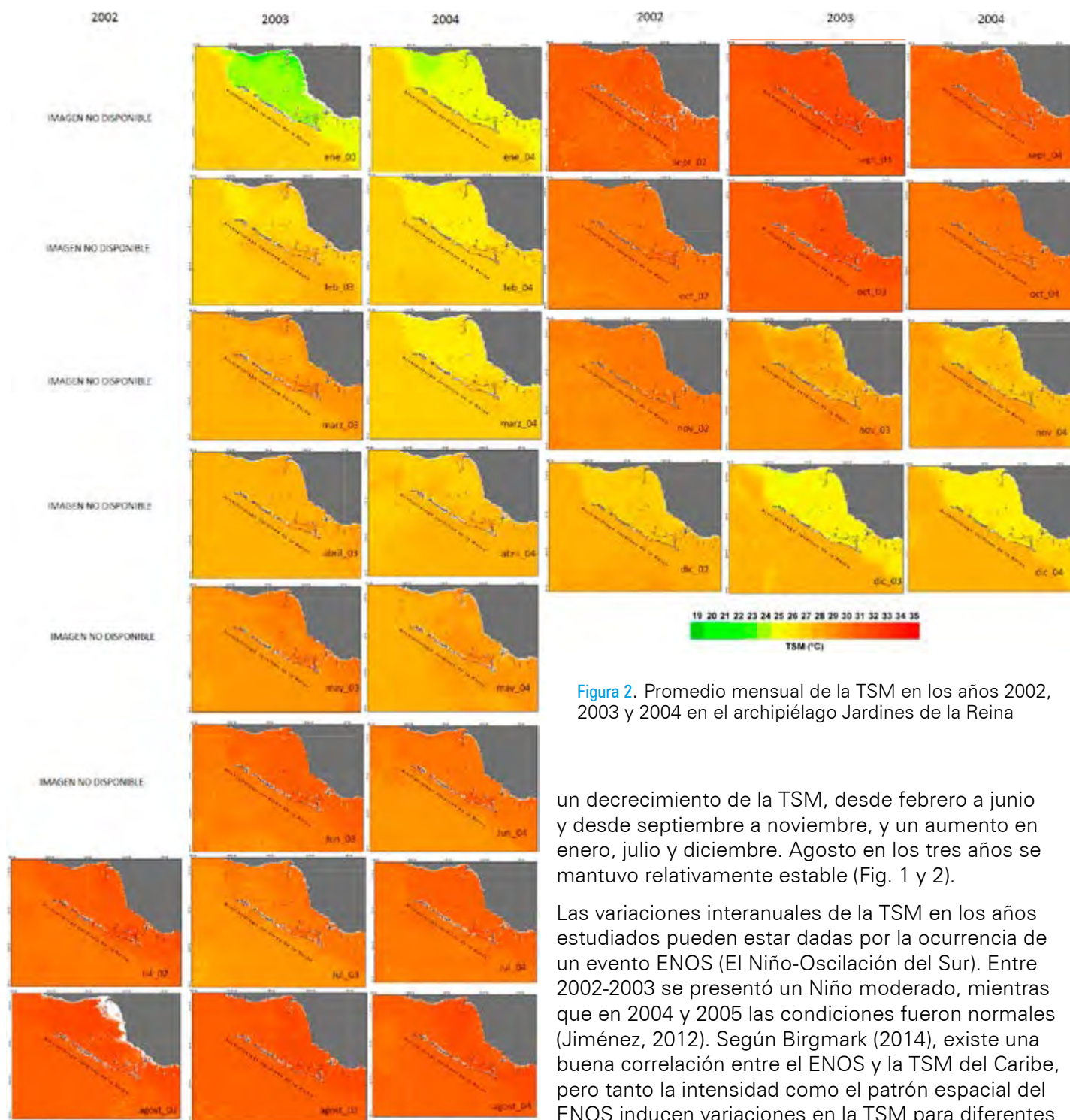


Figura 2. Promedio mensual de la TSM en los años 2002, 2003 y 2004 en el archipiélago Jardines de la Reina

un decrecimiento de la TSM, desde febrero a junio y desde septiembre a noviembre, y un aumento en enero, julio y diciembre. Agosto en los tres años se mantuvo relativamente estable (Fig. 1 y 2).

Las variaciones interanuales de la TSM en los años estudiados pueden estar dadas por la ocurrencia de un evento ENOS (El Niño-Oscilación del Sur). Entre 2002-2003 se presentó un Niño moderado, mientras que en 2004 y 2005 las condiciones fueron normales (Jiménez, 2012). Según Birgmark (2014), existe una buena correlación entre el ENOS y la TSM del Caribe, pero tanto la intensidad como el patrón espacial del ENOS inducen variaciones en la TSM para diferentes estaciones del año.

Uno de los índices que se emplea para conocer el comportamiento del ENOS es el Índice Multivariado del Niño (MEI, *por sus siglas en inglés*). Este índice es una combinación lineal de seis variables atmosféricas

y marinas medidas en la región Niño 3 (Pacífico Ecuatorial): TSM, presión al nivel del mar, componente zonal y meridional del viento en la superficie del mar, entre otras. Cuando toma valores positivos es presencia del Niño y negativos la Niña (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>) (Fig. 3).



Figura 3. Índice Multivariado del Niño en el período enero 1997-diciembre 2004. Tomado de Duthit, Buss & Kampel (2007)

Análisis de la clorofila-a (clor-a)

El golfo de Cazones presenta la mayor concentración de clor-a entre los meses de junio a octubre en los años 2003 y 2004, y de septiembre a noviembre en 2002 (Fig. 4). Estos meses se caracterizan por el período lluvioso de nuestro país (excepto noviembre), por tanto, el aporte de las aguas terrestres en esta zona puede influir a que exista una mayor concentración de clor-a. En el período 2002-2004, los mayores valores coincidieron con los meses de septiembre y octubre, que para el caso de 2002 coinciden con dos ciclones, el Isidore (20 de septiembre) y Lili (1 de octubre). Estos ciclones se caracterizaron por aportar intensas lluvias a la región. En el 2004, también los mayores valores coinciden con los meses de agosto y septiembre, en los que pasaron los ciclones tropicales Charly en agosto e Iván en septiembre.

En el archipiélago Jardines de la Reina los cambios espaciales en la concentración de clor-a no se observan a simple vista como para realizar una comparación visual entre años (Fig. 5). Por este motivo, se tomó al azar una coordenada dentro del área de estudio para analizar sus valores (Fig. 6; Tabla 1). El punto seleccionado se encuentra en aguas oceánicas, y cerca de un canal de intercambio de agua entre la plataforma y el océano. El comportamiento de la concentración de clor-a fue diferente al del golfo de Cazones, aunque los meses de agosto y septiembre se mantienen con concentraciones altas, y los meses de noviembre a febrero tienen elevados valores (Tabla 1). Este cambio puede estar relacionado con el proceso de fertilización inducida por los fuertes vientos del norte ("nortes") que se registran en esta temporada y que son el resultado del intercambio entre las masas de aire frío y seco provenientes del norte del continente. Ello provoca una fuerte

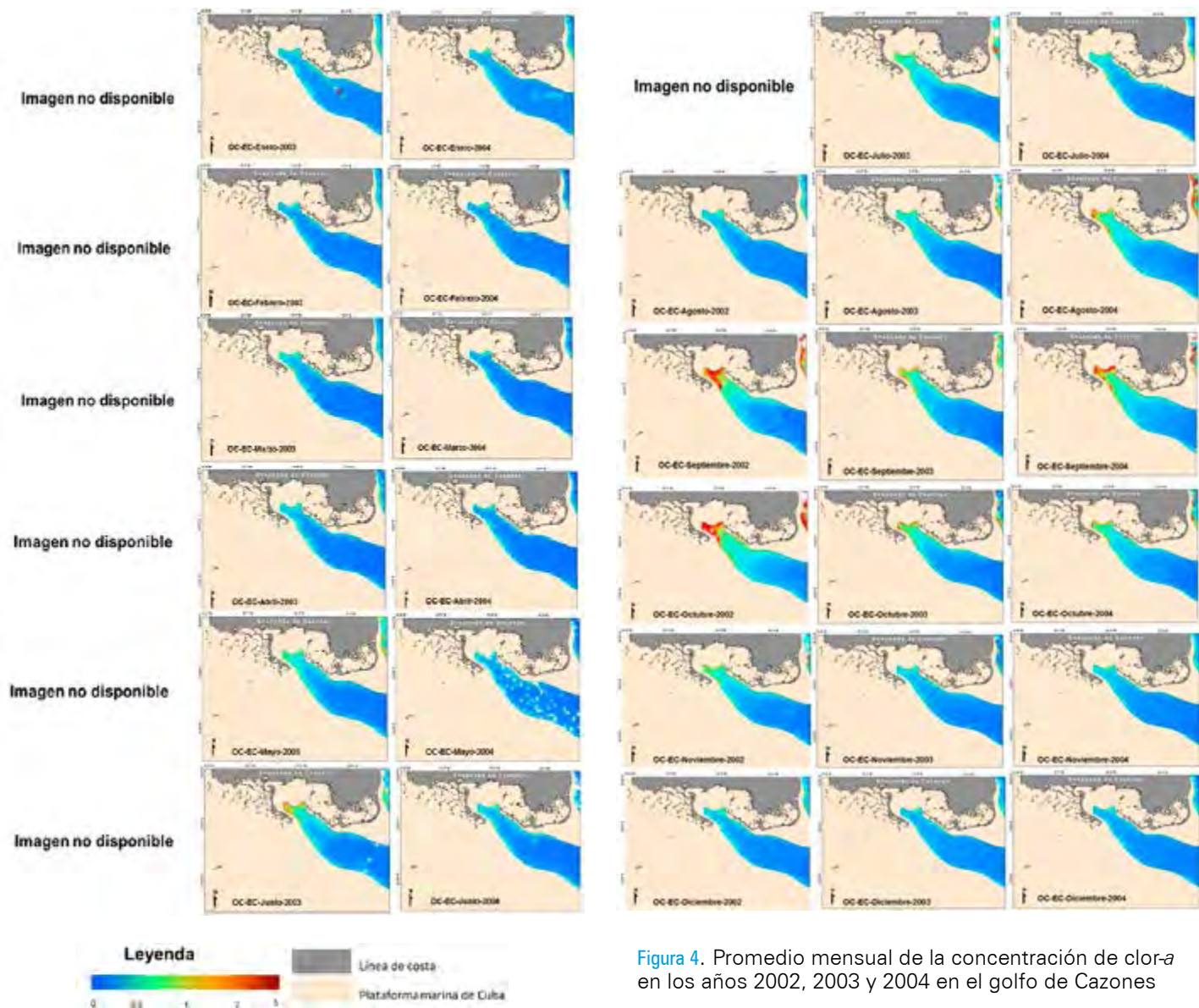


Figura 4. Promedio mensual de la concentración de clor-a en los años 2002, 2003 y 2004 en el golfo de Czones



Figura 5. Promedio mensual de la concentración de clor-*a* en los años 2002, 2003 y 2004 en el archipiélago Jardines de la Reina

frontogénesis, produciendo vientos que circulan de norte a sur, principalmente entre los meses de otoño-invierno (Melo, Muller-Karger, Pérez, Victoria, Cárdenaz, & Mitrani, 2000; Monreal-Gómez, Salas de León, & Velasco-Mendoza, 2004; Troccoli-Ghinaglia, Herrera-Silveira, & Comín, 2004; Medina-Gómez & Herrera-Silveira, 2006). Este fenómeno permite el flujo de agua desde la plataforma hacia el océano.

En general, existe una tendencia a una disminución de la concentración de *clor-a* en ambas regiones durante los años analizados; con excepción, de algunos meses que coinciden con la ocurrencia de eventos meteorológicos extremos (ciclones tropicales).

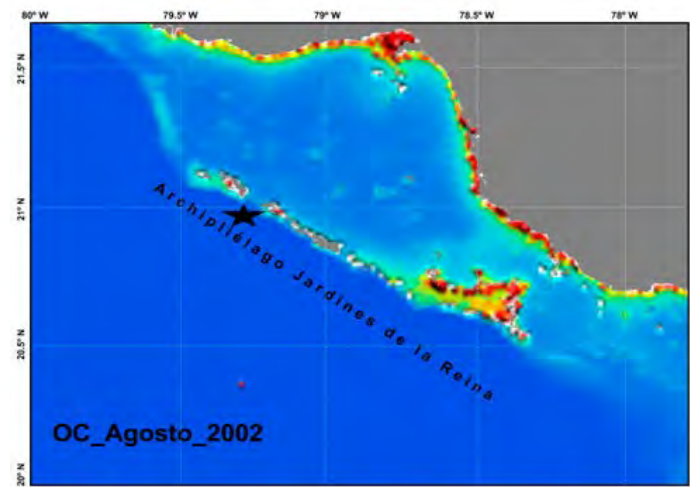


Figura 6. Sitio seleccionado al azar (estrella negra) en el archipiélago Jardines de la Reina

Tabla 1. Concentración de *clor-a* en el sitio seleccionado en el archipiélago Jardines de la Reina

Archipiélago Jardines de la Reina			
Latitud: 20° 57' 10,1844'' N			
Longitud: 79° 18' 18,6084'' O			
Meses/años	2002	2003	2004
Enero	No hay dato	0,1414	0,1272
Febrero	No hay dato	0,1033	0,0992
Marzo	No hay dato	0,0747	0,0630
Abril	No hay dato	0,0638	0,0568
Mayo	No hay dato	0,0705	0,0496
Junio	No hay dato	0,0535	0,0640
Julio	No hay dato	0,0993	0,0635
Agosto	0,1265	0,1347	0,1275
Septiembre	0,0979	0,0910	0,1061
Octubre	0,0841	0,0842	0,0703
Noviembre	0,0843	0,1630	0,0913
Diciembre	0,1195	0,1399	0,0996

Conclusiones

- 1. Se determinó una estacionalidad anual bien definida de la TSM, con mínimos de temperatura entre los meses de noviembre a abril y máximos de mayo a octubre, con diferencias marcadas entre las aguas de plataforma y oceánicas.
- 2. Las variaciones interanuales de la TSM entre los años 2002, 2003 y 2004 pueden estar dadas por la ocurrencia de un evento ENOS moderado.
- 3. La concentración de *clor-a* tiende a disminuir en ambas regiones de estudio durante los años analizados, a excepción de algunos meses que coinciden con la ocurrencia de eventos meteorológicos extremos (ciclones tropicales).

Referencias

- Birgmark, D. (2014).** El Niño-Southern Oscillation and North Atlantic Oscillation induced sea surface temperature variability in the caribbean sea. Degree of Master of Science with a major in Earth Sciences. Department of Earth Sciences. University of Gothenburg. 29 p.
- Cerdeira, S. (2003).** Metodología para el análisis de la temperatura superficial del mar alrededor de Cuba mediante imágenes del sensor cósmico AVHRR-NOAA. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas. Facultad de Física, Universidad de La Habana, Cuba. 101 p.
- Demarcq, H., Barlow, R. G., & Shillington, F. A. (2003).** Climatology and variability of sea surface temperature and surface chlorophyll in the benguela and agulhas ecosystems as observed by satellite imagery. *Afr. J. Mar. Sci.*, 25, 363-372.
- Donlon, C. J., Minnett, P. J., Genemann, C., Nightingale, T. J., Bartin, I. J., Ward, B.,... Murray, J. (2002).** Toward improved validation of satellite sea surface skin temperature measurements for climate research. *J. Climate*, 15, 353-369.
- Dower, J., Leggett, W., & Frank, K. (2000).** Commentary: Improving fisheries oceanography in the future. En: Parson, T., Harrison, P. (Eds.) *Fisheries Oceanography, an Integrative Approach to Fisheries Ecology and Management*. Blackwell. Oxford, RU. pp. 263-281.
- Duthit, R., Buss, R., & Kampel, M. (2007).** Variabilidad de la temperatura superficial del mar en las aguas adyacentes a Cuba y su relación con las pesquerías de langosta (*Panulirus argus*). Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE p. 4707-4714.
- Jiménez, M. C. (2012).** Indicadores climáticos. Una manera para identificar la variabilidad climática a escala global. Anexo del Informe Técnico: Elaboración de un boletín con información hidroclimática de los mares de México.
- Lluch-Cota, D. (2002).** Satellite measured interannual variability of coastal phytoplankton pigment in the tropical and subtropical eastern Pacific. *Cont. Shelf Res.*, 22, 803-820.
- Manzano, M. M., & Salinas, C. A. (2008).** Variabilidad estacional e interanual de la concentración de clorofila *a* y temperatura superficial del mar en la región occidental del golfo de México: 1996-2007. Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal. ISSN (Versión impresa): 0378-1844.
- Medina-Gómez, I., & Herrera-Silveira, J. A. (2006).** Primary production dynamics in a pristine ground water in fluenced coastal lagoon of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*, 26, 971-986.
- Melo, N., Muller-Karger, F., Pérez, R., Victoria, I., Cárdenaz, P., & Mitrani, I. (2000).** Near surface phytoplankton distribution in the western intra-americas sea: The influence of El niño and weather events. *Journal Geophysical Research*. 105(6), 14029-14043.
- Monreal-Gómez, M. A., Salas de León, D. A., & Velasco-Mendoza, H. (2004).** La hidrodinámica del Golfo de México. En: Caso *et al.* (eds). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología. 47-68 pp.
- Robinson, I. S., Antoine, D., Darecki, M., Gorringe, P., Pettersson, L., Ruddick, K.,... Zibordi, G. (2008).** Remote sensing of shelf sea ecosystems. State of the art and perspectives. *Marine Science Board Position*, 12, 15-30 pp.
- Troccoli-Ghinaglia, L., Herrera-Silveira, J. A., & Comín, F. A. (2004).** Structural variations of phytoplankton in the coastal areas of Yucatán, México. *Hydrobiologia*, 519, 85-102.
- Warrior, H. K. L., Carder, Z. P., Lee, D. O., & Chen. R. (2002).** An improved optical model for heat and salt budget estimation for general ocean circulation models. Proceeding, Ocean Optics XVI, Office Naval Research, Arlington, VA. 6 p.

Gladys Margarita Lugioyo Gallardo¹
y Ana Isis Alfonso Hernández¹

mlugioyo@ceniai.inf.cu

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1ra #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

IU

DISTRIBUCIÓN DEL BACTERIOPLANKTON Y ESTADO TRÓFICO DE LAS AGUAS OCEÁNICAS DE LOS GOLFOS DE CAZONES Y SUR DE ANA MARÍA Y GUACANAYABO

Introducción

Las investigaciones sobre microbiología marina en Cuba son escasas en general, y específicamente en las dos zonas de intervención del proyecto “*Evaluación de los impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad y desarrollo de estrategias de adaptación en dos regiones de ecosistemas frágiles de Cuba*”. Sin embargo, en zonas aledañas a las áreas de este proyecto, se realizó un estudio multidisciplinario entre 1988 y 1990 donde se analizó la distribución espacio-temporal de las bacterias heterótrofas, la biomasa

bacteriana, así como la relación del bacterioplancton con parámetros bióticos y abióticos.

Esta investigación puede servir de referencia, y en cierta medida de antecedente a la que se abordará en este proyecto, cuyo objetivo general es: determinar la vulnerabilidad de la biodiversidad al cambio climático en áreas marino-costeras ecológicamente sensibles. De manera específica, la microbiología se inserta en este proyecto en la utilización de algunos de sus indicadores para evaluar los posibles impactos del cambio climático sobre los arrecifes coralinos.

Distribución espacio-temporal de las bacterias heterótrofas en el golfo de Cazones y al sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo

A lo largo del desarrollo de la microbiología marina, ha sido de gran interés conocer la distribución, abundancia y actividad metabólica de las bacterias heterótrofas. La importancia de estos microorganismos reside en que ellos descomponen la materia orgánica, contribuyendo así al reciclaje de los elementos biogénicos de mares y océanos (Madigan, Martinko, & Stahl, 2010).

Las bacterias heterótrofas en un ecosistema marino presentan tres funciones fundamentales: 1) son consumidoras de materia orgánica disuelta (MOD) en el medio marino, 2) contribuyen al reciclaje de sustratos inorgánicos para los productores primarios y 3) son productoras también, en el sentido que son capaces de convertir sustancias orgánicas disueltas en materia particulada, y de esta manera, ponerla a disposición de los primeros eslabones de la trama alimentaria (Prescott, Harley, & Klein, 1993; Madigan *et al.*, 2010).

La función más relevante de las bacterias heterótrofas es su participación en el flujo y en la descomposición de la materia orgánica, transfiriendo energía hacia los otros niveles tróficos del ecosistema (Kirchman, 2000; Pucci, Acuña, Llanes, Tiedemann, & Pucci, 2009). En el denominado lazo microbiano ("*microbialloop*"), la función principal es la conversión de la MOD en biomasa. A través de este lazo, las bacterias aportan energía hacia los otros niveles tróficos, cuando ellas son consumidas por los protozoos y el zooplancton

(Caron, Goldman, & Dennett, 1988; Li & Dickie, 1998; Ducklow, 2000).

Es por ello, que la mayor o menor abundancia de bacterias heterótrofas constituye un indicador de la cantidad de materia orgánica presente, relación que establece un nexo entre la cantidad de materia orgánica disuelta lábil capaz de ser oxidada por la actividad bacteriana (Heinänen, 1992; Williams, 2000).

Golfo de Cazones y sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo: ubicación geográfica

La fosa de Jagua es una zona de aguas oceánicas comprendida entre las dos zonas de la plataforma SO (golfo de Batabanó) y SE (golfo de Ana María y Guacanayabo) de Cuba (Fig. 1). Esta región, al norte limita con la estrecha plataforma insular que en esta zona apenas alcanza los 300 m de profundidad, y con la bahía de Cienfuegos; al este con el extremo occidental del golfo de Ana María; al oeste con el extremo oriental del golfo de Batabanó y con el golfo de Cazones; al sur, limita con la cadena de bajos fondos que conforman los bancos de Jagua, Bucanero, Silvertown y Paz del Norte. Entre estos bancos existen profundos estrechos (>2000 m) que permiten la comunicación de las aguas de la cuenca con las de la parte norte del mar Caribe (Fernández-Vila, Rondón, Puentes, & Gisbert, 1990). La máxima profundidad de la fosa de Jagua (>3000 m) se localiza hacia el sur de la cuenca, frente al paso entre los bancos de Jagua y Bucanero, a partir de donde



Figura 1. Ubicación de los sitios muestreados entre 1988 y 1990 en el golfo de Cazones y al sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo

disminuye la profundidad hasta menos de 2000 m (Fernández, Hidalgo, López, García, & Penié, 1990).

Bacterias heterótrofas

En las aguas oceánicas al sur de Cuba, la fosa de Jagua presentó características distintivas del resto de la Zona Económica Exclusiva (ZEE), debido fundamentalmente a su posición entre las plataformas *SO* y *SE* (Lugioyo, Miravet, Pérez, Álvarez, & Espinosa, 2007). Esta ubicación se distingue por el intercambio permanente de aguas enriquecidas procedentes de ambas plataformas (Fig. 2), lo que favorece el desarrollo de los organismos planctónicos en general, y del bacterioplancton en particular. De hecho, los resultados microbiológicos obtenidos muestran que las tres zonas de mayor riqueza se localizaron al *E* y *O* de la cuenca, y al *S* de la bahía de Cienfuegos.



Figura 2. Circulación de las aguas de la plataforma insular y las oceánicas adyacentes a Cuba. Tomado de Emilson & Tápanes (1971) y Victoria & Penié (1998)

Los golfos de Batabanó y el de Ana María poseen elevada productividad biológica-pesquera (Claro, 2001), por lo que es evidente que en el proceso de intercambio de masas de aguas con la fosa de Jagua existe enriquecimiento de nutrientes y materia orgánica, principalmente, en las regiones aledañas a las plataformas *SE* y *SO*. Otro ingreso importante de materia orgánica a esta fosa son las aguas provenientes de la bahía de Cienfuegos (Areces, 1986).

Al particularizar el análisis por áreas dentro de la fosa de Jagua, Lugioyo *et al.* (2007) señalan que en el golfo de Czones (ubicado al O de esta cuenca) se obtuvieron altas concentraciones de bacterias heterótrofas (media: 4249 UFC.mL⁻¹) (Fig. 3), y elevadas biomasas bacterianas (media: 15,3 ± 1,75

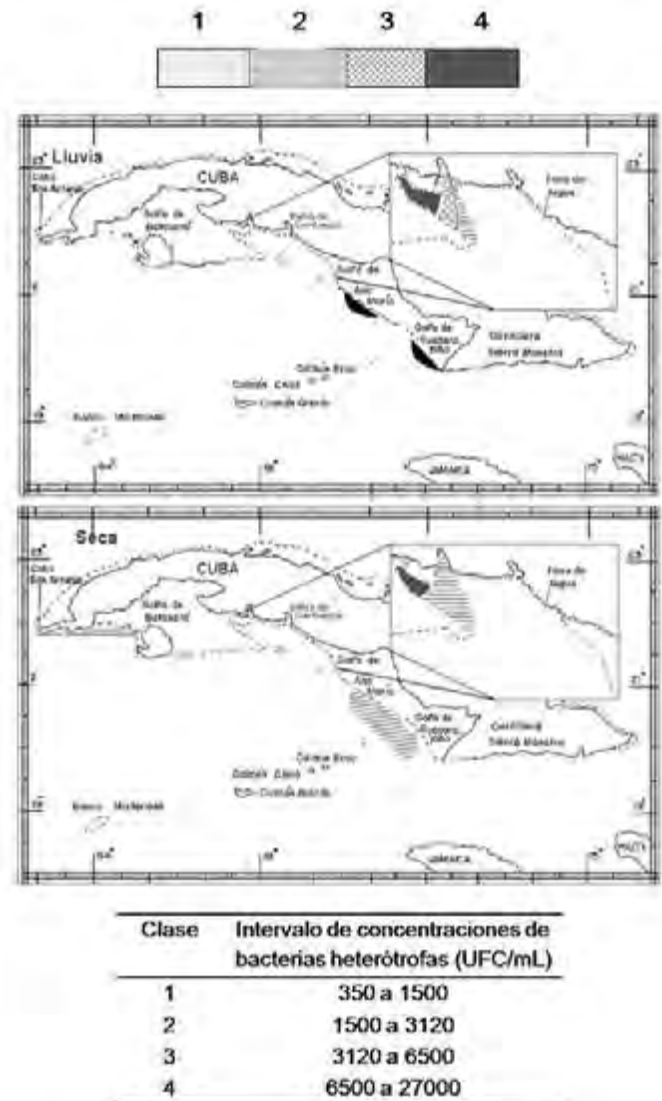


Figura 3. Distribución de las bacterias heterótrofas en el golfo de Cazones y sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo

mgC.m⁻³) (Fig. 4). Es de señalar que se observa un gradiente norte-sur en la concentración de las bacterias heterótrofas, tanto en lluvia como en seca (Fig. 3). A pesar que esta zona se caracteriza por elevadas concentraciones de nutrientes (fosfatos, nitratos más nitritos) (Fernández *et al.*, 1990) y materia orgánica (lípidos y proteínas) (Bellota, Lugioyo, & Miravet, 1990), lo que puede sustentar el elevado crecimiento microbiano encontrado, el gradiente observado pudiera estar relacionado con el régimen de circulación en el golfo de Cazones, provocando un efecto de dilución de la materia orgánica y los

nutrientes hacia el sur, y por tanto la disminución de la concentración de bacterias heterótrofas.

La elevada biomasa bacterioplanctónica hacia el O de la fosa de Jagua parece estar relacionada con la influencia de las aguas enriquecidas del golfo de Batabanó, y del escurrimiento superficial y subterráneo de las aguas de la ciénaga de Zapata (Lluis-Riera, 1983). Además, existen referencias de que en el golfo de Cazones se obtuvieron valores relativamente altos de clorofila *a* (media: 0,14 mgC. m⁻³), y un bajo índice de pigmentos fotosintéticos (0,24), lo que refleja una comunidad fitoplanctónica abundante, joven y activa (Pérez, Gil, Loza, & Lugioyo, 2009). Las biomasa nanoplanctónica (máximo: 6 x 10⁴ cél.mL⁻¹) (Loza, 2010) y la microzooplanctónica (Orozco, 1997) también fueron elevadas.

Otras investigaciones realizadas en la fosa de Jagua, también demuestran que al oeste de esta cuenca se encontraron elevadas concentraciones de larvas de peces (Gutiérrez, Montolio, & Frías, 1990), de larvas de langosta, en particular del estadio I (Alfonso, 1998), de fitoplancton (Pérez *et al.*, 2009) y de microzooplancton (Orozco, 1997). Estas investigaciones permiten afirmar que el golfo de Cazones es una zona de elevada riqueza biológica, lo que es consistente con las elevadas concentraciones de bacterioplancton.

En la ZEE al sur, excluyendo la fosa de Jagua, las zonas de mayor riqueza desde el punto de vista de bacterioplancton se localizaron al O y al E de esta fosa (Lugioyo, 2003). Sin embargo, las fuentes de enriquecimiento principales en cada una de las zonas fueron diferentes. En el E de la ZEE S de Cuba, donde están ubicados los golfos de Ana María y Guacanayabo, en la época de lluvia, la concentración de bacterias heterótrofas osciló entre 3120 y 13250 UFC.mL⁻¹ (Fig. 3). También desde el sur de la parte central del golfo de Ana María hasta el sur de Santiago de Cuba el promedio de la biomasa bacteriana fue de 7,45 ± 1,4 mgC/m³ (n= 60) (Lugioyo, 2003). En general, estas zonas de elevada biomasa coinciden con elevada concentración de bacterias heterótrofas.

Lugioyo (2003) plantea que al este de la ZEE sur, el aporte casi permanente de materia orgánica procedente de los arrastres terrígenos del complejo montañoso de la Sierra Maestra debe contribuir al enriquecimiento de las aguas de los sitios más cercanos a la plataforma. Además, el sistema de circulación de las masas de aguas en la zona puede tener un impacto decisivo en la distribución de nutrientes y materia orgánica hacia los sitios más alejados de la plataforma (Fig. 2). En su conjunto, ambos fenómenos explicarían las elevadas concentraciones de bacterioplancton encontradas

en esta zona, independientemente de la época del año, en comparación con el resto de la ZEE S de Cuba.

Por otra parte, al oeste de la fosa de Jagua el mayor enriquecimiento se debe al intercambio entre el golfo de Batabanó y el de Cazones. Esto está reforzado por el escurrimiento superficial y subterráneo de la ciénaga de Zapata.

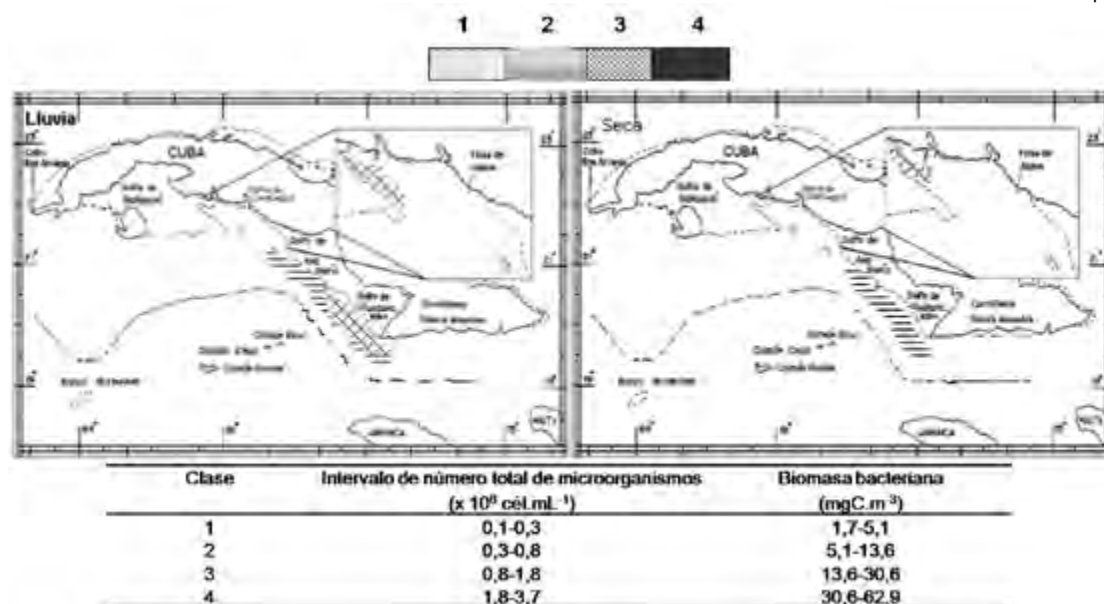


Figura 4. Distribución espacial de la biomasa bacterioplanctónica en el golfo de Cazones y al sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo

Relación entre la distribución del bacterioplancton y algunas variables bióticas y abióticas en las aguas oceánicas al S de Cuba

De acuerdo con el hábitat, las comunidades microbianas responden de una u otra forma a los cambios en los factores físico-químicos del medio, los que no sólo influyen en la distribución y composición, sino también en la morfología y fisiología de los microorganismos (Caldwell, 1995). Por su parte, Mishustina, Wegloba & Miskevich (1985), Prescott *et al.* (1993), Das, Lyla & Khan (2006) y Madigan *et al.* (2010) informan que entre los factores que más influyen en la distribución cuantitativa y cualitativa de los microorganismos marinos se encuentran: la temperatura, la salinidad, la materia orgánica, la circulación de las aguas, la luz, entre otros.

En la fosa de Jagua, se encontró correlación solo entre la biomasa bacteriana y el oxígeno disuelto ($r = -0,41$; $p < 0,05$; $n = 25$) (Lugioyo, 2003). Según esta autora, en el resto de la ZEE S existe correlación entre la biomasa bacteriana y la biomasa del nanoplancton heterótrofo ($r = 0,46$; $p < 0,05$; $n = 32$), entre la biomasa bacterioplanctónica y la concentración de nitratos ($r = 0,39$; $p < 0,05$; $n = 32$), entre la concentración de bacterias heterótrofas y el nanoplancton autótrofo ($r = -0,88$; $p < 0,05$; $n = 15$), y con el nanoplancton heterótrofo ($r = -0,96$; $p < 0,05$; $n = 15$).

Tanto en el golfo de Cazones como al sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo, se evidencia la influencia de diferentes factores bióticos y abióticos en la distribución del bacterioplancton. Sin embargo, entre los factores analizados, el régimen dinámico de las aguas rige en gran medida la distribución del plancton en general y del bacterioplancton en particular (Lugioyo, 2003). En investigaciones realizadas entre 1988 y 2005, se encontró una coincidencia entre las zonas de mayor riqueza bacteriana y el régimen hidrológico (Orozco, 1997; Gutiérrez *et al.*, 1990; Lugioyo, 2003; Pérez *et al.*, 2009; Loza, 2010). Es decir, las áreas de mayor enriquecimiento planctónico se corresponden con afloramientos y zonas frontales, así como con el aporte de aguas ricas en nutrientes y materia orgánica de las bahías y plataformas aledañas.

Estado trófico de las aguas oceánicas al sur de Cuba

En los océanos, la descomposición de la materia orgánica y la regeneración de nutrientes son procesos fundamentales que resultan principalmente, de la actividad metabólica de los microorganismos, en particular del bacterioplancton. Estos procesos, unidos a la producción de materia orgánica caracterizan el estado trófico de un determinado ecosistema (Ducklow, 2000; Kirchman, 2000; Glöckner *et al.*, 2012). Existen diferentes indicadores que permiten evaluar el estado trófico del medio marino, tal es el caso de la relación ADN/ARN (Hobbie, Daley, & Jasper, 1977; Vaqué, Martínez, & Vives-Rego, 1985), la relación entre la concentración de las bacterias heterótrofas y el conteo total de microorganismos (Romanenko, 1979), así como la concentración de clorofila *a* (Koblents-Mishke & Vedernikov, 1977).

En general, en las aguas oceánicas al sur de Cuba, se encontró que independientemente de la concentración celular obtenida en cada una de las zonas, la proporción de células teñidas de verde en todos los casos fue superior que la de las rojas, es decir, hubo un predominio de DNA sobre el RNA lo que refleja una baja tasa de crecimiento celular (Lugioyo *et al.*, 2007) (Fig. 5).

Particularmente, en la fosa de Jagua la cantidad de

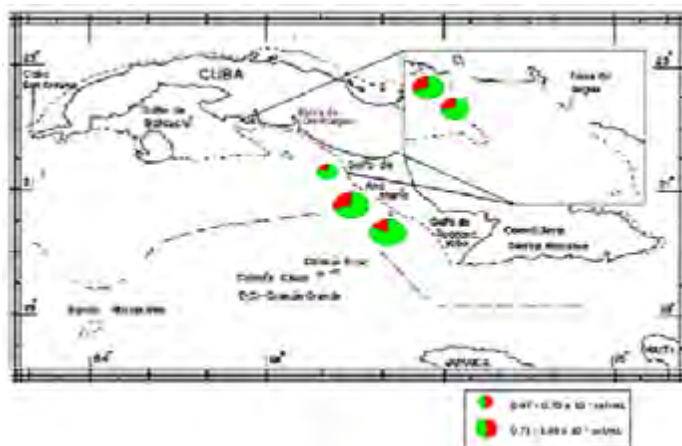


Figura 5. Distribución del número total de microorganismos y relación ADN/ARN en el golfo de Cazones y los golfos de Ana María y Guacanayabo en junio de 1989

células teñidas de verde resultó 1,6 veces mayor que las teñidas de rojo, aunque se encontró que los mayores porcentajes de células teñidas de rojo se encontraron hacia el oeste de la fosa y al sur de la bahía de Cienfuegos (Fig. 5). Estas áreas

Tabla 1. Indicadores para la clasificación del estado trófico de las aguas oceánicas adyacentes a Cuba. Se representa la media \pm desviación estándar

Indicadores de estado trófico	Fosa de Jagua	Fosa de Jagua
Bacterias heterótrofas/No. total de Microorganismos*	0,027 \pm 0,02	0,016 \pm 0,01
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³) **	0,096 \pm 0,013	0,072 \pm 0,04
Proporción células teñidas de rojas/células teñidas de verdes (%)	38	14
*Escala para la clasificación del estado trófico (Romanenko, 1979)		

Bacterias heterótrofas/Nº. total de microorganismos	Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)
< 0,03 Ultraoligotrófico	< 0,1 Oligotrófico
0,03 – 0,30 Oligo–mesotróficos	0,1 – 1,0 Mesotrófico
0,31 – 3,00 Eutrófico	> 1,0 Eutrófico
> 3,00 Altamente eutrófico	

coincidieron con los sitios de mayor concentración de microorganismos. Lugioyo *et al.* (2007) plantean que según la proporción de células teñidas de rojo y verde, y teniendo en cuenta la relación de Romanenko (1979) para clasificar las aguas, la fosa de Jagua se comporta como una zona oligotrófica con tendencias mesotróficas (Tabla 1). En dicha zona, las concentraciones de clorofila *a* fueron menores de 0,1 mg/m³, lo que corresponde según la clasificación de Koblents-Mishke & Vedernikov (1977) a aguas oligotróficas.

En el resto de la ZEE S, al igual que en la fosa de Jagua, predominaron las bacterias teñidas de verde sobre las teñidas de rojo (Fig. 5), aunque la relación entre las primeras y las segundas fue de 6. Este resultado muestra que en dicha zona existe un mayor número de células con una baja tasa de crecimiento, lo que es característico de lugares con condiciones oligotróficas donde es bajo el contenido de nutrientes (Vaqué *et al.*, 1985). Es de destacar que en los sitios cercanos al golfo de Ana María, al sur del golfo de Batabanó y hacia la región más occidental de la ZEE S se obtuvo mayor proporción de células rojas, en relación con las del resto de la zona (Fig. 5). En correspondencia con lo anterior, las aguas al O de la fosa de Jagua se clasifican como oligo-mesotróficas

según la relación entre la concentración de bacterias heterótrofas y el número total de microorganismos, basado en la escala de Romanenko (1979).

El conocimiento de la distribución, abundancia y actividad de los microorganismos en el ecosistema marino permite evaluar las zonas donde ocurre con mayor o menor intensidad el proceso de degradación de la materia orgánica, así como establecer las concentraciones de biomasa disponible como alimento para otros organismos de la trama alimentaria. Ambos factores, degradación de la materia orgánica y producción bacteriana son de interés, ya que representan indirectamente requerimientos indispensables para el desarrollo de otros organismos en el mar.

Conclusiones

1. En el golfo de Cazones la concentración de bacterias heterótrofas y la biomasa bacterioplanctónica fueron elevadas, lo que parece estar relacionado con el aporte de las aguas del golfo de Batabanó y los escurrimientos de la ciénaga de Zapata. Al sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo, las elevadas concentraciones de microorganismos están

relacionadas con el aporte de materia orgánica de los arrastres terrígenos del complejo montañoso de la Sierra Maestra y de las aguas enriquecidas de la plataforma sur-oriental.

2. En el golfo de Cazones, se obtuvo un gradiente de la concentración de bacterias heterótrofas de norte a sur, tanto en invierno como verano.
3. Tanto las aguas del golfo de Cazones como las del sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo se clasifican como oligotróficas con tendencias mesotróficas.

Referencias

- Alfonso, I. (1998).** Abundancia y distribución larval de la langosta espinosa *Panulirus argus* en aguas oceánicas cubanas. Universidad de La Habana, La Habana, Cuba. 41 p.
- Areces, A. (1986).** Bahía de Cienfuegos: eutrofización y planeamiento ambiental. *Rep. Invest.*, 51, 1-16.
- Bellota, M., Lugioyo, M., & Miravet, M. E. (1990).** Proteolisis, lipolisis y su relación con formas de la materia orgánica en aguas oceánicas al S de Cuba. Memorias del II Congreso de Ciencias del Mar, Enero, 1990, Cuba.
- Caldwell, D. R. (1995).** Microbial Physiology Metabolism. Chapter 15. The effects of environmental factors on microbes. 255-264. Wm. C. Brown Publishers, Oxford, England, 353 p.
- Caron, D. A., Goldman, J. C., & Dennett, M. R. (1988).** Experimental demonstration of the roles of bacteria and bacterivorous protozoa in plankton nutrient cycles. *Hydrobiologia*, 159, 27-40.
- Claro, R. (2001).** Ecology of the Marine Fishes of Cuba. (Eds., Claro, R., Lindeman, C. & Parenti, L. R). Smithsonian Inst. Press. 215 p.
- Das, S., Lyla, P. S., & Khan, S. A. (2006).** Marine microbial diversity and ecology: present status and future perspectives. *Curr. Sci.*, 90, 1325-1335.
- Ducklow, H. W. (2000).** Bacterial Production and Biomass in the Oceans (Chapter 4). En: Microbial Ecology of the Oceans. (Ed., Kirchman, D. L., Wiley-Liss), New York. 85-120.
- Emilsson, I., & Tápanes, J. (1971).** Contribución a la hidrología de la plataforma sur de Cuba. Acad. Cien. Cuba. *Ser. Oceanol.*, 9, 1-31.
- Fernández, M., Hidalgo, R. M., López, D., García, I., & Penié, I. (1990).** Caracterización hidroquímica de la Fosa de Jagua y la Zona Económica Exclusiva al S de Cuba. (Inédito). Informe final de tema, Arch. Cient. Inst. Oceanol. 24 p.
- Fernández-Vila, L., Rondón, H., Puentes, H., & Gisbert, M. (1990).** Régimen dinámico de la zona Golfo de Cazones-Bahía de Cochinos. Arch. Cient. Inst. Oceanol. CITMA. 15 p.
- Glöckner, F. O., Stal, L. J., Sandaa, R. A., Gasol, J. M., O'Gara, F., Hernandez, F.,... Pitta, P. (2012).** Marine Microbial Diversity and its role in Ecosystem Functioning and Environmental Change. En: Marine Board Position Paper 17. J. B. Calewaert and N. McDonough (Eds.). Marine Board-ESF, Ostend, Belgium. 84 p.
- Gutiérrez, E., Montolio, M., & Frías, M. P. (1990).** Composición de la comunidad ictioplanctónica de las aguas territoriales al sur de Cuba. En: Memorias del II Congreso de Ciencias del Mar, La Habana, Cuba.
- Heinänen, A. (1992).** Measuring thymidine incorporation in the open Baltic Sea, a brackish water estuary: comments in saturation level of thymidine 1-2. In Bacterioplankton in the open Baltic Sea. Finnish Marine Research No 260.
- Hobbie, J. H., Daley, R. J., & Jasper, S. (1977).** Use of nucleopore filters for counting bacteria by epifluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33, 1225-1228.
- Kirchman, D. L. (2000).** Uptake and Regeneration of Inorganic Nutrients by Marine Heterotrophic Bacteria (Chapter 9). En: Microbial Ecology of the Oceans. (Ed., Kirchman, D. L., Wiley-Liss), New York. 262-288 pp.
- Koblents-Mishke, O. I., & Vedernikov, V. I. (1977).** Producción primaria (en ruso). En: Oceanología: Biología del océano., Nauka, Moscú, tomo 2, 183-209.
- Li, W. K. W., & Dickie, P. M. (1998).** Distribution and abundance of bacteria in the ocean. Biennial Science Review 1996-1997. *Sci. Rev.* 1-11p.
- Lluis-Riera, M. (1983).** Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Cien. de la Tierra y el Espacio*, 7, 81-110.
- Loza, S. (2010).** Estructura y funcionamiento del fitoplancton mayor que 133 μm en las aguas oceánicas de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, 100 p.
- Lugioyo, G. M. (2003).** Distribución, relaciones tróficas y diversidad del bacterioplancton de las aguas oceánicas de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad de La Habana, Cuba, 140 p.
- Lugioyo, G. M., Miravet, M. E., Pérez, R., Álvarez, C., & Espinosa, G. (2007).** Evaluación del estado trófico de las aguas oceánicas adyacentes al sur de Cuba a partir de

indicadores microbiológicos y fitoplanctónicos. *Rev. Invest. Mar.*, 28(3), 201-207.

Madigan, M. T., Martinko, J. M., & Stahl, D. (2010). Brock Biology of Microorganisms. Ed., Benjamin Cummings, 13 edition, 1152 pp. ISBN-13: 978-0321649638.

Mishustina, I. E., Wegloba, I. K., & Miskevich, I. N. (1985). Microbiología Marina. Ed. Idaltebo. 184 p. [en Ruso].

Orozco, M. V. (1997). Comportamiento del microzooplancton en aguas oceánicas al sur de Cuba. Tesis de Maestría, Instituto de Oceanología, Cuba. 84 p.

Pérez, R., Gil, C., Loza, S., & Lugioyo, M. (2009). Variación espacio-temporal de la densidad de microfitoplancton y clorofila *a* en las aguas oceánicas al sur de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 30(1), 19-33.

Prescott, L. M., Harley, J. P., & Klein, D. A. (1993). Microbiology. Second Edition Vol 1 Part six. Chapter 24, 492-505.

Pucci, G. N., Acuña, A. J., Llanes, M. L., Tiedemann, M. C., & Pucci, O. H. (2009). Diversity of Bacteria Cultivable From The Coast Of Caleta Olivia, Patagonia, Argentina. *Acta Biológica Colombiana*, Vol. 14, No 3 pp. 120-126, ISSN 0120-548X.

Romanenko, V. I. (1979). Bacterial growth at natural and low levels of organic matter. *Arch. Hydrobiol. Beih.*,

13, 77-84.

Vaqué, D., Martínez, J., & Vives-Rego, I. (1985). Variación de la actividad heterotrófica y la densidad bacteriana en aguas de Playa de Barcelona. *Microbiol. Españ.*, 38, 3-4, 115.

Victoria, I., & Penié, I. (1998). Hidrología. En: Estudio Nacional sobre la Diversidad Biológica en la República de Cuba. Vales, M., Álvarez, A., Montes, L. & Ávila, A. (Eds.), UMA/CENBIO/ IES/ AMA /CITMA, C. Habana, p. 117-125.

Williams, P. J. (2000). Heterotrophic Bacteria and the Dynamics of Dissolved Organic Material (Chapter 6). En: *Microbial Ecology of the Oceans*. Ed. Kirchman, D. L., Wiley-Liss, New York. 153-200.

Sandra Loza Álvarez¹ y
Beatriz Álamo¹

sloza@ceniai.inf.cu

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.



ESTRUCTURA DEL FITOPLANKTON EN LAS AGUAS DE PLATAFORMA Y OCEÁNICAS ADYACENTES AL GOLFO DE CAZONES Y EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA

Introducción

En los últimos años, el deterioro de los ecosistemas marinos como resultado del efecto del cambio climático ha generado una gran preocupación a nivel mundial. Tanto el aumento de la temperatura como el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero tienen un efecto casi inmediato sobre el medio marino (Watson, Bakker, Ridgwell, Boyd, & Law, 2000).

