

Características físico-químicas de las aguas y del fitoplancton en zonas de baño de la Bahía de Cienfuegos, Cuba (2008-2009)

Physical-chemical characteristics of the waters and phytoplankton in bathroom areas of Cienfuegos Bay, Cuba (2008-2009)

Mabel Seisdedo¹, Ángel R. Moreira¹ y Gustavo Arencibia²

¹ Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC), Calle 17 esq. Ave. 46 s/n. Reparto Reina, Cienfuegos, CP 55100, Cuba, E-mail: mabel@gestion.ceac.cu

² Centro de Investigaciones Pesqueras. Ave. 5ta. y calle 246, Santa Fe, Playa, La Habana, Cuba, CP 19100, Teléfono: (537) 209-7852

RESUMEN

Se estudian las características físico-químicas de las aguas y el fitoplancton en zonas de baño de la Bahía de Cienfuegos, Cuba, para identificar los problemas relacionados con la calidad físico-química de las aguas y con la presencia de fitoplancton tóxico. Se presentan los resultados de salinidad, pH, nutrientes, sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y saturación de oxígeno, obtenidos en 14 zonas de baño, en cuatro campañas de muestreos realizadas durante el período 2008-2009. Se obtuvo que al menos uno de los criterios de calidad físico-químicos establecidos por la NC.22: (1999) fue violado en 11 de las 14 zonas de baño estudiadas. En el período de estudio la comunidad microfítobéntica estuvo dominada por diatomeas, lo cual está en correspondencia con la obtención de mayores niveles tróficos promedio para el silicio (Si), respecto a los obtenidos para el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y el fósforo inorgánico (PI). También fueron registradas especies tóxicas en algunas de las zonas estudiadas, las cuales incrementaron sus concentraciones al final de la temporada poco lluviosa y principio de la temporada lluviosa.

Palabras clave: playas, calidad de agua, fitoplancton, Bahía de Cienfuegos.

ABSTRACT

The physical-chemical characteristics of waters and phytoplankton in bathroom areas of Cienfuegos Bay, Cuba are studied in order to identify the problems related to the physical-chemical quality of waters and with the presence of toxic phytoplankton. The results of salinity, pH, nutrients, suspended solids, biochemical oxygen demand (BOD₅) and oxygen saturation, obtained in 14 bathroom areas, in four campaigns of samplings carried out during the period 2008-2009, were considered. It was obtained that at least one of the physical-chemical criteria settled down by NC.22: (1999) was violated in 11 of the 14 studied bathroom areas. In the study period, the microphytobentic community was dominated by diatoms, which is in correspondence with the obtaining of higher average trophic levels for silicon (Si), regarding the obtained levels for inorganic nitrogen (DIN) and inorganic phosphorus (IP). Toxic species were also registered in some of the studied areas, which increased their concentrations at the end of the not very rainy season and at the beginning of the rainy season.

Keywords: beaches, water quality, phytoplankton, Cienfuegos Bay.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, en el mundo la mayoría de los grandes núcleos de población mundial son costeros. Se considera que entre el 50 y 70 % de la población actual vive en áreas costeras y se calcula que para el 2025 el 75 % de la población mundial va a vivir a menos de 60 km del mar (Moreno, 2007). Con el aumento de la población en estas zonas, se han incrementado el número de obras y

actividades realizadas en función de su bienestar, entre las que se encuentran: marítimo-portuarias, urbanas, pesqueras, industriales y turístico-recreativas.

