



UNIVERSIDAD CENTRAL "MARTA ABREU" DE LAS VILLAS  
FACULTAD DE MATEMÁTICA, FÍSICA Y COMPUTACIÓN  
DEPARTAMENTO DE FÍSICA

---

*Trabajo de Diploma*



---

HABITABILIDAD PRIMARIA DEL FITOPLANCTON EN  
EL GOLFO DE ANA MARÍA, CUBA

---



Jessica Alvarez Salgueiro

Santa Clara  
2015



UNIVERSIDAD CENTRAL "MARTA ABREU DE LAS VILLAS"  
FACULTAD DE MATEMÁTICA, FÍSICA Y COMPUTACIÓN  
DEPARTAMENTO DE FÍSICA

---

## *Trabajo de Diploma*

---

### HABITABILIDAD PRIMARIA DEL FITOPLANCTON EN EL GOLFO DE ANA MARÍA, CUBA

---

Jessica Alvarez Salgueiro

Tutores: Dr.C. Rolando Cárdenas Ortiz<sup>1</sup>

M.Sc. Dailé Avila Alonso<sup>1</sup>

Consultante: Dr.C. Roberto Gonzáles-de Zayas<sup>2</sup>

Santa Clara

2015

---

<sup>1</sup> Laboratorio de Ciencia Planetaria. Departamento de Física. Universidad Central Marta Abreu de Las Villas. Carretera a Camajuaní km 5.5 [rcardenas@uclv.edu.cu](mailto:rcardenas@uclv.edu.cu), [davila@uclv.cu](mailto:davila@uclv.cu)

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros de Cayo Coco, Morón, Ciego de Ávila [roberto@ciec.fica.inf.c](mailto:roberto@ciec.fica.inf.c)

## AGRADECIMIENTOS

Creo que esta es la mejor página de todas, porque es la más fácil de redactar, es pequeña, pero los agradecimientos son infinitos.....

A mis tutores, Dr.C. Rolando Cárdenas Ortiz y M.Sc. Dailé Avila Alonso, por su guía, apoyo y confianza desde que estamos trabajando juntos. A mi oponente y profesor Dr.C. Osmel Martín González y el profesor M.Sc. Carlos Rodríguez Fdragas por toda su ayuda.

Al Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros de Cayo Coco, en especial al consultante Dr.C. Roberto González-de Zayas por su ayuda, sin la cual no hubiese sido posible este trabajo.

A todos los profesores de la carrera y especialmente a todos los del Laboratorio de Ciencia Planetaria de la Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas, incluido Monte (el mejor bibliotecario del mundo).

A Dailé, por ser más que una tutora, por estar siempre ahí y ayudarme.

A mi familia, la que hoy está conmigo y la que ya no puede estar, porque me dieron y dan un amor, apoyo y confianza incondicional.

A mis padres, los mejores del mundo, **Mr and Mrs incredible.**

A mis abuelos, por adorarme tanto.

A Ale, familia y vecinos, por hacerme sentir como en casa.

A mis amigos estén donde estén y a mis compañeras de grupo.

A lo más importante en mi vida  
Mis padres, y familia

# Síntesis

En el presente trabajo se desarrolla y exponen los resultados de un índice de habitabilidad que cuantifica las potencialidades para la productividad primaria de fitoplancton en nueve estaciones del golfo de Ana María en octubre de 2011, considerando una función de radiación (Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA) + Ultravioleta (UV)) y una para el nutriente limitante (Fósforo Reactivo Soluble (PRS)) como los principales factores ambientales que pudieran controlar el proceso. La función de radiación se estimó a partir de un modelo de fotosíntesis, utilizando las irradiancia espectrales obtenidas en los horarios de 1:00 PM y 4:00 PM con la herramienta computacional TUV4.6. Se determinó el tipo óptico de agua de cada estación, a partir del coeficiente de atenuación promedio de la RFA y la profundidad de Secchi. La función de nutrientes fue un índice de eutrofia que considera el nutriente limitante. Se obtuvo un predominio de las aguas C5 oligotróficas. La habitabilidad del fitoplancton en la región mostró una discreta variación espacial y temporal en las escalas analizadas, la cual parece estar principalmente limitada por los nutrientes. La estación 101 y la 27, presentaron el mayor y menor valor de habitabilidad respectivamente. De forma general el índice muestra valores intermedios en la escala de 0-1 y la distribución espacial de los valores del mismo se corresponden con la distribución de la concentración de clorofila *a* en la zona de estudio.

**Palabras claves:** fitoplancton, golfo de Ana María, índice de habitabilidad, nutrientes, radiación.

# Abstract

In this work is developed and presented the results of a habitability index that quantifies the potential for primary productivity of phytoplankton in nine stations of the gulf of Ana Maria in October 2011. We consider a function of radiation (photosynthetically active radiation (PAR)+Ultraviolet (UV)) and the limiting nutrient (reactive soluble phosphorus (RSP)) as the main environmental factors that could control the process. The role of radiation was estimated from a model of photosynthesis, using the spectral irradiance obtained for 1:00 PM and 4:00 PM with the TUV4.6 computational tool. Was determined the optical water type of each stations through the average attenuation coefficient of the PAR and the Secchi depth. The nutrient function was an eutrophication index that consider the limiting nutrient. A predominance of C5 and oligotrophic water was obtained. The habitability of phytoplankton in the region showed a discrete spatial and temporal variation in the analyzed scales, which seems to be mainly limited by nutrients. Stations 101 and 27, showed the highest and lowest value of habitability, respectively. Generally the index shows intermediate values in the range of 0-1 and spatial distribution of the values thereof correspond to the distribution of chlorophyll a concentration in the study area.