Ante el aumento de la temperatura en el océano por efecto del cambio climático y el impacto de la contaminación, las comunidades pelágicas responden con cambios en la diversidad de

especies, afectación al proceso de la fotosíntesis y la producción primaria, así como en su distribución y abundancia (De la Lanza, Hernández, & Carvajal, 2000; Feola, Brena, Risso, & Sienra, 2008; Jozwiak, Mazur-Marzec, & Plinski, 2008); con una mayor incidencia de las cianobacterias, flagelados y dinoflagelados (Falkowski *et al.*, 2004; Sogin *et al.*, 2006; Simon, Cras, Foulon, & Lemee, 2009).

El análisis de la estructura de las comunidades fitoplanctónicas constituye una vía idónea para determinar las alteraciones que ocurren en la zona marino-costera, dada la capacidad de responder rápidamente a los cambios ambientales, por lo que constituye un indicador promisorio para predecir los posibles efectos del cambio climático. El aumento de la temperatura en el océano como consecuencia del cambio climático, causa cambios en el conjunto de microorganismos (microalgas y cianobacterias), con un mayor aporte de las cianobacterias, flagelados y dinoflagelados (Sogin *et al.*, 2006; Simon *et al.*, 2009).

La contribución a la diversidad de las microalgas es de importancia, ya que los microorganismos representan la más amplia diversidad química y molecular de la naturaleza, y son el sostén básico de los procesos del ecosistema como son, los ciclos biogeoquímicos y la trama alimentaria. También, son los responsables de mantener las relaciones vitales entre los propios microorganismos y los otros organismos superiores (Sherr & Sherr, 2000).

Para predecir la respuesta de la trama de alimentación marina ante el cambio climático, se requiere de un mayor conocimiento de la estructura y funcionamiento del fitoplancton para comprender mejor el tipo y grado de acoplamiento entre los diferentes niveles tróficos de los ecosistemas marinos (Richardson & Schoeman, 2004).

Dentro de los grupos más representativos del fitoplancton se encuentran las cianobacterias, las que también constituyen microorganismos potencialmente indicadores puesto que poseen características peculiares que les permiten una mayor capacidad de adaptación ante diferentes factores estresantes dentro del ecosistema (Smith & Smith, 2001; Paerl & Huisman, 2009).

Durante los últimos años, muchos autores han encontrado evidencias que muestran el incremento de las cianobacterias a nivel global, con relación a

otros grupos del fitoplancton, asociado con elevadas temperaturas producto del cambio climático. En Cuba, existen algunas evidencias que muestran un cambio en la estructura fitoplanctónica, con un incremento de las cianobacterias en la plataforma NO y SO (Loza, Lugioyo, Martínez, Miravet, Montalvo, & Sánchez, 2007).

Fitoplancton y el cambio climático

El fitoplancton desempeña un papel clave en la configuración del clima global al producir aproximadamente 270 millones de toneladas de O_2 /año, y secuestrar 2,000 millones de toneladas de CO_2 /año. Se plantea que estos organismos absorben un tercio de las emisiones globales de CO_2 , por lo que desempeñan una importante función en la regulación del CO_2 en la atmósfera (Duarte *et al.*, 2006).

El impacto del cambio global sobre el ecosistema marino está alterando los ciclos del carbono y nitrógeno y el reciclaje de los nutrientes, influyendo en su actividad reguladora. El incremento acelerado de las emisiones de gases de efecto invernadero, en los últimos seis años, con respecto a 1980 y 2000, ha tenido un efecto inmediato sobre el medio marino con una pérdida de eficiencia de estos microorganismos al disminuir la capacidad de captura de CO_2 , lo que representa una consecuencia negativa sobre el clima (Duarte *et al.*, 2006).

El aumento de la temperatura en el océano, provoca cambios en la diversidad de especies de fitoplancton y alteraciones en el ecosistema, por aumento de la tasa metabólica de los organismos, con un aumento de la respiración y problemas de hipoxia, por la menor solubilidad del oxígeno en aguas más cálidas; así como una disminución de los tiempos de generación de las especies que propicia la selección de las formas mejor adaptadas a las nuevas condiciones ambientales (Domis, Mooij, & Huisman, 2007).

Este aumento de la temperatura también incrementa la mortalidad de células del fitoplancton, que liberan sus contenidos celulares al medio, lo que estimula la actividad bacteriana y disminuye la capacidad de absorción de CO_2 atmosférico. Se plantea que un aumento entre 2 y 4 °C de la temperatura del océano, puede incrementar la respiración por encima de la producción primaria, y provocar que el plancton oceánico actúe como una fuente de CO_2 , lo que

agravaría el calentamiento global (Watson et al., 2000; Richardson y Shoeman, 2004).

En general, la información referente a la diversidad del fitoplancton es escasa en las dos zonas de estudio. Las investigaciones que existen corresponden a las décadas del 70 y 80 e inicios del 2000, tanto para las aguas oceánicas como de plataforma. Lo anterior expone la necesidad del establecimiento de una línea base que permita evaluar el impacto del cambio climático sobre la biodiversidad. En este sentido, la presente reseña tiene como objetivo, conocer el estado de las investigaciones relacionadas con el comportamiento de las comunidades del fitoplancton al sur de Cuba.

Una de las zonas de interés está ubicada en la plataforma suroriental (SE) de Cuba, y se extiende desde la bahía de Casilda hasta Cabo Cruz, donde se encuentran los golfos de Ana María y Guacanayabo, además del archipiélago Jardines de la Reina que constituye el límite exterior del golfo de Ana María (Borrero, López-Baluja, & Popowski, 1984). En esta plataforma sólo se realizaron investigaciones en los años 1984 y 1989 (Borrero *et al.*, 1984; Delgado & Nodar, 1989). La otra zona se encuentra en el golfo de Cazones, aledaña a la fosa de Jagua; cuyas características oceanográficas corresponden a aguas oceánicas, y limita al O, con el golfo de Batabanó (plataforma suroccidental) (Fernández-Vila, Rondón, Puentes, & Gisbert, 1987).

Debido al constante intercambio que se establece entre las plataformas y las aguas oceánicas adyacentes, es pertinente considerar la información que existe sobre la comunidad fitoplanctónica tanto en el golfo de Batabanó (plataforma suroccidental), como en las aguas oceánicas de la zona suroriental de Cuba, como único antecedente de la diversidad del fitoplancton pelágico.

En correspondencia con lo anterior, se refieren las investigaciones realizadas en la plataforma suroccidental durante los años 1967 y 1978 por López-Baluja & Vinogradova (1974) y López-Baluja (1978), y las más recientes correspondientes a los años 1998, 1999, 2000 y 2003 (Loza, Barrios, Miravet, Lugioyo, Perigó, & Sánchez, 2003; Loza *et al.*, 2007) (Fig. 1).

Por otra parte, en las aguas oceánicas al sur de Cuba, se realizó una investigación multidisciplinaria entre los años 1988 y 1990 (Fig. 2) que incluyó el estudio

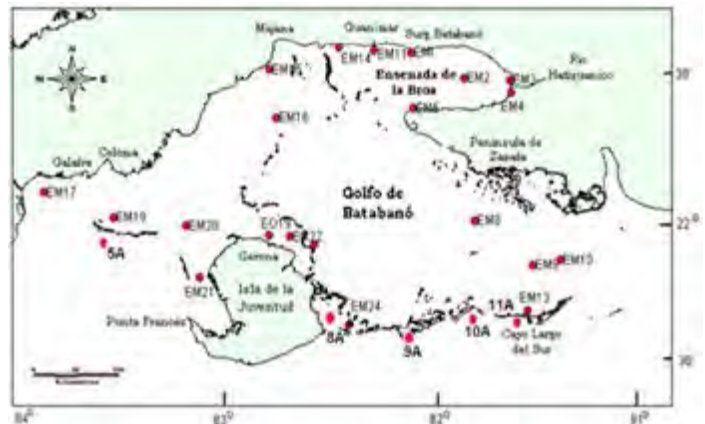


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la zona litoral y arrecifal del golfo de Batabanó durante los años 1998, 1999, 2000 y 2003



Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo en las aguas oceánicas al sur de Cuba



Figura 3. Ubicación de las estaciones en el golfo de Cazones y sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo

de la diversidad y distribución espacio-temporal de la concentración y biomasa del fitoplancton y su relación con parámetros bióticos y abióticos (Loza, 2010). De esa red de estaciones en aguas oceánicas, en la figura 3 se muestra aquellas que se encuentran en el golfo de Czones y sur de los golfos de Ana María y Guacanayabo.

Diversidad y abundancia del fitoplancton en aguas de plataforma al sur de Cuba

En la plataforma suroccidental (golfo de Batabanó), los estudios realizados entre 1967 y 1978 por López-Baluja & Vinogradova (1974) y López-Baluja (1978) caracterizan el patrón de distribución de la riqueza fitoplanctónica con los mayores valores de concentración hacia la parte occidental del golfo ($210,721 \times 10^6$ cél./m³ en la superficie y $143,733 \times 10^6$ cél./m³ a 1 m del fondo), en la parte central valores intermedios ($103,170 \times 10^6$ cél./m³ en la superficie y $7,940 \times 10^6$ cél./m³ a 1 m del fondo) y las menores concentraciones en la parte oriental ($3,450 \times 10^6$ cél./m³ en la superficie y $3,857 \times 10^6$ cél./m³ a 1 m del fondo).

En la plataforma suroriental, Borrero *et al.* (1984) reportan valores de concentración de fitoplancton que variaron entre $5,86$ y $18,57 \times 10^6$ cél./m³, para abril y agosto de los años 1972 y 1973, respectivamente, y la zona al S de Santa Cruz del Sur, con los mayores valores en febrero de los años 1972 y 1973 (media = $162,70 \times 10^6$ cél./m³). Con respecto a la biomasa, la plataforma suroriental se caracterizó por tener mayores valores, los que variaron entre 111 y 430 mg/m³, mientras que en la plataforma suroccidental este parámetro resultó inferior, oscilando entre $1,57$ y $113,76$ mg/m³ (López-Baluja & Vinogradova, 1974; López-Baluja, 1978; Borrero *et al.*, 1984). La mayor productividad del fitoplancton en esta plataforma suroriental y en particular el golfo de Guacanayabo, se debe a los aportes terrígenos del río Cauto que posibilita el reciclaje de nutrientes durante todo el año (LLuis-Riera, 1983; Borrero *et al.*, 1984).

En ambas plataformas la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por las diatomeas, seguidas por los dinoflagelados, aunque se manifiesta un patrón estacional que se alterna entre cada época del año y que depende fundamentalmente de la renovación de

las aguas por el intercambio con el océano adyacente (López-Baluja & Vinogradova, 1974; López-Baluja, 1978; Borrero *et al.*, 1984). Según López-Baluja (1978), la comunidad de las diatomeas predomina en primavera e invierno, y la de los dinoflagelados en verano y otoño, mientras en las aguas oceánicas adyacentes al golfo de Czones presentan una gran heterogeneidad (López-Baluja & Vinogradova, 1974).

En cuanto a las cianobacterias, las especies más representativas en las aguas de las plataformas suroriental y suroccidental son: *Trichodesmium thiebautii* Gomont & Gomont, 1890; *Oscillatoria contortum* De Toni, 1939; *Oscillatoria rubescens* De Candolle & Gomont, 1892; *Oscillatoria pseudogeminata* Schmid, 1914; *Johannesbaptistia pellucida* (Dickie) W. R. Taylor & Drouet, 1938;

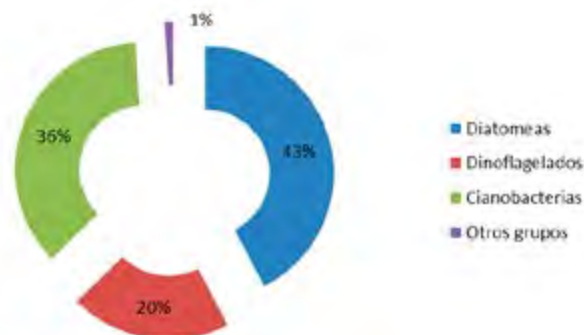


Figura 4. Contribución a la diversidad de especies de los grupos del fitoplancton durante los años 1998 al 2003

Phormidium muscicola Hub-Pest & Naum, 1929; *Spirulina subsalsa* Oerstedt & Gomont, 1892; *Spirulina margaritae* Frémy, 1927 (López-Baluja & Vinogradova, 1974; López-Baluja, 1978; Borrero *et al.*, 1984).

Durante los muestreos realizados desde 1998 al 2003, se evidenció el incremento de las cianobacterias, tanto en diversidad como en abundancia en los arrecifes y la macrolaguna del golfo de Batabanó (Fig. 4, 5 y 6). Las cianobacterias aportaron el 36% al total de especies de la comunidad (Fig. 4); con un importante aumento de la concentración en los ecosistemas arrecifales, fundamentalmente durante el muestreo de 1998, cuya concentración llegó a superar a las diatomeas y a los dinoflagelados (Fig. 5). Por su parte, en la macrolaguna, se observó un mayor aporte de las cianobacterias en las estaciones costeras con mayor

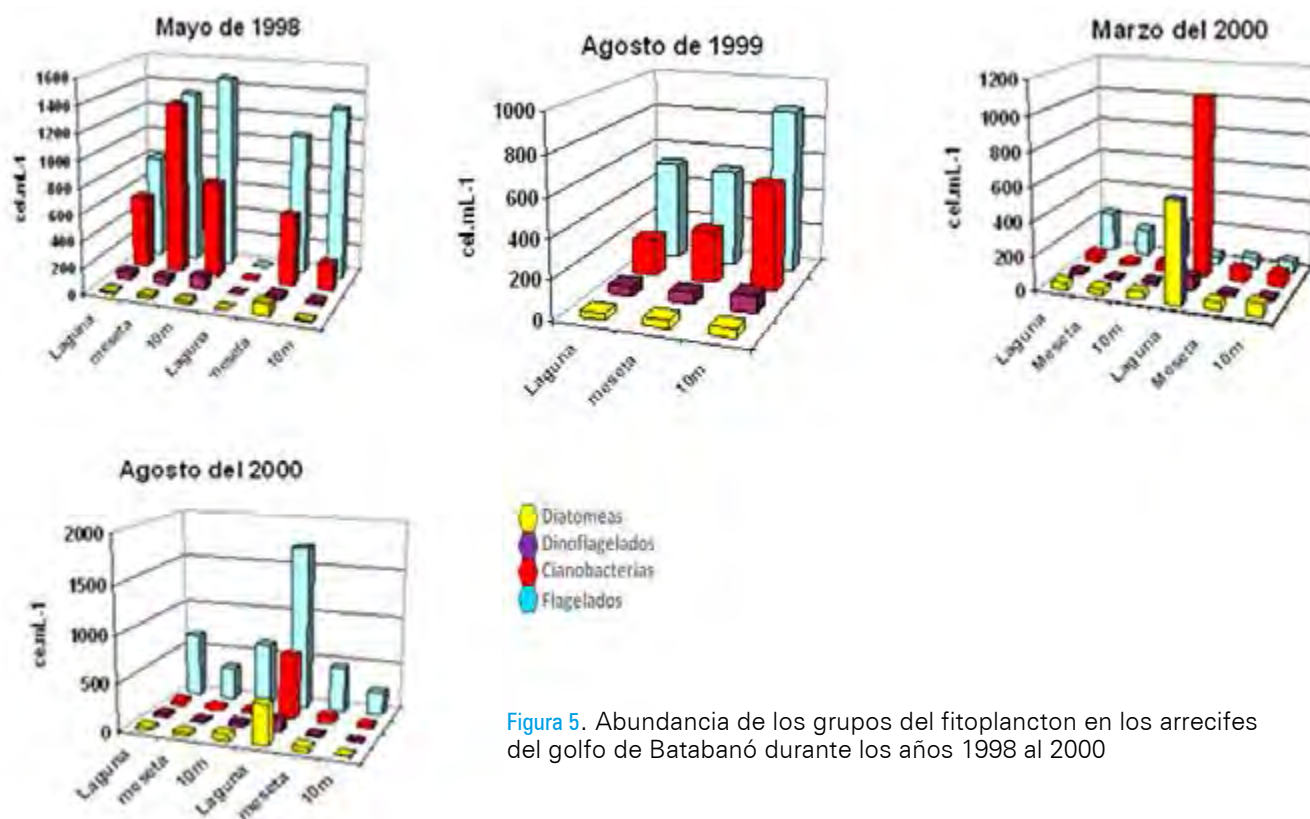


Figura 5. Abundancia de los grupos del fitoplancton en los arrecifes del golfo de Batabanó durante los años 1998 al 2000

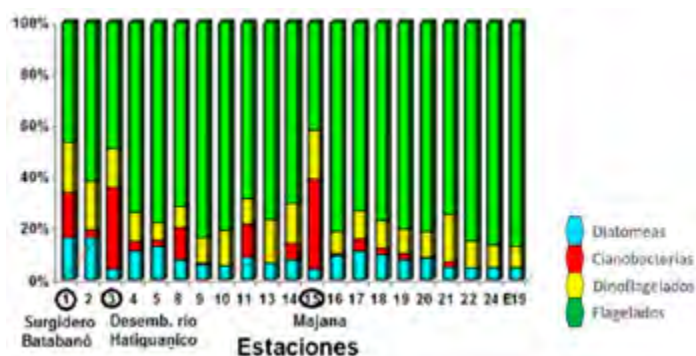


Figura 6. Abundancia relativa de los grupos del fitoplancton en la macrolaguna del golfo de Batabanó durante los años 2000 al 2003

influencia antrópica (Surgidero de Batabanó, Majana y desembocadura del río Hatiguanico) (Fig. 6) (Loza *et al.*, 2003; Loza *et al.*, 2007).

Este incremento de la concentración de las cianobacterias en los arrecifes del golfo de Batabanó estuvo relacionado con la ocurrencia del evento ENOS de 1998, mientras en la macrolaguna, se debe al efecto de la nutrición orgánica e inorgánica (Loza

et al., 2003). Lo anterior contrasta con lo informado por otros autores en las décadas de 1960 y 1970, cuando la comunidad fitoplanctónica en las aguas de plataforma estaba dominada por diatomeas (López-Baluja & Vinogradova, 1974; López-Baluja, 1978).

Diversidad y abundancia del fitoplancton en aguas oceánicas al sur de Cuba

En el inventario general del fitoplancton de las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, en el período comprendido entre 1999 y 2005, se identificaron un total de 180 taxones, de los cuales 41 especies no habían sido informadas para las aguas oceánicas adyacentes a Cuba; lo que representó un aporte al conocimiento de la diversidad marina, no sólo a escala local, sino también regional (Loza, 2010). En general, las diatomeas fue el grupo más abundante con 84 taxa, seguidas por los dinoflagelados (47). Por

su parte, las cianobacterias contribuyeron con 23 taxa (14 especies) (Fig. 7), y mostraron un aumento en el número de taxones en la época de verano, mientras el de diatomeas resultó inferior en esa época con respecto al invierno (Loza, 2010).

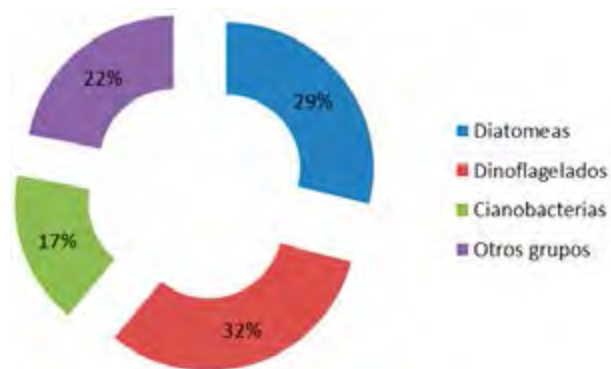


Figura 7. Contribución a la diversidad de especies de los grupos del fitoplancton en las aguas oceánicas al sur de Cuba durante los años 1988 a 1999. Tomado de Loza (2010)

La mayor contribución de las diatomeas y los dinoflagelados a la diversidad del fitoplancton observada durante 1999 y 2005, en las aguas oceánicas, se corresponde con lo informado por Popowski & Campos (1987), López-Baluja & Vinogradova (1972) y López-Baluja, Zernova & Semina (1992). Sin embargo, en ese período la estructura de la comunidad evidenció diferencias relacionadas con el incremento de la diversidad de las cianobacterias, si tenemos en cuenta que Popowski & Campos (1987), López-Baluja & Vinogradova (1972) y López-Baluja *et al.* (1992), informaron sólo cuatro, tres y ocho especies, respectivamente, para la misma zona.

Los cambios en las condiciones ambientales en las aguas oceánicas como consecuencia del cambio climático, se relacionan fundamentalmente, con el incremento de la temperatura superficial del mar (TSM) (Duarte *et al.*, 2006). En las aguas oceánicas de Cuba, se informa que a partir de 1993, la TSM se elevó $0,6\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Fernández-Vila, Piñeiro, Pérez, Simanca, & Vega, 2009), por lo que este aumento en el número de cianobacterias pudiera sugerir uno de los primeros indicios de la respuesta de la comunidad fitoplanctónica al cambio climático.

Demarcq, Barlow & Shillington (2003) plantean que a partir de los años 70, en regiones de América Latina y

el Caribe se observa con más fuerza un reforzamiento de la variabilidad climática, sobre todo de los valores extremos, que ha repercutido en el comportamiento general del clima, dando lugar a un evidente cambio climático.

El incremento de las cianobacterias en las aguas oceánicas también pudiera estar favorecido por el aporte de este grupo a partir de las aguas de las plataformas aledañas. Lo anterior se sustenta en el aumento del número de especies de cianobacterias (37) informado por Loza *et al.* (2003) en la plataforma suroccidental, en comparación con los inventarios realizados por López-Baluja & Borrero (1977). Estos incrementos detectados en la zona costera en los últimos años, estuvieron relacionados directamente con un enriquecimiento de amonio y fosfatos, como indicadores de contaminación inorgánica asociada al desarrollo socio-económico y turístico (Loza, 2010).

En este sentido, los antecedentes encontrados en las aguas marinas y costeras de Cuba sustentan que las cianobacterias constituyen adecuados indicadores de las alteraciones ambientales relacionadas con los impactos antrópicos y el cambio climático, como son la contaminación por elevadas concentraciones de fosfatos y amonio y el incremento de la temperatura (Khattak, Noorzaman, & Ghulam, 2005; Fontúrbel, Molina, & Richard, 2006).

Este grupo se distingue por la variedad de características ecofisiológicas que les permite ser exitosas en un amplio rango de condiciones ambientales (Smith & Smith, 2001; Jozwiak *et al.*, 2008; Bonilla, 2009). Las evidencias experimentales y análisis de series históricas han permitido concluir que el aumento de la temperatura propicia la estratificación térmica y cambios en la profundidad de la zona de mezcla (Reynolds, 2006; Domis *et al.*, 2007; Paerl & Huisman, 2008), lo que beneficia el desarrollo de cianobacterias con vesículas de gas (Oliver & Ganf, 2000; Paerl & Huisman, 2009).

Distribución espacio-temporal de la concentración y biomasa de las fracciones del fitoplancton (nanoplancton y microfitoplancton) en las aguas oceánicas al sur de Cuba

La fuerte dependencia que se establece entre los organismos planctónicos y la hidrodinámica de las aguas, garantiza el buen funcionamiento del ecosistema oceánico, sobre todo en condiciones oligotróficas, como es el caso de las aguas oceánicas alrededor de Cuba, ya que las fracciones más pequeñas del plancton responden más rápidamente a los pequeños incrementos de nutrientes que ocurren en el medio, por lo que desempeñan un papel importante en el funcionamiento trófico del ecosistema (Lee & Williams, 2000; Arístegui & Montero, 2005). Además, el componente heterotrófico de la fracción nanoplanctónica interviene en el reciclaje de los nutrientes mediante la descomposición de la materia orgánica (Kirchman, 2000).

En la capa superficial de las aguas oceánicas al S de Cuba, la concentración de nanoplancton autótrofo (NA) en el verano de 1989, varió entre 85 y 6380 cél./mL⁻¹, con un valor promedio de 380 ± 289 cél./mL⁻¹. En la fosa de Jagua, resultó significativamente superior con respecto al resto de las aguas oceánicas ($U = 301,00$; $p = 0,0035$; $n = 65$), registrándose los mayores valores en el golfo de Cazones (media = 1532 cél./mL⁻¹) (Fig. 8) (Loza, 2010).

La concentración de nanoplancton heterótrofo (NH) en el sur, osciló de 11517 a 40297 cél./mL⁻¹, con una media de 18013 ± 2774 cél./mL⁻¹ (Fig. 8), y no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones en la fosa de Jagua y el resto de las aguas oceánicas. Los valores de concentración de NH resultaron hasta tres órdenes superiores con relación al nanoplancton autótrofo (Loza, 2010).

Los valores de biomasa de NA variaron entre 0,03 y 1,7 mgC/m³, con un promedio de $0,51 \pm 0,24$ mgC/m³, mientras que la biomasa del NH osciló entre 4,8 y 62,4 mgC/m³ (media = $14,4 \pm 4,2$ mgC/m³). La región de la fosa de Jagua se caracterizó por presentar valores de biomasa significativamente mayores con respecto al resto de las aguas oceánicas al sur de Cuba ($U = 262,00$; $p = 0,0006$; $n = 65$) (Fig. 9). El patrón de distribución de la biomasa del NA y del NH fue similar, con zonas de mayores valores ubicadas al O y E de la fosa de Jagua, correspondientes a los golfos de Cazones y de Ana María, respectivamente (Fig. 9) (Loza, 2010).

Las áreas de mayores valores de concentración y biomasa de nanoplancton autótrofo y heterótrofo encontradas al O y E de la fosa de Jagua, están

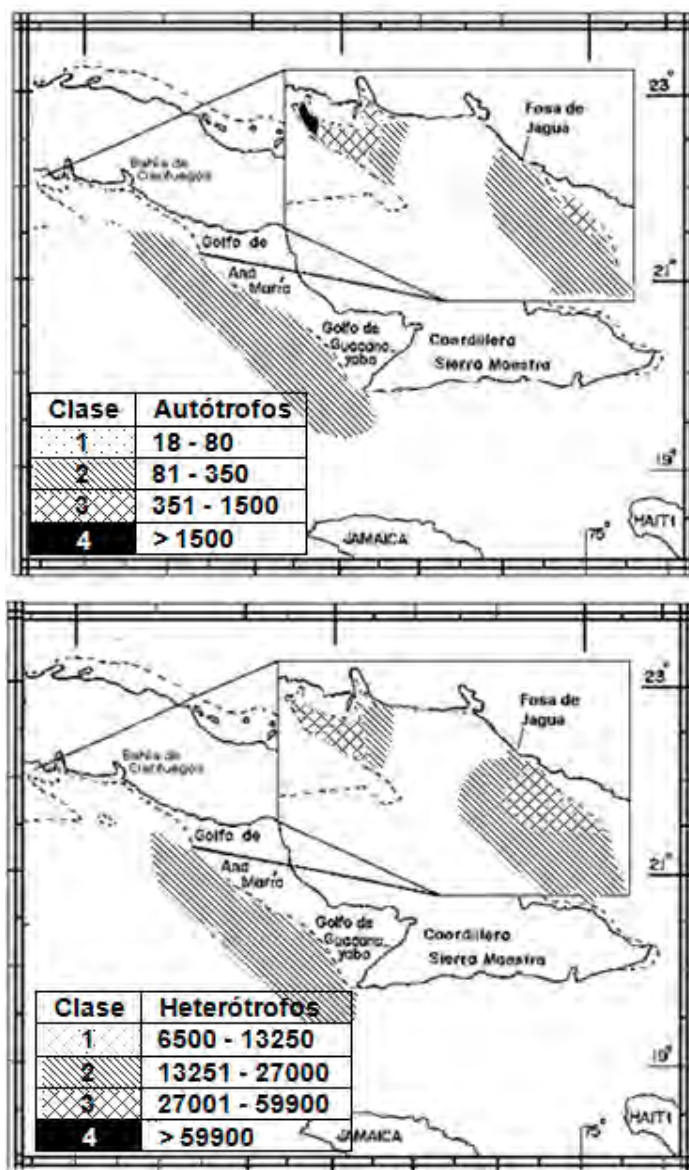


Figura 8. Distribución de la concentración del nanoplancton autótrofo (izquierda) y heterótrofo (derecha) en las aguas oceánicas al sur de Cuba en época de verano. Tomado de Loza (2010)

asociadas con la existencia de un giro ciclónico de permanencia en el tiempo próximo al golfo de Ana María (Andrade & Barton, 2000; Arriaza, Ramírez, Simanca, Rodas, Milian-Lorenzo, & Romero-Suárez, 2008) que propicia la entrada de energía al sistema, ya que favorece la mezcla vertical que fertiliza la capa fótica; así como con los aportes de aguas enriquecidas de materia orgánica y nutrientes provenientes de los golfos de Batabanó (Lorenzo, Simanca, Rodas, Arriaza,

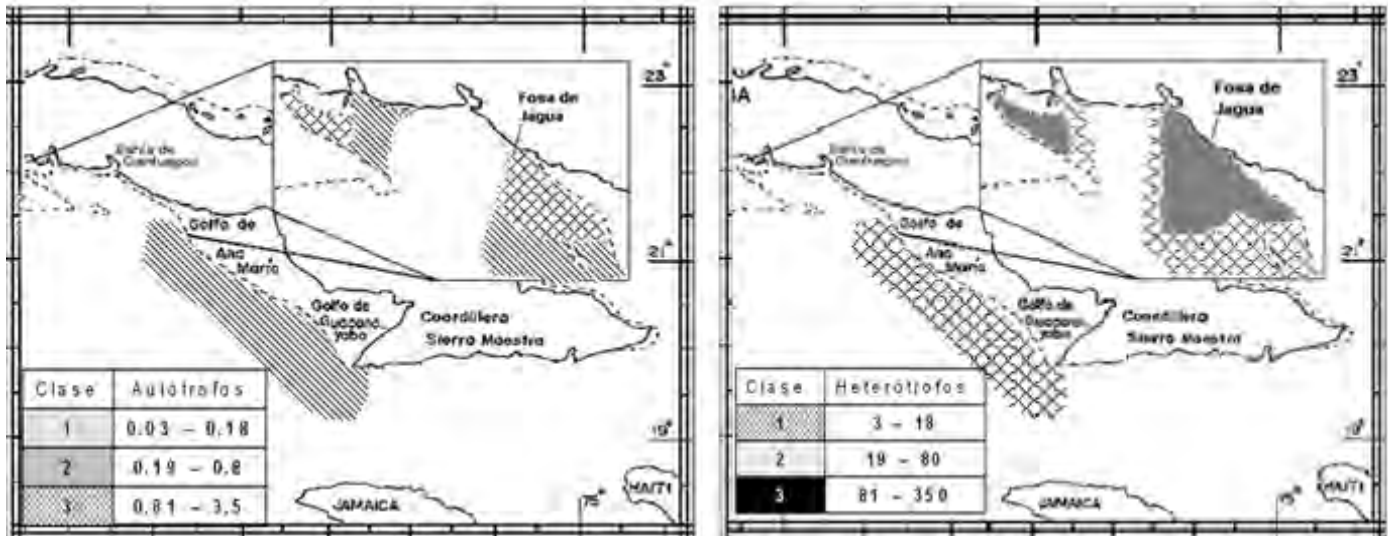


Figura 9. Distribución de la biomasa del nanoplancton autótrofo (izquierda) y heterótrofo (derecha) en las aguas oceánicas al sur de Cuba en época de verano. Tomado de Loza (2010)

Hernández, & Martínez, 2007) y Ana María, cuya importante productividad biológico-pesquera ha sido informada por Claro (2001) y Baisre (2004).

Otras fuentes de ingresos de materia orgánica e inorgánica al golfo de Cazonos lo constituye el aporte de las aguas provenientes de la bahía de Cochinos (Petrova, Villasuso, & Alfonso, 2007), así como el escurrimiento superficial y subterráneo de las aguas de la ciénaga de Zapata (Lluis-Riera, 1983; Petrova *et al.*, 2007).

Las elevadas concentraciones y biomasa de las componentes nanoplanctónicas encontradas en el *O* y *E* de la fosa de Jagua garantizan el flujo de energía hacia otros niveles de la trama trófica pelágica, lo que se evidencia por las elevadas concentraciones de microzooplancton, de larvas de langosta *Panulirus argus* Latreille, 1804 y de larvas de peces informadas por Orozco (1997), Alfonso (1998) y Gutiérrez, Montolio & Frías (1990) en estas áreas de la cuenca. Existen referencias que en el golfo de Cazonos (*O* de la fosa de Jagua) los valores de clorofila *a* son relativamente altos (media = 0,14 mgC/m³), lo que refleja la existencia de una comunidad fitoplanctónica abundante, joven y activa que se corresponde con el bajo índice de pigmentos fotosintéticos (0,24) informado por Pérez, Gil, Loza & Lugioyo (2009).

Los bajos valores de concentración y biomasa del NA y NH en las aguas oceánicas de la región suroriental de Cuba, pudieran estar asociados a la presencia de extensos remolinos anticiclónicos que se trasladan por el mar Caribe a través del Paso de los Vientos (Andrade & Barton, 2000; Arriaza *et al.*, 2008), que contribuyen a reforzar la baja disponibilidad de nutrientes en estas aguas oceánicas.

La elevada biomasa de los componentes heterotróficos del nanoplancton, confirma el papel fundamental que desempeñan los organismos heterótrofos del nanoplancton en el funcionamiento de la trama trófica pelágica, y sustenta que la actividad remineralizadora de la materia orgánica por parte de estos microorganismos constituye una de las vías fundamentales de entrada de energía en ambientes oligotróficos (Ducklow, 2000; Kirchman, 2000; Sherr & Sherr, 2000). Según estos autores, la descomposición de la materia orgánica, la regeneración de nutrientes y la producción de materia orgánica son procesos fundamentales que caracterizan el estado trófico del ecosistema oceánico.

En el lazo microbiano, los organismos heterótrofos convierten la materia orgánica disuelta, que aportan los autótrofos, en biomasa; de esta forma se transfiere la energía hacia los otros niveles tróficos, cuando ellos son consumidos por los protozoos y el zooplancton (Ducklow, 2000). Legendre & Ressayz (1996) y Pérez *et al.* (2005) señalan que en los sistemas caracterizados funcionalmente por redes tróficas microbianas, un porcentaje significativo de la materia circula a través del compartimiento orgánico disuelto.

La concentración celular del microfitoplancton en las aguas oceánicas al sur de Cuba durante los muestreos realizados entre 1989 y 2005, osciló de 1,01 a 264,21 $\times 10^6$ cél./m³, con valores significativamente mayores en la fosa de Jagua, tanto en invierno (U= 11,00; p= 0,02628; n= 40), como en verano (U= 24,00; p= 0,04258; n= 40) (Tabla 1). Los valores de biomasa variaron entre 0,09 y 5,45 mgC/m³ (Tabla 1), y no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes grupos, en la época de invierno de ambos años (Loza, 2010).

Tabla 1. Valores máximos, mínimos y promedios (\pm desviación estándar) de la concentración celular y la biomasa del microfitoplancton en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, durante los muestreos de 1989, 1999 y 2005. Tomado de Loza (2010)

AGUAS OCEÁNICAS AL SUR DE CUBA					
Muestreos		Fosa de Jagua		ZEE	
		Concentración ($\times 10^6$ cél./m ³)	Biomasa (mgC/m ³)	Concentración ($\times 10^6$ cél./m ³)	Biomasa (mgC/m ³)
Feb-Mar 1989	Máx.	8,83	1,4	4,15	4,67
	Min.	2,95	0,36	1,11	0,09
	Prom.	4,69 \pm 2,43	0,73 \pm 0,42	2,56 \pm 0,89	0,94 \pm 1,23
May-Jun 1989	Máx.	18,85	4,66	5,65	2,54
	Min.	2,88	0,32	1,01	0,19
	Prom.	7,04 \pm 4,78	1,38 \pm 0,84	3,50 \pm 1,09	0,87 \pm 0,43
Jul-Ago 1989	Máx.	264,21	5,45	12,33	3,83
	Min.	3,15	0,85	1,25	0,45
	Prom.	37,49 \pm 5,08	2,26 \pm 1,68	4,73 \pm 1,37	1,15 \pm 0,82
Marzo 2005	Máx.	*	*	5,12	1,4
	Min.	*	*	1,01	0,17
	Prom.	*	*	3,09 \pm 1,29	0,50 \pm 0,40

*No existe información

En la fosa de Jagua, tanto la concentración como la biomasa resultaron mayores en los muestreos del verano de 1989 (media= 22,26 \pm 4,9 $\times 10^6$ cél./m³ y 1,92 \pm 1,2 mgC/m³), con respecto al del invierno (media= 4,69 \pm 2,43 $\times 10^6$ cél./m³ y 0,73 \pm 0,42 mgC/m³) (Tabla 1) (Loza, 2010). Los dinoflagelados y otros grupos fueron los que determinaron los valores de biomasa del microfitoplancton en el verano (Fig. 10), con excepción de la zona aladaña a la bahía de

Cienfuegos, donde las diatomeas fue el grupo de mayor contribución. Sin embargo, en el invierno, el aporte de la biomasa de los dinoflagelados fue mayor con relación al verano (Fig. 10). En el resto de las aguas oceánicas al sur, se encontró un predominio de la biomasa de los dinoflagelados y de otros grupos, tanto en verano como en invierno de 1989; mientras que la de las diatomeas fue baja (Fig. 11) (Loza, 2010).

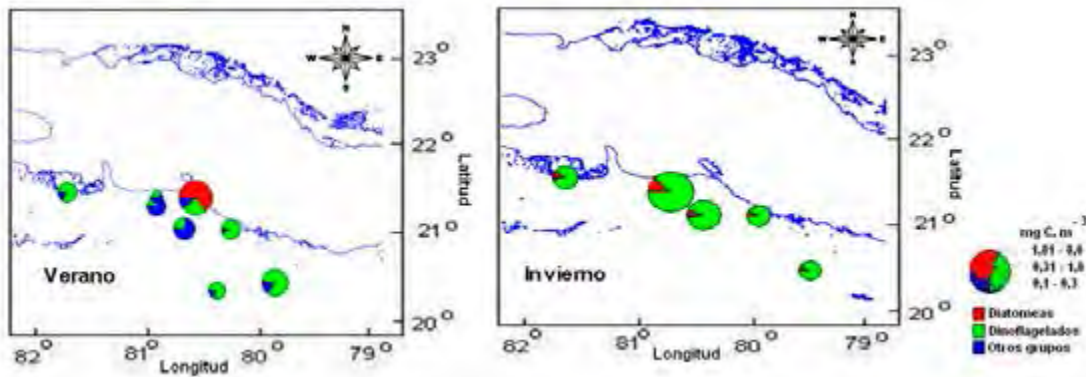


Figura 10. Distribución de la biomasa de los diferentes grupos del microfitoplancton en la fosa de Jagua y al sur de Cuba en el verano e invierno de 1989. Tomado de Loza (2010).

Con relación a la contribución de los diferentes grupos a la biomasa total del microfitoplancton en las aguas oceánicas al sur de Cuba, se encontró que los dinoflagelados fueron los que más aportaron en 1989 (Fig. 12). No obstante, se apreciaron diferencias entre la fosa de Jagua y el resto de las aguas oceánicas, determinado por el aporte significativamente mayor que las diatomeas (20%) en el verano, con relación al invierno (9%) ($U = 109,50$; $p < 0,0001$; $n = 59$); mientras otros grupos representaron un 20% (Fig. 12). En el resto de las aguas oceánicas al sur, no se observó una diferencia marcada entre épocas, en cuanto a la contribución relativa de los tres grupos fitoplanctónicos (Fig. 12) (Loza, 2010).

La composición y distribución de la fracción del microfitoplancton en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, estuvo igualmente relacionada con las características oceanográficas y con los cambios en la disponibilidad de nutrientes en el medio, asociado a las variaciones estacionales entre el verano y

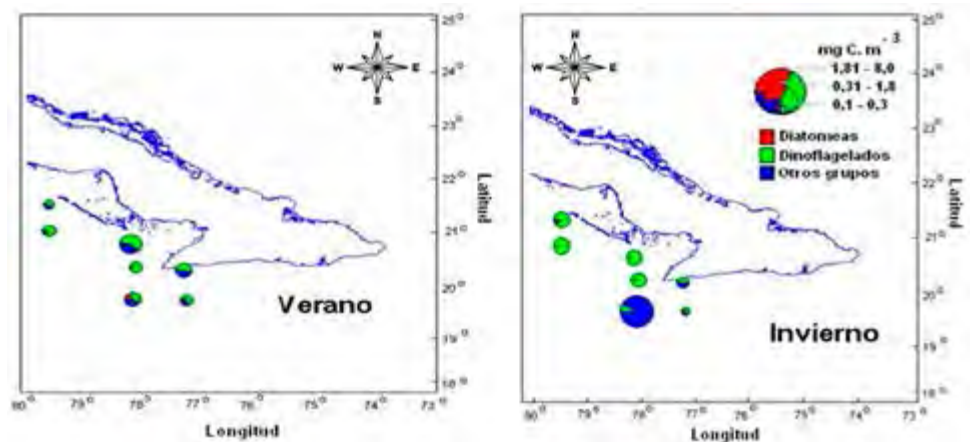


Figura 11. Distribución de la biomasa de los diferentes grupos del microfitoplancton en las aguas oceánicas al sur de Cuba, en el verano e invierno de 1989. Tomado de Loza (2010)

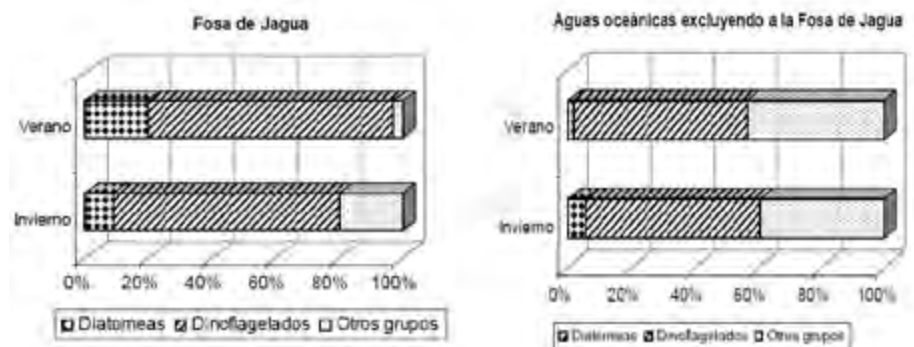


Figura 12. Contribución relativa de los principales grupos a la biomasa del microfitoplancton en las aguas oceánicas al sur de Cuba, en el verano e invierno de 1989. Tomado de Loza (2010)

el invierno y a los requerimientos fisiológicos de los grupos de las microalgas (Loza, 2010).

La elevada contribución de los dinoflagelados a la biomasa total del microfitoplancton, en ambas épocas, guarda relación con las características fisiológicas de este grupo, que le permiten su desarrollo en aguas oligotróficas. Los dinoflagelados tienen bajos requerimientos de nutrientes y sus óptimos de temperatura e iluminación son altos (Sorokin, 2002), además pueden adoptar diferentes formas de nutrición (autótrofa, heterótrofa y mixotrófica) en dependencia de las características del medio (Gaines & Elbrächter, 1987; Gamboa-Márquez, Sánchez-Suárez, & Barbera-Sánchez, 1994).

Sin embargo, el aporte de las diatomeas a la biomasa total del microfitoplancton está más relacionado con la disponibilidad de nutrientes en las aguas oceánicas. El incremento obtenido en la fosa de Jagua, en el verano, se favorece por el mayor aporte de las aguas enriquecidas en nutrientes procedentes de las plataformas aledañas y las bahías en la época lluviosa. En el resto de las aguas oceánicas, las diatomeas responden al enriquecimiento relativo en nutrientes que ocurre en el invierno, por el debilitamiento de la estratificación térmica de la columna de agua que incrementa el espesor de la capa superior mezclada y favorece la incorporación de nutrientes desde capas profundas, al presentar altos requerimientos de nitrógeno de nitratos y nitritos, y bajos niveles de iluminación y temperatura (Sorokin, 2002; Hopcroft & Roff, 2003; Órnólfsdóttir, Lumsden, & Pinckney, 2004).

Los resultados informados por Loza (2010) sobre la variación de las concentraciones de fósforo de fosfatos y de nitrógeno de nitratos más nitritos entre el verano y el invierno de 1989 y 2005, en las aguas oceánicas al sur confirman lo anteriormente planteado. Esa autora detectó concentraciones significativamente superiores en el invierno, con relación al verano ($F_{(1,128)} = 44,35$; $p < 0,0001$ y $F_{(1,128)} = 26,32$; $p = 0,00001$), respectivamente. En invierno, el valor promedio de P-PO₄ fue de $0,152 \pm 0,07 \mu\text{mol/L}^{-1}$ y de NO₂ + NO₃ de $0,89 \pm 0,71 \mu\text{mol/L}^{-1}$, mientras que en el verano el promedio de P-PO₄ fue de $0,081 \pm 0,05 \mu\text{mol/L}^{-1}$ y de NO₂ + NO₃ de $0,11 \pm 0,08 \mu\text{mol/L}^{-1}$. Estos resultados sustentan los incrementos de clorofila *a* obtenidos en el invierno por la NASA para el área (Melo, Pérez, & Cerdeira, 1995; Melo, Muller-Karger, Pérez, Victoria, Cárdenaz, & Mitrani, 2000).

El mayor aporte de la biomasa de los otros grupos al microfitoplancton total ocurre fundamentalmente en la época de verano, debido al desarrollo de la cianobacteria *Trichodesmium thiebautii* Gomont & Gomont, 1890. Lo anterior pudiera guardar relación con el incremento de la estratificación térmica asociado a las elevadas temperaturas propias de esta época, lo que propicia condiciones ambientales de microaerofilia necesarias para estimular la capacidad que tiene esta especie de fijar el nitrógeno molecular del aire (Carpenter & Romas, 1991; Berman-Frank, Lundgren, & Falkowski, 2003; Wojciechowska, Poniewozik, & Pasztaleniec, 2004; Sant'Anna, Azevedo, Agujaro, Carvalho, & Souza, 2005).

La presencia de cianobacterias en las aguas oceánicas oligotróficas de Cuba se corresponde con lo observado por Tyrrell (1999), quien concluye que en el mar, el nitrógeno es el principal nutriente limitante y que en las capas menos profundas se hace más acentuado el déficit de este elemento, lo que favorece el desarrollo de organismos fijadores del nitrógeno molecular. Las cianobacterias diazotróficas sin heterocistos son consideradas como los contribuidores más importantes de nitrógeno en los océanos (Karl, 2000). Estas especies han desarrollado adaptaciones temporales y espaciales para que ocurra un balance entre la fotosíntesis y la fijación del N² (Berman-Frank *et al.*, 2003).

Loza (2010) plantea que en la capa superficial de las aguas oceánicas de Cuba existe un déficit de nitrógeno inorgánico que actúa como nutriente limitante para el desarrollo de los productores primarios, y favorece el aumento de especies diazotróficas, ya que la relación nitrógeno inorgánico-fósforo inorgánico en la capa fótica (0-200 m) resultó 4 veces inferior al valor de la relación para el agua de mar (15-16):1 (Redfiel, Ketchum, & Richards, 1963).

Distribución del fitoplancton y su relación con algunas variables bióticas y abióticas en las aguas oceánicas de Cuba

Loza (2010) señala que en las aguas oceánicas de Cuba se encontró correlación positiva entre la biomasa del nanoplancton con el microzooplancton ($r = 0,52$; $p < 0,05$; $n = 23$) y con la concentración de nitratos ($r = 0,31$; $p < 0,05$; $n = 25$); entre el microfitoplancton

con los nitratos ($r = 0,36$; $p < 0,05$; $n = 18$) y con el oxígeno disuelto ($r = 0,36$; $p < 0,05$; $n = 18$); la biomasa del nanoplancton autótrofo se correlacionó con la del heterótrofo ($r = -0,39$; $p < 0,05$; $n = 23$), con la clorofila *a* ($r = 0,34$; $p < 0,05$; $n = 25$) y con la biomasa del microzooplancton ($r = 0,52$; $p < 0,05$; $n = 23$). También, el NH y NA se correlacionaron positivamente con los fosfatos ($r = 0,47$ y $0,32$; $p < 0,05$; $n = 23$, respectivamente) (Loza, 2010).

La relación existente entre la biomasa del nanoplancton y el microfitoplancton con la concentración de nitrógeno de nitratos más nitritos, sugiere que la mayor disponibilidad de estos nutrientes favorece la producción de biomasa de estas fracciones, y también estimulan la liberación de oxígeno mediante la fotosíntesis (Loza, 2010).

La biomasa del nanoplancton autótrofo se correlacionó con la clorofila *a*, lo que se explica por la contribución que tiene el nanoplancton autótrofo en la concentración de pigmentos y en la productividad primaria total (Loza, 2010).