Pese a que las playas ubicadas dentro de las ensenadas y bahías de Cuba no figuran en el grupo de las mejores potenciadas para el turismo, estas constituyen unos de los sitios más concurridos por la población de los territorios donde se ubican (Tristá *et al.*, 2004). Por ello, el presente trabajo tiene como objetivo estudiar las características físico-químicas de las aguas y el fitoplancton en zonas de

baño de la Bahía de Cienfuegos. Esto permite identificar los problemas relacionados con la calidad físico-química de las aguas y la presencia de fitoplancton tóxico. El estudio de la respuesta de la comunidad de fitoplancton a variables físicas y químicas es útil en la interpretación de variaciones hidrológicas en zonas costeras (Troccoli *et al.*, 2004), debido a que la composición del fitoplancton se considera un bioindicador natural que responde de forma rápida y compleja a fluctuaciones de las condiciones ambientales (Livingston, 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron cuatro campañas de muestreo, dos de ellas correspondientes a la temporada poco lluviosa (abril/2008 y noviembre/2009) y las restantes, correspondientes a la temporada lluviosa (octubre/2008 y mayo/2009). Se estableció una red de 14 estaciones localizadas en áreas utilizadas por la población para el baño (Fig. 1).

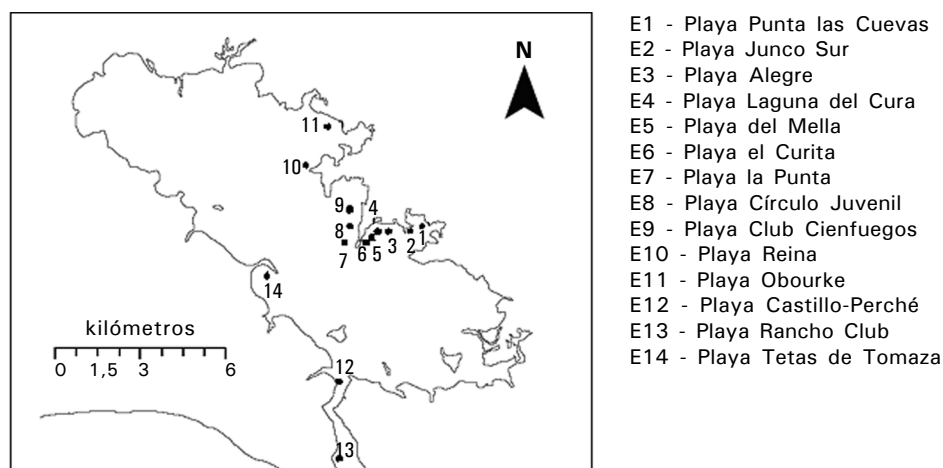


Fig. 1 Red de zonas de baño muestreadas de la Bahía de Cienfuegos, Cuba

Las colectas de las muestras de agua se realizaron en el nivel superficial de acuerdo con las especificaciones de APHA (1998) y se utilizó para ello botellas Niskin de 5 L de capacidad.

Las determinaciones de los indicadores hidroquímicos evaluados se realizaron mediante diversos métodos. El oxígeno disuelto se analizó mediante el método Winkler, modificado por Carriet & Carpenter (1966); mientras que para la determinación de la DBO₅ se empleó el método de incubación a 20 °C durante cinco días. Los nitratos se determinaron por espectrofotometría por reducción con hidracina, mientras que los nitritos y el amonio, de acuerdo con las metodologías de la UNESCO (1983). El análisis del ortofosfato disuelto y el silicio se realizaron a partir de métodos propuestos en UNEP (1991). Los sólidos en suspensión se determinaron por gravimetría a una temperatura de 121 °C. La salinidad y la temperatura se obtuvieron *in situ* empleando una sonda digital modelo YSI-30, para el análisis del pH se utilizó un pH-metro digital. La saturación de oxígeno (en porcentaje) se obtuvo aplicando la ecuación empírica propuesta por Weiss (1970):

$$\text{sat. OD (\%)} = \text{ODmáx.}/\text{OD} \quad (1)$$

Para la evaluación de calidad del agua se utilizaron los criterios establecidos en NC.22: (1999). "Lugares de Baño en Costas y Masas de Aguas Interiores. Requisitos Higiénicos Sanitarios". Teniendo en cuenta que esta norma establece que los indicadores nitrogenados y de fósforo no deben estar en niveles eutróficos, se utiliza el índice de eutrofización (IE) propuesto por Karydis *et al.* (1983), el cual permitió determinar el IE para el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$), el fósforo inorgánico (PI) (PO_4^{3-}) y el silicio, basado en la siguiente ecuación:

$$IE = \frac{C}{C - \log x_i} + \log A \quad (2)$$

donde:

IE: índice de eutrofización por nutriente de cada estación de muestreo, por campaña.