**Keywords:** phytoplankton, gulf of Ana Maria, habitability index, nutrients, radiation.

# ÍNDICE

<b>INTRODUCCIÓN</b>	1
<b>1. Marco Teórico</b>	4
1.1 Fitoplancton.....	4
1.2 Productividad primaria.....	5
1.3 Variables ambientales que controlan la actividad biológica fitoplancton.....	7
1.3.1 Radiación.....	7
1.3.2 Nutrientes.....	10
1.3.3 Otras variables ambientales.....	13
1.4 Golfo de Ana María.....	15
1.5 Modelos Matemáticos.....	17
1.5.1 Teoría Cuantitativa de la Habitabilidad.....	17
1.5.2 Modelos de productividad primaria (Fotobiológicos).....	19
1.5.3 Modelos de nutrientes (Índice de eutrofia).....	20
<b>2. Materiales y Métodos</b>	22
2.1 Índice de Habitabilidad Primaria Acuático.....	22
2.2 Función de radiación.....	22
2.2.1 Radiación solar.....	22
2.2.2 Modelo de transferencia radiactiva oceánica.....	23
2.2.3 Modelo de fotosíntesis.....	26
2.2.4 Productividad primaria en la columna de agua.....	27
2.3 Función de nutrientes.....	27
<b>3. Resultados y discusión</b>	29
<b>CONCLUSIONES</b>	42
<b>RECOMENDACIONES</b>	43
<b>REFERENCIAS BIBIOGRÁFICAS</b>	44

# INTRODUCCIÓN

Al iniciar el siglo XXI no ha quedado duda de que los cambios que se han presentado en nuestro planeta han sido provocados por el hombre. Se sabe con certeza que las actividades humanas están cambiando el uso del suelo, el hábitat, la química de la atmósfera terrestre y del agua, el balance de los ciclos biogeoquímicos y la diversidad de la vida en la Tierra (*Aranda-Cirerol, 2004*).

La producción primaria marina, particularmente la fotosíntesis del fitoplancton, tiene un papel central en ciclos biogeoquímicos, dinámica de redes tróficas y define las zonas de producción pesquera marinas (*Falkowski et al., 1998*). El desarrollo económico del hombre en la zona marina ha traído impactos adversos en una amplia escala temporal y espacial que pueden, por ejemplo, limitar la cantidad disponible de luz y nutriente para el fitoplancton (*Legendre y Le Fèvre, 1989; Manizza et al., 2008*). Para el “control” de estos impactos adversos se lleva a cabo el monitoreo y la investigación sobre la calidad de las aguas costeras. Estos trabajos se basan fundamentalmente en las características físicas, químicas y biológicas de estas aguas (*Clark, 1996; González-De Zayas, 2012*).

El golfo de Ana María, situado en la plataforma Suroriental cubana, es una de las principales zonas de pesca del país, con un futuro promisorio en el turismo por la presencia del Parque Nacional Marino “Jardines de la Reina”. Por sus valores naturales constituye un área de gran potencial para actividades recreativas de bajo impacto pero de altos beneficios económicos (ecoturismo, buceo, pesca deportiva, observación de aves, etc.), las cuales requieren de un esmerado manejo y protección de la biodiversidad local. En el devenir de los años el golfo ha experimentado una reducción de las descargas fluviales, debido al programa del rescate de la voluntad hidráulica que se llevó a cabo en el país desde la segunda década del siglo pasado (*Baisre y Arboleya, 2006*).

El represamiento de los ríos que desembocan en dicha cuenca, con la correspondiente disminución de nutrientes en la zona marina, ha ejercido un gran impacto en el desarrollo de recursos pesqueros como el camarón rosado *Farfantepenaeus notialis* (*Cantón-Machín et al., 2010*). Este producto constituye el segundo renglón exportable de la pesca en la plataforma cubana. Las capturas de camarón han presentado una tendencia decreciente a partir de la década del

80, haciéndose más evidente a partir del 2000. Este recurso ha manifestado cambios en sus poblaciones debido al incremento de la capacidad de agua embalsada de los afluentes que desembocan en el golfo (Páez, 1997a).

La reducción de los aportes de agua en la zona costera, provoca variaciones del flujo de nutrientes, afectando los valores de productividad primaria del fitoplancton y por consiguiente, el potencial para la vida en el ecosistema, o sea la habitabilidad, pudiera estar cambiando. Unido esto, no existe una caracterización óptica de las aguas marinas del golfo de Ana María, necesario para la estimación de las irradiancias solares en la columna de agua, utilizadas por el fitoplancton para desarrollar el proceso de fotosíntesis. Por tanto, la radiación constituye un factor ambiental de primer orden en los estudios de producción primaria marina (Platt y Sathyendranath, 1988), el cual no ha sido estudiado en el golfo

La habitabilidad no es más que una medida de cualquier entorno de sustentar vida, desde un cuerpo cósmico hasta un ecosistema. En este contexto se desarrolla la Teoría Cuantitativa de la Habitabilidad (TCH) como un marco estándar que permite cuantificar los cambios en la habitabilidad de un ecosistema, al explicar la distribución, abundancia y productividad de la vida. Específicamente la Habitabilidad Primaria Estándar (HPE) es una medida climatológica de la habitabilidad de una región para la mayoría de los productores primarios (ej. fitoplancton) (Méndez, 2010).