Conclusiones

1. La estructura del fitoplancton, en las aguas de la plataforma suroccidental y en las aguas oceánicas de la zona suroriental de Cuba, desde finales del siglo XX presentó diferencias con respecto a las décadas del 60 al 70, por el notable aumento de las cianobacterias tanto en diversidad como en abundancia, lo que pudiera sugerir uno de los primeros indicios de la respuesta de la comunidad fitoplanctónica al cambio climático.
2. El incremento de las cianobacterias en las aguas de plataforma y oceánicas tiene relación con la contaminación inorgánica por elevadas concentraciones de fosfatos y amonio y el incremento de la temperatura superficial de las aguas, por lo que este grupo constituye un adecuado indicador de las alteraciones ambientales relacionadas con los impactos antrópicos y el cambio climático.
3. La concentración y la biomasa de las fracciones del fitoplancton entre 1989 y 2005, en la fosa de Jagua, fueron mayores en el verano con respecto al invierno, y significativamente superiores con respecto al resto de las aguas oceánicas, con los mayores valores en los golfos de Cazonés y de Ana María.

Referencias

- Alfonso, I. (1998).** Abundancia y distribución larval de la langosta espinosa *Panulirus argus* en aguas oceánicas cubanas, Universidad de la Habana, La Habana, Cuba. 41p.
- Andrade, C. A., & Barton, E. D. (2000).** Eddy development and motion in the Caribbean Sea. *J. Geoph. Res.*, 105(C11), 26 p.
- Arístegui, J., & Montero, M. F. (2005).** Temporal and spatial changes in plankton respiration and biomass in the Canary Islands region: the effect of mesoscale variability. *J. Mar. Syst.*, 54, 65-82.
- Arriaza, L., Ramírez, O. J., Simanca, L., Rodas, D. E., Milian-Lorenzo, D. E., & Romero-Suárez, P. L. (2008).** Determinación de corrientes marinas para la gestión ambiental marino-costera cubana. Contribución a la Educación y la Protección Ambiental. 8: 185-196.
- Baisre, J. (2004).** Marco Ecológico, Cap.1. En: La pesca marítima en Cuba. Ed. Científico-Técnica, La Habana, 372 p.
- Berman-Frank, I., Lundgren, P., & Falkowski, P. (2003).** Nitrogen fixation and photosynthetic oxygen evolution in cyanobacteria. En: Microbiology. 154, 157-164.
- Bonilla, S. (Ed.) (2009).** Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Uruguay: Programa Hidrológico Internacional. ISBN 978-92-9089-138-3. Documento Técnico. PHI N° 16.104 pp.
- Borrero, N., López-Baluja, L., & Popowski, G. (1984).** Distribución del fitoplancton en la región SE de la plataforma de Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 27, 1-29.
- Carpenter, E. J., & Romas, K. (1991).** Major role of the cyanobacterium *Trichodesmium* in nutrient cycling in the North Atlantic Ocean. *Science*, 254, 1356-1358.
- Claro, R. (2001).** Ecology of the Marine Fishes of Cuba. (Eds. Claro, R., Lindeman, C. & Parenti, L. R). Smithsonian Inst. Press. 215 p.
- De la Lanza, G., Hernández, S., & Carvajal, J. L. (2000).** Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Ed: Plaza & Valdés, S. A. de C. V., 458 pp.
- Delgado, G., & Nodar, R. (1989).** Variaciones estacionales del fitoplancton en la región suroriental de la plataforma S de Cuba (Zona A). *Rev. Inv. Pesq.*, 14(1-4), 48-72.
- Demarcq, H., Barlow, R. G., & Shillington, F. A. (2003).** Climatology and variability of sea surface temperature and surface chlorophyll II in the Benguela and Agulhas ecosystems as observed by satellite imagery. *Afr. J. mar.*

Sci., 25, 363–372.

Domis, L. N. S., Mooij, W. M., & Huisman, J. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584, 403-413.

Duarte, C., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo, M.,...Valladares, F. (2006). Cambio global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Colección Divulgación. Madrid. 166 p.

Ducklow, H. W. (2000). Bacterial Production and Biomass in the Oceans (Chapter 4). En: Microbial Ecology of the Oceans (Ed. Kirchman, D. L., Wiley-Liss), New York. 85-120.

Falkowski, P. G., Katz, E., Knoll, A. H., Quigg, A., Raven, J. A., Schofield, O.,... Taylo, F. J. R. (2004). The Evolution of Modern Eukaryotic Phytoplankton. *Science*, 305, 354-360.

Feola, G., Brena, B., Risso, J., & Sienra, D. (2008). Programa de Monitoreo de Agua de Playas y Costa de Montevideo. En: Informe Técnico: Playas. Informe temporada estival: 2007-2008 Montevideo, Laboratorio de Calidad Ambiental. Dpto. de Desarrollo Ambiental. Intendencia Municipal de Montevideo (IMM).

Fernández-Vila, L., Piñeiro, R., Pérez, I., Simanca, J., & Vega, F. (2009). Evidencias oceanográficas del cambio climático en las aguas marinas cubanas. En: La biodiversidad marina y costera y el cambio climático en Cuba.

Fernández-Vila, L., Rondón, H., Puentes, H., & Gisbert, M. (1987). Régimen dinámico de la zona Golfo de Cazones-Bahía de Casilda. Elaboración de Tema. Archivo Científico Instituto de Oceanología. Cuba, 14 p.

Fontúrbel, F., Molina, C., & Richard, E. (2006). Evaluación rápida de la diversidad de fitoplancton en aguas eutróficas del lago Titikaka (Bolivia) y su uso como indicador del grado de contaminación. *Ciencia Abierta Internacional*, 29, 2-12.

Gaines, G., & Elbrächter, M. (1987). Heterotrophic nutrition. En: Taylor, F. J. R. (Ed.), The Biology of dinoflagellates, Blackwell, Oxford. 224-268 p.

Gamboa-Márquez, J. F., Sánchez-Suárez, I. G., & Barbera-Sánchez, A. (1994). Dinoflagelados (Pyrrophyta) del Archipiélago Los Roques (Venezuela): Familias Prorocentraceae y Ostreopsidaceae. *Acta Científica Venezolana. Biol. Mar.*, 45, 140-152.

Gutiérrez, E., Montolio, M., & Frías, M. P. (1990). Composición de la comunidad ictioplanctónica de las aguas territoriales al sur de Cuba. En: Memorias del II Congreso de Ciencias del Mar, La Habana, Cuba.

Hopcroft, R. R., & Roff, J. C. (2003). Response of Tropical Marine Phytoplankton Communities to Manipulations of Nutrient Concentration and Metazoan Grazing. *Bull. Mar. Sci.*, 73(2), 397-420.

Jozwiak, T., Mazur-Marzec, H., & Plinski, M. (2008). Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdan'sk (southern Baltic): The main effect of eutrophication. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37, 115-121.

Karl, M. (2000). A source of 'new' nitrogen in the sea. *Trends in Microbiology*, 8, 301 p.

Khattak, T. M., Noorzaman, B., & Ghulam, M. (2005). Evaluation of Algae from the Effluent of Dandot Cement Company, Dandot, Pakistan. *J. Appl. Sci. Environ. Mgt.*, 9(1), 147 – 149.

Kirchman, D. L. (2000). Uptake and Regeneration of Inorganic Nutrients by Marine Heterotrophic Bacteria (Chapter 9). En: Microbial Ecology of the Oceans. (Ed.), Kirchman, D. L., Wiley-Liss, New York. 262-288 pp.

Lee, M. M., & Williams, R. G. (2000). The role of eddies in the isopycnic transfer of nutrients and their impact of biological production. *J. Mar. Res.*, 58, 895-917.

Legendre, L., & Rassoulzadegan, F. (1996). Plankton and nutrient dynamics in marine waters. *Ophelia*, 41, 153-172.

Lluís-Riera, M. (1983). Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Cien. de la Tierra y el Espacio*, 7, 81-110.

López-Baluja, L. (1978). Variaciones estacionales del fitoplancton en el Golfo de Batabanó. *Cien. Biol.*, 2, 59-89.

López-Baluja, L., & Borrero, N. (1977). Lista de especies de algas unicelulares para las aguas de la plataforma cubana. *Acad. Cien. Cuba. Inf. Cient.Tec.*, (11), 20 pp.

López-Baluja, L., & Vinogradova, L. (1972). El fitoplancton en aguas adyacentes al archipiélago cubano. *Ser. Oceanol.*, 13, 1 - 24.

López-Baluja, L., & Vinogradova, L. (1974). Fitoplancton de la plataforma SO de Cuba. Academia de Ciencia de Cuba. *Ser. Oceanol.*, 24, 1-17.

López-Baluja, L., Zernova, V. V., & Semina, G. I. (1992). El fitoplancton de aguas cubanas y del Golfo de México (en ruso). Nauka, p. 214.

Lorenzo, S., Simanca, J., Rodas, L., Arriaza, L., Hernández, M., & Martínez, C. (2007). Carta de circulación general de las aguas del golfo de Batabanó, Cuba. Informática 2007. (ISBN 978 959 285 002).

Loza, S. (2010). Estructura y funcionamiento del fitoplancton mayor que 133 μm en las aguas

oceánicas de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, 100 p.

Loza, S., Barrios, K., Miravet, M. E., Lugioyo, M., Perigó, E., & Sánchez, M. (2003). Respuesta del fitoplancton ante el estrés ambiental en los ecosistemas arrecifales. *Protección del Hombre y la Naturaleza. Cátedra de Educación Ambiental*. VIII: 21- 24.

Loza, S., Lugioyo, L., Martínez, M., Miravet, M. E., Montalvo, J., & Sánchez, M. (2007). Evaluación de las aguas del Golfo de Batabanó a partir de indicadores biológicos y químicos. *Rev. Invest. Mar.*, 28(2), 111-120.

Melo, N., Muller-Karger, F., Pérez, R., Victoria, I., Cárdenaz, P., & Mitrani, I. (2000). Near surface phytoplankton distribution in the western intra-americas sea: The influence of El niño and weather events. *J. Geophys. Res.*, 105(C6), 14029-14043.

Melo, N., Pérez, R., & Cerdeira, S. (1995). Variación espacio-temporal de los pigmentos del fitoplancton en zonas del Gran Caribe, a partir de imágenes del satélite Nimbues 7 (CZCS). *Avicennia*, 3, 103-116.

Oliver, R. L., & Ganf, G. G. (2000). Freshwater blooms. En: *The Ecology of Cyanobacteria*. Whitton, B. A. & Potts, M. (Eds.). Dordrecht, Kluwer Academic Press: 149-194.

Örnólfsson, E. B., Lumsden, S. E., & Pinckney, J. L. (2004). Nutrient pulsing as a regulator of phytoplankton abundance and community composition in Galveston Bay, Texas. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.*, 303, 197-220.

Orozco, M. V. (1997). Comportamiento del microzooplancton en aguas oceánicas al sur de Cuba. Tesis de Maestría, Instituto de Oceanología, Cuba. 84 p.

Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science*, 320, 57-58.

Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 27-37.

Pérez, V., Fernández, E., Maraño, E., Serret, P., Varela, R., Bode, A.,... García-Soto, C. (2005). Latitudinal distribution of microbial plankton abundance, production and respiration in the Equatorial Atlantic in Autumn 2000. *Deep-Sea Res.*, 52, 861-880.

Pérez, R., Gil, C., Loza, S., & Lugioyo, M. (2009). Variación espacio-temporal de la densidad de microfitoplancton y clorofila *a* en las aguas oceánicas al sur de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 30(1), 19-33.

Petrova, V., Villasuso, M., & Alfonso, A. (2007). Manejo de los recursos hídricos en los humedales. Caso

de estudio Ciénaga de Zapata (Parte IV). Editora Centenario, S. A, República Dominicana, p. 42.

Popowski, C. G., & Campos, A. (1987). Estructura comunitaria del plancton oceánico alrededor de Cuba, en marzo de 1981. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 64, 15.

Redfiel, A. C., Ketchum, B. H., & Richards, F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of seawater. Hill, M. N. (Ed.), *The Sea*, 2, 26-77.

Reynolds, C. S. (2006). Ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press.

Richardson, A. J., & Schoeman, D. S. (2004). Climate Impact on Plankton Ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science*, 305, 1609-1612.

Sant'Anna, C., Azevedo, M. T., Agujaro, L., Carvalho, M. C., & Souza, R. C. (2005). Manual ilustrado para Identificación y conteo de Cianobacterias planctónicas de aguas continentales brasileiras. Sant'Anna, C., Azevedo, M. T., Agujaro, L., Carvalho, M. C. & Souza, R. C. (Eds.). Editora Interciencia, SP, Brasil, p.135.

Sherr, E., & Sherr, B. (2000). Marine microbes: an overview. En: *Microbial Ecology of the Oceans*. D.L. Kirchman (Ed.), Wiley-Liss, New York, p. 13-46.

Simon, N., Cras, A. L., Foulon, E., & Lemee, R. (2009). Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, 332, 159-170.

Smith, R. L., & Smith, T. M. (2001). Ecología. Madrid: Addison Wesley.

Sogin, M. L., Morrison, H. G., Huber, J. A., Welch, D. M., Huse, S. M., Neal, P. R.,... Herndl, G. J. (2006). Microbial diversity in the deep sea and the underexplored "rare biosphere". *PNAS* 103: 32 p.

Sorokin, Y. I. (2002). Dynamics of inorganic phosphorus in pelagic communities of the Sea of Okhotsk. *J. Plank. Res.*, 24(12), 1253-1263.

Tyrrell, T. (1999). The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. *Nature*, 400, 525-531.

Watson, A. J., Bakker, D. C. E., Ridgwell, A. J., Boyd, P. W., & Law, C. S. (2000). Effect of iron supply on Southern Ocean CO₂ uptake and implications for glacial atmospheric CO₂. *Nature*, 407, 730-733.

Wojciechowska, W., Poniewozik, M., & Pasztaleniec, A. (2004). Vertical distribution of dominant cyanobacteria species in three lakes evidence of tolerance to different turbulence and oxygen conditions (Poland). *Pol. J. Ecol.*, 52(3), 347-351.

Néstor Rey-Villiers¹, Pedro Alcolado-Prieto¹, Linnet Busutil¹, Hansel Caballero², Orlando Perera-Pérez³, Leslie Hernández-Fernández⁴, Patricia González-Díaz³ y Pedro M. Alcolado¹

nestorrvilliers@gmail.com, linnet.busutil@gmail.com

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

²Acuario Nacional de Cuba, Ave. 1^{ra} #4608 entre 46 y 60, Playa, La Habana, Cuba.

³Centro de Investigaciones Marinas. Ave. 16 #114 entre 1ra y 3ra, Playa, La Habana, Cuba.

⁴Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Cayo Coco, Morón, Ciego de Ávila, Cuba.

UI

CONDICIÓN DE LOS ARRECIFES CORALINOS DEL GOLFO DE CAZONES Y EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA, CUBA: 2001-2012

Introducción

Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas de mayor riqueza de especies del mundo (Groombridge & Jenkins, 2002), y sin embargo, el deterioro de este ecosistema en el Gran Caribe y a nivel mundial ya es un hecho ampliamente reconocido (Spalding, 2004; Wilkinson & Souter, 2008). Las causas de esta situación son tanto de origen antrópica (sedimentación terrígena, contaminación, daño mecánico, estrés térmico industrial y sobrepesca) como eventos a gran escala (calentamiento y acidificación del agua, incidencia de enfermedades y el aumento

de la frecuencia e intensidad de los huracanes) (Gardner, Cote, Gill, Grant, & Watkinson, 2005; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008; Mumby & Harborne, 2010; Jackson, Donovan, Cramer, & Lam, 2014).

En las últimas décadas, el deterioro de los arrecifes coralinos se observa en la mortalidad de extensas áreas de corales, en la disminución de su crecimiento y en una acelerada erosión de los arrecifes, lo que tiene como consecuencia una disminución sustancial de la complejidad topográfica (Álvarez-Phillips, Dulvy, Gill, Cote, & Watkinson, 2009). A su vez, la pérdida de los arrecifes se relaciona con el incremento de otros taxa como por ejemplo: esponjas incrustantes, octocorales y macroalgas (Aronson, Precht, Toscano, & Koltes, 2002).

En la actualidad, el cambio climático ha adquirido una mayor preponderancia en el deterioro de los arrecifes de coral que los impactos humanos (Spalding, 2004; Wilkinson & Souther, 2008). El incremento de la temperatura del planeta (consecuencia del cambio climático) ha provocado la aparición y sucesión crónica del blanqueamiento de coral, así como la muerte de estos y otros organismos por enfermedades devastadoras (Muller, Rogers, Spitzack, & van Woessik, 2008; Jekielek, 2011; Bastidas *et al.*, 2012). La acidificación del océano, que es otra de las consecuencias del cambio climático, también está influyendo en el deterioro de los arrecifes de coral (Verón *et al.*, 2009; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2009).

El aumento de la frecuencia e intensidad de los huracanes, parece estar asociado al cambio climático, particularmente en la fuerza de sus vientos (IPCC, 2007). En las últimas décadas, los ciclones y huracanes en el Atlántico Occidental han incrementado su frecuencia e intensidad (Webster, Holland, Curry, & Chang, 2005), y es otro de los factores que ha impactado fuertemente a los arrecifes coralinos del Gran Caribe (Gardner *et al.*, 2005). El impacto de los huracanes puede transformar en un día la distribución y abundancia de los organismos, y a largo plazo, promueve cambios en el ecosistema (Scheffer, Carpenter, Foley, Folke, & Walker, 2001). Por otro lado, muchas especies de corales resisten el impacto del huracán, pero después pueden ser afectadas por eventos masivos de blanqueamiento y brotes de enfermedades oportunistas que repercuten sobre corales débiles y estresados (Salazar-Vallejo, 2002).

Los eventos masivos de blanqueamiento de coral, las enfermedades microbianas (factor asociado al cambio climático según el IPCC, 2007) y el incremento de huracanes de gran intensidad, han sido importantes causas del deterioro de la biodiversidad en los arrecifes coralinos, lo que combinado con los impactos humanos amenazan a este ecosistema a transitar a fases de cambios irreversibles en un futuro cercano (Aronson & Precht, 2001; Gardner *et al.*, 2005; Verón *et al.*, 2009). Además, la acción combinada de estos factores ocasionan la pérdida de resiliencia (resistencia, tolerancia y capacidad de recuperación) de los arrecifes de coral (Marshall & Schuttenberg, 2006).

En Cuba, al igual que en el resto del mar Caribe, la disminución de la cobertura coralina ha sido evidente en las últimas tres décadas (Gardner, Cote, Gill, Grant, & Watkinson, 2003; García-Salgado *et al.*, 2008; Alcolado, Caballero, & Perera, 2009a; Jackson *et al.*, 2014). Los arrecifes coralinos de Cuba han sido estudiados mediante diversos proyectos de investigación como por ejemplo: *"CUBAGRRA", "Potenciar y Sostener la Conservación de la Biodiversidad en tres Sectores Productivos del Ecosistema Sabana-Camagüey"* (GEF/PNUD), *"Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de Áreas Costeras y Marinas Protegidas en los Archipiélagos del Sur de Cuba"* (GEF/PNUD), entre otros. Según revelan las evaluaciones realizadas por Alcolado *et al.* (2001a; 2001b; 2010; 2013); Alcolado *et al.* (2009a); Alcolado, Hernández-Muñoz, Caballero, Busutil, Perera & Hidalgo (2009b); Caballero *et al.* (2010; 2012) y González-Díaz (2010) la mayoría de los arrecifes de Cuba tienen una situación poco favorable.

Las investigaciones de los arrecifes coralinos alejados de asentamientos humanos representan una oportunidad única para evaluar la resiliencia de este ecosistema ante los impactos del cambio climático que de manera casi irreversible ya los están afectando. Según Edmunds & Bruno (1996) es difícil separar los efectos que tienen en los arrecifes coralinos las presiones locales de las regionales, debido a la cercanía a poblaciones humanas. Por estas razones, el objetivo general de este proyecto es: determinar la vulnerabilidad de la biodiversidad al cambio climático en áreas marino-costeras ecológicamente sensibles. Para ello, el presente trabajo tiene como objetivo: caracterizar la condición actual de los arrecifes

coralinos de los Parques Nacionales Ciénaga de Zapata y Jardines de la Reina, y evaluar la tendencia de su estado de salud en el período 2001-2012.

Condición de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones

Crestas arrecifales del golfo de Cazones

Cobertura viva de coral

De manera general, la cobertura viva de coral en las crestas arrecifales del golfo de Cazones fue mayor que al este de la Isla de la Juventud y que en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2010). Estos autores plantean que la menor cobertura coralina al este de la Isla de la Juventud y en los Canarreos puede deberse a la sobrepesca, las enfermedades, el blanqueamiento, el impacto de huracanes o a la interacción sinérgica entre estos factores.

La cobertura viva de coral en las crestas arrecifales del golfo de Cazones varió desde un 9% en Vizcaíno 2 a un 70,6% al sur de la ensenada de Cazones (S-EC, cresta arrecifal llamada "Nirvana") (Alcolado *et al.*, 2001a). Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que Nirvana presentó la mayor cobertura viva de coral en comparación con las crestas arrecifales del este de la Isla de la Juventud y el archipiélago de los Canarreos, y que es comparable con los arrecifes de *Acropora* sp. descritos a lo largo del Caribe en la década de 1950 y 1960. Alcolado *et al.* (2013) plantean que Nirvana es considerada la cresta arrecifal con mayor resiliencia entre los arrecifes del sur y este del golfo de Batabanó, y los factores e interacciones que parecen estar condicionando esto son:

interacciones que propician la resiliencia de esta cresta (Fig. 1).

- 2) Una dominancia por crecimiento asexual de algunos clones genéticamente resistentes a los patógenos que afectan el Caribe (Alcolado *et al.*, 2010).
- 3) Una recuperación por recubrimiento de colonias sobrevivientes (Alcolado *et al.*, 2010).
- 4) Al aporte de nutrientes provenientes de la ciénaga de Zapata y de un giro ciclónico oceánico que propician un agua más fértil, y por consiguiente, se favorece la heterotrofia de los corales (Alcolado *et al.*, 2010; 2013).
- 5) A la protección de esta zona ante el impacto de huracanes, de los vientos Alisios, de los frentes fríos y de los fuertes vientos del sur (Alcolado *et al.*, 2010; 2013).
- 6) A la menor transparencia del agua en comparación con otras áreas arrecifales del sur y este del golfo de Batabanó (por ejemplo: este de la Isla de la Juventud y el archipiélago de los Canarreos). Esto tiene como consecuencia que penetre solo parte de la luz solar durante los eventos de calentamiento del mar (Alcolado *et al.*, 2009b).



Figura 1. Diagrama conceptual con las cuatro fuerzas motrices (con las letras mayores y contornos más gruesos) e interacciones que parecen determinar la mayor resiliencia de esta cresta. Tomado de Alcolado *et al.* (2013)

- 1) Principalmente cuatro fuerzas motrices básicas como el resguardo contra el oleaje, mayor disponibilidad de nutrientes (provenientes de la ciénaga de Zapata y, al parecer, de las grandes profundidades), circulación habitual giratoria de las corrientes y abundancia del erizo herbívoro *Diadema antillarum* (Philippi, 1845). Estas cuatro fuerzas motrices desencadenan una serie de

El promedio de la cobertura viva de coral en Nirvana en el 2012 fue significativamente mayor que en las crestas al sureste del cayo Diego Pérez; y a

su vez, la cobertura viva de coral en esas crestas fue significativamente superior que en las crestas evaluadas en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2013). La cresta arrecifal Nirvana mostró la mayor cobertura viva de coral durante el período 2001-2012 en comparación con el resto de las crestas (Fig. 2). No obstante, la cobertura coralina en Nirvana no se mantuvo constante durante ese período, y según Alcolado *et al.* (2009b) disminuyó significativamente un 21% entre los años 2001 y 2007, debido al efecto destructivo del paso de dos huracanes de gran intensidad (Michelle y Dennis, ambos de categoría 4), y de manera indirecta a un enturbiamiento muy elevado del agua. Sin embargo, se puede observar una tendencia al incremento de la cobertura viva de coral en esa cresta a partir del 2007 (Fig. 2).

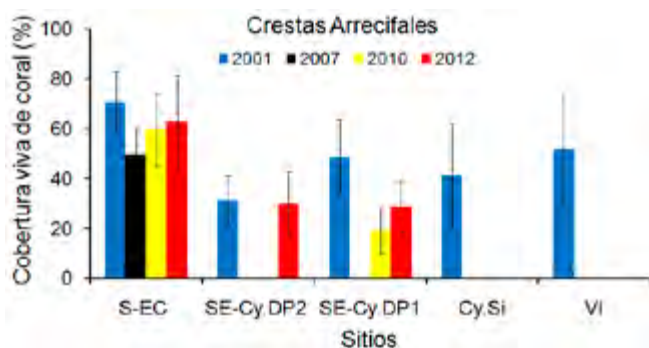


Figura 2. Cobertura viva de coral (%) en las crestas arrecifales del golfo de Cazones. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012; Alcolado *et al.*, 2013).

La cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) tuvo una disminución de un 19,8% de la cobertura viva de coral durante el período 2001-2012. A pesar de esto, se puede apreciar un incremento de la cobertura coralina entre el 2010 y el 2012, pero sigue bastante distante de los primeros registros realizados por Alcolado *et al.* (2001a) (Fig. 2). El dato más reciente de la cobertura viva de coral en la cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) (30,1%) es muy similar al reportado por Alcolado *et al.* (2001a) en el año 2001 (31%) (Fig. 2). Sin

embargo, existe muy poca información para poder conocer la variación temporal de su cobertura coralina, pero es muy poco probable que se haya mantenido constante, ya que existen otras crestas cercanas a esta (por ejemplo, S-EC y SE-Cy.DP1) que sí tuvieron variación. Además, en octubre de 1988 la cobertura viva de coral en esta cresta fue aproximadamente de un 70%, pero se estimó de manera visual y no con el método AGRRA (Alcolado *et al.*, 2009a). A pesar de evaluar esta cresta con diferentes métodos, la gran variación observada en la cobertura coralina entre 1988 y 2012 (en 1988: 70%; en 2001: 31% y en 2012: 30,1%) evidencia que esta variable ha tenido una disminución importante con el paso de los años. En las crestas arrecifales de Cayo Sigua y Vizcáinos existe un gran vacío de información, ya que solo se cuenta con los datos de Alcolado *et al.* (2001a) de hace más de 10 años.

Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La abundancia relativa (%) de las especies de corales en las crestas arrecifales del golfo de Cazones se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas).

En la cresta al sur de la ensenada de Cazones (S-EC, Nirvana) la especie predominante durante el período 2001-2012 fue *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) (Tabla 1a). En esta cresta el predominio de *A. palmata* descendió durante el período 2001-2007, en favor de un incremento del predominio de *Acropora prolifera* (Lamarck, 1816) y *Porites astreoides* Lamarck, 1816 (Tabla 1a) (Alcolado *et al.*, 2009b). Según Alcolado *et al.* (2009b) el descenso en el predominio de *A. palmata* en Nirvana debe haber ocurrido por el impacto de los dos huracanes anteriormente mencionados. Estos autores también señalan que el efecto de ambos huracanes sobre Nirvana fue más destructivo que en otras crestas al sur del golfo de Batabanó, ya que presentaba un buen estado de salud antes del paso del huracán Michelle en el 2001. No obstante, la abundancia relativa de *A. palmata* en Nirvana aumentó a partir del 2007 hasta prácticamente alcanzar en el 2012 el valor que tenía en el año 2001 (Tabla 1a), lo que evidencia que es una

Tabla 1a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en la cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b); 2010 (Caballero *et al.*, 2010) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012; Alcolado *et al.*, 2013)

Cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC, Nirvana)				
Especies	2001	2007	2010	2012
<i>Acropora palmata</i>	83,5	57,1	53,5	81,1
<i>Acropora prolifera</i>	9,9	27,1	0	0,6
<i>Porites astreoides</i>	0	11,4	23,2	3,9
<i>Millepora complanata</i>	5,5	1,4	7,0	8,9
<i>Orbicella annularis</i>	0	2,9	3,5	1,1
<i>Millepora alcicornis</i>	0	0	4,8	1,1
<i>Montastraea cavernosa</i>	0	0	2,6	0
<i>Siderastrea siderea</i>	0	0	1,8	1,1
Número de colonias	91	70	228	180
Riqueza de especies	4	5	12	11

de las crestas más resilientes de Cuba (Alcolado *et al.*, 2013). Por su parte, *A. prolifera* tuvo como tendencia una disminución de su abundancia relativa a partir del año 2007, alcanzando bajos valores en el 2012 (Tabla 1a). Además, la abundancia relativa de *P. astreoides* fue menor en el año 2012 con respecto al 2007 y 2010 (Tabla 1a). La disminución en la abundancia relativa de *A. prolifera* y *P. astreoides* pudo influir en el incremento del predominio de *A. palmata*. Por otra parte, es importante señalar que la abundancia relativa de *Millepora complanata* Lamarck, 1816 tendió a aumentar entre el 2001 y 2012 (Tabla 1a). La riqueza de especies en Nirvana en el período 2001-2012 fluctuó entre 4 y 12, aunque esa variación puede estar influida por el número total de colonias contadas (Tabla 1a).

En la cresta al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) la especie dominante en el año 2001 fue *A. palmata*. Sin embargo, en el período 2001-2012 ocurrió una abrupta disminución en su predominio, y aumentó la abundancia relativa de *M. complanata* y *P. astreoides* en los años 2010 y 2012 con respecto al 2001 (Tabla 1b). Por lo tanto, *M. complanata* y *P. astreoides* han desplazado a *A. palmata* en esa cresta. *A. palmata* es la principal especie formadora de las crestas arrecifales y la de mayor importancia

para mantener la complejidad estructural, disipar la energía del oleaje y brindar refugio a diversos organismos (*Acropora Biological Review Team*, 2005; Alcolado *et al.*, 2009b). Por otra parte, *M. complanata* es un invasor exitoso del espacio disponible, ya que es una especie de crecimiento rápido, resistente al oleaje y poco afectada por la sedimentación (Lewis, 1996). *P. astreoides* es una especie oportunista, de crecimiento rápido, resistente a la sedimentación y al oleaje (Torres & Morelock, 2002; Edmunds, 2010), y tiene un gran potencial reproductivo y es comparativamente poco afectada por los huracanes (Lirman & Fong, 1996; 1997). La riqueza de especies en la cresta arrecifal al sureste de cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) en el período 2001-2012 varió entre 4 y 13 (Tabla 1b).

En la cresta al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2), se observó una codominancia entre *A. palmata* y *M. complanata* en el año 2001 (Tabla 1c). Sin embargo, la abundancia relativa de *M. complanata*, *P. astreoides* y *Porites furcata* Lamarck, 1816 ascendió en el período 2001-2012, en detrimento de la abundancia de *A. palmata*, *Orbicella annularis* (Ellis & Solander, 1786) y *A. prolifera* (Tabla 1c). En esta cresta, también se ha incrementado la abundancia de

Tabla 1b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en la cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (Caballero *et al.*, 2010) y 2012 (Alcolado *et al.*, 2013)

Cresta arrecifal al sureste de cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1)			
Especies	2001	2010	2012
<i>Acropora palmata</i>	64,1	2,2	3,2
<i>Millepora complanata</i>	16,7	19,4	60,8
<i>Porites astreoides</i>	6,4	45,3	30,4
<i>Porites porites</i>	2,6	12,2	0
<i>Acropora prolifera</i>	9	0	0
<i>Agaricia agaricites</i>	0	7,2	0
<i>Porites furcata</i>	0	0	5,6
<i>Diploria strigosa</i>	0	2,9	0
<i>Siderastrea siderea</i>	0	2,9	0
<i>Millepora alcicornis</i>	1,3	1,4	0
<i>Diploria clivosa</i>	0	2,2	0
Número de colonias	78	139	125
Riqueza de especies	6	13	4

Tabla 1c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en la cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (Alcolado *et al.*, 2013)

Cresta arrecifal al sureste de cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2)		
Especies	2001	2012
<i>Millepora complanata</i>	25	48,1
<i>Acropora palmata</i>	25	14,7
<i>Porites astreoides</i>	12,5	16,3
<i>Porites furcata</i>	10,7	16,3
<i>Orbicella annularis</i>	12,5	2,3
<i>Acropora prolifera</i>	7,1	0,8
<i>Millepora alcicornis</i>	3,6	0,8
Número de colonias	56	129
Riqueza de especies	9	8

Tabla 1d. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales de los cayos Sigua (Cy.Si) y Vizcaínos (Vi) en el año 2001. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Especies	Crestas arrecifales (Año 2001)	
	Cayo Sigua (Cy.Si)	Vizcaínos (Vi)
<i>Acropora palmata</i>	87,2	91,1
<i>Orbicella annularis</i>	2,6	1,8
<i>Orbicella franksi</i>	2,6	0
<i>Millepora complanata</i>	2,6	3,6
<i>Porites astreoides</i>	2,6	1,8
<i>Siderastrea siderea</i>	2,6	0
<i>Diploria strigosa</i>	0	1,8
Número de colonias	39	56
Riqueza de especies	6	5

las especies oportunistas *M. complanata* y *P. astreoides*, las cuales contribuyen mucho menos al relieve del fondo, y por lo tanto no proporcionan tanto refugio ni disipan la energía del oleaje de la misma manera que lo hace *A. palmata*. En la cresta arrecifal SE-Cy.DP2, se detectó en el año 2012 una especie menos de coral que en el 2001, a pesar de haberse incrementado el esfuerzo de muestreo (Tabla 1c). Según Alcolado *et al.* (2013) las dos crestas arrecifales al sureste del cayo Diego Pérez (SE-Cy.DP1 y SE-Cy.DP2) muestran señales de arrecifes con notable deterioro.

En las crestas arrecifales de los cayos Sigua y Vizcaínos predominó en el año 2001 *A. palmata*. El resto de las especies tuvieron una baja abundancia, y la riqueza de especies en ambos sitios fue similar (Tabla 1d). Desafortunadamente, no contamos con datos actualizados de ambas crestas para comparar temporalmente.

.Diámetro máximo y densidad lineal de corales

El promedio del diámetro máximo y de la densidad lineal de corales (en adelante, densidad de corales) fue calculado incluyendo las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas). Para ambos cálculos se

emplearon las colonias de coral mayor que 10 cm de diámetro. En la expedición CUBAGRRA 2001, realizada al sur y este del golfo de Batabanó, se determinó que el diámetro máximo promedio de los corales en las crestas arrecifales fue mayor al este del mismo (entre el norte del cayo Dios y el norte del cayo Sigua) que al sur (Alcolado *et al.*, 2001a). De manera general, el diámetro máximo promedio de los corales en las crestas del golfo de Cazones en el 2010 fue de 49,4 cm (Caballero *et al.*, 2010). El menor diámetro máximo promedio de los corales se detectó en la cresta al sureste del cayo Diego Pérez 1 en el año 2010, mientras que el mayor se registró en la cresta al sur de la ensenada de Cazones (Nirvana) en el 2012 (Tabla 2).

El diámetro máximo promedio de los corales en Nirvana presentó una reducción significativa de 16 cm entre el 2001 y 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores señalan que fue evidente el fuerte impacto que tuvo el huracán Michelle en el 2001 en esta cresta, ya que observaron una gran dispersión de ramas partidas del coral *A. palmata*. No obstante, en Nirvana el diámetro máximo promedio de los corales se recuperó, ya que se incrementó en el 2012 e incluso fue superior a todos los años anteriores (Tabla 2). Alcolado *et al.* (2013) plantean que el diámetro máximo promedio de los corales fue significativamente superior en Nirvana en el 2012 en comparación con

las crestas al sureste del cayo Diego Pérez, y con las crestas evaluadas en el archipiélago de los Canarreos. En Nirvana, el diámetro máximo de las colonias de *A. palmata* también fue superior en el 2012 (149,2 cm) en comparación con el 2010 (96,1 cm) (Caballero *et al.*, 2010; Caballero *et al.*, 2012). Por otra parte, en las crestas arrecifales al sureste del cayo Diego Pérez el diámetro máximo promedio de los corales disminuyó en el período 2001-2012 (Tabla 2).

La densidad de corales (colonias/10 m) tuvo como tendencia ser mayor en las crestas arrecifales hacia el norte del golfo de Cazonos (Alcolado *et al.*, 2001a). De manera general, la densidad de corales promedió 10,3 colonias en 10 metros lineales (Caballero *et al.*, 2010). Este autor, reportó en Nirvana un promedio

de 5,8 colonias de *A. palmata* en 10 metros lineales. Por su parte, Caballero *et al.* (2012) señalan que la densidad media de corales en las crestas arrecifales del golfo de Cazonos tuvo muy poca fluctuación (de 8,2 a 9,9 colonias/10 m), y disminuyó en la mayoría de los sitios con respecto al 2001 (ver algunos ejemplos en la Tabla 2). En Nirvana y en las crestas al sureste del cayo Diego Pérez, la densidad de corales mostró como tendencia una disminución desde el 2001 al 2012 (Tabla 2). Según Alcolado *et al.* (2013) la densidad de corales no presentó diferencias significativas entre las crestas S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1; pero si fue significativamente superior que en las crestas evaluadas en el 2012 en el archipiélago de los Canarreos.

Tabla 2. Diámetro máximo (cm) y densidad lineal de corales (colonias/10 m) en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012)

AÑOS	2001	2007	2010	2012
Crestas arrecifales				
Diámetro máximo (todos > 10 cm)				
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	96 \pm 49,5	79,2 \pm 58,4	72,8 \pm 40	133,1 \pm 105,1
Sureste de cayo Diego Pérez 2	79,9 \pm 61,2	*	*	77,8 \pm 64,7
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	93,4 \pm 57,8	*	25,9 \pm 20,6	76,2 \pm 77,5
Cayo Sigua	127,5 \pm 104,8	*	*	*
Vizcaínos	122 \pm 88,1	*	*	*
Crestas arrecifales				
Densidad de corales (colonias/10 m)				
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	16,2 \pm 3,5	11,7 \pm 2,5	10,9 \pm 1,7	8,2 \pm 2,6
Sureste de cayo Diego Pérez 2	9,5 \pm 3,6	*	*	8,2 \pm 1,9
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	15 \pm 5,9	*	9,7 \pm 5,1	8,8 \pm 1,9
Cayo Sigua	7 \pm 3,7	*	*	*
Vizcaínos	10,7 \pm 6,5	*	*	*
*No existe información				

.Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El promedio del porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales (incluyendo los corales 100% muertos en pie) en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó fue de moderado a elevado (entre 20% y 82%) (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Alcolado *et al.* (2009b) el promedio de la mortalidad antigua en el conjunto de las crestas evaluadas en esa

área varió de $37,7\% \pm 18,3$ DE en el 2001 a $22,6\% \pm 13,5$ DE en el 2007, pero no de forma significativa. Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) observaron que en las especies constructoras de arrecifes más comunes (por ejemplo: *A. palmata* en las crestas), la prevalencia de mortalidad parcial antigua (sin incluir a las colonias 100% muertas en pie) en los corales al sur y este del golfo de Batabanó estuvo relacionada con el tamaño de las colonias.

De manera general, la mortalidad antigua en los arrecifes del golfo de Cazones promedió $7,4\%$ (Caballero *et al.*, 2010). Según Caballero *et al.* (2012), en las crestas arrecifales, la mortalidad antigua de los corales varió de $12,2\%$ en Nirvana a $42,7\%$ en el cayo Ernest Thaelmann. Por su parte, Alcolado *et al.* (2013) señalan que la mortalidad antigua de los corales en las crestas arrecifales del golfo de Cazones fue significativamente menor que en las crestas evaluadas en el archipiélago de los Canarreos. En Nirvana, el promedio de la mortalidad antigua de *A. palmata* fue de $14,8\% \pm 22,2$ DE, lo que representa el $40,1\%$ de las colonias contadas (fundamentalmente próximas a 100 cm de diámetro) (Caballero *et al.*, 2012). Según este autor, en el resto de las crestas evaluadas la mortalidad antigua de *A. palmata* promedió $80,7\% \pm 37,2$ DE.

El porcentaje de mortalidad antigua en los corales fue muy bajo en la cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC) en el 2001 (Alcolado *et al.*, 2001a), y se ha mantenido como tendencia durante el período 2001-2012. También, el porcentaje de mortalidad antigua en S-EC ha sido menor que en el resto de las crestas evaluadas en el golfo de Cazones entre el 2001 y el 2012 (Fig. 3).

El promedio del porcentaje de mortalidad parcial reciente de la superficie de los corales (en adelante mortalidad reciente) en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó en el 2001 fue bajo (Alcolado *et al.*, 2001a). En el período 2001-2007, el promedio de la mortalidad reciente de los corales en el conjunto de crestas evaluadas al sur y este del golfo de Batabanó se mantuvo bajo, y descendió significativamente de $1,74\% \pm 0,88$ DE en el 2001 a $0,18\% \pm 0,23$ DE en el 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b).

El porcentaje de mortalidad reciente de los corales en el conjunto de arrecifes evaluados en el golfo de Cazones en el 2010 fue bajo ($0,5\%$ como promedio)

(Caballero *et al.*, 2010). En el 2012, el promedio del porcentaje de mortalidad reciente de los corales en las crestas arrecifales también fue bajo (menor que un 2%), lo que constituye un resultado alentador para la salud del arrecife de esta área (Caballero *et al.*, 2012). De manera general, en las crestas arrecifales evaluadas, el porcentaje de mortalidad reciente de los corales se ha mantenido bajo durante el período 2001-2012 (Fig. 4). Según McField & Kramer (2007) y Alcolado & Durán (2011) un arrecife de coral con una mortalidad reciente menor o igual a un 2% , es considerada como baja, y es un indicio de un arrecife saludable desde ese punto de vista.

.Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

El porcentaje de corales con blanqueamiento en el período 2001-2012 en las crestas arrecifales evaluadas en el golfo de Cazones fue nulo (Tabla 3). Estos resultados no implican necesariamente que no haya ocurrido blanqueamiento durante esos años, ya que los muestreos desafortunadamente no coincidieron con los meses en que se alcanza el mayor número acumulado de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*) que es entre septiembre y octubre.

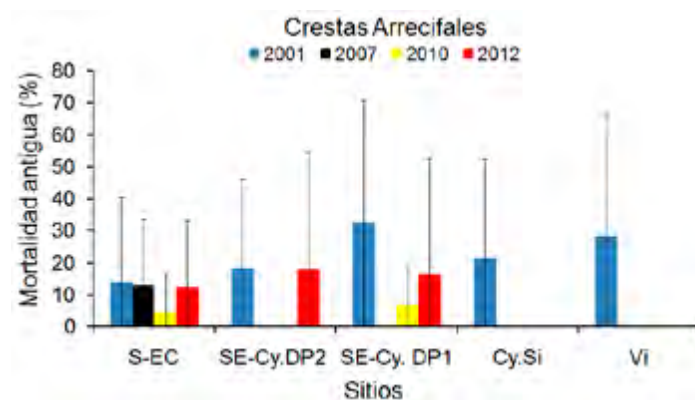


Figura 3. Porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

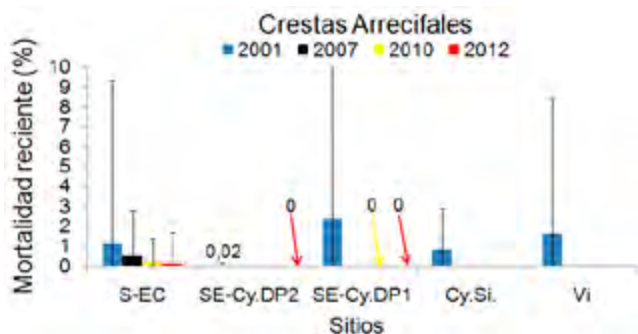


Figura 4. Porcentaje de mortalidad parcial reciente en la superficie de los corales en las crestas arrecifales durante el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Las flechas en amarillo y en rojo indican la mortalidad reciente en los años 2010 y 2012, respectivamente. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Por ejemplo, Alcolado *et al.* (2001a) realizaron los muestreos en marzo de 2001, Caballero *et al.* (2010) en abril de 2010 y Caballero *et al.* (2012) en junio de 2012. Al respecto, Alcolado *et al.* (2013) señalan que la ausencia de blanqueamiento en los muestreos de junio de 2012 posiblemente se deba a que se realizaron a principios del verano, y además, el satélite NOAA/NESDIS no mostraba en áreas cercanas indicios de puntos calientes (hotspots) ni de número acumulado de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*) de la superficie del mar (<http://www.ospo.noaa.gov/Products/ocean/cb/dhw/index.htm>).

Las enfermedades más frecuentes en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó en el 2001 fueron del tipo de las blancas (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Alcolado *et al.* (2010) en esta misma región la banda blanca se detectó en 1,3% con respecto a las colonias vivas de *A. palmata*. En menor cuantía estuvo presente la banda negra en corales masivos (p. ej. *Orbicella* sp. y *Diploria* sp.) (Alcolado *et al.*, 2001a). Por su parte, Alcolado *et al.* (2009b) plantean que el porcentaje promedio de corales con enfermedades fue bajo en las crestas al sur y este del golfo de Batabanó, y no varió de manera significativa entre el 2001 y 2007 (2,56% \pm 1,44 DE en el 2001 a 0,71% \pm 1,43 DE en el 2007). La incidencia de enfermedades microbianas en los corales pétreos en

las crestas arrecifales fue nula tanto en el tramo norte del golfo de Cazones como en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2013). Sin embargo, en las evaluaciones del 2001, las enfermedades microbianas en los corales fueron notorias en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2001a). De manera general, las enfermedades microbianas en los corales durante el período 2001-2012 fueron escasas en las crestas del golfo de Cazones (Tabla 3).

Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó tendió a ser mayor hacia el noreste, y los reclutas de *A. palmata* fueron muy escasos (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Alcolado *et al.* (2013) la densidad promedio de reclutas de coral en el 2012 no presentó diferencias significativas entre las crestas arrecifales del golfo de Cazones y el archipiélago de los Canarreos, aunque fue visiblemente mayor en Nirvana (Tabla 4). De manera general, la densidad de reclutas de coral ha sido mayor en Nirvana durante el período 2001-2012 (Tabla 4).

La abundancia del erizo negro *D. antillarum* fue mayor hacia el este del golfo de Batabanó y sobre todo hacia el norte del golfo de Cazones (Alcolado *et al.*, 2001a). A partir de los muestreos realizados en el 2001 en el golfo de Cazones, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que la densidad promedio de *D. antillarum* en las crestas arrecifales fue de 0,18 individuos/m² \pm 0,07 EE. Según estos autores, la densidad de *D. antillarum* fue de 6-100 veces mayor en las crestas arrecifales a lo largo del margen de Cazones (media: 0,45 \pm 0,13 ind./m²) que en las crestas al sur del golfo de Batabanó (media: 0,004-0,07 ind./m²). En el 2001, Nirvana tuvo la mayor densidad de *D. antillarum* (media: 1,67 \pm 0,18 ind./m²) en comparación con las crestas al sur y este del golfo de Batabanó (Tabla 4). La segunda mayor densidad se encontró en las crestas arrecifales en los márgenes del golfo de Cazones entre los cayos Diego Pérez y Blanco (media: 0,33-0,83 ind./m²). Sin embargo, en las crestas arrecifales localizadas más al sur, la densidad de *D. antillarum* fue muy baja (Tabla 4) (Alcolado *et al.*, 2010).

La densidad de *D. antillarum* se mantuvo muy baja en el conjunto de las crestas evaluadas al sur y

Tabla 3. Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas (BB: banda blanca y MB: manchas blancas) en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012)

AÑOS	2001	2007	2010	2012
Crestas arrecifales	Blanqueamiento (%)			
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	0	0	0	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	0	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	0	*	0	0
Cayo Sigua	0	*	*	*
Vizcaínos	0	*	*	*
Crestas arrecifales	Enfermedades Microbianas (%)			
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	0	2,9 (BB); 4,3 (MB)	1,8 (MB)	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	0	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	0	*	0	0
Cayo Sigua	0	*	*	*
Vizcaínos	0	*	*	*

*No existe información. Las manchas blancas detectadas en los corales no se pudieron diferenciar si fue viruela blanca o la depredación de los moluscos del género *Coralliophila*

Tabla 4. Densidad de reclutas de coral (colonias/m²) y del erizo negro *D. antillarum* (individuos/10 m²) en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

AÑOS	2001	2007	2012
Crestas arrecifales	Densidad de reclutas de coral (colonias/m²)		
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	6 \pm 11,9	0 \pm 0	2,8 \pm 9,8
Sureste de cayo Diego Pérez 2	2,9 \pm 6,3	*	0,4 \pm 2,4
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	5,8 \pm 9,3	*	0,7 \pm 4,8
Cayo Sigua	2 \pm 5,4	*	*
Vizcaínos	0,9 \pm 3,8	*	*
Crestas arrecifales	Densidad de <i>D. antillarum</i> (individuos/10 m²)		
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	11,6 \pm 4,5	36 \pm 31,8	7,7 (**)
Sureste de cayo Diego Pérez 2	3,3 \pm 2,9	*	4,5 (**)
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	8,3 \pm 2,3	*	10,8 (**)
Cayo Sigua	5,8 \pm 2,9	*	*
Vizcaínos	0 \pm 0	*	*

*No existe información.
 **Por error de anotación en el muestreo no se pudo calcular la desviación estándar.

este del golfo de Batabanó y no mostró diferencias significativas entre el 2001 y 2007 ($0,3 \pm 0,6$ ind./m² en el 2001 y $0,9 \pm 1,8$ ind./m² en el 2007) (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores señalan que en Nirvana hubo un incremento en la densidad de *D. antillarum* entre el 2001 y 2007 (de 1,17 ind./m² en el 2001 a 3,6 ind./m² en el 2007; Tabla 4), aunque no fue estadísticamente significativo. De manera general, la densidad de *D. antillarum* durante el período 2001-2012 en Nirvana ha sido superior que en el resto de las crestas del golfo de Cazones (Tabla 4).