A: número de estaciones de muestreo durante el período de estudio (en este trabajo, 14).

C: logaritmo de la concentración total del nutriente durante el período de estudio, es decir, es la suma de las concentraciones x_{ij} del nutriente obtenidas en cada una de las A_i estaciones por campaña.

La escala de clasificación es la siguiente: si $IE < 3$ indica estado *oligotrófico*, para $3 \leq IE \leq 5$ es *mesotrófico* y para $IE > 5$ es *eutrófico*.

Por la gran abundancia de las comunidades macrofito-bentónicas en las playas, se estudiaron las microalgas bentónicas, haciendo énfasis en las especies tóxicas. Se utilizaron las macroalgas como sustrato para desprender las microalgas bentónicas epífitas. Las macroalgas se suspendieron en agua de mar y se agitaron fuertemente para conseguir que se desprendieran las microalgas adheridas. El extracto obtenido se filtró por una serie de filtros de abertura de malla de 250 y 150 μm para eliminar detritus y organismos de gran tamaño. Las muestras se fijaron con lugol ácido para el proceso de recuento de las microalgas. Para sedimentar el material microalgal, las muestras se dejaron reposar por 5 días. Posteriormente, se tomó una alícuota (0,04 mL) del material sedimentado y se contaron las especies a través de una cámara de conteo Rigosha y un microscopio biológico OLYMPUS BH-2 con

aumentos de 20X y 40X. La concentración final de las microalgas se expresó en número de células/g de macroalga húmeda.

Además, para la identificación de las microalgas tóxicas, las muestras se estudiaron en vivo y fijadas con formaldehído al 3 % y se utilizó el Manual microalgas tóxicas de la UNESCO (Hallegraeff *et al.*, 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH presentó valores entre 7,40 y 8,51 unidades y un valor medio de 8,22 unidades en la temporada poco lluviosa; mientras que en la temporada lluviosa se obtuvo una variación entre 6,53 y 8,37 unidades y un valor medio de 7,86 unidades (TABLA 1). Este indicador cumple con el criterio de aceptable (6,1-8,9) establecido por la NC.22: (1999).

TABLA 1. Valores promedios e intervalos de los indicadores hidrológicos por temporada climática

Indicadores	Valores promedios	Intervalo	Magnitud
Salinidad en t. lluviosa	27,5	7,30-34,7	ups
Salinidad en t. poco lluviosa	34,6	33,6-35,0	ups
Temperatura en t. lluviosa	28,4	25,2-31,2	°C
Temperatura en t. poco lluviosa	26,9	25,6-28,7	°C
pH en t. lluviosa	7,86	6,53-8,37	u
pH en t. poco lluviosa	8,22	7,40-8,51	u
Oxígeno disuelto en t. lluviosa	5,95	4,87-7,31	mg.L ⁻¹
Oxígeno disuelto en t. poco lluviosa	6,46	4,66-8,86	mg.L ⁻¹
Sat. de oxígeno en t. lluviosa	89,8	72,7-117,8	%
Sat. de oxígeno en t. poco lluviosa	98,8	69,7-137,1	%
DBO ₅ en t. lluviosa	2,74	1,60-3,60	mg.L ⁻¹
DBO ₅ en t. poco lluviosa	2,16	0,20-4,00	mg.L ⁻¹
Fosfato en t. lluviosa	1,78	0,32-9,84	$\mu\text{mol L}^{-1}$
Fosfato en t. poco lluviosa	3,5	0,5-35,1	$\mu\text{mol L}^{-1}$
N-amoniaco en t. lluviosa	6,44	< 3,21-84,1	$\mu\text{mol L}^{-1}$
N-amoniaco en t. poco lluviosa	3,42	< 3,21-7,57	$\mu\text{mol L}^{-1}$
N-nitrito en t. lluviosa	0,26	0,07-0,43	$\mu\text{mol L}^{-1}$
N-nitrito en t. poco lluviosa	0,14	0,07-0,29	$\mu\text{mol L}^{-1}$
N-nitrato en t. lluviosa	1,99	< 0,43-22,4	$\mu\text{mol L}^{-1}$
N-nitrato en t. poco lluviosa	1,11	< 0,43-10,8	$\mu\text{mol L}^{-1}$
Si-SiO ₂ en t. lluviosa	49,0	4,47-127	$\mu\text{mol L}^{-1}$
Si-SiO ₂ en t. poco lluviosa	15,1	3,4-33,1	$\mu\text{mol L}^{-1}$
Sólidos suspendidos en t. lluviosa	16,1	4,0-93,7	mg.L ⁻¹
Sólidos suspendidos en t. poco lluviosa	6,15	1,70-29,90	mg.L ⁻¹