El golfo de Ana María ha sido poco estudiado o al menos los trabajos publicados son escasos (Emilsson y Tápanes, 1971; Lluís-Riera, 1977; González-De Zayas et al., 2006; González-De Zayas et al., 2012). El estudio de la habitabilidad primaria del fitoplancton, con la consecuente determinación de los principales factores ambientales que regulan la actividad fotosintética, pudiera permitir la estimación de las potencialidades de dicha cuenca para albergar productores primarios, responsables de la circulación de energía y nutrientes por toda la cadena trófica. Dichos resultados pudieran contribuir a la futura evaluación de las variaciones de la producción primaria sobre niveles tróficos superiores en el ecosistema, como el camarón rosado *F. notialis*.

La TCH es un área de investigación relativamente reciente. Actualmente no se disponen de índices cuantitativos para medir la habitabilidad a escalas

regionales. A partir de esta situación, el presente trabajo tiene como objetivo general:

- Determinar la *HPE* del fitoplancton en áreas del golfo de Ana María, a partir de un Índice de Habitabilidad Primaria Acuática (*IHPA*) que considere los nutrientes y la luz como las funciones ambientales simples.

Y como objetivos específicos:

- Determinar el coeficiente promedio de atenuación de la luz en la columna de agua, el tipo óptico de la misma y las tasas de fotosíntesis del fitoplancton.
- Determinar el valor del índice de eutrofia para el nutriente limitante
- Construir y cuantificar el *IHPA* como el producto de las funciones ambientales simples: radiación y nutrientes.

## 1. Marco Teórico

### 1.1 Fitoplancton

El fitoplancton es el conjunto de organismos acuáticos autótrofos del plancton que tiene capacidad fotosintética. El término fitoplancton indica el hábitat que ocupan en los sistemas acuáticos. Las algas del fitoplancton son aquellas que viven libres suspendidas en la columna de agua. Estos organismos constituyen la etapa inicial del proceso de producción de materia orgánica en el mar y ocupan el lugar base de la cadena trófica tradicional. Su importancia radica en que comprende la mayor porción de organismos productores primarios del océano y es el alimento básico para los consumidores (*Platt et al., 1992*), llegando a determinar la riqueza específica de los niveles tróficos superiores.

Las algas constituyen una agrupación polifilética de organismos, es decir, alberga a diversos grupos que no comparten un antecesor común, e incluyen a una gran pluralidad de especies eucariotas y procariotas. Como característica común poseen clorofila en sus células, aunque existen formas o especies acloróticas (sin pigmentos fotosintéticos). Hay distintos tipos de clorofila, que varían de un grupo de algas a otro, pero la clorofila “a” está presente en todas las algas pigmentadas.

El fitoplancton comprende a la mayoría de algas microscópicas autótrofas que actualmente se encuentran clasificados como bacterias (algas verde-azules) o como protistas, que habitan las aguas superficiales del océano, estuarios, lagos y estanques. Está compuesto de una gran variedad de algas, dentro de los grupos más abundantes encontramos las diatomeas (clase Bacillariophyta) y los dinoflagelados (clase Dinophyta) presentes en ambientes marinos, de agua dulce y estuarios (*Rodríguez, 2008*). De acuerdo a la clasificación de *Reynolds et al., (2002)*, el fitoplancton se define por tallas, picoplancton de 0.2 – 2  $\mu\text{m}$ , nanoplancton de 2 – 20  $\mu\text{m}$ , microplancton de 20 – 200  $\mu\text{m}$  y el mesoplancton de 200 – 2000  $\mu\text{m}$  (*Alemán et al., 2010*).

Juega un papel relevante en la captura de carbono, al encargarse de fijar el  $\text{CO}_2$  atmosférico. Parte del exceso de  $\text{CO}_2$  que hay en la atmósfera entra en la

red trófica del océano gracias al fitoplancton, de tal manera, que al ser este el primer eslabón y considerando que todos los organismos están compuestos por carbono, la red comienza a funcionar hasta llegar a los organismos más grandes (*Libes, 1992*).

Constituye un bioindicador muy promisorio debido a sus ciclos vitales cortos, además de que refleja fluctuaciones ambientales pues responden rápidamente a los cambios que pueden ocurrir en las masas de agua por procesos naturales o antrópicos (*Jaanus et al., 2009*) por lo que su empleo como bioindicador de estrés ambiental resulta adecuado. Representa un excelente indicador del grado de eutrofia, tanto por la fisonomía de la comunidad, la ecología de las especies (*Atlas de organismos planctónicos en los Humedales de Andalucía, 2007*), como por su sensibilidad a las variaciones de los niveles de nutrientes (*Khattak et al., 2005*). El estudio de los productores primarios (fitoplancton) en muchos casos resulta explicativo de los fenómenos que se dan en niveles superiores de la cadena energética (*Ramírez et al., 2006*).

## **1.2 Productividad Primaria**

Los ecosistemas están compuestos por organismos que transforman y transfieren energía y compuestos químicos. La fuente energética inicial para todos los ecosistemas es el sol (*Odum, 1972; Soriano et al., 2001*).