.Porcentaje de cobertura, altura promedio e índice de macroalgas

De manera general, la abundancia de macroalgas carnosas tendió a ser inferior al este del golfo de Batabanó (entre el norte del cayo Dios y el sur de la ensenada de Cazones) (Alcolado *et al.*, 2001a). Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que en las crestas arrecifales del golfo de Cazones la abundancia de macroalgas carnosas fue inferior que en otras subregiones del golfo de Batabanó (Cazones: 5,02% $\pm 2,1\%$; Canarreos: 27,6% $\pm 5,8\%$; Isla de la Juventud: 23,9% $\pm 4,0\%$). Según Caballero *et al.* (2010), los géneros y especies más abundantes de algas en los arrecifes del golfo de Cazones fueron *Dictyota* sp., *Halimeda* sp., *Laurencia* sp. y *Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley ex Oliveira. Estos autores señalan que la cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas en las crestas en el 2010 fue nula, y solo encontraron algas costrosas (Tabla 5).

En las crestas arrecifales más al norte del golfo de Cazones (S-EC; SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1) las macroalgas carnosas y las calcáreas estuvieron prácticamente ausentes en el 2012 (Tabla 5) (Alcolado *et al.*, 2013). En dichas crestas, estos autores encontraron los menores índices de macroalgas carnosas y calcáreas, y la mayor cobertura de algas costrosas, en comparación con las evaluadas en el archipiélago de los Canarreos. Desde el 2001, esta situación era similar (Alcolado *et al.*, 2001a). Entre 2001 y 2012, se ha reportado baja cobertura, altura promedio e índice de macroalgas carnosas y calcáreas, y elevada cobertura de macroalgas costrosas en las tres crestas arrecifales más al norte del golfo de Cazones (Tabla 5). En el 2001, en las crestas arrecifales más al sur (Cy.Si y Vi), la cobertura, altura promedio

e índice de macroalgas carnosas y calcáreas fueron superiores, mientras que fue menor la cobertura de macroalgas costrosas en comparación con las tres crestas localizadas más al norte (Tabla 5). No sabemos si esta situación ha cambiado por la falta de información actualizada que existe en las crestas Cy.Si y Vi (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de cobertura, altura promedio (cm) e índice de macroalgas en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Car= macroalgas carnosas, Cal= macroalgas calcáreas articuladas y Cost= macroalgas costrosas. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), 2010 (Caballero *et al.*, 2010) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

años	Porcentaje de cobertura de macroalgas (%)											
	2001			2007			2010			2012		
Crestas	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	0	0	35 \pm 26,7	0	0	0	0	0	45	0,2 \pm 1,5	0	46,2 \pm 25,6
SE-Cy.DP2	1,2 \pm 3	1,6 \pm 2,8	35,7 \pm 28,8	*	*	*	*	*	*	0	0,9 \pm 4,7	67,4 \pm 23,9
SE-Cy.DP1	0	0,8 \pm 2,6	20 \pm 24,3	*	*	*	0	0	40	0	0	69,7 \pm 22,6
Cy.Si	1,3 \pm 2,5	2,4 \pm 3,8	32,9 \pm 23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Vi	21,9 \pm 23,6	3,5 \pm 7,4	8,6 \pm 10,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Altura promedio de las macroalgas (cm)												
CRESTAS	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	0	0	**	0	0	**	0	0	**	4 ⁺	0	**
SE-Cy.DP2	3,3 \pm 1,3	1,4 \pm 0,5	**	*	*	**	*	*	**	0	4 \pm 0	**
SE-Cy.DP1	0	2 \pm 0	**	*	*	**	0	0	**	0	0	**
Cy.Si	2,2 \pm 1,4	1,7 \pm 0,8	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Vi	1,8 \pm 0,8	2,1 \pm 0,8	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Índice de macroalgas												
CRESTAS	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	0	0	**	0	0	**	0	0	**	0,8 ⁺	0	**
SE-Cy.DP2	3,8	2,3	**	*	*	**	*	*	**	0	3,6	**
SE-Cy.DP1	0	1,7	**	*	*	**	0	0	**	0	0	**
Cy.Si	2,7	4,1	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Vi	38,9	7,3	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**

* No existe información.

** La altura promedio e índice de macroalgas costrosas no se calculan.

⁺ Altura e índice de macroalgas carnosas en un solo cuadrado de los 45 muestreados donde las macroalgas aparecieron.

Arrecifes frontales del golfo de Cazones

Cobertura viva de coral

El porcentaje de cobertura viva de coral en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó varió de 2,3% a 39,6% (media: 19,4% \pm 1,2%) (Alcolado *et al.*, 2010). Estos autores no encontraron diferencias significativas en la cobertura viva de coral entre los arrecifes frontales del golfo de Cazones, el archipiélago de los Canarreos y la Isla de la Juventud. Por su parte, Alcolado *et al.* (2001a) señalan que los arrecifes frontales con mayor cobertura coralina (mayor que 20%) se observaron al oeste de Punta Francés, Cayo Campos, norte de Cayo Dios, Médano Vizcaíno, Cayo Blanco, Cayo Sigua, Cayo Diego Pérez y sur y suroeste de la ensenada de Cazones.

La cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del golfo de Cazones promedió 23% en el 2010, y alcanzó un valor máximo de 29,3% en el cayo Diego Pérez en el 2012 (Caballero *et al.*, 2010; Caballero *et al.*, 2012). Según Alcolado *et al.* (2009b) la

cobertura viva de coral en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones disminuyó de manera significativa un 14% entre el 2001 y el 2007, aunque a partir del 2007 se ha observado una tendencia al incremento de la cobertura coralina en ese sitio (Fig. 5). De manera general, la cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del golfo de Cazones en el año 2001 tendió a ser superior en Cayo Blanco (Cy.BI) (Fig. 5). No obstante, por la falta de información más actualizada no se puede conocer si esa tendencia se ha mantenido durante el período 2001-2012. En el arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP), la cobertura viva de coral disminuyó un 5,5% entre el 2001 y el 2012, mientras que al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) se incrementó un 8,1% (Fig. 5). En el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1), la cobertura coralina se ha mantenido relativamente estable en el período 2001-2012, y de manera general, en los arrecifes frontales del golfo de Cazones no han ocurrido grandes disminuciones de esa variable (Fig. 5).

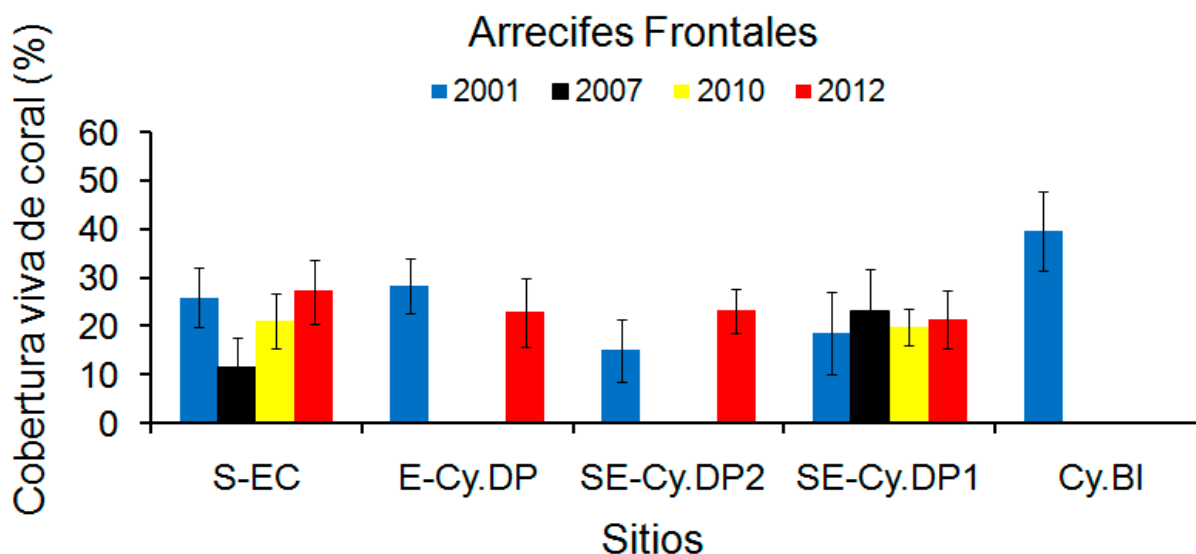


Figura 5. Cobertura viva de coral (%) en los arrecifes frontales del golfo de Cazones. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

.Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La información sobre la abundancia relativa (%) de las especies de corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazones se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas). De manera general, en los arrecifes frontales evaluados en el año 2001 al sur y este del golfo de Batabanó, el 40,1% estuvo formado por el complejo de especies *O. annularis* y *Montastraea cavernosa* Linnaeus, 1767. *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786) estuvo presente en todos los arrecifes frontales, mientras que *Agaricia undata* (Ellis & Solander, 1786), *Isophyllia sinuosa* (Ellis & Solander, 1786), *Mycetophyllia ferox* (Wells, 1973), *Scolymia lacera* (Pallas, 1766) y *Solesnastrea bournoni* (M. Edwards & Haime, 1850) sólo se registraron en un arrecife (Alcolado *et al.*, 2010).

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816) estuvo entre los corales más abundantes en los arrecifes del Caribe en profundidades inferiores a 20 m desde el último millón de años hasta la década de 1970 y 1980 (Geister, 1977; Jackson, 1994; Pandolfi, 2002; Pandolfi & Jackson, 2006). Según Zlatarski & Martínez-Estalella (1982), *A. cervicornis* fue abundante en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó en la década de 1970. Sin embargo, Alcolado *et al.* (2010) en el 2001, observaron en muchos arrecifes frontales de esa área macizos muertos de esta especie, lo que refleja que los arrecifes frontales ya en esa fecha habían sufrido cambios en el predominio de las especies. También en los arrecifes frontales del golfo de Cazones, la abundancia de esa especie en el período 2001-2012 fue prácticamente nula, con la excepción de las pocas colonias observadas en el 2001 en los arrecifes frontales al sureste del cayo Diego Pérez 1 (dos colonias) y Cayo Blanco (cuatro colonias). Esta disminución en la abundancia de *A. cervicornis* en los arrecifes frontales coincide con la pérdida de colonias de esta especie a lo largo del mar Caribe (Aronson & Precht, 2001; Weil & Rogers, 2011; Jackson *et al.*, 2014). Por su parte, Alcolado *et al.* (2009b) también observaron notables cambios en el patrón del predominio de las especies en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó (al comparar los muestreos del 2001 y el 2007), ya que

el predominio de *O. annularis* (complejo de especies), *Diploria strigosa* (Houttuyn, 1772) y *Agaricia agaricites* (Lamarck, 1758) fue desplazado por el aumento de *P. astreoides* y *S. siderea*.

La riqueza de especies en los arrecifes frontales del golfo de Cazones en el año 2001 fue mayor al norte de los cayos Vizcaínos, en Cayo Blanco, entre los cayos Sigua y Diego Pérez, al sureste y este del cayo Diego Pérez y al sur y al noreste de la ensenada de Cazones (Alcolado *et al.*, 2001a). Las especies dominantes en los arrecifes frontales fueron *S. siderea*, *Orbicella faveolata* (Ellis & Solander, 1786), *A. agaricites* y *P. astreoides*, las que en conjunto representan un 63% (Caballero *et al.*, 2010). La riqueza de especies en el 2012 varió de 14 a 23, con un total de 33 especies (Caballero *et al.*, 2012).

El complejo de especies *O. annularis* se reconoce como el principal constructor de los arrecifes frontales del Caribe y es un indicador de favorabilidad ambiental (Kramer, 2003; McField & Kramer, 2007). Entre 2001 y 2010, en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC) el predominio de *O. annularis* (complejo de especies) fue desplazado por el incremento de las especies oportunistas *S. siderea* y *P. astreoides* (Tabla 6a). Sin embargo, en los muestreos realizados en el 2012, se observa una recuperación en la abundancia de *O. annularis* (complejo de especies), y una disminución en la abundancia de *S. siderea*. No obstante, es importante señalar que la abundancia relativa de *P. astreoides* se incrementó en el 2012, e incluso alcanzó el valor máximo reportado para esta especie entre el 2001 y 2012 (Tabla 6a). La mayor riqueza de especies se detectó en el año 2010 (Tabla 6a).

Tabla 6a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC)				
Especies	2001	2007	2010	2012
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	38,4	23,3	14,1	37,7
<i>Siderastrea siderea</i>	17,2	30,1	30,9	7,9
<i>Porites astreoides</i>	9,1	21,4	20,1	26,2
<i>Agaricia agaricites</i>	6,1	6,8	4	7,9
<i>Montastraea cavernosa</i>	6,1	5,8	8,1	0,5
<i>Porites porites</i>	6,1	1,9	4	5,8
<i>Porites furcata</i>	0,0	2,9	7,4	2,6
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3,0	0,0	1,3	3,1
<i>Diploria strigosa</i>	4,0	1,9	0,7	0
<i>Colpophyllia natans</i>	2,0	1,0	0,0	1,6
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,0	0,0	1,3	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	1,9	0,7	0,5
Número de colonias	99	103	149	191
Riqueza de especies	17	15	20	18

Según Alcolado *et al.* (2009b) la cobertura viva de coral por sí sola no necesariamente representa estados estables integrales y favorables en los arrecifes coralinos. Un ejemplo de esto es el arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP) donde solo se ha perdido un 5,5% de cobertura viva de coral entre el 2001 y el 2012 (Fig. 5), pero el patrón en el predominio de las especies ha cambiado (Tabla 6b). El predominio de *O. annularis* (complejo de especies) entre el 2001 y el 2012 ha disminuido hasta 6 veces, mientras que la abundancia relativa de la especie oportunista *S. siderea* se ha duplicado, el de *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1816) se ha incrementado hasta más de 10 veces y el de *P. astreoides* se ha mantenido relativamente constante (Tabla 6b). La riqueza de especies fue superior en el 2012, lo que puede estar influenciado por el mayor número de colonias contadas (Tabla 6b).

Tabla 6b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP)		
Especies	2001	2012
<i>Siderastrea siderea</i>	15,7	33,8
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	41,5	6,9
<i>Porites astreoides</i>	10,1	9,8
<i>Agaricia agaricites</i>	4,5	13,2
<i>Montastraea cavernosa</i>	10,1	4,4
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	1,1	12,8
<i>Porites porites</i>	3,4	1,5
<i>Millepora alcicornis</i>	3,4	0,9
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0	3,9
<i>Diploria strigosa</i>	2,2	0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,2	0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	2,2	0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	1,9
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0	1,9
<i>Porites furcata</i>	0	1,9
<i>Siderastrea radians</i>	0	1,9
Número de colonias	89	204
Riqueza de especies	16	21

La abundancia relativa de *O. annularis* (complejo de especies) también disminuyó entre el 2001 y el 2012 en el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2), en favor de un incremento de la especie oportunista *S. siderea* (Tabla 6c). Este arrecife constituye otro ejemplo de que la cobertura viva de coral por sí sola no representa un estado favorable en el arrecife, ya que a pesar de que esta variable se incrementó entre 2001 y 2012 (Fig. 5), el predominio de las especies ha cambiado. La mayor riqueza de especies detectada en el 2012 puede deberse en parte al mayor número de colonias contadas (Tabla 6c).

Tabla 6c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al sureste de cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2)		
Especies	2001	2012
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	39,3	29,0
<i>Siderastrea siderea</i>	11,9	24,5
<i>Porites astreoides</i>	19,0	14,5
<i>Agaricia agaricites</i>	9,5	8,0
<i>Porites porites</i>	3,6	5,5
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3,6	5,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	4,8	2,5
<i>Porites furcata</i>	1,2	2,5
<i>Madracis mirabilis</i>	2,4	0,5
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1,2	1,0
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0,0	2,0
Número de colonias	84	200
Riqueza de especies	15	22

En el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1), el predominio de *O. annularis* (complejo de especies) disminuyó entre el 2001 y el 2007, mientras que aumentó la abundancia relativa de las especies oportunistas *S. siderea* y *P. astreoides* (Tabla 6d). No obstante, la abundancia relativa de *O. annularis* ha tendido a recuperarse (aunque sin alcanzar el predominio que tuvo en el 2001), pero la abundancia relativa de *S. siderea* en el 2007, 2010 y 2012 continúa siendo más elevada que en el 2001 y la de *P. astreoides* se ha incrementado de manera constante desde el 2001 al 2012 (Tabla 6d). La riqueza de especies fue mayor en los años 2010 y 2012, lo que coincide con la mayor cantidad de colonias contadas (Tabla 6d).

Tabla 6d. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al sureste de cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1)				
Especies	2001	2007	2010	2012
<i>Siderastrea siderea</i>	15,2	35,5	20	22,9
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	26,6	13	23,3	21,9
<i>Agaricia agaricites</i>	13,9	22,6	23,9	16,7
<i>Porites astreoides</i>	5,1	8,1	10	12,6
<i>Porites porites</i>	11,4	4,8	3,3	5,2
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	2,5	4,8	3,3	4,6
<i>Montastraea cavernosa</i>	7,6	0	3,9	1,2
<i>Millepora alcicornis</i>	1,3	4,8	0	3,5
<i>Porites furcata</i>	1,3	0	1,1	2,9
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,5	0	0,6	1,2
<i>Colpophyllia natans</i>	2,5	0	0,6	0,6
<i>Manicina areolata</i>	0	0	2,2	1,2
<i>Mycetophyllia danaana</i>	2,5	0	0,6	0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	1,6	1,1	0
<i>Acropora cervicornis</i>	2,5	0	0	0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	1,3	0	1,1	0
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0	0	0	1,7
Número de colonias	79	62	180	174
Riqueza de especies	19	12	25	21

En el arrecife frontal de Cayo Blanco se detectaron 16 especies de corales en el 2001, y la más abundante fue *O. annularis* (complejo de especies), seguida por *P. astreoides* y *A. agaricites* (Tabla 6e). Desafortunadamente, no existen más datos que nos permitan conocer que ha sucedido con el predominio de las especies en ese arrecife.

Tabla 6e. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal de Cayo Blanco (Cy.BI) en el 2001. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Arrecife frontal de cayo Blanco (Cy.BI)	
Especies	2001
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	38,2
<i>Porites astreoides</i>	15,1
<i>Agaricia agaricites</i>	10,8
<i>Siderastrea siderea</i>	9,4
<i>Montastraea cavernosa</i>	7,9
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	4,3
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	3,6
<i>Porites porites</i>	3,6
<i>Acropora cervicornis</i>	2,9
Número de colonias	139
Riqueza de especies	16

.Diámetro máximo y densidad lineal de corales

El promedio del diámetro máximo y de la densidad de corales fue calculado incluyendo las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas). Para ambos cálculos se emplearon todas las colonias de coral mayor que 10 cm de diámetro.

El promedio del diámetro máximo de los corales no presentó una tendencia geográfica en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó (Alcolado *et al.*, 2001a). Estos autores reportaron que al este y oeste de Punta Francés, al este de Playa Larga, Cayo Hicacos, Cayo Campos, Cayo Rico, Hijos de Los Ballenatos, norte de Cayo Dios, Médano de Vizcaínos, Cayo Blanco, desde Cayo Sigua hasta el norte de Cayo Diego Pérez y el extremo norte del golfo de Cazonos tuvieron corales con más de 30 cm de diámetro máximo promedio.

El diámetro máximo promedio de los corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos fue 26,4 cm (Caballero *et al.*, 2012). Estos autores señalan que el complejo de especies *O. annularis* promedió un diámetro máximo de 29,8 cm \pm 19,4 DE. Por su parte, Alcolado *et al.* (2009b) encontraron una reducción significativa del diámetro máximo de los corales entre el 2001 y el 2007 en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (Tabla 7). Sin embargo, a partir del 2007 el diámetro máximo de los corales tendió a aumentar en ese sitio, pero sin llegar a alcanzar los valores del 2001 (Tabla 7). En el resto de los arrecifes frontales, el diámetro máximo de los corales ha disminuido durante el período 2001-2012. En Cayo Blanco, por falta de información no se puede determinar el comportamiento temporal de esta variable (Tabla 7).

Tabla 7. Diámetro máximo (cm) y densidad lineal de corales (colonias/10 m) en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecifes frontales	Diámetro máximo (todos > 10 cm)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazonos	42,1 \pm 37,8	27,3 \pm 15,7	28,2 \pm 15,6	33 \pm 21
Este de cayo Diego Pérez	39,1 \pm 23,1	*	*	22,9 \pm 14,6
Sureste de cayo Diego Pérez 2	47,9 \pm 37,6	*	*	28,5 \pm 20,5
Sureste de cayo Diego Pérez 1	33,7 \pm 21,1	27,7 \pm 19,4	22,9 \pm 15,7	27,5 \pm 16,4
Cayo Blanco	46,5 \pm 30,9	*	*	*
Arrecifes frontales	Densidad de corales (colonias/10 m)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazonos	17,2 \pm 6	17,3 \pm 4	9,9 \pm 2,3	12,9 \pm 3,1
Este de cayo Diego Pérez	15,5 \pm 2,4	*	*	13,6 \pm 3,6
Sureste de cayo Diego Pérez 2	17,2 \pm 3,4	*	*	13,4 \pm 2,4
Sureste de cayo Diego Pérez 1	13,3 \pm 2,5	10,3 \pm 3,1	12,1 \pm 2,3	11,9 \pm 2,5
Cayo Blanco	24,5 \pm 3,9	*	*	*
*No existe información				

La densidad de corales en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó fue elevada en los cayos Hicacos, Campo, Blanco, Diego Pérez y en la ensenada de Cazonos (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Caballero *et al.* (2012) la densidad de corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos varió de 9,4 colonias/10 m (a 10 m de profundidad al sur de la ensenada de Cazonos) a 14,5 colonias/10 m (a 20 m de profundidad al sureste del cayo Diego Pérez 1). En los arrecifes frontales evaluados, la densidad de corales mostró como tendencia una disminución en el período 2001-2012 (Tabla 7).

Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El promedio del porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales (incluyendo los corales 100% muertos en pie) al sur y este del golfo de Batabanó fue de moderado a elevado (entre 20% y 60%), y sin una tendencia geográfica (Alcolado *et al.*, 2001a). En el conjunto de arrecifes frontales evaluados al sur y este del golfo de Batabanó, la mortalidad antigua no varió

de manera significativa entre el 2001 (24,4% \pm 9,0%) y el 2007 (14% \pm 9,0%). Sin embargo, disminuyó de manera significativa un 11,4% al sur de la ensenada de Cazonos entre el 2001 y 2007 (Fig. 6) (Alcolado *et al.*, 2009b).

Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) refieren que las colonias más pequeñas de las especies más comunes en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó, no presentaron mortalidad antigua, indicando poblaciones sanas en crecimiento. La mortalidad antigua en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos varió entre 5% (en el cayo Ernest Thaelmann) y 12,2% (al este de la ensenada de Cazonos) (Caballero *et al.*, 2012).

Durante el período 2001-2012, la mortalidad antigua de los corales mostró como tendencia una disminución en los arrecifes frontales al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC) y al este y sureste del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP; SE-Cy.DP2; SE-Cy.DP1) (Fig. 6). Por falta de información no conocemos que ha ocurrido posterior al 2001 en Cayo Blanco (Fig. 6).

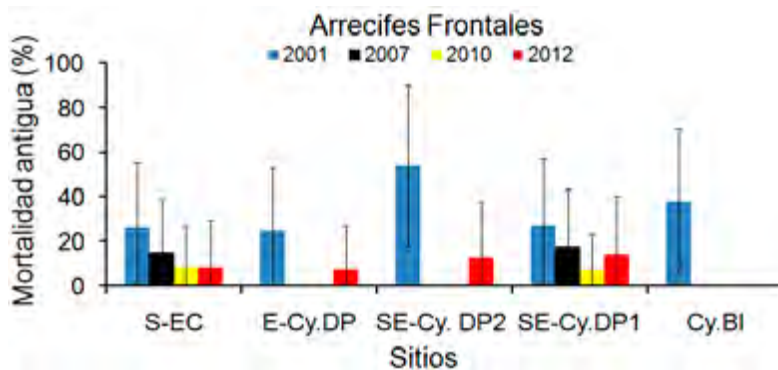


Figura 6. Porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

El promedio del porcentaje de mortalidad reciente en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó fue de bajo a moderado, con mayores valores hacia el extremo norte del golfo de Cazones (Alcolado *et al.*, 2001a). La mortalidad reciente promedio del conjunto de arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó descendió de manera no significativa de $2,5\% \pm 2,4\%$ a $0,7\% \pm 1,1\%$ entre el 2001 y 2007, respectivamente (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores, tampoco encontraron diferencias significativas en la mortalidad reciente de los corales en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones entre el 2001 y 2007 (Fig. 7).

La mortalidad reciente de los corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazones no sobrepasó 1,4% (valor máximo encontrado a 20 m en el cayo Calvario) (Caballero *et al.*, 2012), y se ha mantenido bastante baja durante el período 2001-2012, incluso llegó a ser nula en algunos sitios (Fig. 7). La mortalidad reciente en S-EC, E-Cy.DP y SE-Cy.DP1 fue baja durante el período 2001-2012, mientras que en el sitio SE-Cy.DP2 descendió hasta cero en el año 2012 (Fig. 7). En el arrecife frontal de Cayo Blanco solo se cuenta con la información del 2001 (Fig. 7).

Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

En los muestreos realizados en el año 2001 a los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó, no se observó que el blanqueamiento causara una afectación especie-específica, ni un patrón con respecto a la profundidad y zona geográfica (Alcolado *et al.*, 2010). Según Alcolado *et al.* (2009b) el blanqueamiento de coral en el 2006 en los arrecifes al sur y este del golfo de Batabanó no causó afectación de importancia, lo que

dedujeron a partir de la muy baja mortalidad reciente registrada en el 2007 (Fig. 7), y del reporte de la Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos de Cuba (www.proyesc.cu) que fue de bajo a moderado. Estos autores plantean, que el blanqueamiento como fenómeno inherente al cambio climático, no ha mostrado evidencia de haber tenido un impacto de consideración como el de los huracanes en los arrecifes frontales evaluados al sur y este del golfo de Batabanó entre el 2001 y 2007.

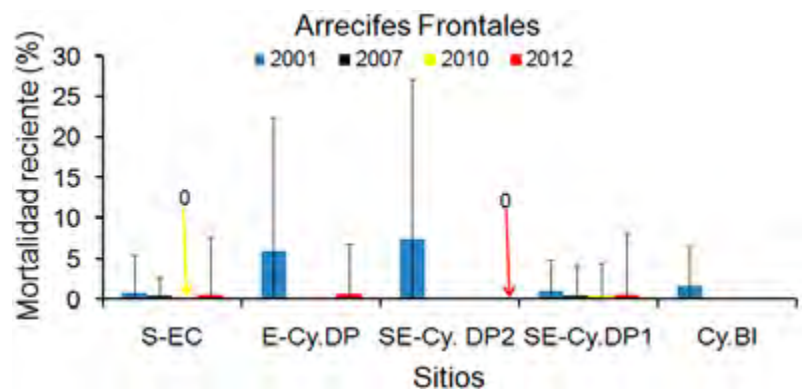


Figura 7. Porcentaje de mortalidad parcial reciente de la superficie de los corales en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Las flechas en amarillo y en rojo indican la mortalidad reciente en los años 2010 y 2012, respectivamente. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

De manera general, en los arrecifes del golfo de Cazones se detectó 1,9% de corales con blanqueamiento (Caballero *et al.*, 2010). En los arrecifes frontales se registró blanqueamiento al sureste del cayo Diego Pérez 1 (3,3%; 3% y 2,8% a 10 m, 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente), al sur de la ensenada de Cazones (2%; 1,9%; 0,6% a 10 m, 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente) (Tabla 8), al este de la ensenada de Cazones (3,8% a 13 m de profundidad), frente al cayo Calvario (3% y 1% a 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente), frente al cayo Los Pinos (0,6% a 12 m de profundidad) y frente al cayo Ernest Thaelmann (1%; 3,7%; 2,9% a 10 m, 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente) (Caballero *et al.*, 2012).

En los arrecifes frontales del golfo de Cazones el porcentaje de corales con blanqueamiento fue bajo durante el período 2001-2012; e incluso los corales no se observaron totalmente blanqueados, si no, pálidos y/o parcialmente blanqueados (Tabla 8). No obstante, se debe tener en cuenta que los muestreos no se realizaron en los meses en que se alcanzan los

mayores números acumulados de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*) (entre septiembre y octubre).

En los muestreos realizados en el año 2001 a los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó, las enfermedades microbianas más frecuentes fueron la plaga blanca y la banda negra (Alcolado *et al.*, 2001a). En estos arrecifes no se observó un patrón en las apariciones de las enfermedades de los corales en relación a la profundidad o área geográfica (Alcolado *et al.*, 2010). Estos autores, reportaron la banda blanca en una sola colonia de *A. cervicornis*, la banda negra en un 0,3% de todas la colonias de corales (especies afectadas: *Diploria* spp., *Orbicella* spp., *A. agaricites*, *P. porites* y *S. siderea*), y las manchas oscuras, la plaga blanca y las manchas blancas estuvieron presentes en menor cuantía.

El porcentaje promedio de corales con enfermedades microbianas en el conjunto de arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó se mantuvo muy bajo y sin diferencias significativas entre el 2001

Tabla 8. Porcentaje de corales con blanqueamiento (Pbl: parcialmente blanqueado) y enfermedades microbianas (PB: plaga blanca; BN: banda negra; MO: manchas oscuras; ED: enfermedad desconocida) en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecifes frontales	Blanqueamiento (%)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazones	1 (pálidas)	18,4 (pálidas)	2 (pálidas)	1 (pálidas); 0,5 (Pbl)
Este de cayo Diego Pérez	0	*	*	1,5 (pálidas)
Sureste de cayo Diego Pérez 2	1,2 (pálidas)	*	*	1,5 (pálidas)
Sureste de cayo Diego Pérez 1	0	4,8 (pálidas)	3,3 (pálidas)	3,4 (pálidas)
Cayo Blanco	0,7 (pálidas); 1,4 (Pbl)	*	*	*
Arrecifes frontales	Enfermedades Microbianas (%)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazones	1 (PB)	2,9 (PB)	0	0
Este de cayo Diego Pérez	2,2 (BN)	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	1,2 (PB)	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1	1,3 (ED)	0	1,1 (MO); 0,6 (PB)	0
Cayo Blanco	0	*	*	*
*No existe información				

(0,35% \pm 0,44%) y el 2007 (0,14% \pm 0,29%). Las enfermedades más frecuentes fueron las manchas oscuras y la plaga blanca (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores plantean que a pesar de ser bajos los porcentajes de corales con enfermedades microbianas, esto no deja de preocupar, ya que puede retrasar en cierta medida junto con otros factores la tasa con que las comunidades de corales se recuperan de los impactos de los huracanes.

De manera general, en los arrecifes de coral del golfo de Cazones se detectó un 0,1% de corales con manchas oscuras y un 0,2% con plaga blanca (Caballero *et al.*, 2010). Se registraron corales con plaga blanca al sureste del cayo Diego Pérez 1 (0,6% y 1,8% a 10 m y 20 m de profundidad, respectivamente) y al sur de la ensenada de Cazones (0,6% a 15 m de profundidad) (Tabla 8). También, se observaron corales con manchas oscuras al sureste del cayo Diego Pérez 1 (1,1% y 1% a 10 m y 15 m de profundidad, respectivamente) (Tabla 8), al sur de la ensenada de Cazones (1,3% a 15 m de profundidad), frente al cayo Calvario (2% tanto a 10 m como a 20 m de profundidad) y frente al cayo Ernest Thaelmann (0,6% a 20 m de profundidad) (Caballero *et al.*, 2012). En los arrecifes frontales del golfo de Cazones, el porcentaje de corales con enfermedades microbianas entre el 2001 y 2012 fue bajo, e incluso, no se detectaron enfermedades en el último muestreo realizado (Tabla 8).

.Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó tendió a ser mayor hacia el norte del golfo de Cazones (Alcolado *et al.*, 2001a). La densidad de reclutas fue mayor frente a los cayos Calvario (22,5 y 16,7 colonias/m² a 10 m y 20 m de profundidad, respectivamente) y Ernest Thaelmann (19,2 y 18,5 colonias/m² a 10 m y 20 m de profundidad, respectivamente) (Caballero *et al.*, 2010).

Entre el 2001 y el 2012, la mayor densidad de reclutas de coral en los arrecifes frontales del golfo de Cazones fue detectado en Cayo Blanco en el 2001; aunque no podemos saber si este elevado reclutamiento se ha mantenido en el tiempo, ya que solo contamos con datos de ese año (Tabla 9). La densidad de reclutas de coral disminuyó en S-EC y SE-Cy.DP2, mientras que

al E-Cy.DP y SE-Cy.DP1 aumentó durante el período 2001-2012 (Tabla 9).

La densidad del erizo *D. antillarum* en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó fue muy baja, y se destacó el arrecife al sur del cayo Diego Pérez con 6,5 individuos/10 m² (Alcolado *et al.*, 2001a). A partir de los muestreos realizados en el año 2001, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que la densidad de *D. antillarum* fue de 0,037 individuos/m² \pm 0,018 EE.

En el conjunto de arrecifes frontales evaluados al sur y este del golfo de Batabanó, la densidad de *D. antillarum* no tuvo diferencias significativas entre el 2001 (0,0 individuos/m²) y el 2007 (0,05 \pm 0,1 individuos/m²) (Alcolado *et al.*, 2009b). Por su parte, Caballero *et al.* (2010) señalan que *D. antillarum* prácticamente estuvo ausente en los arrecifes frontales del golfo de Cazones, ya que solo detectaron como promedio 0,2 individuos/m² a 20 m de profundidad al sureste del cayo Diego Pérez 1.

De manera general, la densidad de *D. antillarum* fue muy baja en los arrecifes frontales del golfo de Cazones entre el 2001 y 2012, e incluso en los muestreos más recientes no se observó (Tabla 9). Según CARICOMP (2000), para que la densidad de *D. antillarum* sea efectiva en la remoción de algas debe ser mayor que 2 individuos/m². Por su parte, Alcolado & Durán (2011) plantean que la densidad promedio de *D. antillarum* mayor que 2,6 individuos/m² y menor que 7 individuos/m² es muy buena para el estado de salud de los arrecifes.

.Porcentaje de cobertura, altura promedio e índice de macroalgas

La abundancia de macroalgas carnosas en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó tendió a ser inferior hacia el este (Alcolado *et al.*, 2001a). Estos autores reportaron los índices de macroalgas carnosas más elevados en Punta Francés E-Playa Larga, y en los cayos Campo, Cantiles, Diego Pérez, oeste de Cayo Largo y norte de Cayo Dios. Además, en los muestreos realizados en el año 2001 en los arrecifes al sur y este del golfo de Batabanó, las macroalgas carnosas fueron el grupo morfofuncional que más contribuyó a la comunidad algal en los arrecifes frontales (media: 33% \pm 3% EE) (Alcolado *et al.*, 2010). Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) señalan que la abundancia relativa de

Tabla 9. Densidad de reclutas de coral (colonias/m²) y del erizo negro *D. antillarum* (individuos/10 m²) en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecifes frontales	Densidad de reclutas de coral (colonias/m ²)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazones	6,5 \pm 8,1	0	9,2 \pm 13	2,8 \pm 12,4
Este de cayo Diego Pérez	3,6 \pm 6,9	*	*	4,3 \pm 10,5
Sureste de cayo Diego Pérez 2	4,4 \pm 7,4	*	*	2,1 \pm 7,3
Sureste de cayo Diego Pérez 1	5,8 \pm 9,3	0	5,8 \pm 11,5	6,4 \pm 11,5
Cayo Blanco	10,4 \pm 11,2	*	*	*
Arrecifes frontales	Densidad de <i>D. antillarum</i> (individuos/10 m ²)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazones	0	0	0	0
Este de cayo Diego Pérez	0	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	1,5 \pm 1,5	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1	0,2 \pm 0,4	2,3 \pm 4,1	0	0
Cayo Blanco	0,2 \pm 0,4	*	*	*
*No existe información				

las macroalgas costrosas y calcáreas no presentó diferencias significativas entre los arrecifes frontales del golfo de Cazones, el archipiélago de los Canarreos y la Isla de la Juventud.

En los arrecifes frontales del golfo de Cazones, a 20 m de profundidad predominaron las algas carnosas, principalmente de los géneros *Dictyota* sp. y *Lobophora* sp., mientras que *Halimeda* sp. y *Amphiroa* sp. fueron notables entre las algas calcáreas (Caballero *et al.*, 2010). Estos autores detectaron a 10 m de profundidad una cobertura del fondo variable entre los tres grupos morfofuncionales de algas, y registraron un predominio de los géneros *Dictyota* y *Halimeda*.

De manera general, el porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas tendió a ser mayor que el de macroalgas calcáreas y costrosas en todos los arrecifes frontales evaluados en los años 2001 (excepto en Cayo Blanco), 2010 y 2012 (excepto al este del cayo Diego Pérez) (Tabla 10). Esta misma tendencia se observa para el índice de macroalgas carnosas en los años 2001 (excepto en Cayo Blanco), 2010 y 2012

(excepto al este del cayo Diego Pérez) (Tabla 10). Sin embargo, en los arrecifes frontales evaluados en el año 2007, el porcentaje de cobertura de macroalgas calcáreas fue mayor que el de los otros dos grupos morfofuncionales, y el índice de macroalgas calcáreas también fue superior que el de las carnosas (Tabla 10).

El porcentaje de cobertura de macroalgas costrosas en los arrecifes frontales en el golfo de Cazones aumentó entre el 2001 y 2012; excepto al sur de la ensenada de Cazones, mientras que el porcentaje de cobertura de macroalgas calcáreas mostró como tendencia una disminución en ese período en todos los arrecifes frontales (Tabla 10). Por otra parte, el porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas no presentó una clara tendencia, ya que en algunos sitios aumentó y en otros disminuyó (Tabla 10). Sin embargo, el índice de macroalgas carnosas disminuyó en todos los arrecifes frontales en el período 2001-2012 (excepto al sur de la ensenada de Cazones), al igual que el índice de macroalgas calcáreas (excepto al sureste del cayo Diego Pérez 2) (Tabla 10). Desafortunadamente, solo contamos con la información del 2001 para el arrecife frontal de Cayo Blanco (Tabla 10).

Tabla 10. Porcentaje de cobertura (%), altura promedio (cm) e índice de macroalgas en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Car= macroalgas carnosas, Cal= macroalgas calcáreas y Cost= macroalgas costrosas. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agraa.org), 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Porcentaje de cobertura de macroalgas (%)											
años	2001			2007			2010			2012	
Sitios	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cost
S-EC	28,6 \pm 13,2	4,7 \pm 13,2	20,5 \pm 9,9	2,8 \pm 5,5	14,6 \pm 13,5	0	26,1 \pm 22	17,9 \pm 13,2	20 \pm 16,6	45,8 \pm 20,8	2,3 \pm 2,6
E-Cy.DP	32,5 \pm 17,6	12,3 \pm 10,2	13,9 \pm 11,9	*	*	*	*	*	*	2,4 \pm 4,3	4,9 \pm 5,3
SE-Cy.DP2	53,3 \pm 21,1	6,1 \pm 4	11,4 \pm 9,8	*	*	*	*	*	*	36,7 \pm 15,2	5,6 \pm 7,8
SE-Cy.DP1	38,4 \pm 21,1	5,1 \pm 5	13 \pm 15,2	1,3 \pm 4,3	11,5 \pm 10,5	0	33,3 \pm 13,6	15,2 \pm 10,7	16,8 \pm 16,8	40,1 \pm 15,8	2,8 \pm 3,5
Cy.BI	3,3 \pm 6	3,2 \pm 5,6	29,4 \pm 24,6	*	*	*	*	*	*	*	*
Altura promedio de las macroalgas (cm)											
Sitios	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cost
S-EC	1,8 \pm 1	1,8 \pm 0,7	**	2,6 \pm 1,1	4,9 \pm 2,9	**	1,8 \pm 1	1,9 \pm 0,9	**	1,8 \pm 1	2,6 \pm 1,1
E-Cy.DP	4,5 \pm 1,6	3,4 \pm 1,6	**	*	*	**	*	*	**	2,2 \pm 1,6	7 \pm 2,6
SE-Cy.DP2	2,5 \pm 0,9	2,7 \pm 1,1	**	*	*	**	*	*	**	2,9 \pm 1,6	3,8 \pm 1,7
SE-Cy.DP1	5,5 \pm 3,3	2,4 \pm 1,2	**	3,7 \pm 0,6	4,4 \pm 1,7	**	3,6 \pm 1,2	2,9 \pm 1	**	2,4 \pm 0,8	2,8 \pm 1,2
Cy.BI	1 \pm 0,5	1,7 \pm 0,8	**	*	*	**	*	*	**	*	*
Índice de macroalgas											
Sitios	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cost
S-EC	50,1	8,2	**	7,4	70,9	**	46,9	34,5	**	84,3	6
E-Cy.DP	145,5	41,8	**	*	*	**	*	*	**	5,3	34,2
SE-Cy.DP2	131,9	16,7	**	*	*	**	*	*	**	105,1	21,4
SE-Cy.DP1	209,3	12,1	**	4,9	50,6	**	118,8	43,9	**	97,2	7,8
Cy.BI	3,3	5,4	**	*	*	**	*	*	**	*	*

*No existe información.

**La altura promedio e índice de macroalgas costrosas no se calculan.

Condición de los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina

Estos arrecifes fueron evaluados por primera vez en diciembre de 1997 (Alcolado *et al.*, 1998). La metodología que se empleó estuvo basada en indicadores biológicos del bentos como por ejemplo: la cobertura viva de coral, composición y condición de los corales (determinado a partir de enfermedades y blanqueamiento), densidad de erizos herbívoros, y cobertura y composición de macroalgas.

Alcolado *et al.* (1998) refieren que los arrecifes de ese territorio en el momento de los muestreos, no manifestaron signos evidentes de afectación de origen humano. Sin embargo, este autor señala que han sido afectados fuertemente por dos impactos regionales:

- 1) Un fuerte evento de mortalidad masiva de corales orejones (*A. palmata*) que parecía tratarse de la enfermedad llamada "banda blanca" que afectó prácticamente a todo el Caribe. Algunos corales, también presentaron pequeñas áreas de necrosis de color blanco de origen desconocido, que posiblemente haya sido la llamada "viruela blanca".
- 2) Un fuerte evento de mortalidad masiva del erizo negro *D. antillarum* que afectó a todo el Caribe a principios de los años ochenta (1982-1983). La densidad de esa especie fue muy baja (de 0 a 0,3 individuos/m²) reflejando muy poca recuperación de lo que otrora fuera una especie muy abundante. La escasez de erizos de esa especie herbívora explica la relativa abundancia de algas en algunos sitios. Otras especies herbívoras fueron también generalmente escasas (*Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758): 0 a 0,156 individuos/m²; *Echinometra viridis* Agassiz, 1863: 0 a 0,15 individuos/m²; y *Tripneustes ventricosus* (Lamarck, 1816): 0 a 0,027 individuos/m²). En las zonas de embate de los cayos Caballones y Anclitas las densidades de los erizos mencionados fueron a simple vista más altas; aunque no se pudo cuantificar.

El blanqueamiento coralino en 1997 (analizando crestas y arrecifes frontales en conjunto) fue de poco alcance y muy disperso en el área. El blanqueamiento alcanzó 5,4% como promedio; pero de este valor, un 4,9% lo constituyen afectaciones parciales, y

cierta palidez en pequeñas porciones de las colonias (Alcolado *et al.*, 1998).

Posteriormente, del 21 al 29 de agosto del 2001, se realizó la expedición conjunta CUBAGRRA II a los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina, con participación de especialistas cubanos y extranjeros. Los resultados de esta expedición constituyen la línea base para evaluar la evolución del estado de salud de los arrecifes de esta área. La metodología utilizada para la evaluación de las comunidades bentónicas fue AGRRA (2000). Las algas fueron evaluadas en cuanto a su cobertura por grupos morfofuncionales: filamentosas, carnosas, costrosas, calcáreas y césped algal. Para poder comparar el comportamiento de las macroalgas con los muestreos que se han realizado en años posteriores, se decidió unir a las filamentosas al grupo de las carnosas.

En junio de 2004 y diciembre de 2005, investigadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC) caracterizaron varios arrecifes frontales y crestas a lo largo del archipiélago Jardines de la Reina. Se utilizó una metodología diferente (marco cuadrado de 1 m de lado) a la del 2001, por lo que algunos de estos datos no fueron tenidos en cuenta en los análisis del presente trabajo. Estos resultados se pueden encontrar en Pina, Hernández-Fernández, Clero & González-Sansón (2008). Para el caso de las macroalgas, al igual que se hace en la metodología AGRRA (2000), estos autores utilizaron el marco cuadrado de 25 cm de lado como unidad de muestreo, pero clasificándolas en grupos morfofuncionales diferentes (foliáceas, globosas, filamentosas, corticadas coriáceas, calcáreas articuladas y costrosas). Con el objetivo de poder comparar estos datos con los obtenidos en otras evaluaciones hechas con AGRRA (2000), se unificaron las foliáceas, globosas, filamentosas y corticadas coriáceas en el grupo de las carnosas.

En el 2012, investigadores del CIEC volvieron a realizar muestreos en varios sitios del área, como parte del proyecto PNUD/GEF "Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba". Al igual que en la expedición CUBAGRRA II utilizaron la metodología AGRRA (2000).

Al comparar los valores de cobertura viva de coral (analizando las crestas y arrecifes frontales de la

región en conjunto) obtenidos por Alcolado *et al.* (2001b) con los datos inéditos tomados en el 2012 por los investigadores del CIEC, no se evidencia una disminución (Fig. 8).

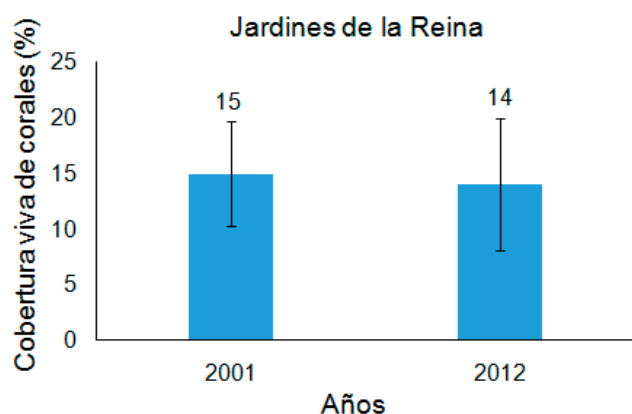


Figura 8. Cobertura viva de coral (%) (analizando las crestas y arrecifes frontales en conjunto) en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina

.Cobertura viva de coral

Alcolado *et al.* (1998) en 1997 evaluaron solo tres crestas arrecifales. Se muestreó en la zona de embate y la zona trasera, pero con el objetivo de comparar con los muestreos posteriores solo se tuvo en consideración para este trabajo los resultados de la primera zona ecológica. Según estos autores, la cobertura viva de coral fue muy variable y llegó a ser un poco elevada en Cayo Anclitas (El Partido) (Fig. 9).