La temperatura de las aguas osciló entre 25,2 y 31,2 °C durante la temporada lluviosa, la cual corresponde a los meses más cálidos; sin embargo, en la temporada poco lluviosa el intervalo de valores fue ligeramente menor (25,6-28,7 °C).

La salinidad, mostró en la temporada poco lluviosa, un valor medio de 34,59 ups y concentraciones con un intervalo entre 33,6 y 35,0 ups, mientras que en la temporada lluviosa, el valor medio fue de 27,54 ups y un intervalo entre 7,3 y 34,7 ups (TABLA 1). Los valores mínimos correspondieron a la estación próxima a las Tetas de Tomaza, en la campaña de octubre de 2008. Si bien, para este indicador, la NC.22: (1999) establece que sus valores no deben ser inferiores de 36 ups, es válido tener en cuenta que las áreas evaluadas se encuentran dentro de una bahía semicerrada con características estuarinas según Tomczak & García (1975), la cual presenta diferencias ecológicas con respecto a sistemas abiertos, y la falta de normativas para sistemas estuarinos puede estar propiciando una evaluación más rigurosa.

Las concentraciones de oxígeno disuelto obtenidas estuvieron entre 4,66 y 8,86 mg.L⁻¹ en la temporada poco

lluviosa, mientras que en la temporada lluviosa estuvieron entre 4,87 y 7,31 mg.L⁻¹. La evaluación de los niveles de calidad de las aguas según los criterios para los porcentajes de saturación de oxígeno ($\geq 70\%$), mostró calidad aceptable, excepto en la zona de baño de O' Bourke, en la campaña de noviembre de 2009, con un valor mínimo de 69,7 %.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), como indicador de los niveles de materia orgánica, presentó en la temporada poco lluviosa un valor medio 2,16 mg.L⁻¹ y una variación entre 0,2 y 4,0 mg.L⁻¹, cumpliéndose las condiciones requeridas para las zonas de baño ($\leq 3,0$ mg.L⁻¹) en el 90 % de las estaciones muestreadas e incumpliendo para las zonas de Playa Alegre, Playa Laguna del Cura y el Curita. Sin embargo, en la temporada lluviosa, se obtuvo un valor medio 2,74 mg.L⁻¹ y una variación entre 1,6 y 3,6 mg.L⁻¹, obteniéndose en cuatro de las estaciones valores superiores al límite aceptable, estas fueron: Playa Laguna del Cura, Playa del Círculo Juvenil, así como las zonas de baño próximas al Castillo-Perché y a las Tetas de Tomaza (TABLA 2).