Las comunidades ecológicas se encuentran conectadas a través de los flujos de materia y energía, el flujo de materia es cíclico y el de energía unidireccional. Una gran variedad de estudios ecológicos tienen como objetivo evaluar, además del número de organismos de una población, la biomasa, producción y productividad de un sistema acuático. Esto permite establecer, hipotéticamente, su potencial trófico, esto es, si un sistema tiene una mayor productividad primaria, deberá ser capaz de mantener un mayor número de niveles tróficos (*Alemán et al., 2010*).

La producción primaria (tasa a la cual la energía radiante es almacenada por la actividad fotosintética en forma de materia orgánica) del fitoplancton,

contribuye al mayor porcentaje de energía que se incorpora a la red trófica global (Falkowski *et al.*, 1998). La principal forma de producción primaria es a través del proceso de la fotosíntesis. En los océanos los productores primarios son sobre todo algas, que forman el fitoplancton. La fotosíntesis es un proceso mediante el cual los productores primarios forman su propia materia a partir de luz, CO<sub>2</sub> y nutrientes. Como resultado de este proceso, liberan cantidades proporcionales de oxígeno al medio. El proceso de fotosíntesis puede representarse simplificado a través del diagrama de la Figura 1 (Alemán *et al.*, 2010). El oxígeno que es liberado al medio producto de la fotosíntesis oxigénica es empleado en la respiración  $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$ , la cual a su vez desecha dióxido de carbono (Palumbi, 2001).

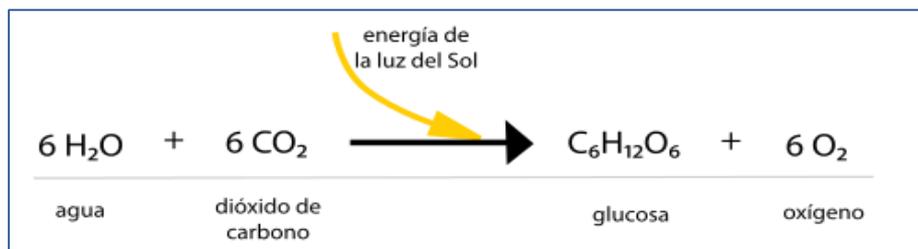


Figura 1. Formulación de la ecuación básica de la fotosíntesis.

Sin duda, en el equilibrio de la reacción respiración-fotosíntesis, los organismos fotosintetizadores juegan un papel protagonista. El mar ocupa el 70% de la superficie del planeta y recibe la gran mayoría de la radiación solar. Por tanto buena parte de la clave del equilibrio estará en los organismos fotosintetizadores marinos, en su gran mayoría organismos fitoplanctónicos microscópicos, verdaderos protagonistas del balance del dióxido de carbono en la Tierra y por tanto del destino del cambio climático (Costas y Rodas, 2011). Uno de los grandes desafíos científicos de la oceanografía actual, es determinar si la fijación de dióxido de carbono en el proceso de fotosíntesis es capaz de absorber una parte del exceso de CO<sub>2</sub> atmosférico, cuyos niveles están aumentando en forma alarmante, producto de la quema de combustibles fósiles y dan lugar al conocido efecto invernadero que provoca el calentamiento global de la tierra. De esta manera el fitoplancton a través de la producción primaria

fotosintética, en forma directa o indirecta, puede tener una actuación destacada en la regulación del clima del planeta (*Werlinger et al., 2004*).

### **1.3 Variables ambientales que controlan la actividad biológica del Fitoplancton**

Los sistemas acuáticos tienen importantes factores que determinan su funcionamiento, de acuerdo a *Jones (1997)* estos son: a) las cantidades de materiales disueltos presentes en el agua (los solutos); b) la profundidad de la columna de agua; c) la disponibilidad y la calidad de la luz; d) la naturaleza del substrato (roca, arena o fango); e) patrones de la circulación de las masas de agua y su temperatura; f) los parámetros conservativos como salinidad, temperatura, nutrientes, pH, turbidez y oxígeno disuelto que permiten caracterizar un cuerpo de agua (*Edding et al., 2006*). Los factores abióticos y la permanencia del agua en bordos temporales, determinan la abundancia, composición y distribución del fitoplancton, que es un excelente indicador de la calidad del agua y el principal productor primario (*Quiroz et al., 2006*)

Generalmente, la distribución de fitoplancton es similar a la distribución de la productividad primaria, sin embargo, este proceso está regulado por las variables ambientales. Los factores de primer orden que regulan la producción primaria en el océano son: la irradiancia (flujo de fotones) y la capacidad para atrapar estos fotones (la cual depende de la concentración de pigmentos (clorofila a principalmente)). Los factores de segundo orden son: temperatura y nutrientes (*Platt y Sathyendranath, 1988*).

#### **1.3.1 Radiación**

El sol emite un amplio rango electromagnético de radiación, medida en la Tierra frecuentemente como irradiancia global (directa más difusa) que incide sobre una superficie horizontal y en una unidad de tiempo. La superficie de la tierra recibe una energía entre 8.000 a 10.000 kilocalorías (Kcal) diarias en cada metro cuadrado (1 m<sup>2</sup>) de su superficie (*Edding et al., 2006*). Los cambios en la radiación solar dependen de la latitud, la estación de año y del patrón de las condiciones atmosféricas, la radiación solar incidente es más variable en altas latitudes con relación a los trópicos, en estos la variabilidad está asociada a épocas de lluvia y sequía (*Raymon, 1980*).