El porcentaje de cobertura viva de coral en las crestas arrecifales evaluadas en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue generalmente bajo, como consecuencia de la gran cantidad de colonias muertas de *A. palmata*. Las mayores coberturas coralinas (>20%) se encontraron hacia el este del archipiélago, en los cayos Mates Sur y Norte, Botijuela, Rosquete y en Faro La Vela (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores observaron la recuperación de colonias de *A. palmata* mediante el proceso de recape ("over-sheeting") de las partes muertas. Este proceso debe proporcionar una recuperación más rápida de las crestas, ya que no

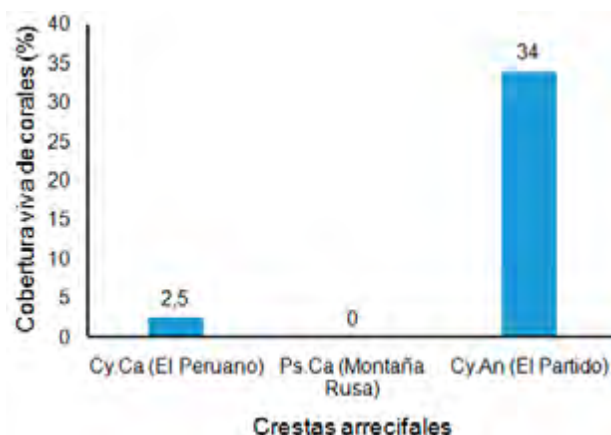


Figura 9. Promedios de la cobertura viva de coral en crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el año 1997. Fuentes de los datos: 1997 (Alcolado *et al.*, 1998). El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2

se necesita que las nuevas colonias crezcan desde un tamaño pequeño, sino que aprovechan las estructuras esqueléticas de los corales muertos. A pesar de esto, la cobertura viva de coral en el conjunto de crestas arrecifales evaluadas en el 2012 fue un 3% menor que en el 2001 (Fig. 10). Además, al comparar los sitios que se muestrearon en el 2001 y el 2012, se puede observar que la cobertura viva de coral disminuyó en la mayoría de ellos, siendo más abrupta en SE-Cy.Br, NO-Cy.5Ba, O2-Cy.Gr y E2-Cy.Gr. Sin embargo, la cobertura coralina en la cresta de Cayo Piedra Grande (Cy.PG) en el 2012 fue muy superior con respecto a los datos reportados por Alcolado *et al.* (2001b) (Fig. 11).



Figura 10. Cobertura viva de coral (%) en el conjunto de crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

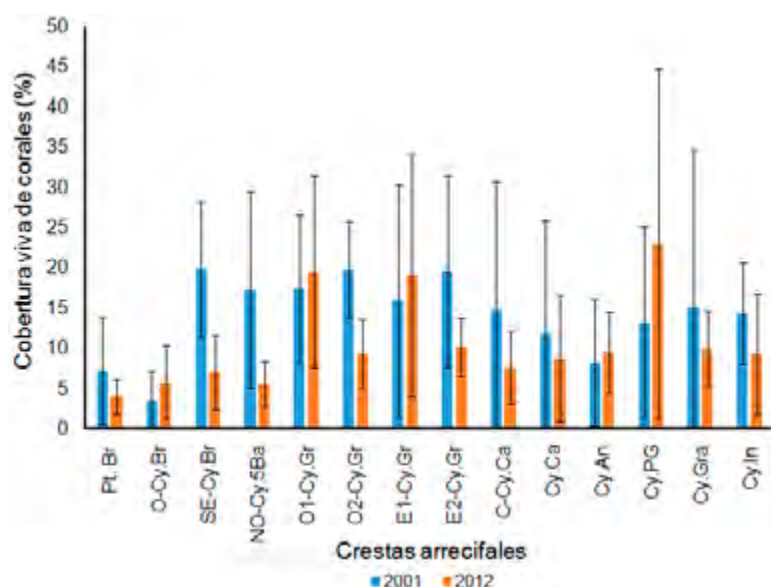


Figura 11. Cobertura viva de coral en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

.Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La información sobre la abundancia relativa (%) de los corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (colonias en pie totalmente muertas).

En el conjunto de crestas arrecifales estudiadas en el 2001, las especies más abundantes fueron *A. palmata*, *M. complanata* y *P. astreoides*, mientras que en el 2012 este orden de dominancia cambió de manera inversa (Tabla 11a-c). Esta sustitución de *A. palmata* como dominante por *P. astreoides*, implica la disminución de la complejidad estructural de estas crestas, y por lo tanto de las funciones ecológicas que estas brindan: barrera protectora para la zona costera, refugio para otras especies, atractivo visual para el buceo contemplativo, entre otras. Lo anterior

coincidió con lo manifestado por Alcolado *et al.* (2009b) para las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó durante el período 2001-2007. En la disminución de la abundancia relativa de *A. palmata* también pudo influir el aumento observado en la abundancia relativa de *M. complanata* (Tabla 11a-c), ya que este género tiene una rápida capacidad de recuperación y puede recubrir y sustituir a los orejones muertos (Alcolado, 2004).

En 2001 y 2012, *A. palmata* fue la especie dominante sólo en el cayo Granada (Cy.Gra). Al oeste del cayo Bretón (O-Cy.Br), sureste de cayo Bretón (SE-Cy.Br), este 1 de cayo Grande (E1-Cy.Gr) y este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr) *M. complanata* desplazó a *A. palmata*.

M. complanata dominó en oeste 1 de cayo Grande (O1-Cy.Gr) en ambos años estudiados, mientras que en oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr)

M. complanata predominó en el 2001 y fue la segunda especie en abundancia en 2012. Al noroeste de cayo Cinco Balas (NO-Cy.5Ba) ocurrió una transición de *M. complanata* a *P. astreoides*, y ambas especies desplazaron a *A. palmata*. En el cayo Inglesitos (Cy.In) ocurrió una sucesión de *P. astreoides* a *S. siderea* (Tabla 11a-c).

Si bien *P. astreoides* no es la especie típica formadora de crestas arrecifales, tiene la ventaja de ser una especie oportunista, dada su capacidad de resistir fuerte oleaje, sedimentación y elevada iluminación (Martínez-Estalella & Herrera, 1989; Guardia & González-Sansón, 1997; González-Díaz, 1999; Valdivia, 2001; Torres & Morelock, 2002; Caballero & Guardia, 2003). Por su parte, *S. siderea* también resiste la combinación oleaje-sedimentación (Torres & Morelock, 2002).

En 2001, con 612 colonias contadas, la riqueza de especies promedio fue aproximadamente igual a seis, y los menores valores se encontraron en Punta Bretón (Pt.Br), en el cayo Caballones (Cy.Ca) y en el centro del cayo Caballones (C-Cy.Ca); y el más alto en el cayo Inglesitos (Cy.In). Sin embargo, en 2012, con 964 colonias contadas, el promedio ascendió a nueve. Al sureste del cayo Bretón (SE-Cy.Br) se registró el menor valor y en el cayo Inglesitos (Cy.In) se mantuvo la

mayor riqueza. Este aparente incremento temporal de la riqueza de especies pudo deberse al mayor esfuerzo de muestreo realizado en 2012 (Tabla 11a-c).

Tabla 11a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Pt. Br		O-Cy.Br		SE-Cy.Br		NO-Cy.5Ba		O1-Cy.Gr		O2-Cy.Gr	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Acropora palmata</i>	50,0	4,0	28,6	2,4	75,0	2,0	23,1	0,0	23,8	15,3	33,9	8,8
<i>Agaricia agaricites</i>	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	1,3
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	4,0	4,8	0,0	0,0	0,0	1,5	11,1	1,6	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Diploria strigosa</i>	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	1,5	11,1	1,6	0,0	3,6	1,3
<i>Millepora alcicornis</i>	0,0	18,0	0,0	0,0	6,3	2,0	4,6	7,4	1,6	0,8	1,8	13,8
<i>Millepora complanata</i>	35,7	14,0	23,8	47,6	7,8	59,2	35,4	22,2	58,7	43,5	50,0	28,8
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	0,0	0,0	4,8	7,1	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Orbicella faveolata</i>	0,0	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	1,8	0,0
<i>Porites astreoides</i>	14,3	46,0	33,3	35,7	7,8	34,7	18,5	42,6	12,7	30,6	8,9	41,3
<i>Porites branneri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Porites divaricata</i>	0,0	4,0	0,0	0,0	1,6	2,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	3,8
<i>Porites porites</i>	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	1,9	0,0	0,0	0,0	1,3
<i>Siderastrea siderea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0	1,6	0,0	0,0
Número de colonias	28	50	21	42	64	49	65	54	63	124	56	80
Riqueza de especies	3	8	6	6	6	5	9	7	6	13	6	8
Número de transectos	9	16	8	16	8	15	6	16	8	15	6	16

Tabla 11b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	E1-Cy.Gr		E2-Cy.Gr		C-Cy.Ca		Cy.Ca		Cy.An	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acropora palmata</i>	46,3	13,0	32,7	4,5	75,9	3,0	76,9	19,5	44,4	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	0,0	1,8	3,4	0,0	3,0	0,0	2,4	7,4	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria strigosa</i>	7,4	2,2	10,9	7,9	3,4	3,0	0,0	2,4	3,7	1,2
<i>Millepora sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0
<i>Millepora alcicornis</i>	1,9	2,2	3,6	10,1	0,0	4,6	0,0	9,8	0,0	8,5
<i>Millepora complanata</i>	14,8	54,3	25,5	37,1	17,2	30,3	11,5	14,6	0,0	30,5
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,8	1,2
<i>Orbicella annularis</i>	0,0	0,0	1,8	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0
<i>Orbicella faveolata</i>	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites astreoides</i>	20,4	18,5	21,8	30,3	0,0	51,5	11,5	43,9	14,8	54,9
<i>Porites branneri</i>	0,0	1,1	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites divaricata</i>	0,0	6,5	0,0	1,1	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,2
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0
<i>Porites porites</i>	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	4,9	0,0	1,2
<i>Siderastrea siderea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
Número de colonias	54	92	55	89	29	66	26	41	27	82
Riqueza de especies	7	8	8	10	4	9	3	8	7	8
Número de transectos	8	15	8	16	8	17	6	17	8	16

Tabla 11c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Cy.PG		Cy.Gra		Cy.In	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora palmata</i>	34,5	0,0	82,8	49,2	0,0	3,8
<i>Acropora prolifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9
<i>Agaricia agaricites</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	1,9
<i>Cladocora arbuscula</i>	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	3,0	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	1,9
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	0,0	0,0	1,6	3,0	1,9
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	3,8	0,0	0,0	9,1	1,9
<i>Diploria strigosa</i>	0,0	0,0	6,9	14,3	16,7	1,9
<i>Millepora</i> sp.	17,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Millepora alcicornis</i>	3,4	10,1	3,4	4,8	3,0	13,2
<i>Millepora complanata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	27,6	6,3	0,0	0,0	0,0	3,8
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	3,0	0,0
<i>Orbicella faveolata</i>	0,0	3,8	3,4	7,9	6,1	17,0
<i>Orbicella franksi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	1,9
<i>Porites astreoides</i>	17,2	26,6	3,4	7,9	33,3	5,7
<i>Porites divaricata</i>	0,0	15,2	0,0	0,0	0,0	1,9
<i>Porites porites</i>	0,0	13,9	0,0	0,0	6,1	1,9
<i>Siderastrea radians</i>	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
<i>Siderastrea siderea</i>	0,0	10,1	0,0	12,7	12,1	39,6
Número de colonias	29	79	29	63	66	53
Riqueza de especies	5	13	5	8	12	15
Número de transectos	8	13	7	10	6	13

Diámetro máximo y densidad lineal de corales

En la mayoría de las crestas arrecifales evaluadas en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina, el promedio del diámetro máximo de los corales fue elevado (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores señalan que los sitios con los mayores valores fueron: Canal de las Mulatas, Punta Bretón Oeste, los cayos Granada, Piedra Grande, Caballones y Ancilitas. El promedio del diámetro máximo de los corales disminuyó en el 2012 en todas las crestas arrecifales, en comparación con el 2001 (Fig. 12).

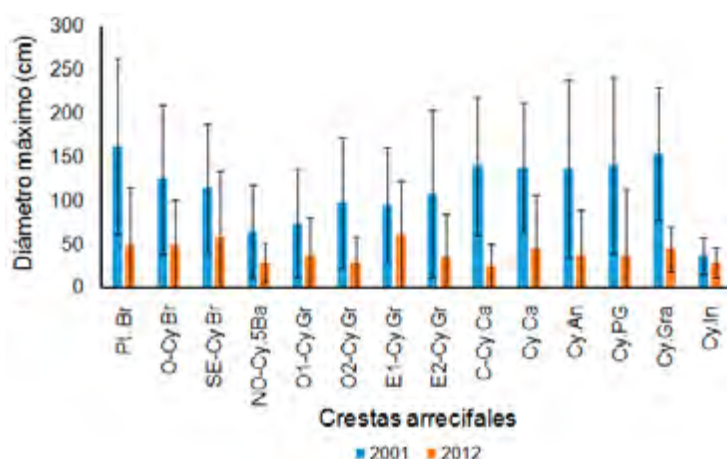


Figura 12. Diámetro máximo de los corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

De manera general, la densidad de corales en las crestas arrecifales evaluadas en el año 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina no fue baja, ya que se incluyeron a los corales totalmente muertos en pie (Alcolado *et al.*, 2001b). Entre 2001 y 2012 se observó muy poca variación en la densidad lineal de corales en la mayoría de las crestas arrecifales. Las que mostraron una disminución fueron, SE-Cy.Br, NO-Cy.5Ba y Cy.In (Fig. 13).

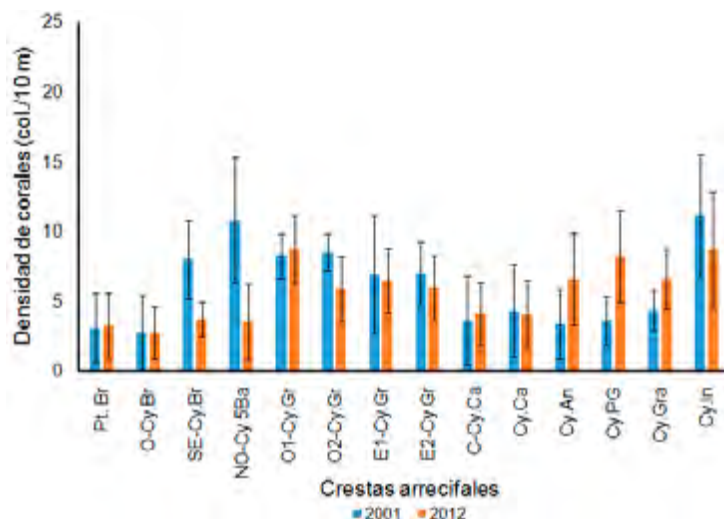


Figura 13. Densidad lineal de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El porcentaje de mortalidad antigua de los corales en las crestas arrecifales evaluadas en el año 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue de moderado a muy elevado (mayormente entre 20 y 75%) (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, el 95% de las crestas visitadas estaban muy severamente deterioradas (con más de 40% de la superficie de coral con mortalidad antigua), ya que la mayoría de las colonias de *A. palmata* estaban muertas. En el año 2012, la mortalidad antigua fue mucho menor en la mayoría de las crestas arrecifales, en comparación con el 2001 (Fig. 14). Una de las razones que pudiera ser, es que en el área actualmente predominan corales jóvenes o que mueren muy jóvenes sin darles apenas tiempo para enfermarse.

De manera general, la mortalidad reciente de los corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina fue muy baja tanto en 2001 como en 2012. La mortalidad reciente de los corales disminuyó en la mayoría de las crestas en el año 2012, con respecto al 2001 (Fig. 15).

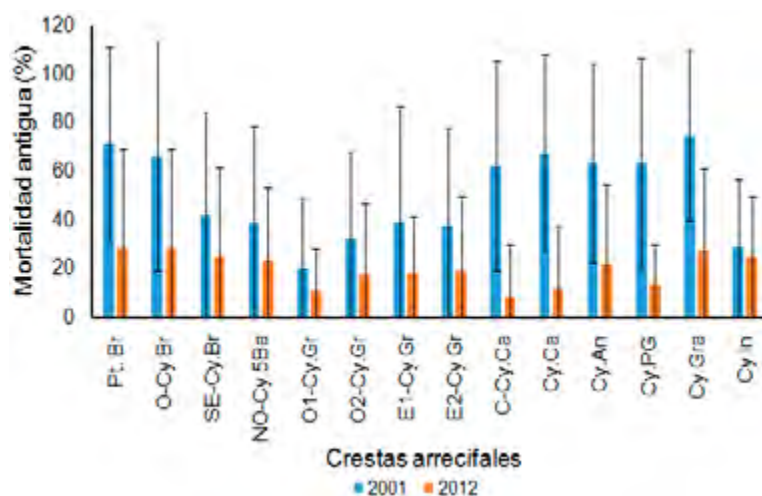


Figura 14. Porcentaje de mortalidad antigua de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

En los muestreos realizados entre el 2004 y el 2005 por investigadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Pina *et al.* (2008) detectaron menor mortalidad de corales (21,1%, sin discriminar en antigua y reciente) que la registrada en el 2001 (42,5%) por Alcolado *et al.* (2001b). En el 2012 no se observaron cambios evidentes en la mortalidad de corales (24,6%) con respecto a la reportada por Pina *et al.* (2008).

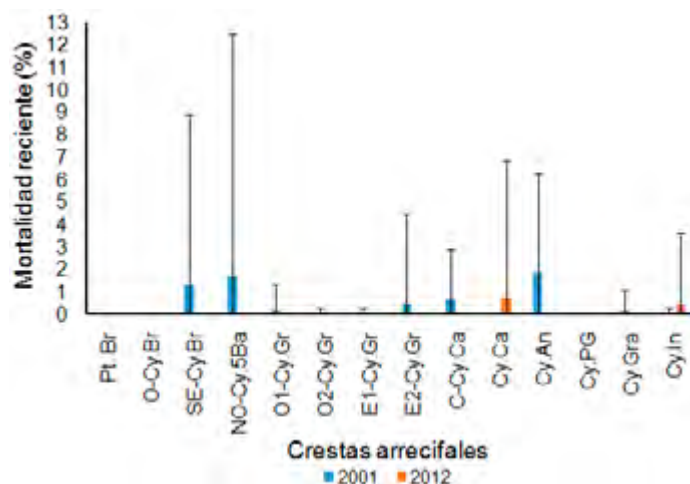


Figura 15. Porcentaje de mortalidad reciente de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

En agosto del 2001, en las crestas arrecifales se detectó muy bajo porcentaje de corales blanqueados (0,42%) (Alcolado *et al.*, 2001b), a pesar de que los muestreos se realizaron en el mes de agosto cuando la temperatura superficial del mar tiende a ser elevada. En abril del 2012, no se observaron colonias blanqueadas, y esto puede deberse a que en este mes no se alcanzan los mayores números acumulados de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*).

A partir de los reportes de la Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos, creada por el Instituto de Oceanología y el Ministerio de Turismo de Cuba, en el marco del Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey CUB/98/G32, Alcolado (2007a; 2007b; 2007c; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015) señala que el porcentaje de blanqueamiento en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2003 y 2014 fue frecuentemente nulo (0%), pobre (1-10%)

y moderado (11-30%), por lo que no debe haber provocado una gran afectación a los corales. Por su parte, Hernández, Guimaraes, Arias & Clero (2011) en un muestreo realizado en los primeros quince días de septiembre de 2005, plantean que el 8% de todas las colonias contadas en las crestas arrecifales presentó blanqueamiento (pobre), y que las especies con mayor afectación fueron *A. agaricites*, *M. complanata* y *Millepora* sp. Sin embargo, los reportes del 17 de octubre de 2005 dados para la Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos, señalan que el blanqueamiento en Jardines de la Reina varió de moderado (11-30%) a muy alto (51-75%) (Alcolado, 2007b); lo que parece deberse a que los mayores DHW se registraron en octubre y no en septiembre (Fig. 16). Esto coincidió con los reportes de blanqueamiento de moderado a muy alto dados para toda Cuba en el 2005 (Alcolado, 2007b). Al parecer, las elevadas temperaturas del mar en el 2005, provocaron eventos masivos de blanqueamientos en todo el Caribe (Wilkinson, 2008; Miller *et al.*, 2009; Bruckner & Hill, 2009). Además, Wilkinson & Souter (2008) señalan que el blanqueamiento del 2005 en Cuba, varió desde

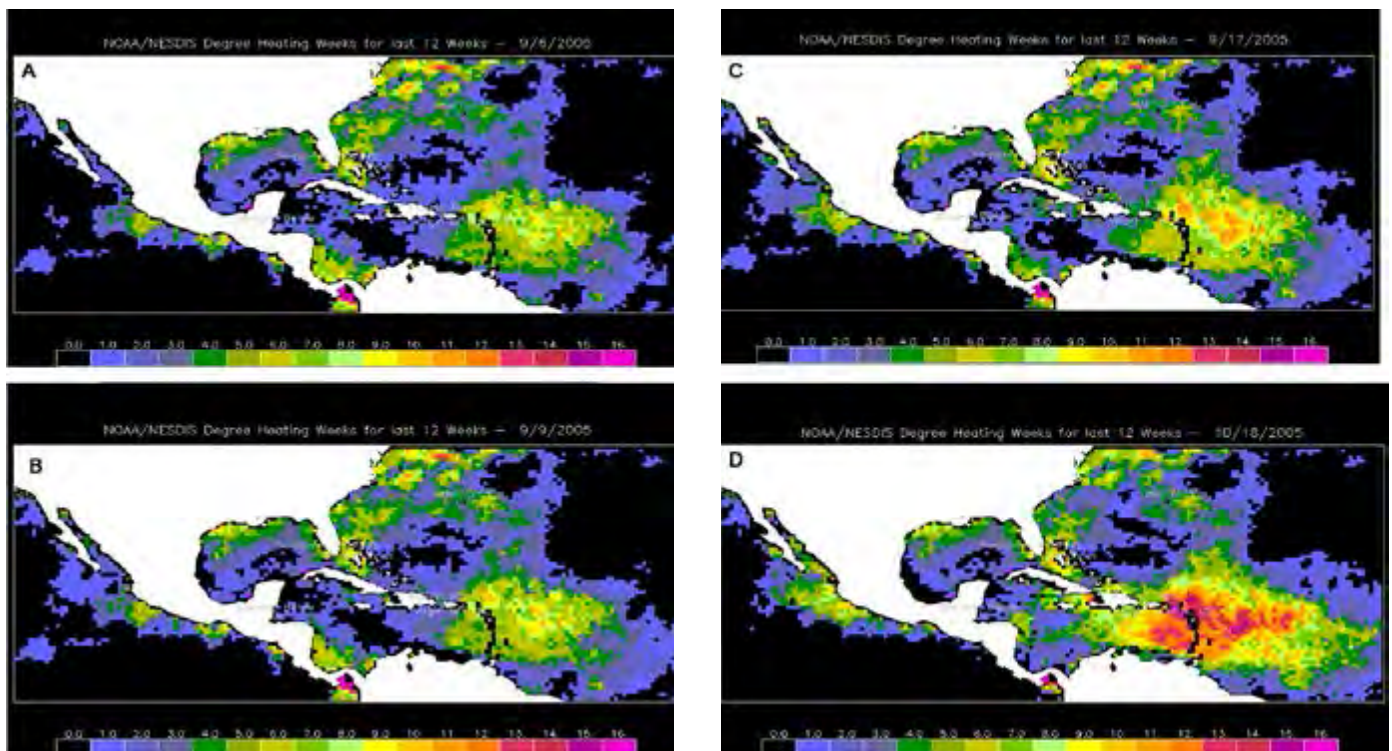


Figura 16. Número de semanas con más de 1 °C por encima del promedio máximo de temperatura del agua en el verano (DHW= Degree Heating Weeks de NOAA/NESDIS).

A= 6 de septiembre de 2005; B= 9 de septiembre de 2005; C= 17 de septiembre de 2005 y D= 18 de octubre de 2005

50% (blanqueamiento fuerte) a 95% (blanqueamiento casi total).

En el 2010, el blanqueamiento en Jardines de la Reina fluctuó de moderado a alto (31-50%) (Alcolado, 2011). Según Jekielek (2011) y Bastidas *et al.* (2012), el blanqueamiento de 2010 en el Caribe fue menor que el del 2005. Los años 1995, 1998, 2005, 2009 y 2010 pueden considerarse de gran intensidad y extensión geográfica en el blanqueamiento (Alcolado, 2011).

Por otra parte, Alcolado *et al.* (1998) identificaron a la enfermedad banda blanca como la causa más probable en el deterioro de *A. palmata*. La incidencia de enfermedades microbianas en las crestas arrecifales evaluadas en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue baja (0,96%) (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores observaron pocas colonias con banda negra, mancha amarilla y necrosis parcheada; además de observar muchas colonias de *O. annularis* con la parte superior muerta y cubierta por macroalgas y sedimentos (esto no constituyen enfermedades pero provoca mortalidad). En el 2012, en las crestas no se observó ningún coral con enfermedades microbianas.

Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral fue nula en el 50% de las crestas arrecifales evaluadas en el archipiélago Jardines de la Reina en el 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores detectaron la mayor densidad de reclutas (>2 colonias/m²) en Punta Ancón, Botijuela y Cayo Grande E2 (Punta Bayameses E). La densidad de reclutas de coral aumentó de manera abrupta en el año 2012 en todas las crestas evaluadas en este archipiélago, comparado con los datos del 2001 (Fig. 17).

De manera general, la abundancia del erizo negro *D. antillarum* en las crestas del archipiélago Jardines de la Reina en 2001 fue muy baja, con la excepción de los sitios, Canal las Mulatas, Faro La Vela, Cayo Grande Este 1 (Punta Bayameses Oeste), Centro de Cayo Caballones y Cayo Mates Sur, con densidades entre 1 y 2 individuos/m² (Alcolado *et al.*, 2001b). En 2004, la densidad de *D. antillarum* varió entre 0,013 ind./m² en Bretón a 1,016 ind./m² en La Puntica; en abril de 2005 fluctuó de 0,013-1,553 ind./m² como los valores extremos en los mismos sitios anteriores, y en septiembre de 2005 el 42% de las crestas

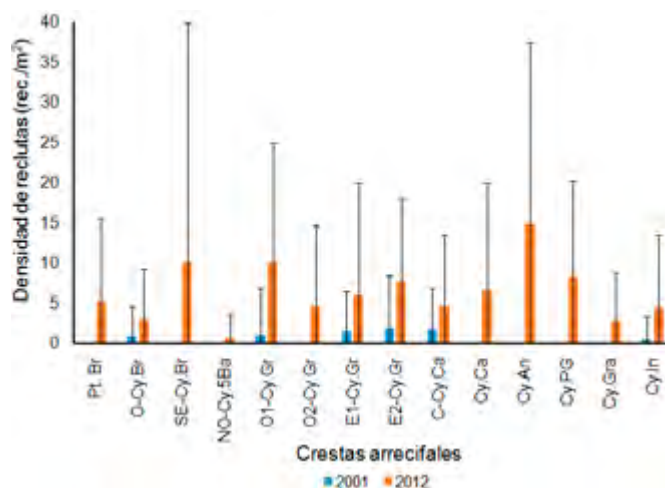


Figura 17. Densidad de reclutas de coral en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

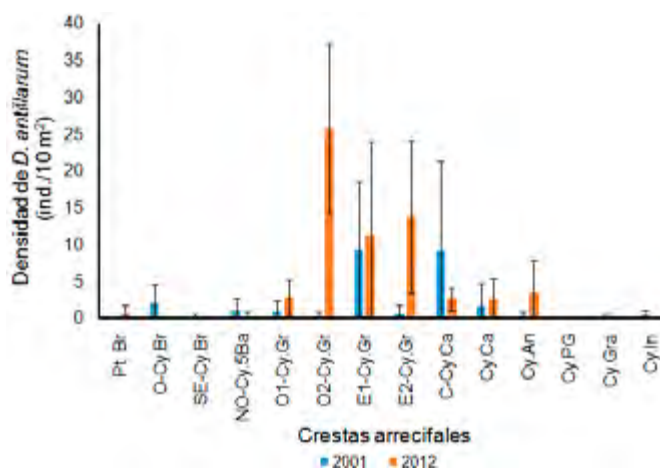


Figura 18. Densidad de *D. antillarum* en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

inspeccionadas presentó una densidad superior a 1 ind./m², con valor máximo de 2,183 ind./m² en Punta Escondida (Martín, González, Pina, & Clero, 2010). Según Martín *et al.* (2010) la densidad de *D. antillarum* mostró una variación espacial significativa, y la mayor abundancia se encontró al oeste de los principales canales entre los cayos, donde el reclutamiento parece ser favorecido por características oceanográficas locales y facilitado por la abundancia de *E. lucunter*. Esos autores señalan que la talla promedio de *D. antillarum* en el conjunto de las crestas evaluadas en septiembre de 2005 fue de $56,85 \pm 0,68$ mm (error estándar). En algunas de las crestas evaluadas en 2012, se observó un aumento de la densidad promedio de *D. antillarum* en comparación con el 2001, destacándose O2-Cy.Gr y E2-Cy.Gr (Punta Bayameses Este) (Fig. 18).

.Cobertura de macroalgas

El porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina tendió a ser bajo en comparación con las costrosas entre el 2001 y el 2005. Sin embargo, en el 2012 se observó un cambio en estas proporciones, siendo las macroalgas carnosas las dominantes seguidas de las costrosas. Los porcentajes de macroalgas calcáreas tendieron a ser estables durante el período 2001-2012 (Fig. 19). Según Martín, Clero, González & Pina (2011), las macroalgas más abundantes en las crestas evaluadas entre junio de 2004 y abril de 2005 fueron *Halimeda* sp. y *Amphiroa* sp.

La cobertura de macroalgas costrosas aumentó en el 57% de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012 (Fig. 20A). Buddemeier & Fautin (1993) y Grimsditch & Salm (2006) consideran que las algas coralinas costrosas brindan el mejor sustrato para el reclutamiento de los corales, ya que contribuyen con el asentamiento y el crecimiento de los reclutas de corales.

A pesar del aumento de la densidad de erizos *D. antillarum*, los porcentajes de macroalgas carnosas en las crestas evaluadas en 2012 aumentaron notablemente en la mayoría de los sitios (Fig. 20B). No se observó correspondencia entre los sitios con mayor densidad de erizos y los de menor cobertura de macroalgas carnosas. Las crestas que mayores abundancias de erizos tuvieron experimentaron

aumentos considerables en la cobertura de macroalgas carnosas, mientras que en otras, como en los cayos Granada e Inglesitos esta variable disminuyó a pesar de la ausencia de *D. antillarum* (Fig. 18 y 20B). Esto parece indicar que la abundancia de erizos no es la responsable principal del aumento de las coberturas de este grupo morfofuncional en el área en el 2012. La cobertura de macroalgas calcáreas no mostró diferencia entre 2001 y 2012, excepto en los cayos Cinco Balas Oeste, Granada y Piedra Grande, donde aumentó la cobertura de este grupo morfofuncional (Fig. 20C).

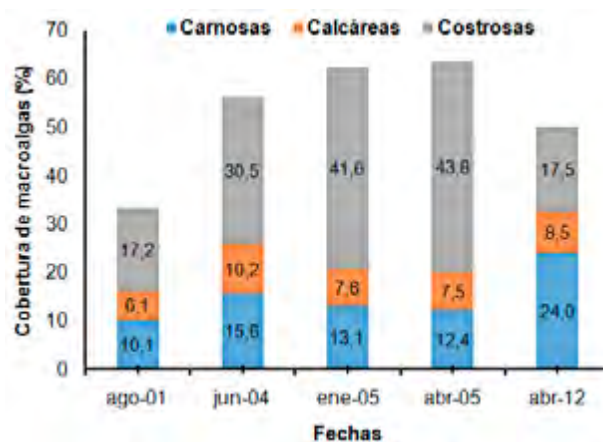


Figura 19. Porcentaje promedio de la cobertura de los diferentes grupos morfofuncionales de macroalgas en el conjunto de crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b), entre 2004-2005 (Pina *et al.*, 2008) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

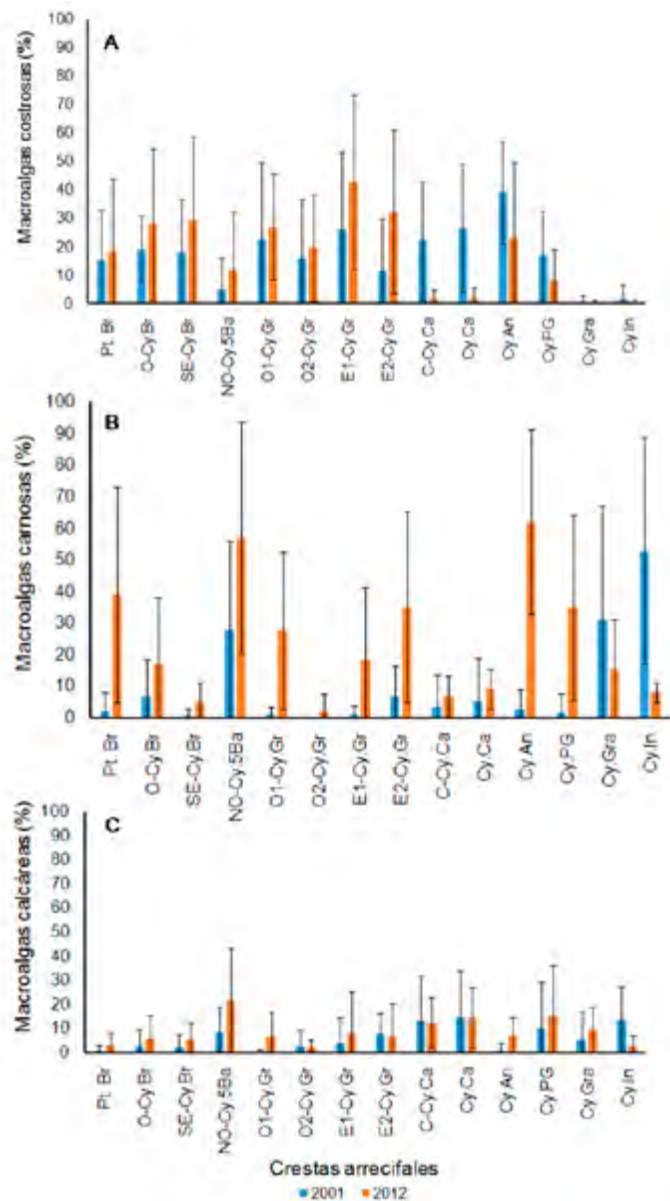


Figura 20. Porcentaje de la cobertura de macroalgas costrosas (A), macroalgas carnosas (B) y macroalgas calcáreas (C) en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina

Cobertura viva de coral

Alcolado *et al.* (1998) en 1997 evaluaron cinco arrecifes frontales en el área. Se muestreó a 5, 10 y entre 18 y 25 m de profundidad, pero con el objetivo de comparar con muestreos posteriores solo se tuvieron en cuenta los resultados a 10 m. La mayor cobertura viva de coral se observó en Pasa Caballones (Montaña Rusa), y el resto de los sitios tuvieron valores similares (Fig. 21).

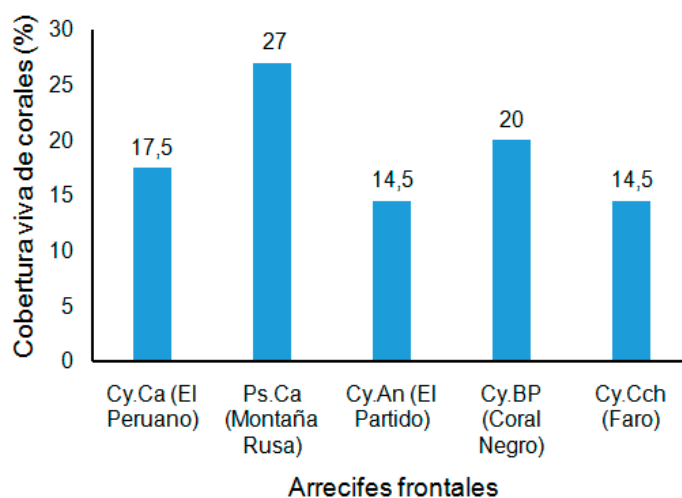
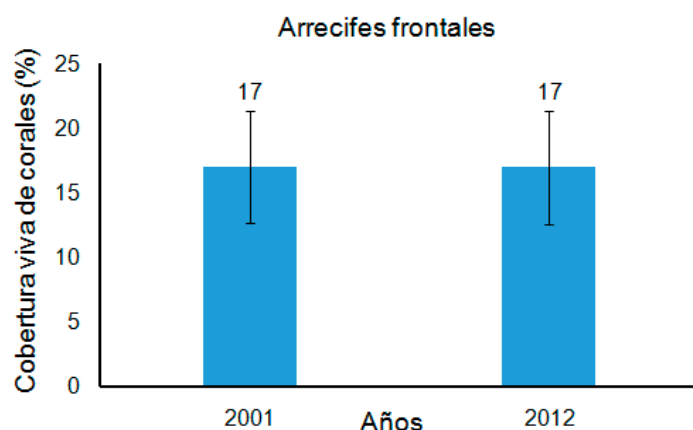


Figura 21. Promedios de la cobertura viva de coral en arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el año 1997. Fuentes de los datos: 1997 (Alcolado *et al.*, 1998). El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2

Los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina que presentaron los mayores porcentajes de cobertura viva de coral ($>20\%$) fueron: Mulatas Este, Cayo Caballones Este, Cayo Grande Este 2, Canal de las Mulatas, Cayo Grande Oeste 2, Cayo Grande Este 1, Cayo Cinco Balas Norte y Cayo Ancilitas Este (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores detectaron las menores coberturas coralinas ($<10\%$) en Faro La Vela y Cayo Ancilitas Oeste (Punta Prácticos).

La cobertura viva de coral en el conjunto de arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina se mantuvo constante en el período 2001-2012 (Fig. 22). Al comparar cada uno de los sitios entre 2001 y 2012,



no se observaron grandes variaciones en la cobertura viva de coral en la mayoría de ellos. Los arrecifes frontales que presentaron un ligero aumento en la cobertura coralina en 2012 fueron: *NO-Cy.5Ba*, *O-Cy. An*, *Ps.BP* y *Bc.JG*, mientras que los que presentaron una ligera disminución fueron: *E1-Cy.Gr*, *E2-Cy.Gr*, *E-Cy.Ca* y *Cy.Crb* (Fig. 23).

Figura 22. Cobertura viva de coral en el conjunto de arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

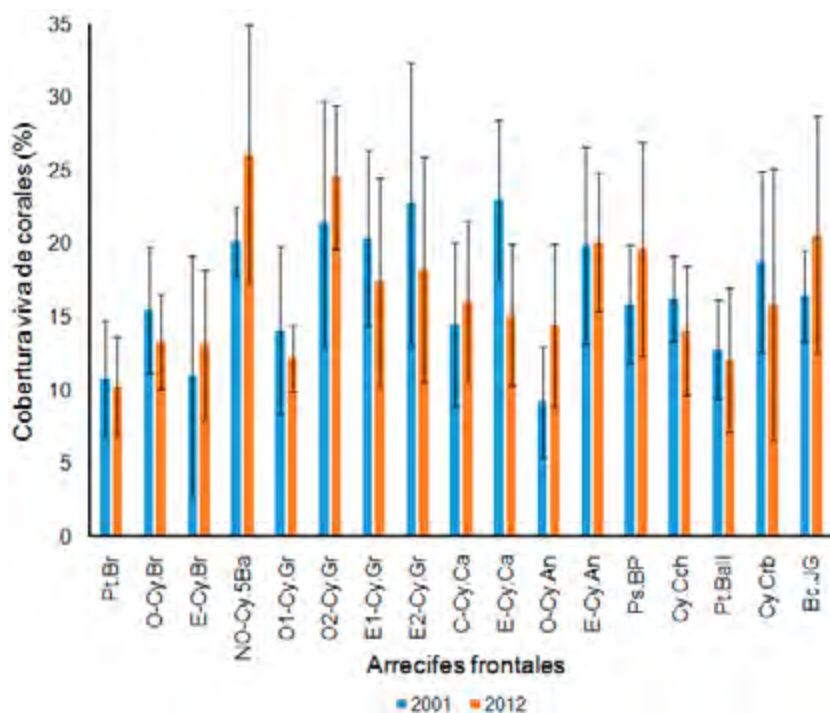


Figura 23. Cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

.Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La información sobre la abundancia relativa (%) de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (colonias en pie totalmente muertas).

En el conjunto de arrecifes frontales estudiados en el 2001, las especies más abundantes fueron *S. siderea*, *O. faveolata* y *A. agaricites*. En el 2012, *S. siderea* se mantuvo como la especie más abundante, mientras que *A. agaricites* desplazó a *O. faveolata* hacia la tercera posición (Tabla 12a-c). El predominio de *A. agaricites* en detrimento de *O. faveolata* pudo estar dado por su condición de oportunista, y por su elevada tasa de reclutamiento en la mayoría de los arrecifes coralinos de nuestra área geográfica (Martínez-Estalella & Herrera, 1989; Sullivan, Chiappone, & Lott, 1994; Alcolado, Martínez-Daranas, Menéndez-Macías, del Valle, Hernández, & García, 2003; Kramer, 2003).

En la mayoría de los sitios (en un 82%) la abundancia relativa del complejo de especies *O. annularis*, especies formadoras típicas de los arrecifes frontales

según Kramer (2003) y McField & Kramer (2007), fue desplazado entre 2001 y 2012 por el incremento en abundancia relativa en distintas combinaciones de especies oportunistas y resistentes al fuerte oleaje, sedimentación y mayor tasa de reclutamiento como *S. siderea*, *P. astreoides* y *A. agaricites* (Tabla 12a-c). Esto coincide con lo reportado por Alcolado *et al.* (2009b), quienes encontraron que durante el período 2001-2007 en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó ocurrió una sustitución del complejo de especies *O. annularis* por *P. astreoides* y *S. siderea*.

En 2001, con 1629 colonias contadas, la riqueza de especies promedio fue aproximadamente 15, y los menores valores se encontraron al este del cayo Bretón (E-Cy.Br) y en Punta Ballenas (Pt.Ball); y el más alto en el cayo Carabinero (Cy.Crb). Sin embargo, en 2012, con 2588 colonias contadas, el promedio ascendió a 17, y los sitios este 1 del cayo Grande (E1-Cy.Gr) y oeste 1 del cayo Grande (O1-Cy.Gr) mostraron los menores valores, mientras que al oeste 2 del cayo Grande (O2-Cy.Gr) se detectó la mayor riqueza. Coincidiendo con lo observado en las crestas arrecifales, el aparente incremento temporal de la riqueza de especies pudo deberse al mayor esfuerzo de muestreo realizado en 2012 (Tabla 12a-c).

Tabla 12a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Pt.Br		O-Cy.Br		E-Cy.Br		NO-Cy.5Ba		O1-Cy.Gr		O2-Cy.Gr	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	2,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,9	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	6,3	10,6	10,2	13,2	7,9	12,3	13,3	11,2	15,2	17,7	14,0	14,6
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,8
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,6
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	1,0	1,2	0,0	0,6	0,9	0,0	1,0	1,3	0,0	0,0
<i>Diploria clivosa</i>	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1,3	0,8	5,1	1,2	6,3	1,9	0,0	0,4	1,0	1,3	1,9	3,5
<i>Diploria strigosa</i>	8,8	3,8	7,1	10,8	6,3	7,1	0,9	0,0	8,1	1,3	6,5	4,7
<i>Eusmilia fastigiata</i>	1,3	1,5	0,0	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	1,3	0,9	0,0
<i>Leptoceris cucullata</i>	1,3	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,9	3,9	0,0	1,3	0,0	0,0
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,8	1,0	0,6	0,0	0,6	0,9	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis mirabilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Meandrina meandrites</i>	1,3	0,0	3,1	1,8	0,0	1,9	0,0	0,4	1,0	0,0	0,0	1,8
<i>Millepora alcicornis</i>	0,0	3,8	2,0	1,2	0,0	0,6	1,8	8,2	0,0	0,0	0,0	2,3
<i>Montastraea cavernosa</i>	11,3	2,3	3,1	3,0	3,2	3,9	13,3	9,9	2,0	0,0	0,9	2,9
<i>Mussa angulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	1,8	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	12,5	0,0	7,1	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	17,8	1,2
<i>Orbicella faveolata</i>	10,0	3,8	15,3	7,8	12,7	6,5	3,5	3,0	5,1	17,7	6,5	20,5
<i>Orbicella franksi</i>	2,5	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,5	7,5	1,2
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	25	3,8	22,4	9	17,5	6,5	3,5	3	16,2	20,2	31,8	22,9
<i>Porites astreoides</i>	8,8	9,1	11,2	16,8	11,1	7,1	16,8	23,7	4,0	6,3	11,2	8,8
<i>Porites divaricata</i>	0,0	3,0	0,0	1,2	0,0	3,9	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	2,9
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	1,3	3,5	0,9	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Porites porites</i>	6,3	11,4	8,2	6,0	9,5	7,8	10,6	2,2	13,1	6,3	7,5	5,3
<i>Siderastrea siderea</i>	25,0	45,5	19,4	28,7	30,2	34,4	26,5	27,2	31,3	36,7	19,6	23,4
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	2,5	3,8	2,0	3,6	4,8	5,2	0,0	2,2	4,0	6,3	4,7	1,2
Número de colonias	80	132	98	167	63	154	113	232	99	79	107	171
Riqueza de especies	15	13	16	18	12	19	15	17	16	12	13	21
Número de transectos	8	16	6	16	6	16	6	16	8	8	8	13

Tabla 12b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	E1-Cy.Gr		E2-Cy.Gr		C-Cy.Ca		E-Cy.Ca		O-Cy.An		E-Cy.An	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	1,4	3,0	1,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acropora palmata</i>	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	11,1	27,3	9,9	14,8	14,9	13,9	10,2	24,6	16,9	18,2	4,0	10,4
<i>Agaricia fragilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia grahamae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia humilis</i>	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,6	0,8	0,0
<i>Agaricia undata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	1,0	0,0	1,0	1,2	0,0	0,6	0,0	0,8	0,0	0,0	1,6	1,6
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	1,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	7,1	0,0	1,0	1,9	2,7	4,2	4,1	0,0	3,4	0,6	4,8	3,8
<i>Diploria strigosa</i>	5,1	0,0	2,0	2,5	2,7	2,4	2,0	0,0	8,5	3,6	3,2	3,8
<i>Eusmilia fastigiata</i>	1,0	0,0	1,0	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,5
<i>Isophyllia rigida</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5
<i>Leptocercis cucullata</i>	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,0	1,0	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis mirabilis</i>	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Manicina areolata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Meandrina meandrites</i>	2,0	1,5	0,0	0,0	1,4	1,8	0,0	0,0	1,7	0,0	0,8	1,1
<i>Millepora alcicornis</i>	1,0	0,0	2,0	2,5	0,0	1,2	0,0	0,8	0,0	1,8	0,0	0,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	5,1	4,5	5,0	11,7	0,0	3,6	2,0	3,2	0,0	6,7	4,8	8,7
<i>Mussa angulosa</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,8	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	1,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>Orbicella annularis</i>	7,1	3,0	3,0	0,6	6,8	0,0	3,1	0,8	8,5	1,8	10,5	3,8
<i>Orbicella faveolata</i>	33,3	22,7	14,9	15,4	14,9	15,7	11,2	13,5	15,3	14,5	25,8	20,8
<i>Orbicella franksi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	5,6	0,5
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	40,4	25,7	17,9	16	23,1	15,7	14,3	14,3	23,8	16,9	41,9	25,1
<i>Porites astreoides</i>	0,0	6,1	9,9	14,8	6,8	6,6	10,2	16,7	11,9	17,0	5,6	10,4
<i>Porites divaricata</i>	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	1,0	0,6	1,4	0,0	1,0	0,8	1,7	0,0	0,8	0,0

Tabla 12b (cont.). Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	E1-Cy.Gr		E2-Cy.Gr		C-Cy.Ca		E-Cy.Ca		O-Cy.An		E-Cy.An	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Porites porites</i>	2,0	10,6	2,0	7,4	6,8	3,0	8,2	8,7	1,7	3,0	0,8	6,0
<i>Siderastrea siderea</i>	22,2	18,2	36,6	22,2	33,8	36,7	40,8	24,6	22,0	23,0	27,4	22,4
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0,0	1,5	3,0	0,6	4,1	1,8	3,1	0,8	3,4	1,8	3,2	3,8
Número de colonias	99	66	101	162	74	166	98	126	59	165	124	183
Riqueza de especies	14	12	19	18	14	20	15	15	14	17	15	17
Número de transectos	6	8	6	15	6	17	6	14	6	16	8	16

Tabla 12c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Ps.BP		Cy.Cch		Pt.Ball		Cy.Crb		Bc.JG	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	14,5	7,7	6,9	16,9	14,7	18,8	9,3	11,0	10,3	6,6
<i>Agaricia fragilis</i>	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia humilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	2,2	0,9	0,0	1,1	0,0	0,9	0,0	0,0	0,6
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,9	1,3	0,0	1,8
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,6	3,8	2,6	0,6	0,0	0,8	2,8	0,6	5,1	3,0
<i>Diploria strigosa</i>	2,6	2,7	2,6	0,6	5,3	6,3	2,8	1,3	5,1	3,6
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,0	0,5	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Leptocoris cucullata</i>	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,0	0,9	0,6	1,1	0,8	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis formosa</i>	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis mirabilis</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Meandrina meandrites</i>	2,6	1,1	0,9	1,3	1,1	1,6	0,9	0,0	2,6	1,8
<i>Millepora alcicornis</i>	0,0	3,8	2,6	1,3	0,0	4,7	0,0	1,3	0,0	2,4

Tabla 12c (cont.). Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Ps.BP		Cy.Cch		Pt.Ball		Cy.Crb		Bc.JG	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Montastraea cavernosa</i>	3,4	6,0	8,6	1,3	3,2	0,0	10,2	4,5	2,6	3,0
<i>Mussa angulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	1,3	0,0
<i>Mycetophyllia lamarkiana</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	11,1	1,6	10,3	0,6	4,2	0,8	12,0	0,6	9,0	1,8
<i>Orbicella faveolata</i>	26,5	23,6	10,3	7,8	11,6	4,7	14,8	22,7	0,0	10,8
<i>Orbicella franksi</i>	3,4	1,1	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,6	9,0	0,6
<i>Orbicella</i> sp.	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	41,9	26,3	20,6	9,7	15,8	5,5	27,7	23,9	18	13,2
<i>Porites astreoides</i>	2,6	9,3	4,3	9,7	15,8	7,8	11,1	11,0	9,0	13,8
<i>Porites divaricata</i>	4,3	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,9	0,6	0,0	0,6
<i>Porites furcata</i>	3,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	1,9	2,6	2,6	0,0
<i>Porites porites</i>	2,6	7,1	3,4	3,2	2,1	1,6	3,7	5,2	15,4	9,0
<i>Siderastrea siderea</i>	14,5	25,8	39,7	43,5	38,9	42,2	18,5	34,4	25,6	31,7
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3,4	1,6	4,3	5,8	0,0	6,3	4,6	0,6	2,6	7,2
Número de colonias	117	182	116	154	95	128	108	154	78	167
Riqueza de especies	16	18	16	20	12	16	20	17	13	19
Número de transectos	8	15	8	15	8	7	8	15	6	16

Diámetro máximo y densidad lineal de corales

En el 2001, el diámetro máximo promedio de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina fue mayor en: Canal las Mulatas, Punta Bretón, y los cayos Granada, Piedra Grande (Faro de Boca Piedra), Caballones (Punta Escondida), Caballones Este y Anclitas (Alcolado *et al.*, 2001b). El diámetro máximo promedio de los corales disminuyó en la mayoría de los arrecifes frontales de este archipiélago en el período 2001-2012 (Fig. 24).