TABLA 2. Estaciones con valores superiores a los recomendados por la NC.22: (1999) para NI, PI, % sat. O, DBO₅ y pH

Estaciones	IE (NI)	IE (PI)	% Sat. O	DBO ₅	pH
E1 – Playa Punta las Cuevas					
E2 – Playa Junco Sur					
E3 – Playa Alegre				x	
E4 – Playa Laguna del Cura				x	
E5 – Playa del Mella		x			
E6 – Playa el Curita				x	
E7 – Playa la Punta		x			
E8 – Playa Círculo Juvenil				x	
E9 – Playa Club Cienfuegos					
E10 – Playa Reina	x				
E11 – Playa O' Bourke			x		
E12 – Playa Castillo-Perché				x	
E13 – Playa Rancho Club					
E14 – Playa Tetas de Tomaza				x	

Los niveles de nitrógeno inorgánico (NID) mostraron valores promedios de IE correspondientes a niveles oligotróficos en ambas campañas de la temporada poco lluviosa; mientras que en la temporada lluviosa, estas fueron oligo y mesotróficos (IE < 5).

Solo se vulneró el criterio normado de calidad en la estación de Reina, al obtenerse condiciones eutróficas en base al NID en la campaña de mayo/2009, reflejadas a través de los valores máximos registrados en dicha campaña (Fig. 2).

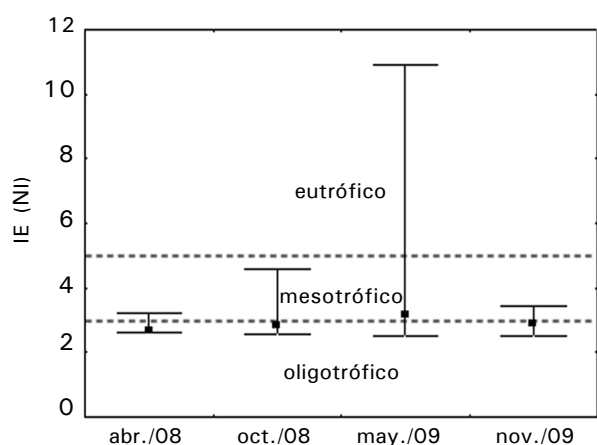


Fig. 2 Intervalos y valores promedios de IE (NI) por campaña de muestreo

Los niveles de fósforo inorgánico en la temporada lluviosa, mostraron de acuerdo con los valores de *IE* promedios, condiciones oligotróficas en todas las campañas realizadas (Fig. 3). En la temporada poco lluviosa, las condiciones tróficas de las aguas oscilaron entre oligo y eutrófica, esta última se obtuvo en las playas del Mella y La Punta; mientras en la temporada lluviosa todas las estaciones presentaron niveles aceptables para zonas de baño (no eutróficas).

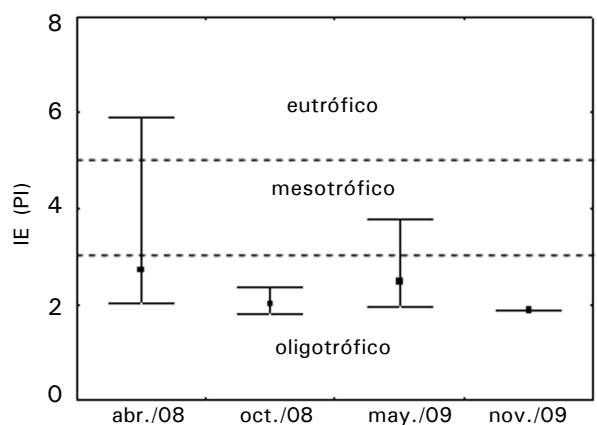


Fig. 3 Intervalos y valores promedios de IE (PI) por campaña de muestreo

Los sólidos suspendidos mostraron concentraciones entre 1,70 y 93,7 mg.L⁻¹, siendo mayores los niveles obtenidos para la temporada lluviosa (16,1 mg.L⁻¹) respecto a los niveles de la poca lluviosa (6,15 mg.L⁻¹). Este resultado está asociado con la mayor turbidez de las aguas producto de los arrastres asociados con las lluvias.