Aunque se ha comprendido hasta este punto que la fotosíntesis constituye uno de los procesos más importantes en la biósfera, es un proceso que puede ser afectado por el espectro de emisión del Sol, ya que en el mismo no solamente se encuentran las longitudes de ondas que lo favorecen, sino también otras que pueden estresarlo, provocando incluso fotoinhibición.

El agua en la cual vive el fitoplancton, absorbe y dispersa la luz, de tal manera que la intensidad y calidad espectral de la irradiancia varía fuertemente en la profundidad. Teniendo en cuenta que, en un ambiente natural, la intensidad de la luz decrece con la profundidad, (lo que se define a través de un coeficiente de extinción), también la intensidad de la luz muestra un perfil de valores desde dosis muy altas en la superficie de la columna de agua, hasta niveles muy bajos en las profundidades (*Kirk, 2011*), en dependencia de las propiedades ópticas del medio.

De la radiación solar natural que recibimos en la tierra el 62,7% corresponde a la luz visible (*Svobodová et al., 2003*). El término luz visible designa el dominio de las ondas electromagnéticas que son perceptibles por el ojo humano y es la utilizada mayormente por los organismos fotosintéticos para realizar el proceso de fotosíntesis (*Amils et al., 2011*). La intensidad de luz necesaria para la fotosíntesis fluctúa, tanto, entre las horas del día, como desde la superficie hacia el agua más profunda, además de las variaciones que ocurren entre las estaciones del año y entre regiones del planeta. De tal manera, la luminosidad disponible es un factor que limita la producción primaria.

El intervalo de longitudes de onda útiles para la fotosíntesis es aproximadamente el mismo que puede ser detectado por los receptores visuales: 400-700 nm. A esta banda típicamente se le llama Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA), la cual será la clasificación utilizada en el trabajo. La luz visible está comprendida entre la radiación UV y la infrarroja (Figura 2), en el intervalo de los 380-760 nm según ISO (21348): 2007, aunque este intervalo espectral puede variar según la bibliografía consultada, ya que no existe un criterio universal que lo defina (*Svobodová et al., 2003*). En el presente trabajo se asume que toda esta banda favorece la fotosíntesis, mientras que la radiación ultravioleta (UV) la inhibe, debido a que causa daños en el aparato fotosintético y daña los ácidos nucleicos (ADN y ARN) obligando a la célula a invertir energía

en repararlos (Cockell, 2000; Hader y Worrest, 1991; Neale et al., 1993; Cullen y Neale, 1994; Vincent y Roy, 1993).

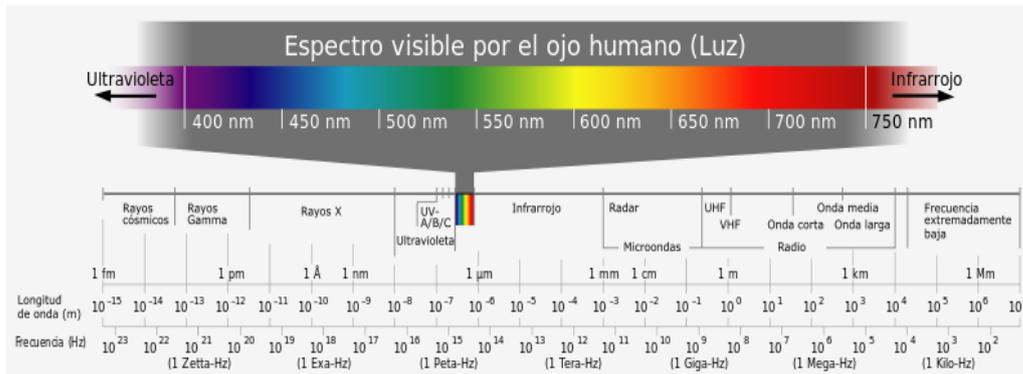


Figura 2. Espectro de luz visible por el ojo humano (400-700 nm).

La radiación UV (100-400 nm) forma parte del espectro electromagnético emitido por el Sol y corresponde a la porción más energética del mismo que llega a la superficie terrestre. Se encuentra situada entre los rayos X y la luz visible (Figura 2) (ISO (21348): 2007; Amils et al., 2011; Avila-Alonso, 2014). Las perturbaciones por exceso de radiación ultravioleta, pueden potencialmente llevar a cambios climáticos globales (Thomas et al., 2005) con las consecuencias ecológicas correspondientes. Pudiera ser aceptable considerar que las principales alteraciones ocurran inicialmente sobre los productores primarios de la biosfera (fitoplancton, algas, plantas superiores), al constituir estos la base de la cadena alimenticia, cualquier perturbación en ellos debe reflejarse de una manera más bien complicada en los niveles tróficos superiores (herbívoros, carnívoros, omnívoros) (Vincent et al., 2000; Martin et al., 2010). Existen tres tipos de radiación ultravioleta que llegan a la tierra, las cuales son: UVA, UVB y UVC, donde sólo la UVA y la UVB penetran la capa de Ozono. El efecto de la radiación UV (fotoinhibición y reducción del potencial fotosintético) se limita a la superficie y la zona fotoactiva del océano (zona suficientemente iluminada como para albergar vida vegetal, se reduce a unos pocos metros en la zona superficial del océano), aunque puede extenderse un poco más en la zona fotoactiva, debido a la radiación UVA.