La densidad lineal de corales en el 2001 en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la

Reina no fue realmente baja, ya que se incluyeron a los corales muertos identificables (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, la densidad fue mayor que 1,5 colonias/m en Cayo Cinco Balas (dentro *E*), Mulatas *E*, Cayo Grande *E1* y *E2* (Punta Bayameses *O* y *E*), Cayo Caballones *E*, Cayo Anclitas *E*, Pasa de Boca de Piedra, Cayo Bretón *O*, Cayo Cinco Balas (dentro *O*), Cayo Caguama y Canal de las Mulatas. Entre 2001 y 2012 se observó muy poca variación en la densidad lineal de corales en la mayoría de los arrecifes frontales. Los que mostraron una disminución en esta variable fueron: *O*-Cy.Br, *E1*-Cy.Gr, *E2*-Cy.Gr y *E*-Cy.Ca (Fig. 25).

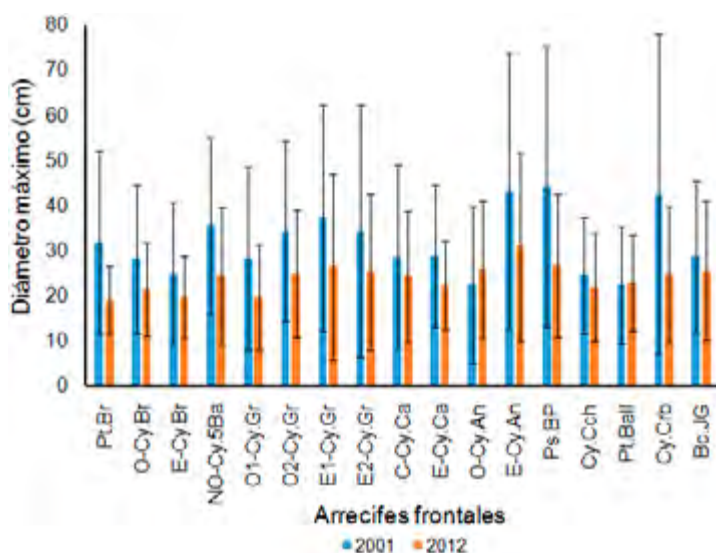


Figura 24. Diámetro máximo de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

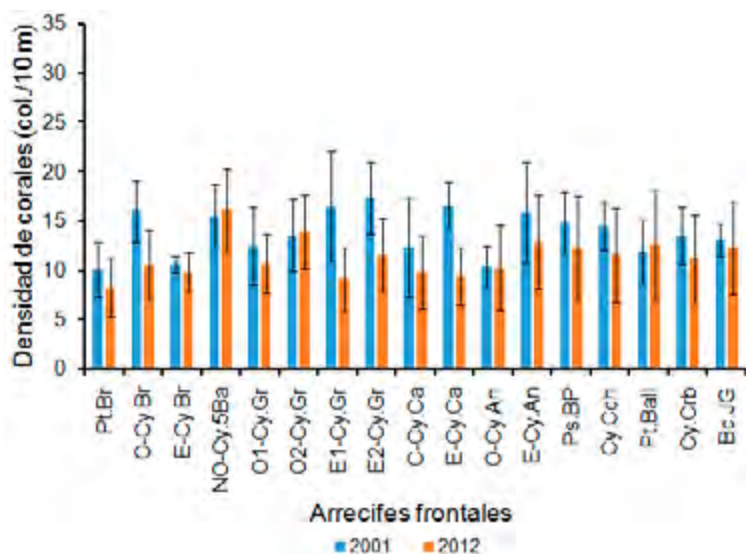


Figura 25. Densidad lineal de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales en los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue de moderado a elevado, y prácticamente en todos los sitios fue igual o mayor que 20% (Alcolado *et al.*, 2001b). Los mayores porcentajes (>40%) se encontraron en Faro La Vela y Pasa Boca Piedra. También, sobresalen entre un 30% y 40% de mortalidad antigua los sitios, Cayo Anclitas Este, Cayo Carabinero ("Arrecife Frustrado"), Cayo Caguama, Cayo Grande Este 1 (Punta Bayameses oeste), Cayo Caballones (centro), Canal de la Lisa y Punta Bretón (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, *O. annularis* mostró una mortalidad antigua de 52% de su superficie, comparable con el 50% registrado en el archipiélago de los Canarreos. Ambos porcentajes están muy por encima del promedio de mortalidad regional para el Gran Caribe en esa especie (32%, según la base de datos de AGRRA). El porcentaje de mortalidad antigua en los corales tuvo una disminución entre 2001 y 2012 en todos los arrecifes frontales evaluados en el archipiélago Jardines de la Reina (Fig. 26).

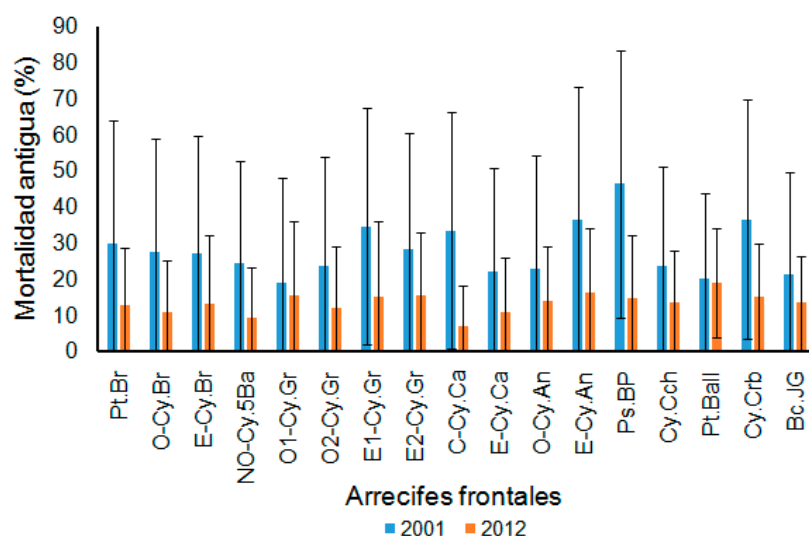


Figura 26. Porcentaje de mortalidad antigua de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

El porcentaje de mortalidad reciente en la superficie de los corales en los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fueron muy bajos (<5%), y los mayores valores se detectaron en Médano de la Vela (centro), Canal de las Mulatas y Cayo Grande Oeste 2 (Alcolado *et al.*, 2001b). De manera general, la mortalidad reciente de los corales en 2012 también fue baja, y disminuyó en la mayoría de los arrecifes entre 2001 y 2012 (Fig. 27).

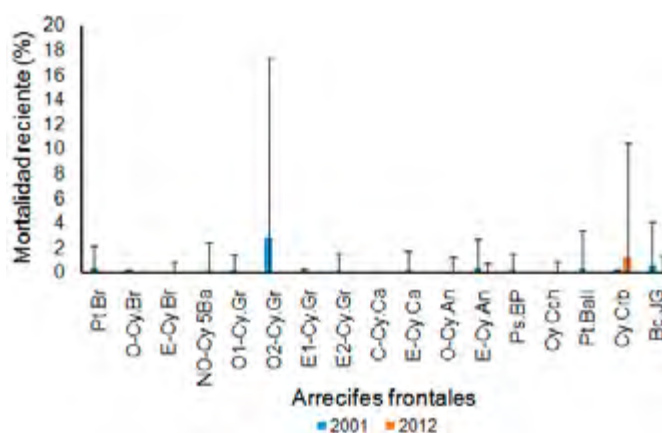


Figura 27. Porcentaje de mortalidad reciente de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

En los muestreos realizados entre 2004 y 2005 por los investigadores del CIEC, Pina *et al.* (2008) detectaron menor mortalidad de corales (7,3%, sin discriminar en antigua y reciente) que la registrada en el 2001 (29,3%) por Alcolado *et al.* (2001b) y que en el 2012 (17,8%).

.Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

De manera general, en los arrecifes frontales evaluados en agosto del 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina se detectó muy bajo porcentaje de blanqueamiento (0,99%) (Alcolado *et al.*, 2001b). Según Hernández *et al.* (2011), el 7% de todas las colonias contadas en el arrecife frontal en el 2005 presentó afectación por blanqueamiento, y las especies más afectadas fueron *A. agaricites* y *O. annularis*. No obstante, se debe tener en cuenta que esos muestreos se realizaron en la primera quincena de septiembre de 2005, donde los valores de DHW no fueron más elevados que en octubre (Fig. 16). Los reportes del 17 de octubre de 2005 de la Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos, señalan que el blanqueamiento en Jardines de la Reina varió de moderado (11-30%) a muy alto (51-75%) (Alcolado, 2007b). En abril del 2012 no se observaron colonias blanqueadas, y esto puede deberse a que en este mes no se alcanzan los mayores valores de DHW.

Por su parte, Alcolado *et al.* (1998) sólo observaron dos colonias (*D. strigosa* y *O. annularis*) afectadas por la enfermedad de "banda negra" y una por la enfermedad de "banda roja" (*A. agaricites*), las cuales no se cuantificaron por no caer en las unidades de muestreos.

El porcentaje de corales con enfermedades microbianas en los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue muy bajo, y las más frecuentes fueron la banda negra y otras enfermedades no identificadas en esos muestreos (Alcolado *et al.*, 2001b). Por su parte, Hernández *et al.* (2011) encontraron en el 2005 una alta presencia del síndrome de manchas oscuras en *S. sideraea*. En los muestreos realizados en el 2012 no se observó ningún coral enfermo.

.Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral en los arrecifes

frontales evaluados en el 2001 tendió a aumentar hacia el este del archipiélago Jardines de la Reina (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, las mayores densidades de reclutas (>4 colonias/m²) se detectaron en Cayo Anclitas Este, Canal de la Lisa, Pasa de Juan Grin, Cayo Caballones (centro), Punta Bretón y Médano de la Vela Norte. En el 2012, se observó un aumento en la densidad de reclutas de coral en casi todos los arrecifes frontales evaluados. Se destacó el arrecife frontal NO-Cy.5Ba, con la abundancia de reclutas 15 veces superior al valor reportado por Alcolado *et al.* (2001b) para este mismo sitio (Fig. 28).

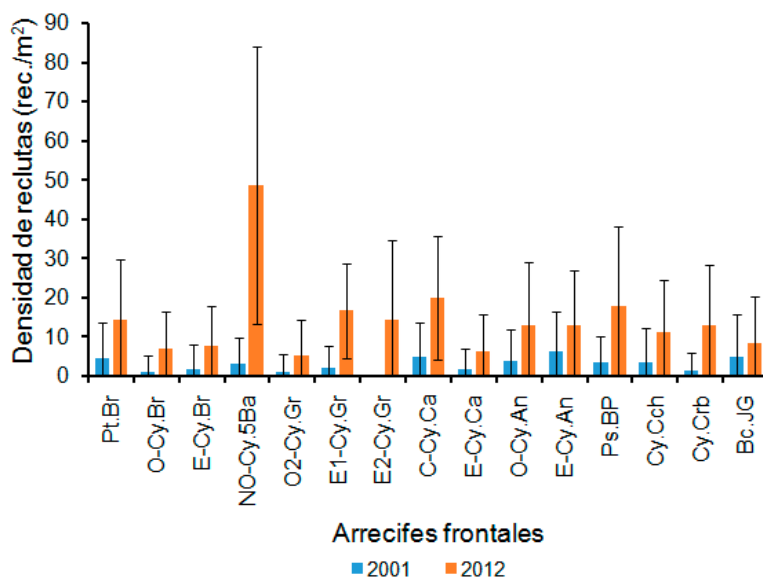


Figura 28. Densidad de reclutas de coral en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

La densidad del erizo *D. antillarum* en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina varió de nula a muy baja (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, las mayores densidades se encontraron en Punta Ballenas (1 individuos/10 m²) y en Cayo Grande Oeste 1 (0,5 individuos/10 m²). En 2004, la densidad de *D. antillarum* fluctuó de 0,010 ind./m² en Cinco Balas a 0,07 ind./m² en La Puntica; en abril de 2005 osciló desde 0,003 ind./m² en cuatro arrecifes frontales a

0,133 ind./m² en Carabinero, y en septiembre de 2005 el rango fue 0,003-0,083 ind./m² con solo tres sitios con densidades mayores que 0,02 ind./m² (Martín *et al.*, 2010). Según Martín *et al.* (2010) la densidad de *D. antillarum* en los arrecifes frontales de Jardines de la Reina fue baja entre 2004 y 2005, y presentó hasta tres ordenes de magnitud menor en comparación con las crestas arrecifales. Esos autores señalan que, la talla promedio de *D. antillarum* en el conjunto de arrecifes frontales evaluados en septiembre de 2005 fue de $57,04 \pm 3,56$ mm (error estándar). En el 2012, la abundancia de *D. antillarum* fue muy escasa, y solo se observaron algunos individuos en Cy.Cch (Fig. 29).

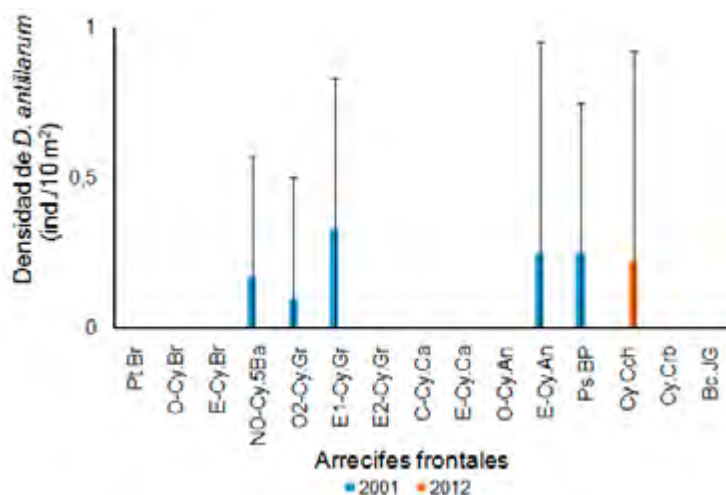


Figura 29. Densidad de *D. antillarum* en los arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b); datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

.Cobertura de macroalgas

Los porcentajes de cobertura de macroalgas carnosas en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina tendieron a aumentar entre 2001 y 2012, y fueron superiores en enero y abril del 2005. Las macroalgas calcáreas presentaron coberturas bajas durante el período 2001-2012, mientras que los mayores porcentajes de macroalgas costrosas se registraron en el 2001 y 2012 (Fig. 30). Según Martín

et al. (2011) la estructura de las comunidades de algas en los arrecifes frontales evaluados entre junio de 2004 y abril de 2005 estuvo dominada por las macroalgas *Dictyota* sp., *Lobophora* sp. y *Halimeda* sp. Estos autores plantean que la abundancia excesiva de macroalgas y la escases de algas coralinas costrosas entre 2004-2005 en los arrecifes frontales, parece deberse a la casi completa ausencia de *D. antillarum*. La cobertura de macroalgas costrosas aumentó entre 2001 y 2012 en el 53% de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina (Fig. 31A). Las macroalgas carnosas mostraron un aumento considerable entre 2001 y 2012 en casi todos los sitios, excepto en NO-Cy.5Ba y Ps.BP, donde se observó una disminución importante (Fig. 31B). Al igual que como ocurrió en las crestas, no se observó relación entre los sitios con mayor densidad de erizos y los de menor cobertura de macroalgas carnosas. Por ejemplo, en NO-Cy.5Ba la densidad de erizos fue nula en el 2012, mientras que la cobertura de macroalgas carnosas disminuyó. En el arrecife frontal Cy.Cch fue donde único se observó *D. antillarum* en el 2012, y sin embargo, la cobertura de macroalgas carnosas aumentó (Fig. 29; Fig. 31B). Las macroalgas

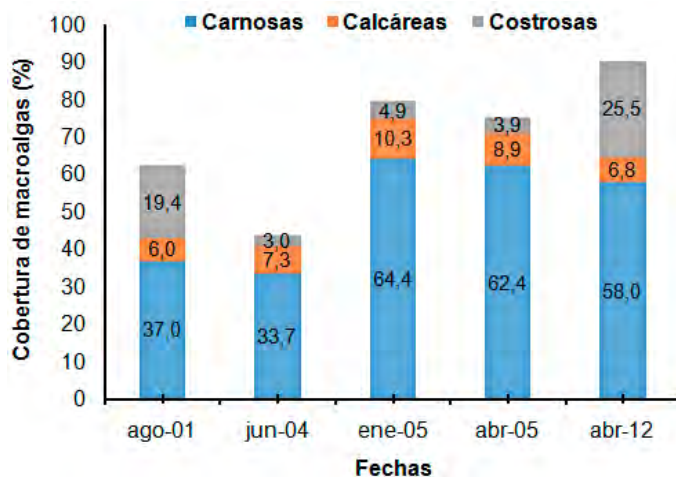


Figura 30. Porcentaje promedio de la cobertura de los diferentes grupos morfofuncionales de macroalgas en el conjunto de arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b), entre 2004-2005 (Pina *et al.*, 2008) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

calcáreas no mostraron ninguna tendencia en los arrecifes frontales de este archipiélago entre 2001 y 2012, ya que en algunos sitios su cobertura aumentó y en otros disminuyó. Los sitios con mayor incremento de cobertura de macroalgas calcáreas en 2012 fueron, *E1-Cy.Gr* y *E-Cy.Ca*, mientras que *C-Cy.Ca* y *Cy.Crb* fueron los sitios que presentaron las disminuciones más marcadas (Fig. 31C).

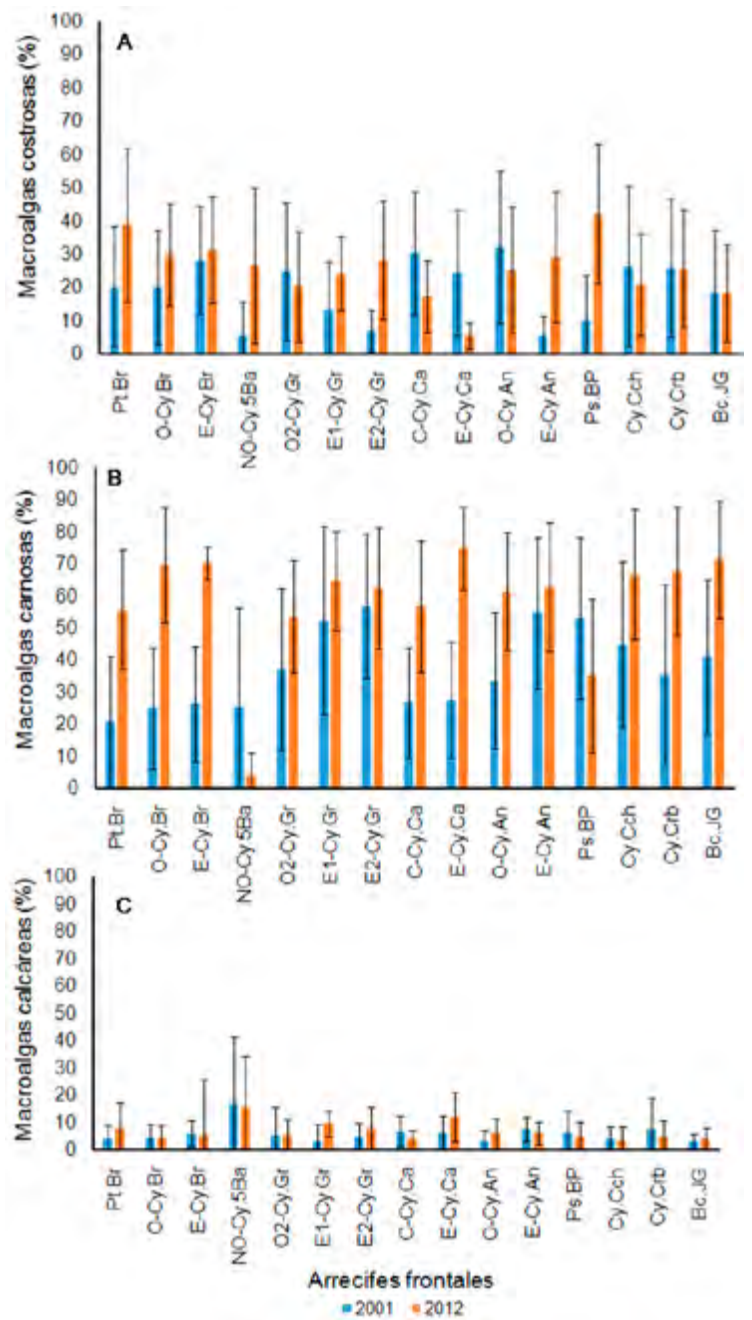


Figura 31. Porcentaje de la cobertura de macroalgas costrosas (A), macroalgas carnosas (B) y macroalgas calcáreas (C) en los arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Conclusiones

Golfo de Cazones

Crestas arrecifales

1. La cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones ("Nirvana") mostró ser resiliente, y parece deberse principalmente: al resguardo contra el oleaje, mayor disponibilidad de nutrientes (provenientes de la ciénaga de Zapata y al parecer de aguas profundas), circulación habitual giratoria de las corrientes y a la abundancia del erizo *D. antillarum*.
2. El estado de salud de las crestas al sureste del cayo Diego Pérez (SE-Cy.DP1 y SE-Cy-DP2) se ha depauperado entre 2001 y 2012, ya que ha disminuido la cobertura viva de coral, el diámetro máximo, la densidad de corales, y la mortalidad antigua no ha mostrado como tendencia una disminución. Además, ha cambiado el predominio de las especies, desde las típicas formadoras de crestas como *A. palmata* hacia especies oportunistas y con menor valor ecológica como *M. complanata* y *P. astreoides*.
3. La mayor abundancia de *D. antillarum* en las crestas hacia el norte del golfo de Cazones entre 2001 y 2012, parece explicar la menor cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas, con un predominio de las costrosas. Este comportamiento de las macroalgas pudo influir en la mayor densidad de reclutas de coral detectado en esta área.

Arrecifes frontales

4. El arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC) también parece ser resiliente, ya que ha mantenido entre 2001 y 2012 una elevada abundancia relativa del complejo de especies *O. annularis*, y la cobertura viva de coral y el diámetro máximo no han mostrado como tendencia una disminución, y sí, el porcentaje de mortalidad antigua.
5. A pesar de que la cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1) se ha mantenido relativamente estable entre 2001 y 2012; estos arrecifes han sufrido cambios en el patrón del predominio de las especies, con una disminución en la abundancia relativa del complejo de especies *O. annularis* y un incremento de las especies oportunistas *P. astreoides* y *S. siderea*. Esto refleja que la cobertura por sí sola no necesariamente

representa estados estables en los arrecifes.

6. La baja densidad de *D. antillarum* en los arrecifes frontales del golfo de Cazones entre 2001 y 2012, parece explicar la tendencia de la cobertura de las macroalgas carnosas a ser mayor que el de las macroalgas calcáreas y costrosas.

Archipiélago Jardines de la Reina

7. Las crestas en el archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012 experimentaron una ligera disminución en la cobertura viva de corales pétreos, dada, al menos en parte, por colonias jóvenes (diámetros máximos pequeños), lo que parece explicar la disminución de los porcentajes de mortalidad antigua debido a que pueden haber estado expuestas a una menor cantidad de impactos durante su corta vida.
8. Las crestas en el archipiélago Jardines de la Reina experimentaron entre 2001 y 2012, cambios en el predominio de las especies, que implicó la pérdida de abundancia relativa de *A. palmata* y un incremento de *M. complanata* y *P. astreoides*, y con ello, el detrimento de sus funciones ecológicas fundamentales.
9. La coincidencia en los porcentajes de cobertura viva de coral en los arrecifes frontales de Jardines de la Reina entre 2001 y 2012, pudiera relacionarse con un aumento en la proporción de corales jóvenes, a pesar de no existir variación en la densidad y de haber disminuido el diámetro máximo y la mortalidad antigua. Sin embargo, ha cambiado el patrón del predominio de las especies, desde las típicas formadoras de arrecifes frontales como el complejo de especies *O. annularis* a las especies oportunistas *S. siderea*, *P. astreoides* y *A. agaricites*.
10. No parece existir una relación entre el aumento de la cobertura de macroalgas carnosas y la abundancia del erizo *D. antillarum* en el período 2001-2012 en las crestas y arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina.

Referencias

- Acropora Biological Review Team (2005).** Atlantic Acropora Status Review Document. Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Regional Office, 3.
- AGRRA (2000).** The AGRRA Rapid Assessment Protocol. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Methodology. <http://coral.aoml.noaa.gov/agrra/>

methodhome.htm

Alcolado, P. M. (2004). Manual de capacitación para el monitoreo voluntario de alerta temprana en arrecifes coralinos. Proyecto PNUD/GEF, Cuba/98/632, Ciudad de la Habana, Cuba. 80 pp.

Alcolado, P. M. (2007a). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2003 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2007b). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2005 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2007c). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2006 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2008). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2007 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2009). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2008 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2010). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2009 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2011). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2010 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2012). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2011 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2013). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2012 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

Alcolado, P. M. (2014). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2013 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

Alcolado, P. M. (2015). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2014 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

Alcolado, P. M., Caballero, H., Lara, A., Rey-Villiers, N., Arriaza, L., Lugioyo, G. M., . . . García-Rodríguez, A. (2013). Resiliencia en crestas de arrecifes coralinos del este del golfo de Batabanó, Cuba, y factores determinantes probables. *Serie Oceanológica*, 13, 49-75.

Alcolado, P. M., Caballero, H., & Perera, S. (2009a). Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. *Serie Oceanológica*, 5, 1-23.

Alcolado, P., & Durán, A. (2011). Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanológica*, 8, 25-29.

Alcolado, P. M., Ginsburg, R., Lang, J. C., Kramer, P. A., Marks, K., Rodríguez, E. A., . . . Hernández, J. I. (2001b). Estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Jardines de la Reina (*SE* de Cuba). Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA II. Instituto de Oceanología: 58 pp.

Alcolado, P., Guardia, E., González, S., Hernández, M., Ginsburg, R., Kramer, P., . . . Kosminin, V. (2001a). Estado de salud del bentos de los arrecifes coralinos del sur y este del Golfo de Batabanó. Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA. Instituto de Oceanología: 35 pp.

Alcolado, P. M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil, L., Perera, S., & Hidalgo, G. (2009b). Efectos de un inusual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *REVMAR*, 1, 73-94.

Alcolado, P. M., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macía, G., del Valle, R., Hernández, M., & García, T. (2003). Rapid assessment of coral communities of María La Gorda, Southeast Ensenada de Corrientes, Cuba. *Atoll Research Bulletin*, 46, 1-58.

Alcolado, P., Menéndez-Macías, G., Martínez-Daranas, B., García-Parrado, P., García, T., Hernández, M., . . . Abreu, M. (1998). Informe preliminar de 1998 del Proyecto: Evaluación general del estado ecológico de los arrecifes de Cuba y monitoreo de la estación

regional cubana de CARICOMP. Informe Instituto de Oceanología. 13 p.

Alcolado, P., Morgan, I. E., Kramer, P. A., Ginsburg, R.N., Guardia, E., Kosminin, V., . . . Hernández, M. (2010).

Condition of remote reef off southwest Cuba. *Ciencias Marinas*, 36 (2), 179-197.

Álvarez-Phillips, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Cote, I. M., & Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B.*, (doi: 10.1098/rspb.2009.0339). <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>.

Aronson, R. B., & Precht, W. F. (2001). White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia*, 460, 25–38.

Aronson, R. B., Precht, W. F., Toscano, M. A., & Koltes, K. H. (2002). The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Mar. Biol.*, 141, 435–447.

Bastidas, C., Bone, D., Croquer, A., Debrot, D., García, E., Humanes, A., . . . Rodríguez, S. (2012). Massive hard coral loss after a severe bleaching event in 2010 at Los Roques, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 60 (Supl. 1), 29–37.

Bruckner, A. W., & Hill, R. L. (2009). Ten years of change to coral communities off Mona and Desecheo Islands, Puerto Rico, from disease and bleaching. *Aquat. Org.*, 87, 19-31.

Buddemeier, R. W., & Fautin, D. G. (1993). Coral bleaching as an adaptive mechanism— A testable hypothesis. *BioScience*, 43, 320-326.

Caballero, H., Chevalier, P. P., Pérez, A., Cabrera, E., Rey-Villiers, N., Busutil, L., . . . González, J. (2012). "Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes." Informe Científico Final. Programa de Biodiversidad, Agencia de Medio Ambiente. 71 pp.

Caballero, H., Chevalier, P. P., Varela, C., Isla, V., Alfonso, Y., Valderrama, S., . . . Espinosa, L. (2010). Proyecto "Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de las Áreas Protegidas Marinas y Costeras en los Archipiélagos del Sur de Cuba (Proyecto GEF/PNUD)". Informe de Expedición, Línea Base de Flora y Fauna Marina. 30 pp.

Caballero, H., & Guardia, E. (2003). Arrecifes de coral utilizados como zonas de colectas para exhibiciones en el Acuario Nacional de Cuba. I. Costa noroccidental de La Habana. *Rev. Invest. Mar.*, 24(3), 205-220.

CARICOMP (2000). Status and temporal trends at CARICOMP coral reef sites. Trabajo presentado en el 9th Int. Coral Reef Symp., Junio, Panamá.

Edmunds, P. J. (2010). Population biology of *Porites astreoides* and *Diploria strigosa* on a shallow Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 87-104.

Edmunds, P. J., & Bruno, J. F. (1996). The importance of sampling scale in ecology: Kilometer wide variation in coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 143, 165–171.

García-Salgado, M., Nava-Martínez, G., Bood, N., Mcfield, M., Molina-Ramírez, A., Yañez-Rivera, B., . . . Arrivillaga, A. (2008). Status of Coral Reefs in the Mesoamerican Region. En: Status of the Coral Reefs of the World: 2008, (C. Wilkinson, ed.). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, pp. 253 -264.

Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines. *Caribb. Corals. Sci.*, 301, 958-960.

Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean Reefs: Impacts, recovery patterns and role in long term decline. *Ecol.*, 86(1), 174-184.

Geister, J. (1977). The influence of wave exposure on the ecological zonation of Caribbean coral reefs. Proceedings of the Third International Coral Reef Symposium 1, 23-29.

González-Díaz, P. (1999). Comunidades de esponjas, corales y gorgonias en un arrecife coralino costero de Ciudad de La Habana. Trabajo de Diploma, Universidad de La Habana, 25 pp.

González-Díaz, P. (2010). Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas. Ciudad de La Habana. Universidad de La Habana, Centro de Investigaciones Marinas. 100 pp.

Grimsditch, G. D., & Salm, R. V. (2006). Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching. UICN, Gland, Switzerland. 52 pp.

Groombridge, B., & Jenkins, M. D. (2002). World Atlas of Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21st Century. University of California Press, Berkeley. (Chapter 2).

Guardia, E., & González-Sansón, G. (1997). Asociaciones de esponjas, gorgonias y corales de un arrecife en la costa noroccidental de Cuba. I: Distribución espacial de biotopos. *Rev. Invest. Mar.*, 18(3), 216-222.

Hernández, L. F., Guimarães, M. B., Arias, R. B., & Clero, L. A. (2011). Composición de las comunidades de

octocorales y corales pétreos y la incidencia del blanqueamiento del 2005 en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 77-90.

Hoegh-Guldberg, O., Hoegh-Guldberg, H., Veron, J. E. N., Green, A., Gomez, E. D., Lough, J.,... Oliver, J. (2009). The Coral Triangle and Climate Change: Ecosystems, People and Societies at Risk. WWF Australia, Brisbane.

Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Stenek, R. S., Greenfield, P., Gómez, E., . . . Hatzioles, M. E. (2008). Coral reefs under rapid climate change and Ocean acidification. *Science*, 318, 1737-1742.

IPCC (2007). Climate Change 2007: IPCC fourth Assessment Report. Working Group I Report "The Physical Science Basis" IPCC, Geneva, Switzerland.

Jackson, J. B. C. (1994). Community unity?. *Science*, 264, 1412-1413.

Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L., & Lam, V. V. (Eds.) (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.

Jekielek, P. (2011). Chapter 2c. Assessing bleaching on Bonaire's coral reefs March 2011. Applying "BLAGGRA" six months after a bleaching event. En. (Steneck, R. S., Arnold, S. & DeBey, H., Eds.), Status and Trends of Bonaire's Reefs, 2011. Cause for grave concerns. University of Maine, School of Marine Sciences and National Marine Fisheries Service.

Kramer, P. (2003). Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Result of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll. Res. Bull.*, 46, 1-58.

Lirman, D., & Fong, P. (1996). Sequential storms cause zone-specific damage on a reef in the northern Florida reef tract: evidence from Hurricane Andrew and the 1993 Storm of the Century. *Florida Sci.*, 59(1), 50-63.

Lirman, D., & Fong, P. (1997). Patterns of damage to the branching coral *Acropora palmata* following Hurricane Andrew: damage and survivorship of hurricane-generated asexual recruits. *J. Coast. Res.*, 13(1), 67-72.

Marshall, P., & Schuttenberg, H. (2006). Adapting coral reef management in the face of climate change. En: Coral Reefs and Climate Change. Science and Management, Phinney, J.T., O. Hoegh-Guldberg, J. Kleypas, W.J. Skirving & A. Strong (eds.). American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 223-241.

Martín, F. B., Clero, L. A., González, G. S., & Pina, F. A. (2011). Influence of *Diadema antillarum* populations (Echinodermata: Diadematidae) on algal community structure in Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol.*

Trop., 59(3), 1149-1163.

Martín, F. B., González, G. S., Pina, F. A., & Clero, L. A. (2010). Abundance, distribution and size structure of *Diadema antillarum* (Echinodermata: Diadematidae) in South Eastern Cuban coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58(2), 663-676.

Martínez-Estalella, N., & Herrera, A. (1989). Estudio de la comunidad coralina del arrecife del Rincón de Guanabo, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Ocean.*, 9, 1-28.

McField, M., & Kramer, P. (2007). Healthy Reefs for Healthy People. A guide to indicators of reef health and social well-being in the Mesoamerican Reef Region. The Smithsonian Institution, Belice City: 208 pp.

Miller, J., Muller, E., Rogers, C., Waara, R., Atkinson, A., Whelan, K. R. T., Patterson, M., . . . Witcher, B. (2009). Coral disease following massive bleaching in 2005 causes 60% decline in coral cover on reefs in the US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 28, 925-937.

Muller, E. M., Rogers, C. S., Spitzack, A. S., & van Woesik, R. (2008). Bleaching increases likelihood of disease on *Acropora palmata* (Lamarck) in Hawksnest Bay, St John, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 27, 191-195.

Mumby, P. J., & Harborne, A. R. (2010). Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 5(1). e8657. doi. 10.1371/journal.pone.0008657.

Pandolfi, J. (2002). Coral community dynamics at multiple scales. *Coral Reefs*, 21, 13-23.

Pandolfi, J., & Jackson, J. B. C. (2006). Ecological persistence interrupted in Caribbean coral reefs. *Ecology Letters*, 9, 818-826.

Pina, F., Hernández-Fernández, L., Clero, L., & González-Sansón, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(3), 225-237.

Salazar-Vallejo, S. (2012). Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Rev. Biol. Trop.*, 50(2), 415-428.

Scheffer, M. S., Carpenter, J. A., Foley, C., Folke, D., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591-596.

Spalding, M. D. (2004). A guide to the coral reefs of the Caribbean. University of California Press, Berkeley. 256 pp.

Sullivan, K. M., Chiappone, M., & Lott, C. (1994). Abundance patterns of stony coral on platform margin reefs of the Caicos Bank, Bahamas. *J. Sci.*, 1, 2-12.

Torres, J. L., & Morelock, J. (2002). Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species.

J. Caribbean Sci., 38(3-4), 222-229.

Valdivia, A. (2001). Comunidades coralinas del arrecife costero Boca de Canasí. La Habana. Trabajo de Diploma, Universidad de La Habana, 42 pp.

Verón, J. E. N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T. M., Lough, J. M., Obura, D. O., Pearce-Kelly, P., . . . Rogers, A. D. (2009). The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. *Mar. Poll. Bull.*, 58, 1428-1436.

Webster, P. J., Holland, G. J., Curry, J. A., & Chang, H. R. (2005). Change in tropical cyclone number, duration and intensity in a warming environment. *Science*, 309, 1844-1846.

Weil, E., & Rogers, C. S. (2011). Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. En: Dubinsky, Z. & Stambler, N. (eds.). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Netherlands: Springer. pp. 465-491.

Wilkinson, C. (2008). Status of the Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.

Wilkinson, C., & Souter, D. (2008). Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, y Rainforest Research Center, Townsville.

Zlatarski, V. N., & Martínez-Estalella, N. (1982). Les Scléractiniaires de Cuba. Éditions de l'Académie Bulgare des Sciences, Sofia, Bulgaria, 453 pp.

ANEXOS

Anexo 1

Localización geográfica y siglas de los sitios en el golfo de Cazones.

Crestas arrecifales del golfo de Cazones			
Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Sur de la ensenada de Cazones (Nirvana)	S-EC	22°5,931'	81°31,160'
Sureste de cayo Diego Pérez 2	SE-Cy.DP2	22°2,163'	81°30,876'
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	SE-Cy.DP1	22°1,297'	81°30,952'
Cayo Sigua	Cy.Si	21°53,460'	81°25,051'
Vizcaínos	Vi	21°47,094'	81°10,859'
Arrecifes frontales del golfo de Cazones			
Sur de la ensenada de Cazones	S-EC	22°05,753'	81°31,055'
Este de cayo Diego Pérez	E-Cy.DP	22°05,140'	81°34,211'
Sureste de cayo Diego Pérez 2	SE-Cy.DP2	22°02,161'	81°30,397'
Sureste de cayo Diego Pérez 1	SE-Cy.DP1	22°01,253'	81°30,621'
Cayo Blanco	Cy.BI	21°51,748'	81°19,454'

Anexo 2

Localización geográfica y siglas de los sitios en el archipiélago Jardines de la Reina.

Crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina			
Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Punta Bretón	Pt.Br	21°04,771'	79°28,045'
Oeste de cayo Bretón	O-Cy.Br	21°04,067'	79°25,813'
Sureste de cayo Bretón	SE-Cy.Br	21°04,269'	79°24,550'
Noroeste de cayo Cinco Balas	NO-Cy.5Ba	21°05,389'	79°17,400'
Oeste 1 de cayo Grande	O1-Cy.Gr	20°58,005'	79°12,46'
Oeste 2 de cayo Grande	O2-Cy.Gr	20°58,111'	79°11,948'
Este 1 de cayo Grande (Punta Bayameses oeste)	E1-Cy.Gr	20°54,079'	79°6,209'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E2-Cy.Gr	20°53,981'	79°5,717'
Centro de cayo Caballones (Punta Escondida)	C-Cy.Ca	20°50,76'	79°01,169'
Cayo Caballones	Cy.Ca	20°50,021'	78°59,464'
Cayo Caballones (El Peruano)	Cy.Ca (El Peruano)	20°50,66'	79°01,285'
Pasa Caballones (Montaña Rusa)	Ps.Ca (Montaña Rusa)	20°49,99'	78°59,205'
Cayo Anclitas	Cy.An	20°46,342'	78°54,146'
Cayo Anclitas (El Partido)	Cy.An (El Partido)	20°46,438'	78°55,308'
Cayo Piedra Grande (Faro de Boca Piedra)	Cy.PG	20°45,718'	78°50,877'
Cayo Granada	Cy.Gra	20°36,366'	78°16,86'
Cayo Inglesitos	Cy.In	20°36,63'	78°15,004'
Arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina			
Punta Bretón	Pt.Br	21°04,545'	79°28,064'
Oeste de cayo Bretón	O-Cy.Br	21°03,868'	79°25,337'
Este de cayo Bretón	E-Cy.Br	21°04,039'	79°24,631'
Noroeste de cayo Cinco Balas	NO-Cy.5Ba	21°05,389'	79°17,400'
Oeste 1 de cayo Grande	O1-Cy.Gr	20°58,207'	79°13,132'
Oeste 2 de cayo Grande	O2-Cy.Gr	20°57,96'	79°11,932'
Este 1 de cayo Grande (Punta Bayameses oeste)	E1-Cy.Gr	20°54,587'	79°7,126'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E2-Cy.Gr	20°53,893'	79°5,717'
Centro de cayo Caballones (Punta Escondida)	C-Cy.Ca	20°50,88'	79°01,801'
Este de cayo Caballones	E-Cy.Ca	20°50,413'	79°0,036'
Cayo Caballones (El Peruano)	Cy.Ca (El Peruano)	20°50,625'	79°01,263'
Pasa Caballones (Montaña Rusa)	Ps.Ca (Montaña Rusa)	20°49,715'	78°58,755'
Oeste de cayo Anclita (Punta Práctico)	O-Cy.An	20°47,904'	78°57,406'
Este de cayo Anclita	E-Cy.An	20°46,274'	78°53,152'
Cayo Anclitas (El Partido)	Cy.An (El Partido)	20°46,438'	78°55,308'

Anexo 2 (cont.)

Localización geográfica y siglas de los sitios en el archipiélago Jardines de la Reina.

Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Pasa de Boca Piedra	Ps.BP	20°45,78'	78°51,31'
Cayo Boca de Piedra (Coral Negro)	Cy.BP (Coral Negro)	20°45,253'	78°50,265'
Cayo de Cachiboca	Cy.Cch	20°40,368'	78°45,121'
Cayo de Cachiboca (Faro)	Cy.Cch (Faro)	20°48,478'	78°45,252'
Punta Ballenas	Pt.Ball	20°38,136'	78°42,179'
Cayo Carabinero	Cy.Crb	20°38,650'	78°39,461'
Boca de Juan Grin	Bc.JG	20°37,610'	78°35,798'

Daily Zúñiga-Ríos

dailyzuniga50@gmail.com

Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

UII

MACROALGAS DE LOS ARRECIFES DE CORAL DEL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA, CUBA

Introducción

Los esquemas de distribución y abundancia de los organismos sésiles del bentos en un arrecife coralino son el reflejo de procesos históricos, de condiciones ambientales predominantes, requerimientos de sus nichos, la dinámica de sus poblaciones y de complejas relaciones ecológicas entre las especies coexistentes (Díaz-Pulido, Sánchez, Zea, Díaz, & Garzón, 2004). El aumento rápido del cubrimiento de algas en los arrecifes coralinos, especialmente en el Caribe, ha sido un tópico controvertido durante las últimas décadas, dado que existe un gran desacuerdo dentro de la comunidad científica acerca de sus causas

(Hughes, Szmant, Steneck, Carpenter, & Miller, 1999; Szmant, 2001; Littler, Littler, & Brooks, 2009; Zúñiga-Ríos, Martínez-Daranas, & Alcolado, 2012). Por lo tanto, conocer la composición y distribución de las macroalgas en un arrecife de coral es un elemento clave que ayuda a entender qué tipo de control domina, concentraciones de nutrientes (control *bottom-up*) o los niveles de herbivoría (control *top-down*) (Lapointe, Littler, & Littler, 1993; Lapointe, 1999; Hughes *et al.*, 1999; Littler *et al.*, 2009).

Ha sido documentado por algunos autores los cambios ocurridos en las comunidades arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en cuanto a la disminución de la cobertura de corales y el incremento de la cobertura de algas (Alcolado *et al.*, 2001; Newman, Paredes, Sala, & Jackson, 2006; Pina, Hernández, Clero, & González, 2008; Martín, Clero, González, & Pina, 2011; Roff & Mumby, 2012). Sin embargo, la distribución y composición de las algas cuando aún los arrecifes se encontraban dominados por corales, no se conocen.

Este documento pretende aportar la primera caracterización de las comunidades algales obtenida en 1995 a través del proyecto, "*Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina*", a la línea base de este archipiélago en el marco del proyecto, "*Evaluación de los impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad y desarrollo de estrategias de adaptación en dos regiones de ecosistemas frágiles de Cuba*", con el fin de brindar nuevos elementos para entender los procesos que han estado ocurriendo.

Breve descripción del área

En los muestreos realizados en 1995 en el marco del proyecto "*Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina*", se encontró que en las crestas arrecifales de este archipiélago predominó la especie de coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1816). La zona trasera se encuentra entre 1 y 2 m de profundidad y estuvo dominada por la macroalga *Halimeda opuntia* (Linnaeus) Lamouroux en los cayos Bretón y Caballones, y *Halimeda tuna* (Ellis & Solander) Lamouroux y *Dictyota bartayresiana* J. V. Lamour en cayo Cinco Balas. En el arrecife frontal a 5 m de profundidad el fondo fue plano y

dominado en todos los casos por *H. tuna*; a los 10 m se encontró un fondo plano en los cayos Bretón y Cinco Balas dominado por *H. tuna*, mientras que en cayo Caballones el fondo se presentó irregular con parches de arena y la misma especie dominante. A los 20 m de profundidad el fondo fue irregular en las tres localidades con predominio de *H. tuna*, con grandes cabezos en los cayos Caballones y Cinco Balas, donde además se observaron grandes paredes verticales dominadas por *Dictyota linearis* (C. Agardh) Greville y *D. bartayresiana* (Tabla 1).

Riqueza de especies y distribución espacial de la ficoflora en los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina

Las macroalgas en los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina han sido poco estudiadas, limitándose a escasas publicaciones, en las cuales éstas no siempre han sido el centro de atención. Por ejemplo, Valdés-Iglesias *et al.* (2003) realizaron colectas de especies para la obtención de bio-activos; Pina *et al.* (2008) en un estudio sobre la complejidad estructural de los hábitats coralinos del archipiélago utilizaron la cobertura cuantitativa de componentes del bentos, dentro de los que incluyeron los grupos morfofuncionales (GMF) de algas, y registran 25 especies y 12 géneros; Martín *et al.* (2011) estudiaron la influencia de las poblaciones de *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) sobre la estructura de las comunidades de algas del archipiélago pero solo hasta nivel de género; y Clero & Cabrera (2012) realizaron inventarios de macroalgas marinas reportando 110 taxones infragenéricos para el área, incluyendo arrecifes coralinos, lagunas interiores pre-arrecifales y canalizos. Otros estudios enfocados en los corales, también han evaluado las algas a nivel de GMF (Alcolado *et al.*, 2001; Pina *et al.*, 2008). Los primeros estudios conocidos sobre la riqueza de especies en el archipiélago fueron realizados en el marco del proyecto, "*Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina*", y datan de 1995. Se establecieron tres perfiles perpendiculares a la costa en los arrecifes de coral de los cayos Bretón, Cinco Balas y Caballones. En cada uno de ellos, se muestreó la zona trasera de la cresta arrecifal y el arrecife frontal a 5, 10 y 20 m de

Tabla 1. Descripción de los sitios de muestreos evaluados en 1995 en el marco del proyecto "Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina".