De forma global, en todo el período de estudio la comunidad microfítobéntica estuvo dominada por diatomeas, lo cual está en correspondencia con la

obtención de mayores niveles tróficos promedio para el Si, respecto a los obtenidos para el NI y el PI en todo el período estudiado (Fig. 4), lo que sugiere una mayor disponibilidad del Si. Algunos autores (Tilstone *et al.*, 2003; Fogg, 2002) consideran a este nutriente como el limitante para el desarrollo de diatomeas y que altos niveles del mismo pudieran causar un desequilibrio de comunidades normales de fitoplancton por la estimulación del desarrollo de diatomeas, algunos de los cuales puede tener efectos nocivos.

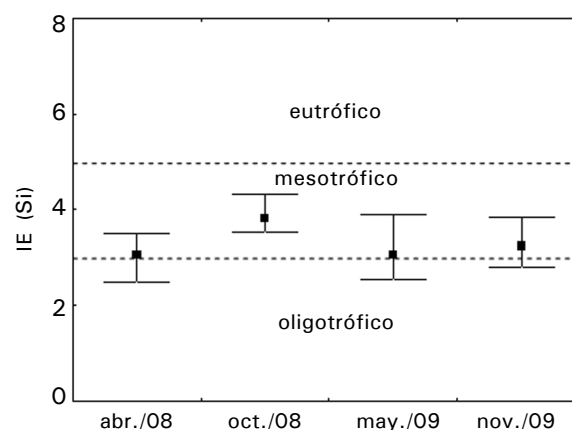


Fig. 4 Intervalos y valores promedios de IE (Si) por campaña de muestreo

Sin embargo, se observó una marcada variación estacional debido a que en la temporada poco lluviosa y durante la lluviosa poco activa, las diatomeas del orden Pennales como *Cocconeis scutelum*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula sp.*, *Rophalodia musculus* y *Grammatophora marina* dominaron en la comunidad, seguido por dinoflagelados y cianofíceas. Es de notar, que la mayoría de los dinoflagelados registrados en este período son potencialmente tóxicos, y contribuyen a reforzar los síntomas de la intoxicación por ciguatera (Delgado *et al.*, 2005). Por el contrario, posterior a la temporada lluviosa activa se observó un cambio brusco en la estructura de la comunidad de microalgas; la riqueza de diatomeas bénticas descendió a prácticamente cuatro especies dominantes del Orden Centrales *Melosira nummuloides*, *Odontella aurita*, *Bidulphia alternans* y la Pennales *Grammatophora marina*, que registraron florecimientos en todas las playas de la bahía.

El incremento de especies epibentónicas potencialmente tóxicas al final de la temporada poco lluviosa y comienzo de la lluviosa fue estimulado por la proliferación de las macroalgas pardas filamentosas *Feldmannia irregularis* y *Hincksia mitchelliae* en algunas playas de la ciudad. Las principales especies de dinoflagelados registradas que forman parte del "compost" de la ciguatera fueron *Prorocentrum rathymum* (1 147 cel. g⁻¹ peso húmedo), *Prorocentrum concavum* (586 cel. g⁻¹ peso

húmedo), *Prorocentrum lima* (290 cel. g⁻¹ peso húmedo). Otras especies de dinoflagelados tóxicos registrados en bajas concentraciones fueron *Prorocentrum belizeanum*, *Prorocentrum emarginatum* y *Ostreopsis ovata*. La especie *Gambierdiscus* cf. *caribaeus*, potencial agente de la ciguatera, solo se registró en la playa Rancho Club, en las afueras de la bahía y en bajas concentraciones. Es de significar, la relativa abundancia en este período de ciertas cianofíceas tóxicas como *Lyngbya majuscula* (1 583 cel. g⁻¹ peso húmedo) y *Anabaena* sp. (75 cel g⁻¹ peso húmedo). De estas dos especies, la primera produce toxinas neurotóxicas (Nogle *et al.*, 2001) y dermatotóxicas por contacto directo, y pudiera ocasionar daños a bañistas en las mencionadas playas; mientras que la segunda produce toxinas hepatotóxicas.