La RFA y radiación UV muestra variación en los ecosistemas marinos. La radiación UV puede poner un límite al proceso fotosintético, pues al ser una radiación de menor longitud de onda y por tanto más energética puede dañar estructuras celulares como el ADN, el fotosistema II (PSII) y la enzima

fotosintética Ribulosa, 1-5 Bifosfato Carboxilasa (RuBisCo) (Häder, 1997; Vincent et al., 2000; Häder et al., 2007; Neale et al., 2013a), pudiendo llegar a provocar fotoinhibición.

### 1.3.2 Nutrientes

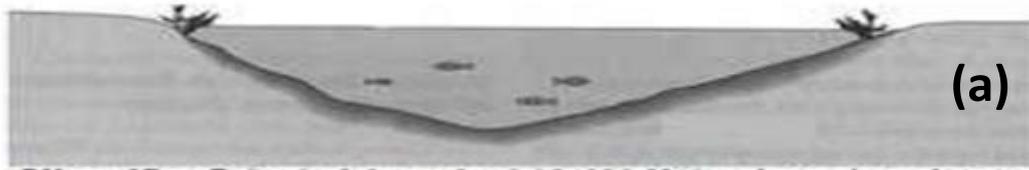
Como ha sido establecido la cantidad de nutrientes y sus fuentes, juegan un papel primordial en todos los ecosistemas acuáticos (Barnes, 1980; Margalef, 1974; Day et al., 1988). Las entradas de los nutrientes a un estuario pueden provenir del aporte fluvial, del realizado por las aguas subterráneas, a través de la atmósfera o por la entrada de agua de mar. Para que exista un buen desarrollo de las especies fitoplanctónicas es necesario un abastecimiento suficiente de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes (silicio, hierro, etc.).

Junto con la luz y el CO<sub>2</sub>, es la cantidad y variación de las formas nitrogenadas y fosfatadas las que determinan, en primera instancia, la manifestación de la productividad primaria del sistema, base fundamental de una parte sustancial de la trama trófica acuática. Los fenómenos más comunes asociados a los nutrientes son: o su carencia o su exceso; ambos con severas consecuencias a la biota acuática. La eutrofización es el proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior (Moreno et al., 2010) por enriquecimiento de nutrientes y/o la introducción de material orgánico en los cuerpos de agua.

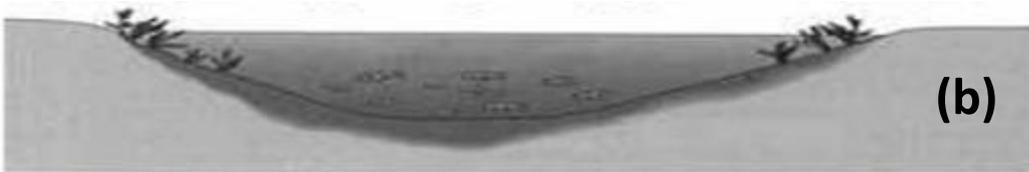
En los últimos años, el incremento de la eutrofización de cuerpos de agua ha sido provocada por el aumento en el suministro de nutrientes a nivel global, proveniente de actividades humanas, lo cual promueve un exceso en la productividad primaria (López-Cortés et al., 2003). Sin embargo, algunas investigaciones llevadas a cabo en un número significativo de lagunas costeras mexicanas, han llevado a la conclusión de que más que la cantidad de nutrientes, es la relación entre ellos (relación N:P) la que determina y propicia la eficiencia del proceso fotosintético en la columna de agua (Contreras et al., 2005).

Las clasificaciones del estado trófico de ecosistemas marinos se basan en divisiones discretas y arbitrarias (López-Cortés et al., 2003). Es importante desde el punto de vista de gestión integral de la zona costera, establecer los intervalos de concentración de los nutrientes, que clasifiquen la calidad del agua en base

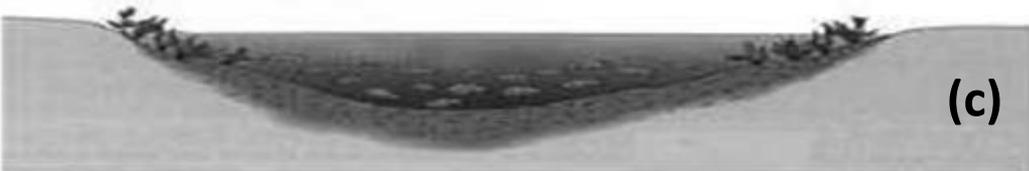
a su estado trófico en, oligotrófico, mesotrófico o eutrófico (*Justic et al., 1995*) (figura 3).



**Oligotrófico:** Bajo nivel de productividad biológica. Aguas claras, algunas plantas acuáticas, pocos peces, no mucha flora y fauna y fondos arenosos. Criterios: Clorofila *a* menos de 3mg/l, fósforo total menor que 15mg/l, nitrógeno total menor que 400mg/l y claridad del agua 4m.



**Mesotrófico:** Moderado nivel de productividad, claridad de agua y plantas acuáticas. Criterios: Clorofila *a* entre 3mg/l y 7mg/l, fósforo total entre 15mg/l y 25mg/l, nitrógeno total entre 400mg/l y 600mg/l, y claridad del agua entre 2,5m y 4m.



**Eutrófico:** Alto nivel de productividad, claridad de agua y buena cantidad de plantas acuáticas o poca claridad de agua y pocas plantas acuáticas. Gran potencial para soportar la gran cantidad de peces y vida silvestre. Criterios: Clorofila *a* entre 7mg/l y 40mg/l, fósforo total entre 25mg/l y 100mg/l, nitrógeno total entre 600mg/l y 1500mg/l, y claridad del agua entre 0,9m y 2,5m.