Zona/localidad		Bretón	Cinco Balas	Caballones
Cresta arrecifal	Zona trasera	Fondo rocoso, dominado por <i>A. palmata</i> . La macroalga dominante fue <i>H. opuntia</i> .	Zona rocosa con cresta dominada por <i>A. palmata</i> , con predominio de las algas <i>H. tuna</i> y <i>D. bartayresiana</i> .	Fondo rocoso con abundancia de corales de varios géneros y dominancia de <i>A. palmata</i> . Macrofitobentos dominado por <i>H. opuntia</i> .
Arrecife frontal	5 m	Fondo plano, rocoso, con abundancia de gorgonias y algunos corales, macrofitobentos dominado por <i>H. tuna</i> .	Fondo plano rocoso con abundancia de gorgonias y corales. La especie de alga que se encontró dominando fue <i>H. tuna</i> .	Fondo plano, rocoso con abundancia de <i>H. tuna</i> .
	10 m	Fondo plano, rocoso, con abundancia de gorgonias y algunos corales, muy semejante a los 5 m, con predominio de <i>H. tuna</i> .	Fondo plano con abundancia de gorgonias y corales.	Fondo rocoso, irregular, con grandes cabezos rocosos separados por parches de arena, abundantes corales y gorgonias. Abundante <i>H. tuna</i> .
	20 m	Fondo irregular, rocoso, con algunos parches de arena, abundancia de gorgonias y corales, predominio de <i>H. tuna</i> y algunas especies de <i>Dictyota</i> .	Fondo muy irregular formado por grandes cabezos, con paredes verticales, gorgonias y corales, con predominio de <i>D. linearis</i> , <i>D. bartayresiana</i> y <i>H. tuna</i> .	Fondo irregular con grandes cabezos, parches de arena, abundantes gorgonias y corales, dominio de <i>H. tuna</i> .

profundidad, con un cuadrante metálico de 50 cm de lado y el tamaño de muestra fue 15. La riqueza de especies de algas en los arrecifes de estas tres localidades estuvo integrada por 56 especies, de ellas 22 pertenecientes a la división Rhodophyta, 18 a Chlorophyta y 16 a Ochrophyta. Se registraron 39, 36 y 31 especies de macroalgas en los cayos Cinco Balas, Caballones y Bretón, respectivamente (Tabla 2).

Tabla 2. Lista de especies de algas en los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina. Fuente: Proyecto “Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina”

	Bretón	Cinco Balas	Caballones
Phylum Chlorophyta			
Orden Cladophorales			
Familia Anadyomenaceae			
<i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen) C. Agardh		X	X
<i>Anadyomene saldanhae</i> Joly & Oliveira		X	
Familia Cladophoraceae			
<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory) Kutzing		X	
<i>Cladophora catenata</i> (Linnaeus) Kutzing	X		X
<i>Cladophora</i> sp.		X	
Orden Siphonocladales			
Familia Boodleaceae			
<i>Cladophoropsis membranacea</i> (C. Agardh) Borgesen			X
Familia Valoniaceae			
<i>Valonia macrophysa</i> Kützing			X
<i>Valonia ventricosa</i> J. Agardh	X		X
Orden Bryopsiales			
Familia Caulerpaceae			
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskal) J. Agardh	X		
<i>Caulerpa verticillata</i> J. Agardh	X		
Familia Halimedaceae			
<i>Halimeda gereauii</i> W. Taylor		X	X
<i>Halimeda opuntia</i> (Linnaeus) Lamouroux	X	X	X
<i>Halimeda tuna</i> (Ellis & Solander) Lamouroux	X	X	X
<i>Halimeda discoidea</i> Decaisne		X	
Familia Udoteaceae			
<i>Rhipocephalus phoenix</i> (Ellis & Solander) Kutzing	X	X	X
<i>Udotea cyathiformis</i> Decaisne			X
Orden Dasycladales			
Familia Dasycladaceae			
<i>Neomeris annulata</i> Dickie		X	
Familia Polyphysaceae			
<i>Parvocaulis polyphysoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) S. Berger, Fettweiss, Gleissberg, Liddle, Richter, Sawkitzky & Zuccarello)			X
Clase Phaeophyceae			
Orden Sporocnales			

Tabla 2 (cont.). Lista de especies de algas en los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina. Fuente: Proyecto “Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina”

	Bretón	Cinco Balas	Caballones
Familia Sporochneaceae			
<i>Sporochnus</i> sp.	X	X	X
Orden Dictyotales			
Familia Dictyotaceae			
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützinger) De Paula & De Clerck),		X	
<i>Dictyota bartayresiana</i> J. V. Lamour	X	X	X
<i>Dictyota ciliolata</i> Sond. ex Kütz			X
<i>Dictyota crenulata</i> J. Agardh	X	X	
<i>Dictyota pulchella</i> Hörnig & Schnetter	X	X	X
<i>Lobophora variegata</i> (Lamouroux) Womersley	X	X	X
<i>Padina gymnospora</i> (Kützinger) Sonder	X	X	X
<i>Stypopodium zonale</i> (Lamouroux) Papenfuss		X	
<i>Zonaria tournefortii</i> (J.V. Lamouroux) Montagne	X		
Orden Fucales			
Familia Sargassaceae			
<i>Sargassum hystrix</i> J. Agardh	X	X	X
<i>Sargassum hystrix</i> var. <i>hystrix</i> J. Agardh		X	
<i>Sargassum platycarpum</i> Montagne	X	X	
<i>Sargassum polyceratum</i> Montagne			X
<i>Sargassum vulgare</i> C. Agardh			X
Phylum Rhodophyta			
Orden Nemaliales			
Familia Galaxauraceae			
<i>Dichotomaria obtusata</i> (Ellis & Solander) Lamarck)		X	
<i>Galaxaura rugosa</i> (Ellis & Solander) J. V. Lamouroux)	X	X	
Orden Corallinales			
Familia Corallinaceae			
<i>Hydrolithon farinosum</i> (J. V. Lamouroux) D. Penrose & Y. M. Chamberlain)	X	X	X
<i>Amphiroa fragilissima</i> (Linnaeus) Lamouroux	X	X	X
<i>Amphiroa rigida</i> Lamouroux	X	X	
<i>Amphiroa tribulus</i> (Ellis & Solander) Lamouroux	X	X	
<i>Jania adhaerens</i> Lamouroux	X	X	X

Tabla 2 (cont.). Lista de especies de algas en los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina. Fuente: Proyecto “Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina”

	Bretón	Cinco Balas	Caballones
Orden Gelidiales			
Familia Gelidiaceae			
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis		X	X
Orden Gigartinales			
Familia Cystocloniaceae			
<i>Hypnea</i> sp.	X	X	
Orden Gracilariales			
Familia Gracilariaceae			
<i>Gracilaria cervicornis</i> (Turner) J. Agardh			X
Orden Rhodymeniales			
Familia Champiaceae			
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey	X	X	X
<i>Coelothix irregularis</i> (Harvey) Børgesen		X	
Familia Rhodymeniaceae			
<i>Botryocladia pyriformis</i> (Borgesen) Kylin	X	X	X
Orden Ceramiales			
Familia Ceramiaceae			
<i>Centroceras clavulatum</i> (C. Agardh in Kunth) Montagne in Durieu de Maisonneuve		X	X
<i>Ceramium</i> sp.	X	X	X
Familia Delesseriaceae			
<i>Hypoglossum aff. anomalum</i> Wynne & Ballantine	X	X	X
Familia Rhodomelaceae			
<i>Digenea simplex</i> (Wulfen) C. Agardh			X
<i>Herposiphonia secunda</i> (C. Agardh) Ambronn			X
<i>Herposiphonia</i> sp.	X	X	X
<i>Laurencia</i> sp.			X
<i>Polysiphonia</i> sp.	X		
Orden Gelidiales			
Familia Gelidiellaceae			
<i>Gelidiella acerosa</i> (Forssk.) Feldmann & Hamel	X	X	X

Al comparar los datos de 1995, con los trabajos de Valdés-Iglesias *et al.* (2003), Pina *et al.* (2008), Martín *et al.* (2011) y Clero & Cabrera (2012), se encontró que aún permanecían sin consignar 15 especies de macroalgas para el archipiélago Jardines de la Reina, las que son: *Anadyomene saldanhae*, *Chaetomorpha antennina*, *Cladophora catenata*, *Parvocaulis polyphysoides*, *Canistrocarpus cervicornis*, *Dictyota ciliolata*, *Dictyota crenulata*, *Zonaria tournefortii*, *Sargassum hystrix* var. *hystrix*, *Sargassum platycarpum*, *Sargassum polyceratium*, *Sargassum vulgare*, *Dichotomaria obtusata*, *Hydrolithon farinosum* y *Gracilaria cervicornis*.

La riqueza de especies de macroalgas fue significativamente diferente entre las profundidades del arrecife (ANOVA bifactorial ($F_{(6, 168)} = 3,83$; $p = 0,001$), las más altas se corresponden con las profundidades de 5 y 10 m del arrecife frontal en cayo Caballones, mientras que las más bajas se encontraron en las zonas traseras de las crestas arrecifales de los cayos Bretón y Cinco Balas, y los 20 m de profundidad del arrecife frontal de cayo Bretón. El resto de los sitios presentaron un comportamiento intermedio y no se diferenciaron entre sí (Fig. 1).

La mayor riqueza de macroalgas en cayo Caballones a los 5 y 10 m de profundidad del arrecife frontal (Fig. 2), pudiera estar relacionada con que a los 10 m de profundidad, el fondo es irregular con grandes

cabezos de coral. Según González, Cruz, Domínguez, Serrano & Basañez (2007b), los ambientes rocosos con superficie irregular favorecen el asentamiento de las algas y el incremento de la riqueza de especies. A los 5 m de profundidad de esta localidad el fondo es plano (Tabla 1), pero como la plataforma presenta pendientes muy abruptas (Pedroso, 2001; Cruz, 2013; Claro, García-Arteaga, Pina-Amargós, Cantelar, Lara, & García-Rodríguez, 2014), los 5 y 10 m se encuentran espacialmente uno cerca del otro y solo se diferencian por la profundidad, hecho que pudiera facilitar que compartan la mayor parte de las especies.

Los 20 m de profundidad de las tres localidades presentan fondos irregulares, pero su riqueza de especies se ve limitada por la profundidad. En relación con lo anterior, Díaz-Pulido *et al.* (2004) mencionan la profundidad, el oleaje, la luz y la geomorfología como los principales factores que controlan los esquemas de zonación en los arrecifes coralinos del Caribe.

La clasificación de las estaciones de muestreos por la composición y abundancia relativa de macroalgas, mostró que las mismas se ordenaron en solo dos grupos coincidentes con las zonas del arrecife, uno formado por todas las estaciones de las zonas traseras de las crestas arrecifales y otro por todas las estaciones del arrecife frontal (Fig. 2). Las estaciones dentro de cada grupo no se diferenciaron entre sí, lo que pudiera deberse a que los hábitats coralinos son relativamente homogéneos a lo largo del archipiélago

Jardines de la Reina (Pina *et al.*, 2008).

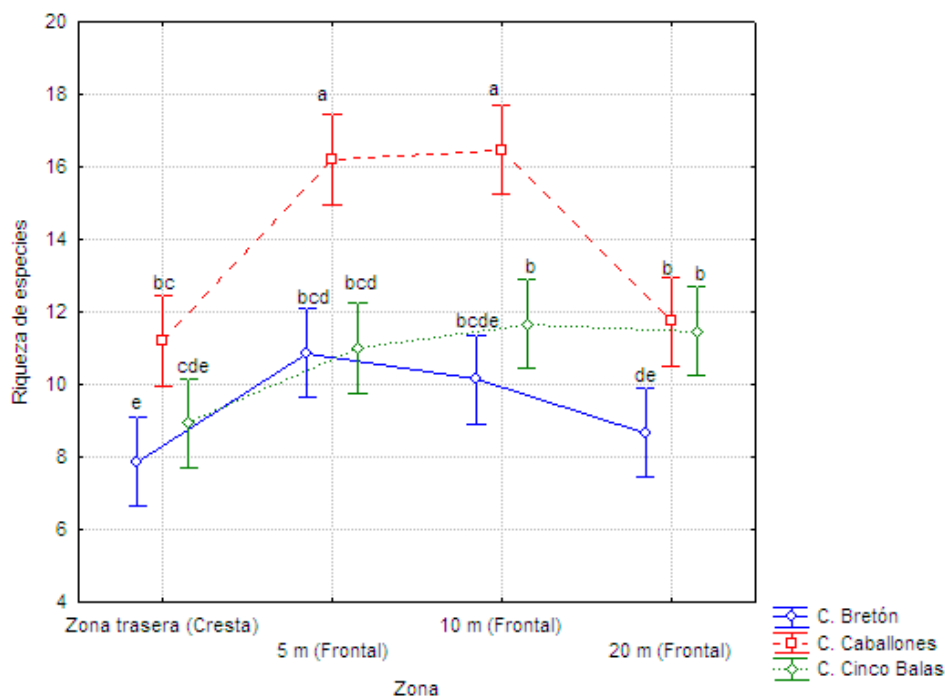


Figura 1. Riqueza de especies de macroalgas entre localidades y zonas del arrecife. Las barras verticales denotan intervalos de confianza de 0,95. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias con $p \leq 0,05$. Fuente: datos del proyecto "Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina"

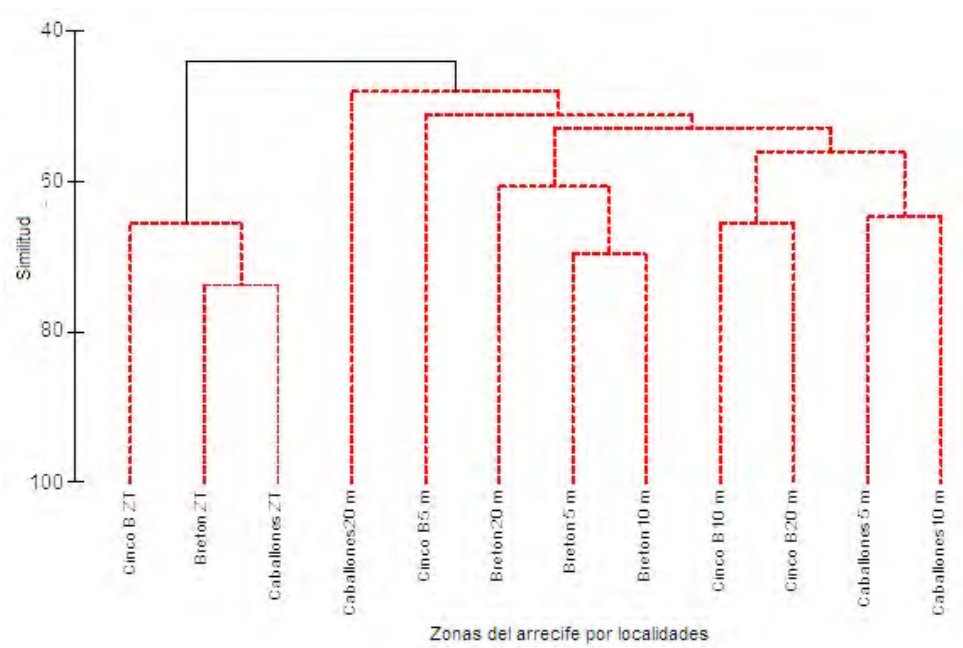


Figura 2. Dendrograma de clasificación de las estaciones por la composición y abundancia relativa de especies de macroalgas. Las líneas negras señalan grupos diferentes con un nivel de significación de 0,05 según la prueba SIMPROF. Fuente: datos del proyecto “Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina”

Frecuencia de aparición y dominancia de especies de macroalgas

H. tuna fue la especie de macroalga más frecuente en los muestreos realizados en 1995, pues se encontró en todas las profundidades de las tres localidades con una frecuencia de aparición superior al 80%, alcanzando 100% en los 20 m de profundidad (Tabla 3). Es de destacar además, que *Amphiroa fragilissima* fue frecuente en las zonas traseras y a 5 y 10 m de profundidad, pero su distribución se limitó por la profundidad.

En la zona trasera de las crestas arrecifales, las especies dominantes fueron *H. opuntia* en los cayos Bretón y Caballones, y *H. tuna* en cayo Cinco Balas. El arrecife frontal estuvo mayormente dominado por *H. tuna*, aunque en cayo Cinco Balas dominaron *D. linearis* y *D. bartayresiana* (Tabla 4).

Tabla 3. Especies de macroalgas con frecuencia de aparición superior al 60% en los muestreos realizados en 1995 en las tres localidades. Fuente: datos del proyecto “Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina”

Especies más frecuentes	ZT	5 m	10 m	20 m
<i>Halimeda opuntia</i>	80			
<i>Halimeda tuna</i>	83,3	83,3	96,7	100
<i>Amphiroa fragilissima</i>	70	66,7	73,3	
<i>Dictyota bartayresiana</i>		70		83,3
<i>Hypnea spinella</i>		63,3		
<i>Dictyota linearis</i>			66,7	90
<i>Herposiphonia secunda</i>			70	
<i>Lobophora variegata</i>				83,3

Tabla 4. Especies de macroalgas dominantes por localidades y zonas del arrecife. Fuente: datos del proyecto “Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en la porción centro-occidental del archipiélago Jardines de la Reina”

	Crestas	Arrecife frontal		
Localidad/Zona	ZT	5 m	10 m	20 m
Cayo Bretón	<i>H. opuntia</i>	<i>H. tuna</i>	<i>H. tuna</i>	<i>H. tuna</i>
Cayo Cinco Balas	<i>H. tuna</i>	<i>H. tuna</i>	<i>H. tuna</i>	<i>D. linearis</i>
	<i>D. bartayresiana</i>			<i>D. bartayresiana</i>
				<i>H. tuna</i>
Cayo Caballones	<i>H. opuntia</i>	<i>H. tuna</i>	<i>H. tuna</i>	<i>H. tuna</i>
		<i>D. linearis</i>		

La dominancia de los géneros *Halimeda* y *Dictyota* encontrada en los arrecifes de Jardines de La Reina en 1995 coincide con los resultados de Martín *et al.* (2011), quienes además mencionan a *Lobophora* dentro de los tres géneros dominantes. En 1995, si bien *Lobophora* no fue dominante, presentó un 83% de frecuencia de aparición en las tres localidades a 20 m de profundidad (Tabla 3). La dominancia de estos tres géneros ha sido documentada por varios autores para otros arrecifes de coral de Cuba (Trelles, Suárez, & de la Guardia, 2001; Valdivia, 2004; Valdivia & de la Guardia, 2004), y del Caribe (Ogden & Ogden, 1998; Szmant, 2001; Williams & Polunin, 2001; Borges-Souza, 2010), y son el reflejo de ambientes oligotróficos con alta herbivoría.

En contraste con estos resultados, se encuentran los arrecifes del archipiélago Sabana-Camagüey al norte de Cuba, en el que prevalece el control por nutrientes (control *bottom-up*), y las especies dominantes son *Cladophora catenata* y *Microdictyon marinum* (Carrodegua, Arencibia, & Capetillo, 1997; González *et al.*, 2007a; Zúñiga-Ríos *et al.*, 2012). El desarrollo excesivo de esas especies oportunistas (filamentosas y carnosas) es el resultado de bajos niveles de herbivorismo y de un incremento de los nutrientes (Littler *et al.*, 2009; Carrodegua *et al.*, 1997; González *et al.*, 2007a; Zúñiga-Ríos *et al.*, 2012).

Si se tienen en cuenta los dos tipos de controles propuestos para los arrecifes de hoy en día,

concentraciones de nutrientes (control *bottom-up*) y los niveles de herbivorismo (control *top-down*) (Lapointe *et al.*, 1993; Lapointe, 1999; Hughes *et al.*, 1999; Littler *et al.*, 2009), es de esperar que en los arrecifes de Jardines de la Reina el control que domine sea el herbivorismo, pues el archipiélago se encuentra alejado de las poblaciones humanas (Martín *et al.*, 2011), y las concentraciones de nutrientes se corresponden con los estándares de aguas oligotróficas reportadas para el Caribe (González de Zayas, Zúñiga-Ríos, Camejo-Cardoso, Batista-Tamayo, & Cárdenas-Murillo, 2006; Martín *et al.*, 2011; Jomarrón *et al.*, 2012).

En 1997, Claro *et al.* (2014) hallaron que los peces herbívoros presentaron moderada densidad y biomasa en las crestas y pendientes arrecifales, y que en esas crestas se mantenía una alta complejidad estructural, gracias a la existencia de corales muy grandes, principalmente *A. palmata*, a pesar que muchas colonias de esta especie y otros corales se encontraban destruidos y cubiertos parcial o totalmente por algas.

En muestreos posteriores, se han encontrado valores elevados de riqueza de especies, densidad y biomasa de peces (Alcolado *et al.*, 2001; Pina-Amargós *et al.*, 2002; Newman *et al.*, 2006; Pina *et al.*, 2008), al parecer por el efecto del área protegida, por lo que pudieran descartarse los problemas de herbivorismo

por peces. Las poblaciones de *D. antillarum* se encuentran en recuperación principalmente en las crestas (Martín *et al.*, 2011), aunque los resultados sobre la influencia de *D. antillarum* en la cobertura de macroalgas han sido contradictorios en algunos casos.

A partir del 2001, la instrumentación del protocolo AGRRA y otros métodos han permitido dar un seguimiento a las coberturas de corales y macroalgas, y se ha encontrado que la cobertura viva de corales tanto en crestas como en arrecifes frontales es inferior a un 20% (Pina-Amargós *et al.*, 2006), con alta mortalidad de *A. palmata* (Alcolado *et al.*, 2001). La cobertura de macroalgas ha aumentado a partir del 2001 desde 32,9% y 58,4% en crestas y arrecifes frontales, respectivamente (Alcolado *et al.*, 2001), a 50% en crestas y 75,3% en frontales en el 2012 (datos del proyecto: *Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba*).

Las informaciones anteriores muestran que las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina han experimentado un cambio de fase a favor de las macroalgas; que debió ocurrir en el período entre 1997 y 2000, ya que en las evaluaciones realizadas en 1995 y en enero de 1997 por Claro *et al.* (2014) aún se observaba dominancia de *A. palmata*. Además, en el 2001 la mayoría de las colonias de esta especie estaban muertas (Alcolado *et al.*, 2001), lo que pudo estar relacionado con el evento ENOS (Evento El Niño-Oscilación del Sur) más intenso del siglo, ocurrido en los años 1997-98, durante el cual se registraron nuevos récords de temperatura (Hernández, 2002; Fonseca, 2015), y las aguas se mantuvieron con anomalías positivas desde el inicio de 1997 y durante 1998, reportándose en junio la anomalía más alta de temperatura superficial del mar (TSM) (Hernández, 2002). Las fluctuaciones en las anomalías de TSM tienen una influencia directa sobre la comunidad bentónica y particularmente sobre los corales (Glynn, 1990; Arntz, Tarazona, Gallardo, Flores, & Salzwedel, 1991; Hernández, 2002).

Además, este evento ENOS (1997-98) afectó el área de estudio con fuertes “sures” y organismos ciclónicos generadores de oleaje. En la temporada invernal de ese período (1997-98), se estableció un nuevo récord en la frecuencia de los vientos de región sur (18), siendo el mes de febrero el más significativo por la intensidad que éstos alcanzaron, y el más severo

desde 1919 en cuanto a los “sures” (García, Ballester, Llanes, & Núñez, 1998).

En este mismo período, dos ciclones tropicales incidieron en el área de estudio, aunque no pasaron directamente sobre ella, el Huracán Georges de categoría 1 en septiembre de 1998 cruzó a lo largo de Cuba y el huracán Mitch de categoría 5 (del 22 de octubre al 5 de noviembre de 1998), aunque no afectó a Cuba, fue uno de los ciclones tropicales más poderosos de la era moderna, con una velocidad máxima de vientos sostenidos de 290 km/h (NOAA, 2015), por lo que al pasar por el mar Caribe debió generar fuerte oleaje sobre los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina, que ya habían sufrido temperaturas extremas.

Los elementos anteriores relacionados con el evento ENOS de 1997-98, aparentan ser las causas más probables de la muerte de las grandes colonias de *A. palmata* en el archipiélago Jardines de la Reina, y del cambio de fase a favor de las macroalgas en ese período; y porque, la dominancia de los géneros *Halimeda*, *Dictyota* y *Lobophora* durante tantos años, pudiera indicar que en la zona no se han producido cambios significativos en la calidad de las aguas como para afectar el desarrollo de los corales.

Conclusiones

1. La riqueza de especies de los arrecifes de coral de los cayos Bretón, Cinco Balas y Caballones estuvo integrada por 56 especies, de las cuales 15 constituyen nuevas adiciones para la zona. La riqueza varió con la profundidad y las mayores se encontraron a los 5 y 10 m del arrecife frontal en el cayo Caballones.
2. La composición y abundancia relativa de especies de macroalgas solo varió entre las crestas y los arrecifes frontales. Las estaciones dentro de éstas zonas no se diferenciaron entre sí.
3. Las especies *H. tuna* y *A. fragilissima* presentaron la mayor frecuencia de aparición, la primera en todas las profundidades, y la segunda hasta los 10 m de profundidad, mientras que las especies dominantes de la zona trasera fueron *H. opuntia* en los cayos Bretón y Caballones, y *H. tuna* en el cayo Cinco Balas. En el arrecife frontal dominó la especie *H. tuna* en todas las profundidades y localidades, a excepción de los 20 m de profundidad del cayo Cinco Balas donde

predominó *D. linearis* y *D. bartayresiana*.

4. Se determinó que el cambio de fase a favor de las macroalgas en estos arrecifes ocurrió entre los años 1997 y 2000, al parecer por factores relacionados con el severo evento ENOS de 1997-1998.

Referencias

- Alcolado, P. M., Ginsburg, R., Lang, J. C., Kramer, P. A., Marks, K., Rodríguez, E. A., . . . Hernández, J. I. (2001).** Estado de salud de los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina (SE de Cuba). Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA II. Instituto de Oceanología: 58 pp.
- Arntz, W. E., Tarazona, J., Gallardo, V. A., Flores, L. A., & Salzwedel, H. (1991).** Benthos communities in oxygen deficient shelf and upper slope areas of the Peruvian and Chilean Pacific coast, and changes caused by El Niño. En: Tyson, R. V. & Pearson, T. H. (eds.). Modern and ancient continental shelf anoxia. *Geol. Soc. Spec. Publ.*, 58, 131-154.
- Borges-Souza, J. M. (2010).** Patrones estructurales de la comunidad bentónica arrecifal de banco Chinchorro, México. Tesis doctoral, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz BSC.
- Carrodegas, C., Arencibia, G., & Capetillo, N. (1997).** Consideraciones sobre el estado ambiental de los arrecifes coralinos cubanos. Enciclopedia cubana ECURED. En línea: [http://www.ecured.cu/index.php/Arrecifes_Coralinos_\(Cuba\)](http://www.ecured.cu/index.php/Arrecifes_Coralinos_(Cuba)).
- Claro, R., García-Arteaga, J., Pina-Amargós, F., Cantelar, K., Lara, A., & García-Rodríguez, A. (2014).** Laberinto de Doce Leguas, Archipiélago Jardines de la Reina. En: Claro, R. (ed.), Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. p. 109-143. ISBN 978-959-298-032-7. En línea [citado 2015-02-06]. <http://www.redciencia.cu/>.
- Clero, L., & Cabrera, R. (2012).** Comunidades de algas marinas en el archipiélago Jardines de la Reina y en la bahía de Nuevitás, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*, 32-33, 269-275.
- Cruz, P. R. (2013).** Producto turístico "Paraíso azul Jardines de la Reina", desde un enfoque de sostenibilidad. Tesis en opción al título de Licenciatura en turismo y hospitalidad. Universidad de Camagüey. Facultad de ciencias económicas y empresariales. Carrera de turismo y hospitalidad. Camagüey.
- Díaz-Pulido, G., Sánchez, J. A., Zea, S., Díaz, J. M., & Garzón, J. (2004).** Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe Colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 28(108), 337-347.
- Fonseca, R. C. (2015).** Evaluación de los impactos del ENOS y estrategias de respuestas en Cuba. Centro del Clima, Instituto de Meteorología de Cuba [citado 2015-02-06]. <http://www.bvsde.paho.org/texcom/cd046995/CFonseca.pdf>.
- García, O., Ballester, M., Llanes, M., & Núñez, A. (1998).** Temporada Invernal de 1997-1998 en Cuba. SOMETCUBA Bulletin, 4(2). En línea [citado 2015-02-06]. http://www.met.inf.cu/sometcuba/boletin/v04_n02/espanol/tempora1.htm.
- Glynn, P. W. (1990).** Global ecological consequences of the 1982-83 El Niño-Southern Oscillation. *Elsevier Oceanography Series*, 52, 584 pp.
- González de Zayas, R., Zúñiga-Ríos, A., Camejo-Cardoso, O., Batista-Tamayo, L.M., & Cárdenas-Murillo, R. (2006).** Atributos físicos del ecosistema Jardines de la Reina, p. 296-351. En Pina-Amargós, F. (ed.). Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de los recursos naturales. Compilación por el XV Aniversario del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). CUJAE, Ciudad de la Habana, Cuba.
- González, S., Cantelar, K., Pina, F., Alcolado, P., Jiménez, A., Espinosa, J., . . . Hernández, J. L. (2007a).** Estado de los ecosistemas marinos y costeros, y algunas características ambientales y tendencias. Estado de los arrecifes coralinos. En: Ecosistema Sabana-Camagüey, estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad. Ed. Academia, La Habana, p. 39.
- González, G. C., Cruz, A. M., Domínguez, B. C., Serrano, S. A., & Basáñez, M. A. J. (2007b).** Macroalgas asociadas a cuatro hábitats del arrecife Tuxpan, Veracruz, México. *Revista UDO Agrícola*, 7(1), 252-257.
- Hernández, B. (2002).** Variabilidad interanual de las anomalías de la temperatura superficial del mar en aguas cubanas y su relación con eventos El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). *Investig. Mar.*, 30(2), 21-31.
- Hughes, T., Szmant, A. M., Steneck, R., Carpenter, R., & Miller, S. (1999).** Algal blooms on coral reefs: What are the causes? *Limnology and Oceanography*, 44, 1583-1586.
- Jomarrón, J. M., Moreno, S. O., Borges, R. M., Lake, B. J., Pina-Amargós, F., Abad, R. G., . . . Rodríguez, B. A. (2012).** Plan de manejo 2012-2016. Parque Nacional Jardines de

la Reina. Ciego de Ávila-Camagüey. MINAGRI/ENPFF. Ciego de Ávila/Camagüey. 135 pp.

Lapointe, B. (1999). Simultaneous *top-down* and *bottom-up* forces control macroalgal blooms on coral reefs (Reply to the comment by Hughes *et al.*). *Limnology and Oceanography*, 44, 1586-1592.

Lapointe, B. E., Littler, M. M., & Littler, D. S. (1993). Modification of benthic community structure by natural eutrophication: the Belize Barrier Reef. Paper presented at the 7th Coral Reef Symposium, Guam.

Littler, M. M., Littler, D. S., & Brooks, B. L. (2009). Herbivory, nutrients, stochastic events, and relative dominances of benthic indicator groups on coral reefs: A review and recommendations. En: Lang, M. A., Macintyre, I. G. & Rützler, K. The Smithsonian Marine Science Symposium, Washington, D.C., Smithsonian Contribution the Marine Sciences, 38, 401-414.

Martín, B. F., Clero, A. L., González, G. S., & Pina, F. A. (2011). Influence of *Diadema antillarum* populations (Echinodermata: Diadematidae) on algal community structure in Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 59(3): 1149-1163.

Newman, J. H. M., Paredes, A. G., Sala, E., & Jackson, B. C. J. (2006). Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecology Letters*, 9, 1216-1227.

NOAA (2015). 1998 North Atlantic hurricane season. En línea. [citado 2015-03-03]. <http://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/index.php?season=1998&basin=atl>.

Ogden, J. C., & Ogden, N. B. (1998). Reconnaissance Survey of the Coral Reef and Associate Ecosystems of Cayo Cochinos, Honduras. *Rev. Biol. Trop.*, 46(4), 67-74.

Pedroso, B. I. (2001). Caracterización general de la cayería Jardines del Rey. <http://www.ceditur.cu/content/productos/monografias/cayeria-camaguey.pdf>.

Pina-Amargós, F., Alcolado, P. M., Hernández-Fernández, L., González-Sansón, G., González de Zayas, R., Clero-Alonso, L.,... González-Ferrer, S. (2002). Estado de salud de los arrecifes coralinos de Jardines de la Reina. Resultado: Caracterización de los arrecifes coralinos de Jardines de la Reina, p.1-20. En F. Pina-Amargós (ed.). Caracterización y manejo de los ecosistemas marinos en el archipiélago Jardines de la Reina (Informe Final de Proyecto). Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba.

Pina-Amargós, F., Clero-Alonso, L., Martín-Blanco, F., Hernández-Fernández, L., Acosta de la Red, W., Cabreja-Ávila,

L.,... Artiaga, J. P. (2006). Biota marina del ecosistema Jardines de la Reina, p. 396-449. En: Pina-Amargós, F. (ed.). Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de los recursos naturales. Compilación por el XV Aniversario del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). CUJAE, Ciudad de La Habana, Cuba.

Pina, F., Hernández, L., Clero, L., & González, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(3), 225-287.

Roff, G., & Mumby, P. (2012). Global disparity in the resilience of coral reefs. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(7), 404-413.

Szmant, A. M. (2001). Introduction to the special issue of Coral Reefs on Coral Reef Algal Community Dynamics. Why are reef world-wide becoming overgrown by algae? Algae, algae everywhere, and nowhere a bite to eat. *Coral Reefs*, 19, 299-302.

Trelles, J., Suárez, A. M., & de la Guardia, E. (2001). Macroalgas dominantes de Playa Herradura plataforma noroccidental de Cuba: Caulerpa lesand Dictyotales. *Rev. Invest. Mar.*, 22(1), 1-6.

Valdés-Iglesias, O., Díaz, N., Cabranes, Y., Acevedo, M., Areces, A., Graña, L.,... Díaz, C. (2003). Macroalgas de la plataforma insular cubana como fuente de extractos bioactivos. *Avicennia*, 16, 36-45.

Valdivia, A. A. (2004). Variación espacial y temporal de las asociaciones de algas en zonas del sublitoral norte habanero, Cuba. Tesis presentada en opción al Título Académico de Master en Biología Marina y Acuicultura con mención en Ecología Marina. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana.

Valdivia, A. A., & de la Guardia, E. (2004). Variación espacial y temporal de la comunidad de algas en el arrecife costero de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2), 123-131.

Williams, I. D., & Polunin, N. V. C. (2001). Large-scale associations between macroalgal cover and grazer biomass on mid-depth reefs in the Caribbean. *Coral Reefs*, 19(4), 358-366.

Zúñiga-Ríos, D., Martínez-Daranas, B., & Alcolado, P. M. (2012). Ficoflora de los arrecifes coralinos del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Serie Oceanológica*, 11, 57-76. <http://oceanologia.redciencia.cu/articulos.php>.

Alain García-Rodríguez¹, Franklin García-Fernández¹,
Sheila Rodríguez-Machado¹ y
Pedro P. Chevalier Monteagudo²

alain.garcia2285@gmail.com

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

²Acuario Nacional de Cuba, Ave. 1^{ra} #4608 entre 46 y 60, Playa, La Habana, Cuba.

UIII

ASOCIACIONES DE PECES EN LOS ARRECIFES DEL GOLFO DE CAZONES Y EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA, CUBA

Introducción

Los peces dentro de los vertebrados son el grupo con mayor número de especies (más de 25000) y son el principal recurso alimentario en los mares y océanos, al constituir el 77% del total de los productos pesqueros (Claro, 2007a).

La estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos a nivel global está siendo afectada debido a la explotación pesquera, las alteraciones antrópicas y naturales, y el cambio climático (Hawkins & Roberts, 2004; Perry, Low, Ellis, & Reynolds, 2005; Claro, Cantelar, Pina-Amargós, & García-Arteaga, 2007; Stevenson *et al.*, 2007; Azzurro, Matiddi, Fanelli, Guidetti, Scarpato, & Axiak, 2010).

La disminución de la cobertura viva de coral y la complejidad del sustrato, debido al cambio climático está afectando la estructura de las asociaciones de peces que habitan en los arrecifes de coral (Booth & Beretta, 2002; Garpe, Yahya, Lindahl, & Öhman, 2006; Cheal, Wilson, Emslie, & Dolman, 2008; Pratchett *et al.*, 2008). El aumento de la temperatura del mar, como uno de los factores asociados al cambio climático que afectan los arrecifes, puede ampliar la distribución geográfica de algunas especies de peces y disminuir la de otras, incluyendo varias especies de interés comercial (Perry *et al.*, 2005; Munday *et al.*, 2009). Además, puede reducir la tasa de reproducción y disminuir la producción de esperma en los peces (Donelson, Munday, McCormick, Pankhurst, & Pankhurst, 2010). También, el desarrollo, supervivencia y conducta de las larvas de peces pueden verse afectadas (Munday *et al.*, 2009). Por ello, resulta necesario evaluar y monitorear los cambios en el ecosistema y sus causas, como investigación básica para el manejo y protección de las asociaciones de peces.

El proyecto *Evaluación de los impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad y desarrollo de estrategias de adaptación en dos regiones de ecosistemas frágiles de Cuba* tiene como objetivo general determinar la vulnerabilidad de la biodiversidad marina ante el cambio climático en dos zonas ecológicamente sensibles al sur de Cuba, las cuales son el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina. Para cumplimentar esto, una de las tareas fue recopilar la información existente (publicada o inédita) sobre la evaluación de las asociaciones de peces mediante censos visuales en los arrecifes de coral de estas dos zonas. Esa información puede ser utilizada como línea base de referencia para determinar los posibles cambios futuros en mejores asociaciones de peces.

Asociaciones de peces en el golfo de Cazones

Entre los años 1984 y 1991 se realizaron censos visuales de peces mediante la metodología Brock (1954) en tres crestas arrecifales en el golfo de Cazones (Claro, García-Arteaga, Valdés-Muñoz, & Sierra, 1990; Lara, Claro, García-Arteaga, & García-Rodríguez, 2014). También, entre 1987 y 1990 se realizaron censos visuales de peces en dos arrecifes

profundos de ese golfo (Lara *et al.*, 2014).

Las crestas evaluadas por estos autores fueron: al sur de la ensenada de Cazones (S-EC), al sureste del cayo Diego Pérez (SE-Cy.DP2) y en el cayo Sigua (Cy.Si). La densidad y la biomasa de peces en el sitio SE-Cy.DP2 fueron bajas en 1984 (Tabla 1), y se clasificaron con una condición de pobre y crítica, respectivamente (Claro, Lara, & García-Rodríguez, 2014b). La cresta S-EC fue muestreada en 1984 y 1988, y la de Cy.Si en el período 1985-1986. Tanto la densidad como la biomasa de peces en los dos sitios anteriores disminuyeron notablemente de un año a otro (Tabla 1), lo que indica grandes afectaciones en la estructura de la ictiofauna. La densidad y la biomasa de peces en S-EC fueron clasificadas con una condición de pobre y crítica, respectivamente según la escala de Claro *et al.* (2014b), lo cual evidencia que la ictiofauna en ese período ya estaba deprimida. A pesar de que la densidad y la biomasa de peces en Cy.Si disminuyeron entre 1985 y 1986, se mantuvieron en niveles favorables. Sin embargo, esa disminución indica afectaciones a la ictiofauna en Cy.Si.

Tabla 1. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedio de peces en crestas del golfo de Cazones entre 1984 y 1988. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: entre 1984-1988 (Claro *et al.*, 1990; Lara *et al.*, 2014)

Sitios	1984	1985	1986	1988
Densidad				
S-EC	181	*	*	119
SE-Cy.DP2	147	*	*	*
Cy.Si	*	1403	615	*
Biomasa				
S-EC	11623	*	*	4414
SE-Cy.DP2	2769	*	*	*
Cy.Si	*	47464	16315	*
*No existe información				

El arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC) fue evaluado en 1988 y 1989, mientras que al sur del cayo Diego Pérez (SE-Cy.DP2) se muestreó tres veces entre los años 1988 y 1990. En ambos sitios, la densidad y la biomasa de peces disminuyeron en el período 1988-1990 (Tabla 2), reflejando serias afectaciones en la ictiofauna (Claro *et al.*, 2014b).

Tabla 2. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedio de peces en arrecifes profundos del golfo de Cazones entre 1988 y 1990. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: entre 1988 y 1990 (Lara *et al.*, 2014)

Sitios	1988	1989	1990
Densidad			
S-EC	103	85	*
SE-Cy.DP2	162	92	42
Biomasa			
S-EC	9316	4635	*
SE-Cy.DP2	7579	3319	5915
*No existe información			

Según Lara *et al.* (2014) esa reducción en la abundancia de los peces parece estar relacionada con el incremento del esfuerzo pesquero a partir de 1980, que ocurrió en todo el país (Claro, 2007b). Estos cambios de la ictiofauna en la región evidencian la importancia de evaluar la situación actual, en la que, no solo se observa un continuo decline de los recursos pesqueros (Lara *et al.*, 2014), sino también la influencia negativa de los cambios globales, que han causado reducciones importantes en la densidad y biomasa de peces en otros arrecifes de Cuba por la disminución de la cobertura coralina, la casi desaparición de los herbívoros de mediana y gran talla y otras afectaciones al ecosistema costero (Claro *et al.*, 2007).

En marzo del 2001 fueron muestreadas las asociaciones de peces mediante el protocolo AGRRA (2000) en arrecifes del golfo de Batabanó, incluyendo sitios en el golfo de Cazones (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org). Al analizar las 13 crestas evaluadas en el golfo de Cazones, la densidad de peces varió de 26,7 ind./100 m² en el sitio 1 (localizado en los

22°8,813' N y 81°30,036' O) a 156,5 ind./100 m² en SE-Cy.DP1, con una media de 85,1 ind./100 m² para todo el área. En general, la densidad de peces aumentó de norte a sur en las crestas del golfo de Cazones (Fig. 1), encontrándose un valor alto en SE-Cy.DP1 según la escala de Alcolado & Durán (2011).

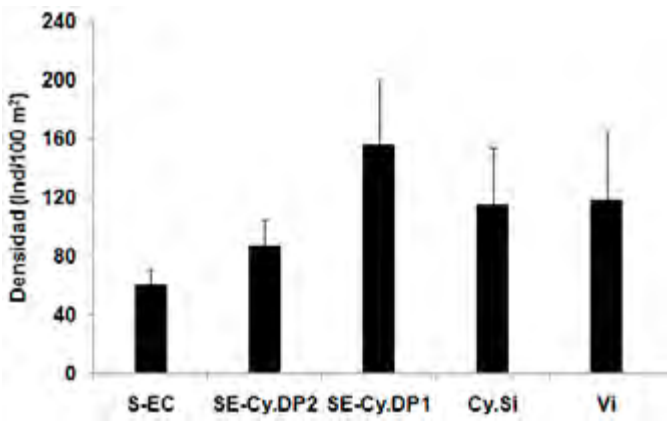


Figura 1. Densidad promedio (±EE) de peces en crestas del golfo de Cazones en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

La densidad de peces en los arrecifes profundos del golfo de Cazones en el 2001 (según los datos de 21 arrecifes frontales, datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) varió de 11,3 ind./100 m² en el sitio Peces Viejos a 105,8 ind./100 m² en Cayo Sigua, con una media de 43,1 ind./100 m². La mayor densidad de peces se encontró en SE-Cy.DP2 (Fig. 2), mientras que los otros sitios presentaron abundancias bajas según la escala de Alcolado & Durán (2011).

La densidad de peces herbívoros en el golfo de Cazones en el 2001, según los datos de las 13 crestas arrecifales (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), varió de 10,5 ind./100 m² en el sitio localizado en los 22° 8,813' N y 81° 30,036' O a 93,7 ind./100 m² en el sitio denominado Herradura de Sigua, con una media de 44,3 ind./100 m². La densidad de peces carnívoros varió de 3,5 ind./100 m² en el sitio denominado Arrecife Pequeño Perdido a 83,3 ind./100 m² en el sitio Cy. Si, con una media de 25,5 ind./100 m².

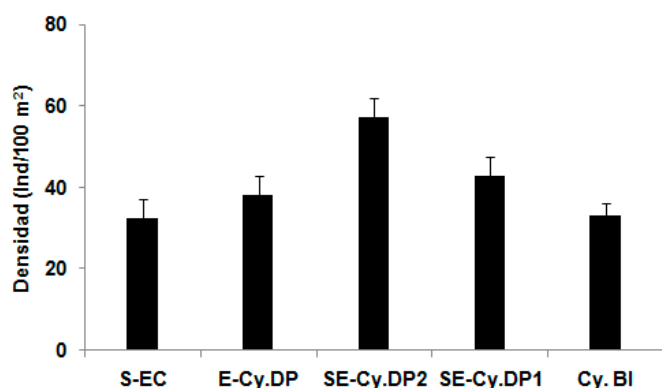


Figura 2. Densidad promedio (\pm EE) de peces en arrecifes profundos del golfo de Cazones en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

La densidad de peces herbívoros aumentó de norte a sur en las crestas del golfo de Cazones en 2001, a excepción de Cy.Si (Tabla 3); encontrándose las mayores abundancias en Vi y SE-Cy.DP1, las cuales fueron altas según la escala de Alcolado & Durán (2011). También la densidad de peces carnívoros aumentó de norte a sur, a excepción de Vi (Tabla 3); pero todos los valores fueron bajos (Tabla 3; según la escala de Alcolado & Durán, 2011).

Tabla 3. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces herbívoros y carnívoros en crestas del golfo de Cazones en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Gremios	S-EC	SE-Cy.DP2	SE-Cy.DP1	Cy.Si	Vi
Herbívoros	28,8	33,3	53,5	12,5	78,8
Carnívoros	12,2	45,7	58,7	83,3	23,5

La densidad de peces herbívoros en el golfo de Cazones en el 2001, según los datos de los 21 arrecifes profundos (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) varió de 4,2 ind./100 m² en el sitio denominado Peces Viejos a 33,2 ind./100 m² en SE-Cy.DP1, con una media

de 20,1 ind./100 m². La densidad de peces carnívoros varió de 3 ind./100 m² en el sitio llamado Los Méritos a 60,3 ind./100 m² en el sitio denominado Cy.Si, con una media de 18,6 ind./100 m².

Las densidades de peces herbívoros y carnívoros fueron bajas en cinco arrecifes profundos evaluados en el 2001 (Tabla 4), según la escala de Alcolado & Durán (2011).

Tabla 4. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces herbívoros y carnívoros en arrecifes profundos del golfo de Cazones en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Gremios	S-EC	E-Cy.DP	SE-Cy.DP2	SE-Cy.DP1	Cy. BI
Herbívoros	23,8	29,5	28	33,2	12,2
Carnívoros	6,2	5,3	23,8	5,3	15,8

Según los datos de 13 crestas arrecifales del golfo de Cazones evaluadas en el 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), la talla promedio de loros (*Scaridae*) varió de 13 cm en el sitio localizado en los 22° 8,813' N y 81° 30,036' O a 24 cm en el sitio localizado en los 21° 48,280' N y 81° 11,854' O, con una media de 18 cm. La talla de pargos (*Lutjanidae*) varió de 13 cm en el sitio localizado en los 22° 8,813' N y 81° 30,036' O a 31 cm en el sitio denominado Encallado, con una media de 21 cm. La talla de meros (*Serranidae*) fue de 8 cm en S-EC a 50 cm en Vi, con una media de 21 cm.

En las crestas del golfo de Cazones evaluadas en el 2001, las tallas promedios de loros fueron clasificadas como buenas en SE-Cy.DP2 y Cy.Si (Tabla 5) según la escala de Alcolado & Durán (2011). Los pargos presentaron pequeñas tallas en la mayoría de los sitios, mientras

que la mayor talla promedio de meros se observó en Vi (Tabla 5).