CONCLUSIONES

De manera general, se encontró, al menos, una violación de los criterios de calidad físico-químicos normados, en 11 de las 14 zonas de baño muestreadas.

En todo el período de estudio la comunidad microfítobéntica estuvo dominada por diatomeas, lo cual está en correspondencia con la obtención de mayores niveles tróficos promedio para el Si, respecto a los obtenidos para el NI y el PI. También fueron registradas especies tóxicas en algunas de las zonas estudiadas, las cuales incrementaron sus concentraciones al final de la temporada poco lluviosa y principio de la temporada lluviosa.

AGRADECIMIENTOS

A los especialistas y técnicos del laboratorio del CEAC que contribuyeron a este estudio mediante la realización de los muestreos y ensayos analíticos. Al Proyecto Regional del OIEA RLA/7/-014 (Diseño e implementación de un sistema de alerta temprana y evaluación de toxicidad de FAN en la región del Caribe, aplicando técnicas nucleares avanzadas, evaluaciones radioecotológicas y bioensayos).

REFERENCIAS

- APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association (20th edition, 210 pp.).
- Carriet, D. E. & Carpenter, J. H. (1966). Comparison and evaluation of the Winkler method for determining dissolved oxygen in sea water. *Jour. Mar. Res.*, 24 (3), 286-318.
- Delgado, G., Popowski, G., García, C., Lagos, N. & Lechuga, C. (2005). Presence of DSP-Toxins in *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) Dodge in Cuba. *Rev. Inv. Mar.*, 26 (3), 229-234.
- Fogg, G. E. (2002). Harmful algae—a perspective. *Harmful algae* 1, pp. 1-4.
- Hallegraeff, G., Anderson, D. & Cembella, D. (2003). *Manual on Harmful Marine Microalgae*. IOC Manuals and Guides No. 33, UNESCO.
- Karydis, M., Ignatiades, L. & Moschopoulou, N. (1983). An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16, 339-344.
- Livingston, R. J. (2001). Eutrophication processes in coastal systems: origin and succession of plankton blooms and effects on secondary production in Gulf Coast estuaries). USA: Center for Aquatic Research and Resource Management. Florida State University.
- Moreno, I. (2007). *Manejo integral costero. Por una costa más ecológica, productiva y sostenible* (1ra. ed.). Universitat de les Illes Balears.
- Nogle, L., Okino, T. & Gerwick, W. (2001). Antillatoxin B, a neurotoxic lipopeptide from the marine cyanobacterium *Lyngbya majuscula*. *J. Nat. Prod.*, 59, 27-30.
- NC.22: (1999). "Lugares de Baño en Costas y Masas de Aguas Interiores. Requisitos Higiénicos Sanitarios". Oficina Nacional de Normalización. Ciudad de La Habana.
- Tilstone, G. H., Figueiras, F., Lorenzo, L. & Arbones, B. (2003). Phytoplankton composition, photosynthesis and primary production during different hydrographic conditions at the Northwest Iberian upwelling system. *Marine Ecology Progress Series*, 252, 89-104.
- Tomczak, M. & García, C. (1975). A numerical model of circulation in Cienfuegos Bay, Cuba. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 3, 391-412.
- Tristá, E., Juanes, J. L., Salazar, H. & Hernández, K. (2004). Evaluación de las actuaciones costeras aplicadas en las playas interiores de Cuba. *Rev. Inv. Pesq.*, No. 1, Edición Especial.
- Troccoli, G. L., Herrera-Silveira, J. A. & Comín, F. A. (2004). Structural variations of phytoplankton in the coastal seas of Yucatan, Mexico. *Hidrobiología*, 519, 85-102.
- UNEP (1991). Standard chemical methods for marine environmental monitoring. Manual and Guides, Intergovernmental Oceanographic Committee, No. 12.
- Weiss, R. (1970). The solubility of nitrogen, oxygen, and argon in water and seawater. *Deep-Sea Res.*, 17, 721-735.