Fig. 3. Criterios para definir los tres estados tróficos, para (a) oligotrófico, (b) mesotrófico, (c) eutrófico. Fuente: Modificado de *Forsberg y Ryding* en: *Florida Lakewatch* (2010) <http://lakewatch.ifas.ufl.edu/>.

El “estado trófico” de los sistemas acuáticos es un concepto fundamental en la gestión de los mismos. Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuyen a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación (*Moreno et al., 2010*). En general, se considera que el Nitrógeno es el elemento limitante en los sistemas marinos. El grado en que el Nitrógeno o el Fósforo limitan la biomasa total del sistema es aparentemente función de las pérdidas en el mismo. Cuanto más cerrado sea un sistema, más probable es que sea limitado por el Fósforo (*Movellán, 2004*).

Existen dos consideraciones básicas sobre el consumo de nutrientes por el fitoplancton. La primera contempla que a bajas concentraciones de nutrientes, el índice de consumo es dependiente de la concentración, y la segunda que la producción total del fitoplancton es directamente proporcional a la concentración inicial del nutriente limitante e independiente al índice de crecimiento del fitoplancton (*Movellán, 2004*).

Las concentraciones de los nutrientes a lo largo de un estuario están directamente afectadas por las condiciones hidrodinámicas del sistema, como son el flujo del río, las mareas, aportes puntuales de zonas agrícolas, industriales o urbanas, y meteorológicas como el viento o la temperatura. Asimismo estas concentraciones están afectadas por las reacciones químicas y biológicas que se llevan a cabo dentro del estuario.

En las aguas marinas cubanas diferentes estudios se han referido a que el principal aporte de sustancias nutrientes depende de las cuencas hidrográficas por escurrimiento fluvial (*Lluis-Riera, 1977; Piñeiro, 2006; Baisre y Arboleya, 2006*). Entre 1991 y el año 2000 se alcanzaron los mayores niveles de represamiento de aguas fluviales, elevando la capacidad nacional de embalse de aguas dulces alrededor de 200 veces desde 1971 (*Batista, 2002*). Este incremento en el represamiento de aguas fluviales con el consecuente descenso del escurrimiento superficial, sumado a la disminución drástica, desde 1990, en la adquisición y uso de fertilizantes inorgánicos con destino fundamentalmente agrícola, han sido considerados una causa esencial en la reducción del arribo de sustancias nutrientes inorgánicas a la plataforma insular cubana, lo que en adición a otros factores, ha sido utilizado para explicar la disminución de la productividad en diferentes recursos pesqueros (*Piñeiro et al., 2006; Baisre, 2006; Baisre y Arboleya, 2006; Puga et al., 2010*).

### 1.3.3 Otras Variables ambientales

En la caracterización físico-química, la temperatura, la salinidad, al igual que la hidrodinámica del sistema, aunque afecten a la distribución de los organismos no son sensibles a la actividad biótica. La variación de todos estos factores tanto en el espacio como en el tiempo permite caracterizar los distintos tipos de hábitats para la vida acuática (*Consejería de Medio Ambiente, 2000b*).

La temperatura es una variable ecológica importante y presenta una gran variabilidad espacial y temporal (*Sevilla, 1977*). Afecta directa e indirectamente la productividad del fitoplancton: directamente regulando los procesos enzimáticos de respiración y fotosíntesis; indirectamente porque la temperatura del mar en verano (principalmente) crea un gradiente vertical de temperatura (termoclina), aislando la capa superficial (eufótica) de la capa profunda (afótica) rica en nutrientes, limitando así el crecimiento del fitoplancton (*Clinton, 1986*).

Juega un papel importante en la sucesión estacional de las comunidades fitoplanctónicas, al influenciar la predominancia y la biomasa de ciertos grupos algales. Se ha evidenciado claramente que el crecimiento del fitoplancton tiende a disminuir ante incrementos de temperatura, provocando un desplazamiento de grupos menos adaptados a temperaturas elevadas o estrategias de reducción de tamaño para mantenerse presente a lo largo del año (*Germán, 2008*).

En correspondencia con su posición y situación geográfica en Cuba predomina el clima tropical con influencia marítima, estacionalmente húmedo. La temperatura media anual es de 25°C, con una variación de aproximadamente 2 grados entre las llanuras de la parte occidental y central (24°C) y las costas y zonas montañosas orientales (26°C) (*Medio Ambiente, 2008*). Entre los efectos incuestionables del cambio global está el incremento de la temperatura oceánica climático (*Costas y Rodas, 2011*).

Se entiende por salinidad a la concentración de sales disueltas en el agua oceánica. Se define formalmente como un cociente de conductividades y es, por lo tanto, adimensional. Ejerce una influencia importante en la biota y es un indicador que no fluctúa con la actividad de los organismos, pero condiciona fuertemente a las especies que se puedan establecer en un sistema acuático. Su valor viene dado por la concentración total de los siguientes iones: sodio,

potasio, calcio, magnesio, cloruros, sulfatos y carbonatos o bicarbonatos (Atlas de organismos planctónicos en los Humedales de Andalucía, 2007).