Según los datos de todos los arrecifes profundos muestreados en el golfo de Cazones en 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de

Tabla 5. Tallas promedios (cm) de algunas familias de peces de gran importancia ecológica en crestas del golfo de Cazones en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Familias	S-EC	SE-Cy.DP2	SE-Cy.DP1	Cy. SI	Vi
Loros	15	22	19	23	18
Pargos	16	23	21	23	20
Meros	8	16	17	24	50

Oceanología; www.agrra.org), la talla promedio de loros varió de 12 cm en el sitio denominado Arrecife Turbio a 24 cm en el sitio llamado Peces Viejos, con una media de 16 cm. La talla de pargos varió de 13 cm en *E-Cy.DP* a 27 cm en *SE-Cy.DP1*, con una media de 21 cm. La talla de meros varió de 8 cm en el sitio denominado Rolling Hills a 50 cm en el sitio llamado Peces Viejos, con una media de 22 cm.

En los arrecifes profundos del golfo de Cazones evaluados en el 2001, las tallas de loros, pargos y meros fueron bajas en la mayoría de los sitios (Tabla 6) según la escala de Alcolado & Durán (2011), a excepción de la talla de los pargos en *SE-Cy.DP1*.

Tabla 6. Tallas promedios (cm) de algunas familias de peces de gran importancia ecológica en arrecifes profundos del golfo de Cazones en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Familias	S-EC	SE-Cy.DP	SE-Cy.DP2	SE-Cy.DP1	Cy. BI
Loros	19	13	13	16	17
Pargos	24	13	19	27	22
Meros	22	26	25	24	14

En los años 2010 y 2012, en el golfo de Cazones se muestrearon los peces a partir del método de Brock (1954) en el marco del proyecto: "*Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes*", el

cual fue desarrollado principalmente por el Acuario Nacional de Cuba. Sin embargo, en este proyecto la densidad y la biomasa de las especies de peces carnívoros (pargos, meros y roncós) y herbívoros (loros y barberos) fueron calculadas mediante la planilla AGRRA (2000) para su comparación con otros trabajos. En ese estudio se evaluaron cuatro crestas y ocho arrecifes profundos, de los cuales, las crestas *SE-Cy.DP2* y *S-EC* y el arrecife profundo *S-EC* fueron muestreados en los dos años.

En las crestas del golfo de Cazones en el 2012 (según los datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba), la densidad de peces varió de 56 ind./100 m² en *S-EC* a 137 ind./100 m² en *SE-Cy.DP1*, con una media de 97,3 ind./100 m². En las crestas *S-EC* y *SE-Cy.DP2* evaluadas en el 2010, las densidades de peces fueron bajas (Fig. 3) y clasificadas como regulares según la escala de Claro *et al.* (2014b). En estos sitios las densidades de peces disminuyeron considerablemente de un año a otro (Fig. 3), clasificándose como críticas según la escala anterior mencionada.

En los arrecifes profundos del golfo de Cazones (según los datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012), la densidad de peces en 2010 varió de 235 ind./100 m² en *S-EC* a 381 ind./100 m² en Faro Diego Pérez Norte, con una media de 293,5 ind./100 m², mientras que en el 2012 varió de 187 ind./100 m² en *E-Cy.DP* a 371 ind./100 m² en la ensenada de Cazones, con una media de 271,8 ind./100 m².

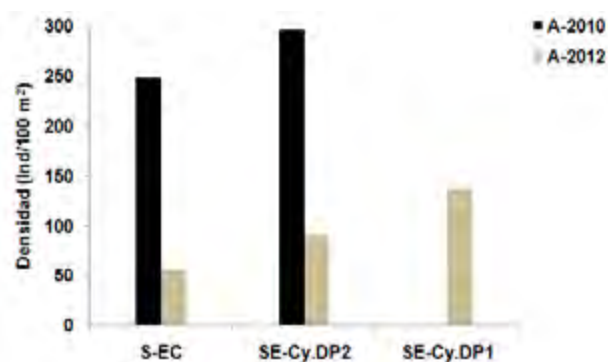


Figura 3. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces en crestas del golfo de Cazones entre 2010 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2010 y 2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba)

La densidad de peces en los arrecifes profundos *E-Cy*. DP, *S-EC* y *SE-Cy*.DP1 fue baja, y se clasificó de pobre (*S-EC* y *SE-Cy*.DP1) y crítica (*E-Cy*.DP) según la escala de Claro *et al.* (2014b) (Fig. 4). La densidad de peces en *S-EC* no varió entre los dos años evaluados (Fig. 4).

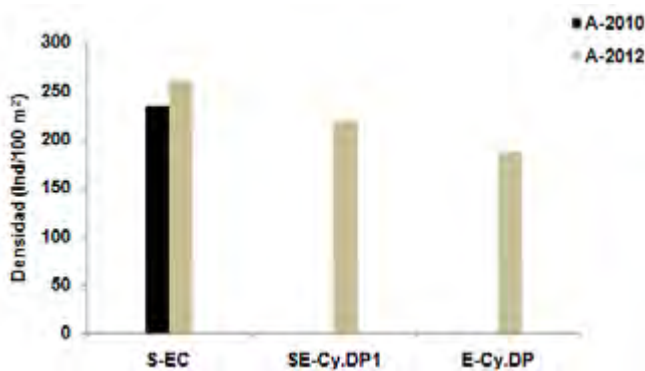


Figura 4. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces en arrecifes profundos del golfo de Cazones entre 2010 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2010 y 2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba)

En las crestas del golfo de Cazones (según los datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012) la densidad de peces herbívoros en 2012 varió de 41,9 ind./100 m² en el cayo Ernest Thaelmann a 242,2 ind./100 m² en *SE-Cy*.DP2, con una media de 109,9 ind./100 m². La biomasa de peces herbívoros varió de 2755,6 g/100 m² en el cayo Ernest Thaelmann a 32523,7 g/100 m² en *SE-Cy*.DP2, con una media de 12329,2 g/100 m². La densidad de peces carnívoros fluctuó de 17,5 ind./100 m² en el cayo Ernest Thaelmann a 137,8 ind./100 m² en *SE-Cy*.DP1, con una media de 71,2 ind./100 m². La biomasa

de peces carnívoros osciló de 600 g/100 m² en el cayo Ernest Thaelmann a 15189,6 g/100 m² en *SE-Cy*.DP1, con una media de 9285,1 g/100 m².

En las crestas arrecifales *S-EC*, *SE-Cy*.DP2 y *SE-Cy*.DP1, la densidad y la biomasa de peces herbívoros fueron altas (Tabla 7) según la escala de Alcolado & Durán (2011), con excepción de *SE-Cy*.DP2 en el 2010 (Tabla 7). La densidad de peces carnívoros fue elevada en *SE-Cy*.DP2 en el 2010 y en *SE-Cy*.DP1 en el 2012 (Tabla 7), mientras que la biomasa fue alta en *SE-Cy*.DP2 en 2010 y en 2012 y *SE-Cy*.DP1 en el 2012 según la escala de Alcolado & Durán (2011). Tanto la densidad como la biomasa de peces carnívoros disminuyeron en *SE-Cy*.DP2 entre el 2010 y el 2012, indicando afectaciones en la estructura de las asociaciones de peces según la escala de Alcolado & Durán (2011).

En las crestas del golfo de Cazones en el 2012 (según los datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012), la talla promedio de loros varió de 13 cm en *S-EC* a 28 cm en *SE-Cy*.DP1, con una media de 19 cm. La talla promedio de pargos varió de 18 cm en el cayo Ernest Thaelmann a 22 cm en *SE-Cy*.DP2, con una media de 20 cm. La talla de meros varió de 21 cm en *S-EC* a 31 cm en *SE-Cy*.DP2, con una media de 26 cm.

La talla promedio de pargos fue alta en *S-EC* en 2010 y baja en los demás sitios (<25 cm) (Tabla 8) según la escala de Alcolado & Durán (2011). Además, la talla de los pargos disminuyó entre 2010 y 2012 en *SE-Cy*.DP2 y en *S-EC*, lo que indica afectaciones en la estructura de tallas de estos peces carnívoros de gran tamaño. La talla de los meros fue alta en *SE-Cy*.DP2 en ambos años (Tabla 8) y es clasificada como buena según la

Gremios	S-EC -2010	S-EC -2012	SE-Cy.DP2 -2010	SE-Cy.DP2 -2012	SE-Cy.DP1 -2012
Densidad					
Herbívoros	57,8	92,8	14,2	242,2	62,5
Carnívoros	17,2	38,9	268,9	90,6	137,8
Biomasa					
Herbívoros	5266,7	5155,4	2256,2	32523,7	8882,2
Carnívoros	4110,1	7655,6	17267,3	13695,2	15189,6

Tabla 7. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedio de peces herbívoros y carnívoros en crestas del golfo de Cazones entre 2010 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2010 y 2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012)

escala de Alcolado & Durán (2011). La mayor talla promedio de peces loros fue obtenida en *SE-Cy.DP1* (Tabla 8), y es clasificada como buena según la escala

Tabla 8. Tallas promedios (cm) de algunas familias de peces de gran importancia ecológica en crestas del golfo de Cazones entre 2010 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2010 y 2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012)

	S-EC -2010	S-EC -2012	SE-Cy.DP2 -2010	SE-Cy.DP2 -2012	SE-Cy.DP1 -2012
Loros	11	13	21	21	28
Pargos	27	19	24	22	21
Meros	16	21	33	31	*
*No existe información					

de Alcolado & Durán (2011).

En los arrecifes profundos del golfo de Cazones (según los datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012), la densidad de peces herbívoros en 2010 varió de 21,3 ind./100 m² en cayo Calvario a 47,6 ind./100 m² en Faro Diego Pérez Norte, con una media de 34,5 ind./100 m². La biomasa de peces herbívoros varió de 1868,3 g/100 m² en el cayo Calvario a 4829 g/100 m² en S-EC, con una media de 3307,2 g/100 m². La densidad de peces carnívoros en el 2010 fue de 24,3 ind./100 m² en el cayo Ernest Thaelmann a 61,2 ind./100 m² en el sitio Faro Diego Pérez Norte (localizado en los 22°05,233' N y 81°30,898' O), con una media de 35,9 ind./100 m². La biomasa de peces carnívoros varió de 5796,8 g/100 m² en el cayo Ernest Thaelmann a 12041,5 g/100 m² en el sitio S-EC, con una media de 8164,8 g/100 m².

La densidad de peces herbívoros en los arrecifes profundos en el 2012 fue de 32,2 ind./100 m² en Los Pinos a 223,6 ind./100 m² en *SE-Cy.DP1*, con una media de 119,5 ind./100 m². La biomasa de peces herbívoros fue de 640,8 g/100 m² en Los Pinos a 6611,5 g/100 m² en S-EC, con una media de 3588,3 g/100 m². La densidad de peces carnívoros en el 2012 fue de 10,6 ind./100 m² en Faro Diego Pérez Norte a 71,1 ind./100 m² en el sitio Los Pinos, con

una media de 39,3 ind./100 m². La biomasa de peces carnívoros fue de 1228,9 g/100 m² en Faro Diego Pérez Norte a 10820,9 g/100 m² en *E-Cy.DP*, con una media de 5835,2 g/100 m².

En el arrecife profundo S-EC, la densidad de peces herbívoros aumentó del 2010 al 2012 (Tabla 9), clasificándose de una condición regular a muy buena según la escala de Alcolado & Durán (2011). También, en el 2012 en los sitios *SE-Cy.DP1* y *E-Cy.DP* la densidad de peces herbívoros fue elevada (Tabla 9), clasificándose de una condición muy buena según la escala de Alcolado & Durán (2011). Los valores de densidad de peces carnívoros fueron bajos en todos los sitios (Tabla 9) y fueron clasificados de pobres según la escala de Alcolado & Durán (2011). La

biomasa de peces herbívoros en S-EC fue alta en los dos años de muestreo, al igual que en *E-Cy.DP* (Tabla 9), clasificándose en estos sitios de buena según la escala de Alcolado & Durán (2011), mientras que en *SE-Cy.DP1* fue menor clasificándose como regular. La biomasa de peces carnívoros fue elevada en el 2012

Tabla 9. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedio de peces herbívoros y carnívoros en arrecifes profundos del golfo de Cazones entre 2010 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2010 y 2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012)

Gremios	S-EC -2010	S-EC -2012	SE-Cy.DP1 -2012	SE-Cy.DP -2012
Densidad				
Herbívoros	44,8	108,3	223,6	123,9
Carnívoros	28,8	41,9	41,9	39,7
Biomasa				
Herbívoros	4829,2	6611,5	3727,3	5928,4
Carnívoros	12041,5	9674,9	7594,7	10820,9

en *E-Cy.DP* y en los dos años de muestreos en S-EC (Tabla 9). Ambos sitios se clasifican como buenos según la escala de Alcolado & Durán (2011).

En el 2010 en los arrecifes profundos, la talla promedio de loros varió de 7,5 cm en cayo Calvario a 14 cm

en S-EC, con una media de 11 cm. La talla de pargos varió de 20 cm en Faro Diego Pérez Norte a 27 cm en el cayo Ernest Thaelmann, con una media de 24 cm. La talla de meros varió de 21 cm en el cayo Ernest Thaelmann a 34 cm en Faro Diego Pérez Norte, con una media de 26 cm.

En el 2012, la talla promedio de loros varió de 7 cm en E-Cy.DP y Faro Diego Pérez Norte a 10 cm en SE-Cy.DP1 y S-EC, con una media de 8 cm. La talla de pargos varió de 16 cm en el cayo Los Pinos a 28 cm en S-EC, con una media de 20 cm. La talla de meros fue de 13 cm en la ensenada de Cazonos y en el cayo Los Pinos a 34 cm en SE-Cy.DP1, con una media de 19 cm.

En el arrecife profundo S-EC, las tallas promedios de loros, pargos y meros no variaron entre los dos años de muestreos (Tabla 10). En este sitio la talla promedio de loros se clasifica de pobre, la de pargos como buena y la talla de meros como regular según la escala de Alcolado & Durán (2011). En SE-Cy.DP1 las tallas de loros y de pargos fueron bajas, mientras que la de meros fue alta (Tabla 10) y se clasifica como buena según la escala de Alcolado & Durán (2011). En el sitio E-Cy.DP, en 2012, la talla de loros se clasifica de crítica, mientras que la de pargos y meros de pobre según la

Tabla 10. Tallas promedios (cm) de algunas familias de peces de gran importancia ecológica en crestas del golfo de Cazonos entre 2010 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2010 y 2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012)

Gremios	S-EC -2010	S-EC -2012	SE-Cy.DP1 -2012	SE-Cy.DP -2012
Loros	14	10	10	7
Pargos	26	28	20	19
Meros	24	23	34	17

escala de Alcolado & Durán (2011).

De manera general, aunque los valores de densidad y biomasa de peces carnívoros y herbívoros fueron mayores en 2012 en comparación con 2001, Caballero *et al.* (2012) sugirieron cierta presión de pesca sobre estos grupos. Las investigaciones desarrolladas en los períodos 1984-1988 y entre el 2010-2012 fueron realizadas con el método de muestreo de Brock

(1954). Por lo tanto, al comparar las abundancias de peces entre los estudios del período 1984-1988 y el de 2010-2012, se observa un incremento en la densidad promedio de peces en las crestas S-EC y SE-Cy.DP2 del período 1984-1988 al 2010, seguido de una considerable disminución en el 2012 (Tabla 11). Esto indica afectaciones en las asociaciones de peces en estos sitios.

Tabla 11. Densidad (individuos/100 m²) de peces en crestas del golfo de Cazonos entre 1984 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: entre 1984-1988 (Claro *et al.*, 1990; Lara *et al.*, 2014) y entre 2010-2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba)

Sitios	1984	1988	2010	2012
S-EC	181	119	249	56
SE-Cy.DP2	147	*	296	91
*No existe información				

La densidad y biomasa de peces herbívoros y carnívoros fueron calculadas con la planilla AGRRA (2000) en el período 2010-2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012), lo que permite realizar comparaciones con los datos obtenidos en el 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org). La densidad de peces herbívoros y carnívoros fue mayor en las crestas del golfo de Cazonos en el 2012 en comparación con el 2001 (Tabla 12). Sin embargo, en SE-Cy.DP2 hubo una disminución en la densidad de los peces carnívoros entre el 2010 y el 2012 (Tabla 12).

Los arrecifes profundos estudiados en los períodos 1988-1989 y 2010-2012 fueron muestreados con el método de Brock (1954), lo que permite realizar comparaciones. En el sitio S-EC, la abundancia de peces aumentó considerablemente de un período a otro, al duplicar los valores registrados en los primeros muestreos (Tabla 13).

La abundancia de peces herbívoros y carnívoros aumentó notablemente entre los años 2001 y 2012 en los arrecifes profundos del golfo de Cazonos (Tabla 14).

Tabla 12. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces herbívoros y carnívoros en crestas del golfo de Cazones entre 2001 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y entre 2010-2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012)

Sitios	2001	2010	2012
Herbívoros			
S-EC	28,8	57,8	92,8
SE-Cy.DP2	33,3	14,2	242,2
SE-Cy.DP1	53,5	*	62,5
Carnívoros			
S-EC	12,2	17,2	38,9
SE-Cy.DP2	45,7	268,9	90,6
SE-Cy.DP1	58,7	*	137,8
*No existe información			

Asociaciones de peces en el archipiélago Jardines de la Reina

Uno de los primeros muestreos de peces realizados en el archipiélago Jardines de la Reina, específicamente en el área marina protegida Cayos de Doce Leguas, fue en enero de 1997 por solicitud de la empresa turística que opera en esa área (Claro, García-Arteaga, Pina-Amargós, Cantelar, Lara, & García-Rodríguez, 2014a). Según estos autores, el objetivo fue evaluar el estado de conservación de las asociaciones de peces en las crestas y arrecifes profundos de esa área marina protegida, a partir del método de censo visual de Brock (1954). Se trabajó en seis crestas y 13 arrecifes profundos en el área marina protegida (Claro *et al.*, 2014a).

Según los datos de Claro *et al.* (2014a), la densidad de peces en las crestas muestreadas varió de 177 ind./100 m² en S.C. Anclitas a 301 ind./100 m² en S. Estero Guancho C. Caballones, con un valor promedio de 248 ind./100 m². La biomasa de peces fluctuó de 7472 g/100 m² en S.C. Anclitas a 15949 g/100 m² en S.C. Caballones, con un promedio de 12093 g/100 m².

Tabla 13. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces en un arrecife profundo del golfo de Cazones entre 1988 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: entre 1984-1988 (Claro *et al.*, 1990; Lara *et al.*, 2014) y entre 2010-2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba)

Sitios	1988	1989	2010	2012
S-EC	103	85	234	259

Tabla 14. Densidad promedio (individuos/100 m²) de peces herbívoros y carnívoros en arrecifes profundos del golfo de Cazones entre 2001 y 2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos inéditos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología) y entre 2010-2012 (datos inéditos del Archivo Científico del Acuario Nacional de Cuba; Caballero *et al.*, 2012)

Sitios	2001	2010	2012
Herbívoros			
S-EC	23,8	44,8	108,3
SE-Cy.DP1	33,2	*	223,6
SE-Cy.DP	29,5		123,9
Carnívoros			
S-EC	6,2	28,8	41,9
SE-Cy.DP1	5,3	*	41,9
SE-Cy.DP	5,3		39,7
*No existe información			

En la cresta arrecifal S.C. Caballones (sitio cinco), la densidad de peces en 1997 fue de 192 ± 156 ind./100 m² y la biomasa de 15949 ± 8120 g/100 m² (Claro *et al.*, 2014a). Según Claro *et al.* (2014b), la densidad de peces en ese sitio es clasificada como pobre y la biomasa como buena, indicando que la asociación de peces se encontraba afectada, aunque existían algunos peces de mediana (20-40 cm) y gran talla (>40 cm), pero en abundancias bajas.

En los arrecifes profundos muestreados por Claro *et al.* (2014a), la densidad de peces varió de 165 ind./100 m² en S.C. Piedra Grande a 975 ind./100 m² en S.C. Boca Piedra Piloto, con un valor promedio de 446,7 ind./100 m². La biomasa de peces osciló de 9554

g/100 m² en S.C Pta. las Crucecitas a 61301 g/100 m² en S. Pasa Piedra Grande, con un promedio de 20220,5 g/100 m².

En agosto del 2001 fueron realizados muestreos en 26 crestas y 29 arrecifes profundos de este archipiélago (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a) utilizando la metodología AGRRA (2000). Según los datos de Alcolado *et al.* (2001b) y Claro *et al.* (2014a), la densidad de peces en las crestas del archipiélago Jardines de la Reina varió de 36 ind./100 m² en Botijuela a 226 ind./100 m² en cayo Cinco Balas Oeste, con una media de 87,9 ind./100 m². La biomasa de peces en las crestas osciló de 978 g/100 m² en el cayo Mates Sur a 37679 g/100 m² en Piedra Grande, con una media de 12250,9 g/100 m². La densidad de peces en los arrecifes profundos (según los datos de Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a) fluctuó de 32,7 ind./100 m² en Canal de las Mulatas a 173 ind./100 m² en cayo Cachiboca, con una media de 63,7 ind./100 m². La biomasa de peces en los arrecifes profundos varió de 3260 g/100 m² en Norte de la Bella a 24800 g/100 m² en el cayo Cachiboca, con una media de 9494,5 g/100 m².

A partir de esa información, se observó un aumento de la densidad y biomasa de peces desde el oeste hacia el este del área de estudio (Fig. 5). El sitio con mayor densidad y biomasa de peces fue C-Cy.Ca (Fig. 5), cuyos valores lo clasifican con una buena condición según la escala de Alcolado & Durán (2011). Los otros sitios presentaron densidades y biomasa de peces que se clasifican con una condición de regular a pobre, siendo O2-Cy.Gr el sitio con la ictiofauna más afectada (Fig. 5) según la escala de Alcolado & Durán (2011).

En los arrecifes profundos, la mayor densidad se observó en E-Cy.Ca (Fig. 6). Sin embargo, la ictiofauna en ese sitio es clasificada con una condición regular según la escala de Alcolado & Durán (2011). Las biomasa de peces fueron mayores en E2-Cy.Gr y en E-Cy.Ca (Fig. 6), valores clasificados con buena condición según Alcolado & Durán (2011), lo que indica la existencia de peces de mayor talla.

Según Hodgson & Liebel (2002) los peces herbívoros y carnívoros (gremios tróficos) tienen una gran importancia ecológica en los arrecifes coralinos.

Según los datos de Alcolado *et al.* (2001b) y Claro *et al.* (2014a), la densidad de peces herbívoros en las

crestas del archipiélago Jardines de la Reina varió de 1,3 ind./100 m² en el cayo Mates Sur a 107,2 ind./100 m² en cayo Granada, con una media de 47 ind./100 m². La biomasa de peces herbívoros fluctuó de 35,3 g/100 m² en el cayo Mates Sur a 18174,7 g/100 m² en el cayo Anclitas Este, con una media de 7213,5 g/100 m².

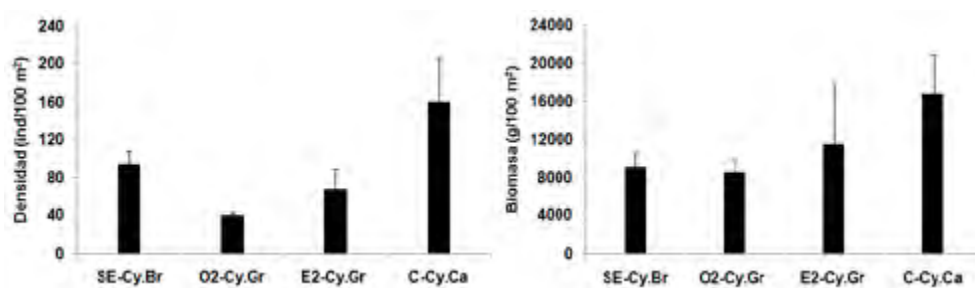


Figura 5. Densidad y biomasa promedio (\pm EE) de peces en crestas del archipiélago Jardines de la Reina en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a)

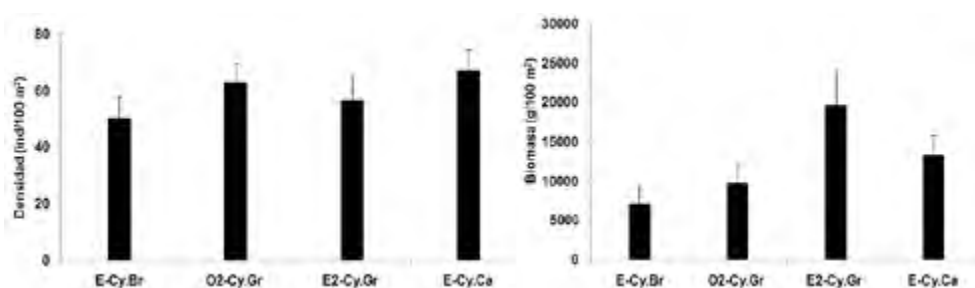


Figura 6. Densidad y biomasa promedio (\pm EE) de peces en arrecifes profundos del archipiélago Jardines de la Reina en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a)

La densidad de peces carnívoros en las crestas osciló de 1,8 ind./100 m² en Arrecifes Mulatas Este a 204,2 ind./100 m² en cayo Cinco Balas Dentro Oeste, con una media de 29,8 ind./100 m². La biomasa de peces carnívoros fue de 287,5 g/100 m² en Arrecifes Mulatas Este a 19992,8 g/100 m² en cayo Cinco Balas Dentro Oeste, con una media de 3930,9 g/100 m².

La densidad de peces herbívoros en las crestas evaluadas en el 2001 fue mayor en C-Cy.Ca, clasificando como de buena calidad según la escala de Alcolado & Durán (2011) (Tabla 15). Las biomásas de peces herbívoros fueron elevadas, y con una condición buena según la escala de Alcolado & Durán (2011) en todos los sitios (Tabla 15), lo que es favorable para el arrecife (Durán & Claro, 2009). Los bajos valores de densidad y biomasa de peces carnívoros en todos los sitios (Tabla 15), así como su condición de crítica y pobre (en la mayoría de los sitios) según la escala de Alcolado & Durán (2011), indican que los grandes carnívoros en esos sitios son muy escasos. El sitio O2-Cy.Gr presentó la densidad y la biomasa de peces carnívoros más bajas del área de estudio (Tabla 15).

Según los datos de Alcolado *et al.* (2001b) y Claro *et al.* (2014a), la densidad de peces herbívoros en los arrecifes profundos varió de 12,2 ind./100 m² en el sitio Noroeste de Cayo Cinco Balas a 47 ind./100 m² en el sitio nombrado Arrecife Frustrado, con una media de 29,7 ind./100 m². La biomasa de peces herbívoros fluctuó de 810,3 g/100 m² al noroeste del cayo Cinco Balas a 5716,6 g/100 m² en el sitio denominado

Arrecifes Mulatas Centro, con una media de 3236,4 g/100 m². La densidad de peces carnívoros osciló de 2,5 ind./100 m² en el sitio denominado Norte de la Bella a 145,8 ind./100 m² en cayo Cinco Balas Dentro Este, con una media de 26,5 ind./100 m². La biomasa de peces carnívoros varió de 377,6 g/100 m² en Arrecifes Mulatas Centro a 18268,3 g/100 m² en cayo Cachiboca, con una media de 4331,5 g/100 m².

Las abundancias de peces herbívoros y carnívoros en los arrecifes profundos en el 2001 fueron bajas en la mayoría de los sitios (Tabla 16). Además, la mayoría de los sitios fueron clasificados desde una condición regular hasta crítica según la escala de Alcolado & Durán (2011), lo que indica afectaciones en la abundancia de estos gremios tróficos. El sitio E2-Cy.Gr presentó las mayores biomásas de herbívoros (clasificada como buena según la escala de Alcolado & Durán, 2011) y carnívoros (Tabla 16), lo que contribuyó junto con los datos de las otras especies de peces a que este sitio tuviera la mayor biomasa promedio del área de estudio.

Según los datos de Alcolado *et al.* (2001b) y Claro *et al.* (2014a), la talla promedio de loros en las crestas varió de 10 cm en Botijuela a 30 cm en el cayo Grande Este, con una media de 21 cm. La talla de pargos fluctuó de 15 cm en los cayos Los Hierros y Botijuela a 33 cm en Punta Bretón, con una media de 21 cm. La talla de meros fue de 16 cm en Cayo Grande Este a 39 cm en Cayo Bretón Noroeste, con una media de 30 cm.

Tabla 15. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedio de peces herbívoros y carnívoros en crestas del archipiélago Jardines de la Reina en el 2001. DH: densidad de herbívoros, BH: biomasa de herbívoros, DC: densidad de carnívoros, BC: biomasa de carnívoros. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a)

Sitios	DH	BH	DC	BC
SE-Cy.Br	60,8	5579,5	15,2	2375,8
O2-Cy.Gr	24,3	6105,5	2,0	681,6
E2-Cy.Gr	24,5	5434,0	24,7	3141,4
C-Cy.Ca	86,0	9423,9	46,5	5118,8

Tabla 16. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedio de peces herbívoros y carnívoros en arrecifes profundos del archipiélago Jardines de la Reina en el 2001. DH: densidad de herbívoros, BH: biomasa de herbívoros, DC: densidad de carnívoros, BC: biomasa de carnívoros. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a).

Sitios	DH	BH	DC	BC
E-Cy.Br	36,7	2640,5	8,3	2956,3
O2-Cy.Gr	31,5	1863,6	8,5	1993,5
E2-Cy.Gr	18,3	5668,4	30,2	7234,7
E-Cy.Ca	36,5	1863,6	24,8	7162,6

En la tabla 17 se muestran las tallas promedios de algunas familias de peces que poseen gran importancia ecológica para los arrecifes (Hodgson & Liebeler, 2002). En las crestas en el 2001, las mayores tallas de loros (Scaridae) y pargos (Lutjanidae) se encontraron en *O2-Cy.Gr*, y se clasifican con una condición buena según la escala de Alcolado & Durán (2011) (Tabla 17). Las tallas de meros (Serranidae) en los sitios *E2-Cy.Gr* y *SE-Cy.Br* se clasifican con una buena condición según la escala de Alcolado & Durán (2011), aunque en el primer sitio fue observado solo un individuo, mientras que en el segundo cinco individuos de esa familia, lo que refleja una gran escasez de meros.

Tabla 17. Tallas promedios (cm) de algunas familias de peces de gran importancia ecológica en crestas del archipiélago Jardines de la Reina en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a)

Sitios	Loros	Pargos	Meros
<i>SE-Cy.Br</i>	17	22	33
<i>O2-Cy.Gr</i>	28	25	16
<i>E2-Cy.Gr</i>	18	18	36
<i>C-Cy.Ca</i>	20	22	*
*No existe información			

Según los datos de Alcolado *et al.* (2001b) y Claro *et al.* (2014a), la talla promedio de loros en los arrecifes profundos varió de 12 cm en Cayo Grande Este a 22 cm en Punta Bayameses Este, con una media de 16 cm. La talla de pargos fluctuó de 16 cm en Norte de la Bella a 36 cm en el cayo Bretón Oeste, con una media de 23 cm. La talla de meros osciló de 18 cm en Boca de Juan Grin a 44 cm en el cayo Grande Este, con una media de 27 cm.

Entre los arrecifes profundos, el sitio *E2-Cy.Gr* tuvo la mayor talla de peces loros (Tabla 18). Los pargos tuvieron tallas medianas que se clasificaron como de buena condición en la mayoría de los sitios según la escala de Alcolado & Durán (2011). La mayor talla de meros fue encontrada en *O2-Cy.Gr* (Tabla 18), y es clasificada como muy buena según la escala de Alcolado & Durán (2011).

En enero de 1997 se realizaron censos visuales

Tabla 18. Tallas promedios (cm) de algunas familias de peces de gran importancia ecológica en arrecifes profundos del archipiélago Jardines de la Reina en el 2001. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; Claro *et al.*, 2014a)

Sitios	Loros	Pargos	Meros
<i>E-Cy.Br</i>	14	26	29
<i>O2-Cy.Gr</i>	13	21	44
<i>E2-Cy.Gr</i>	23	27	26
<i>E-Cy.Ca</i>	17	28	25

de peces en los arrecifes del Parque Nacional Doce Leguas, a menos de un año después del establecimiento de un sistema de vigilancia y protección que limitó el impacto de la pesca sobre las poblaciones de peces comerciales del área. Esto pudiera haber beneficiado en ese momento a la ictiofauna local, pero es imposible de evaluar por la carencia de información anterior (Claro *et al.*, 2014a; Pina-Amargós, González-Sansón, Martín-Blanco, & Valdivia, 2014). No obstante, hay que considerar que en los años anteriores ocurrieron desastres naturales que afectaron a los arrecifes en gran parte del Caribe. Entre ellos cabe destacar la ocurrencia de un evento "ENOS" en 1995, que provocó el blanqueamiento de corales en extensas áreas de arrecifes de Cuba (Carrodegua, Arencibia, Capetillo, & García, 1996) y otro entre 1997 y 1998 (Claro *et al.*, 2014a), así como la ocurrencia de varias tormentas tropicales. Se supone que los esperados beneficios de la protección del área deben haberse manifestado ya desde principios de la década del 2000, pero la ausencia de evaluaciones cuantitativas publicadas con métodos comparables en esta área no nos permite conocer la tendencia de la ictiofauna en la zona. La información contenida en este trabajo constituye un primer elemento de comparación con futuros muestreos.

Desafortunadamente, debido a los diferentes métodos de muestreos utilizados para determinar la densidad y biomasa de peces en el 2001 (con el método AGRR, 2000) y en 1997 (se incluyeron todas las especies de peces) no pueden ser comparados. No obstante, se pueden comparar entre ambos años la abundancia de algunas familias de peces. Por ejemplo, Claro *et al.* (2014a) realizaron algunas consideraciones

con respecto a las abundancias de algunas familias de peces como los loros, pargos, meros y barberos (familia Acanthuridae) de importancia ecológica entre 1997 y 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina. En las crestas de este archipiélago en el 2001, hubo una mayor biomasa de Scaridae, Acanthuridae y de herbívoros en general en comparación con 1997 (Tabla 19; Claro *et al.*, 2014a), lo que pudiera ser consecuencia de la conservación del área marina protegida. Los pargos, aunque en menor abundancia en el 2001, incrementaron su biomasa por la presencia de individuos de mayor talla. Por su parte, los meros mantuvieron valores bajos de densidad y biomasa (Claro *et al.*, 2014a). No obstante, si se considera que trascurrieron cinco años desde el establecimiento del área protegida, era de esperarse una mayor abundancia y biomasa de meros y pargos en el 2001 (Claro *et al.*, 2014a).

Tabla 19. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (gramos/100 m²) promedio de cuatro familias de peces de importancia ecológica para todas las crestas arrecifales muestreadas en 1997 y 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina. Fuentes de los datos: 1997 y 2001 (Claro *et al.*, 2014a)

Familia	DENSIDAD		BIOMASA	
	1997	2001	1997	2001
Serranidae	0,7	0,25	479	143
Lutjanidae	9,5	6,33	843	1451
Scaridae	25,4	15,68	1313	4315
Acanthuridae	21,6	31,40	1889	2841

En los arrecifes frontales en el 2001, la densidad y biomasa de meros, pargos y barberos fue menor que en el año 1997 (considerando solo las especies del protocolo AGRRA, 2000), mientras que los loros presentaron un notable incremento (Tabla 20) (Claro *et al.*, 2014a). Los meros (Serranidae) mostraron baja densidad y biomasa probablemente como resultado de poblaciones menos numerosas, y por el efecto de la pesca durante el período anterior al establecimiento del área protegida (Claro *et al.*, 2014a). Estas especies presentan un largo ciclo de vida y tardía maduración

sexual, por lo que su recuperación puede durar varios años (Claro *et al.*, 2014a).

Al analizar de forma integral estos cambios, puede interpretarse que la protección del área marina protegida durante los cinco años parece haber beneficiado a los peces herbívoros, pero no a los depredadores carnívoros, especialmente a los pargos y meros, probablemente como consecuencia de violaciones de las regulaciones, o por la pesca legal en los arrecifes aledaños al área protegida, en especial durante sus migraciones hacia los sitios de desove (Claro *et al.*, 2014a).

Tabla 20. Densidad (individuos/100 m²) y biomasa (gramos/100 m²) promedio de cuatro familias de peces de importancia ecológica para todos los arrecifes profundos muestreados en 1997 y 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina. Fuentes de los datos: 1997 y 2001 (Claro *et al.*, 2014a)

Familia	DENSIDAD		BIOMASA	
	1997	2001	1997	2001
Serranidae	3,5	1,13	1252	487
Lutjanidae	16,5	8,21	4686	1931
Scaridae	15,7	21,10	1186	2588
Acanthuridae	10,1	6,86	1253	632

Estudios posteriores al 2001 con otros objetivos y métodos de muestreos han evidenciado la buena condición de las asociaciones de peces en el archipiélago Jardines de la Reina. Por ejemplo, Pina, Claro, García, López & González-Sansón (2007) y Pina-Amargós, Salvat & López-Fernández (2012) observaron una elevada abundancia y talla de los grandes peces depredadores de las familias Serranidae, Lutjanidae, Sphyrnidae y Carangidae, y con frecuencia tiburones. Esto lo atribuyeron a la menor presión pesquera por el establecimiento desde 1996 de una Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Protección. Por su parte, Pina-Amargós *et al.* (2014) observaron una mayor densidad y biomasa de peces comerciales dentro de la reserva que fuera de ella.

Conclusiones

1. Los estudios realizados para evaluar las comunidades de peces en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina incluyen diferentes métodos de muestreos y pocos sitios coinciden durante los años evaluados, lo que dificulta realizar comparaciones en el tiempo.
2. En el golfo de Cazones, pocos sitios coincidieron en el período de tiempo evaluado, lo que dificulta realizar un análisis temporal. En las crestas, la densidad de peces ha disminuido de 1984 al 2012, lo que indica afectaciones en estas comunidades de peces. Sin embargo, la densidad de peces carnívoros y herbívoros en algunos sitios fue mayor en el 2012 que en el 2001, indicando cierta recuperación de estos grupos. En arrecifes profundos, la densidad de peces aumentó considerablemente de 1988 al 2012. También la densidad de peces carnívoros y herbívoros fue mayor en el 2012 que en 2001, indicando cierta recuperación de estos grupos.
3. En el período 1997-2001, el área protegida establecida desde 1996 en el archipiélago Jardines de la Reina, parece haber beneficiado a los peces herbívoros, pero no a los carnívoros. En años posteriores se ha registrado una mayor abundancia de peces carnívoros, lo que refleja la efectividad de esa área protegida.
4. Los principales factores que han afectado a las comunidades de peces en los arrecifes del golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina son la sobrepesca y la degradación del hábitat.

Referencias

- AGRRA (2000).** The AGRRA Rapid Assessment Protocol. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment methodology. <http://coral.aoml.noaa.gov/agra/methodhome.htm>
- Alcolado, M. P., & Durán, A. (2011).** Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanológica*, 8, 25-29.
- Alcolado, P. M., Ginsburg, R., Lang, J. C., Kramer, P. A., Marks, K., Rodríguez, E. A.,... Hernández, J. I. (2001b).** Estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Jardines de la Reina (SE de Cuba). Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA II. Instituto de Oceanología. 58 pp.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Scarpato, A. M. G., & Axiak, V. (2010).** Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Environ. Res.*, doi:10.1016/j.marenvres.2010.01.006.
- Booth, D. J., & Beretta, G. A. (2002).** Changes in a fish assemblage after a coral bleaching event. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 45, 205-212.
- Brock, R. E. (1954).** A preliminary report on a method of estimating reef fishes populations. *J. Wildlife Manage.*, 18(3), 297-308.
- Caballero, H., Chevalier, P., Pérez, A., Cabrera, C., Villiers, N., Busutil, L.,... González, J. (2012).** Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes." Informe Científico Final. Salida no. 1. Programa de Biodiversidad, Agencia de Medio Ambiente. 63 pp.
- Carrodegua, C., Arencibia, G., Capetillo, N., & García, M. (1996).** Decoloración de corales en el Archipiélago cubano. *Rev. GeoCuba. Geomática y Ciencias Afines*, 1-5.
- Cheal, A., Wilson, S., Emslie, M., & Dolman, A. (2008).** Responses of reef fish communities to coral declines on the Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 372, 211-223.
- Claro, R. (2007a).** Diversidad de organismos. Filo Chordata, peces-Subfilos Cephalochordata (Acrania) y Vertebrata (Craniata). En: R. Claro (ed.), La Biodiversidad marina de Cuba (CD-ROM, pp. 60-109). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología y Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.
- Claro, R. (2007b).** IV. Productos y servicios de la diversidad biológica. Pesca y maricultura. En: R. Claro (ed.), La Biodiversidad marina de Cuba (170-190). (CD-ROM). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, ISBN: 978-959-298-001-3. Versión en Línea: <http://www.redciencia.cu/cdoceano/>
- Claro, R., Cantelar, K., Pina-Amargós, F., & García-Arteaga, J. P. (2007).** Cambios en las comunidades de peces de los arrecifes coralinos del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Biol. Trop.*, 55(2), 537-547.
- Claro, R., García-Arteaga, J., Pina-Amargós, F., Cantelar, K., Lara, A., & García-Rodríguez, A. (2014a).** Laberinto de Doce Leguas, Archipiélago Jardines de la Reina. En: R. Claro (ed.), Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba (109-143). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>
- Claro, R., García-Arteaga, J., Valdés-Muñoz, E., & Sierra, L.**

(1990). Características de las asociaciones de peces en los arrecifes del Golfo de Batabanó. En: R. Claro (ed.), *Asociaciones de peces en el Golfo de Batabanó* (1-49). La Habana: Editorial Academia.

Claro, R., Lara, A., & García-Rodríguez, A. (2014b). Análisis comparativo de las asociaciones de peces en los arrecifes y manglares de la plataforma cubana. En: R. Claro (ed.), *Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba* (155-176). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>.

Donelson, J., Munday, P., McCormick, M., Pankhurst, N., & Pankhurst, P. (2010). Effects of elevated water temperature and food availability on the reproductive performance of a coral reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 401, 233-243.

Durán, A., & Claro, R. (2009). Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Rev. Biol. Trop.*, 57(3), 687-697.

Garpe, K., Yahya, S., Lindahl, U., & Öhman, M. (2006). Long-term effects of the 1998 coral bleaching event on reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 315, 237-247.

Hawkins, J. P., & Roberts, C. M. (2004). Effects of artisanal fishing on Caribbean coral reefs. *Conservation Biology*, 18, 215-226.

Hodgson, G., & Liebeler, J. (2002). The global coral reef crisis trends and solutions. *Reef Check Foundation*, 77 p.

Lara, A., Claro, R., García-Arteaga, J., & García-Rodríguez, A. (2014). Golfo de Batabanó. En: R. Claro (ed.), *Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba* (1-55). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>.

Munday, P. L., Cheal, A. J., Graham, N. A. J., Meekan, M., Pratchett, M. S., Sheaves, M.,... Wilson, S. K. (2009). Tropical Coastal Fish. En: S. Poloczanska, A. J. Hobday & A. J. Richardson (eds.), *Marine Climate Change Impacts and Adaptation Report Card for Australia 2009* (pp. 2-21). NCCARF Publication 05/09, ISBN 978-1-921609-03-9.

Perry, L. A., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308, 1912-1915.

Pina, F., Claro, R., García, J., López, N., & González-Sansón, G. (2007). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(3), 217-224.

Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Martín-Blanco, F., & Valdivia, A. (2014). Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ* 2:e274; DOI 10.7717/p

Pina-Amargós, F., Salvat, H., & López-Fernández, N. (2012). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 32(2), 54-65.

Pratchett, M., Munday, P., Wilson, S., Graham, N., Cinner, J., Bellwood, D.,... Mcclanahan, T. (2008). Effects of climate-induced coral bleaching on coral-reef fishes-ecological and economic consequences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 46, 251-296.

Stevenson, C., Katz, L. S., Micheli, F., Block, B., Heiman, W. K., Perle, C.,... Witting, J. (2007). High apex predator biomass on remote Pacific islands. *Coral Reefs*, 26, 47-51.

ANEXOS

Anexo 1

Localización geográfica y siglas de los sitios en el golfo de Cazones.

Crestas arrecifales del golfo de Cazones			
Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Sur de la ensenada de Cazones (Nirvana)	S-EC	22°5,931'	81°31,16'
Sureste de cayo Diego Pérez 2	SE-Cy.DP2	22°2,163'	81°30,876'
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	SE-Cy.DP1	22°1,297'	81°30,952'
Cayo Sigua	Cy.Si	21°53,460'	81°25,051'
Vizcaínos	Vi	21°47,094'	81°10,859'
Encallado	-	21°58,169'	81°28,767'
Arrecife Pequeño Perdido	-	21°54,746'	81°25,826'
Cayo Ernest Thaelmann	-	22°00,750'	81°20,500'
Herradura de Sigua	-	21°54,136'	81°25,548'
Arrecifes frontales del golfo de Cazones			
Sur de la ensenada de Cazones	S-EC	22°05,753'	81°31,055'
Este de cayo Diego Pérez	E-Cy.DP	22°05,140'	81°34,211'
Sureste de cayo Diego Pérez 2	SE-Cy.DP2	22°02,161'	81°30,397'
Sureste de cayo Diego Pérez 1	SE-Cy.DP1	22°01,253'	81°30,621'
Cayo Blanco	Cy.BI	21°51,748'	81°19,454'
Peces Viejos	-	21°48,524'	81°11,454'
Rollins Hills	-	22°9,526'	81°30,79'
Los Roncos	-	21°54,977'	81°25,703'
Arrecife Turbio	-	21°59,272'	81°28,538'
Cayo Ernest Thaelmann	-	22°01,250'	81°23,250'
Cayo Calvario	-	22°06,150'	81°29,408'
Los Méritos	-	21°47,794'	81°10,320'
Los Pinos	-	22°06,898'	81°29,027'
Faro Diego Pérez Norte	-	22°01,233'	81°30,898'

Anexo 2

Localización geográfica y siglas de los sitios en el golfo de Cazones.

Crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina			
Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Punta Bretón	Pt.Br	21°04,771'	79°28,045'
Sureste de cayo Bretón	SE-Cy.Br	21°04,269'	79°24,550'
Oeste 2 de cayo Grande	O ² -Cy.Gr	20°58,111'	79°11,948'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E ² -Cy.Gr	20°53,981'	79°5,717'
Centro de cayo Caballones (Punta Escondida)	C-Cy.Ca	20°50,76'	79°01,169'
Cayo Piedra Grande (Faro de Boca Piedra)	Cy.PG	20°45,718'	78°50,877'
Cayo Granada	Cy.Gra	20°36,366'	78°16,86'
S.C. Anclitas	-	20°47,433'	78°56,400'
Estero Guancho, C. Caballones	-	20°50,800'	79°01,667'
Botijuela	-	20°36,210'	78°10,970'
Cayo Cinco balas Oeste	-	21°05,389'	79°17,400'
Cayos Mates Sur	-	20°34,500'	78°07,190'
Piedra Grande	-	20°48,718'	78°50,877'
Cayo Granada	-	20°36,366'	78°16,860'
Cayo los Hierros	-	20°38,654'	78°40,824'
Arrecifes Mulatas Este	-	21°39,418'	79°55,688'
Arrecifes frontales del golfo de Cazones			
Oeste de cayo Bretón	O-Cy.Br	21°03,868'	79°25,337'
Este de cayo Bretón	E-Cy.Br	21°04,039'	79°24,631'
Noroeste de cayo Cinco Balas	NO-Cy.5Ba	21°05,389'	79°17,400'
Oeste 2 de cayo Grande	O ² -Cy.Gr	20°57,96'	79°11,932'
Este 1 de cayo Grande (Punta Bayameses oeste)	E1-Cy.Gr	20°54,587'	79°7,126'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E2-Cy.Gr	20°53,893'	79°5,717'
Centro de cayo Caballones (Punta Escondida)	C-Cy.Ca	20°50,88'	79°01,801'
Este de cayo Caballones	E-Cy.Ca	20°50,413'	79°0,036'
Este de cayo Anclita	E-Cy.An	20°46,274'	78°53,152'
Cayo de Cachiboca	Cy.Cch	20°40,368'	78°45,121'
Punta Ballenas	Pt.Ball	20°38,136'	78°42,179'
Boca de Juan Grin	Bc.JG	20°37,610'	78°35,798'
S C. Piedra Grande	-	20°43,050'	78°48,133'
S. C. Boca Piedra Piloto	-	20°45,033'	78°50,267'
S. Pta. Las Crucecitas	-	20°42,167'	78°46,733'
S Pasa Piedra Grande	-	20°45,167'	78°50,383'
Canal de Las Mulatas	-	21°41,484'	79°58,500'
Arrecifes mulatas centro	-	21°40,119'	79°56,980'
Cayo Cinco Balas Dentro este	-	21°05,389'	79°17,400'
Norte de La Bella	-	21°27,259'	79°38,753'