Aunque podemos suponer que la salinidad ronda el valor de treinta y cinco gramos por kilogramo de agua, lo cierto es que en distintas zonas del planeta este valor varía sensiblemente. La sal más abundante es el cloruro sódico, que supone la mayor parte de la sal disuelta en el mar, pero existe gran cantidad de otros iones que se presentan en concentraciones menores pero muy significativas, por lo que suponen para el sustento de la vida en el mar. En general se acepta que, aunque el valor total de salinidad varíe de una zona a otra, las proporciones relativas entre estos iones permanecen prácticamente constante, aunque existen multitud de casos particulares en que esto no se cumple como es en mares cerrados, estuarios y otras zonas con un considerable aporte fluvial que puede alterar las proporciones iónicas (*Werlinger et al., 2004*).

La salinidad es una variable que afecta el funcionamiento fisiológico de todos los organismos de un estuario (*Sklar y Browder, 1998; Aranda-Cirerol, 2004*) y la asimilación de N y P por el fitoplancton (*Aranda-Cirerol, 2004*), donde la biomasa de este puede decaer debido a la falta de luz provocada por las partículas en suspensión y los cambios de salinidad (*Movellán, 2004*). Es un indicador de la influencia o no de aguas dulces (escurrimiento). Hasta su llegada a los estuarios desde masas de agua o ríos, las partículas en suspensión asociadas con el Fósforo experimentan grandes cambios en la salinidad, los cambios en esta variable influyen en el intercambio del Fósforo inorgánico entre el agua y la materia orgánica y la materia inorgánica particulada (*Movellán, 2004*).

Otra variable a tener en cuenta es el movimiento del agua ya que presenta un efecto en el metabolismo de las algas. Junto con el movimiento de agua la densidad la cual está estrechamente relacionada con la presión es otro de los factores que limita la productividad. La misma aumenta al incrementarse la salinidad y disminuye cuando el incremento se da en la temperatura (*Werlinger et al., 2004*).

### **1.3 Golfo de Ana María**

El golfo de Ana María es una gran macro-laguna que se encuentra ubicado al Sur de la isla de Cuba (Figura 4), limita al Norte con la costa Sur de las provincias de Sancti Spíritus, Ciego de Ávila y Camagüey y al Sur con los cayos del borde

de la plataforma insular del subarchipiélago Jardines de la Reina, separado del golfo de Guacanayabo al Este por un grupo de cayos bajos y arrecifes (*Diccionario Geográfico de Cuba, 2000*). Constituye una cuenca única y bien definida que posee una profundidad media entre 15 y 20 metros abarcando un área de 9 398 km<sup>2</sup> cuyas mayores profundidades se encuentran en la zona intermedia entre la costa y el talud (*Baisre, 2004*).

En el movimiento de las aguas superficiales del golfo de Ana María se refleja una marcada influencia de la circulación oceánica periférica hacia el Noroeste, y la formación de pequeños giros ciclónicos. En los canales interiores del golfo de Ana María las intensidades de las corrientes en superficie alcanzan valores máximos de 13 cm/s, en su periferia las intensidades calculadas llegan a 42.3 cm/s debido a la influencia de las corrientes en la zona oceánica adyacente donde se presentan intensidades de 50 cm/s (*Arriaza et al., 2008*).

Es la única zona, en Cuba, donde hay lagunas costeras típicas, agrupadas en tres sistemas lagunares principales (*Baisre, 2004*). Se identificaron cuatro tipos de hábitats en el fondo del golfo donde predominan sedimentos fangosos como elemento constituyente (*Díaz y Rodríguez, 2012*). Desembocan en él los ríos Zaza, Agabama, Jatibonico del Sur y San Pedro. Dentro de los poblados que ejercen influencia sobre los recursos del golfo de Ana María se encuentran: Casilda, Tunas de Zaza, Paya Florida y Júcaro (*Diccionario Geográfico de Cuba, 2000*). En la actualidad existe un incremento en la capacidad de embalses de los ríos que desembocan en el golfo con respecto a los años 1980 (*CubAgua, 2009*), lo cual produce menores aportes terrígenos y arrastres de nutrientes, como también la disminución del aporte de agua dulce a la zona costera (*Baldó et al., 2005; Fernández y Pérez, 2009; Cantón et al., 2013*).

Los cayos del archipiélago Jardines de la Reina localizado en el golfo de Ana María es un área de investigación importante. Jardines de la Reina es una de las áreas protegidas más grandes de la isla con un ecosistema salvaguardado por sus cayos y arrecifes de coral, siendo este último de gran valor, ya que forman uno de los ecosistemas más diversos de la Tierra por lo que son llamados "selvas del mar". Los arrecifes coralinos son el hábitat del 25% de todas las especies marinas, contribuyen a la protección de la costa contra la erosión, son uno de los principales productores de arena para el mantenimiento de las playas y conforman el elemento estructural fundamental de las comunidades de peces,

crustáceos y otros organismos marinos (*González et al., 2009*). Proveen bienes y servicios ecosistémicos para el turismo, la pesca y la protección del litoral (absorben la energía de las olas). Cerca de seis millones de toneladas de pescado se extraen de los arrecifes de coral anualmente, y se ha estimado que el valor económico global de los mismos es hasta US\$ 375 mil millones por año donde según el Fondo Mundial para la Naturaleza, el coste económico de la destrucción de un kilómetro de arrecife de coral oscila entre US\$ 137.000 y US\$ 1.200.000, durante un período de 25 años.

Unido a la importancia de Jardines de la Reina, el golfo de Ana María es una de las principales zonas de pesca del país, donde el camarón rosado *Farfantepenaeus notialis* (*Pérez-Farfante y Kensley, 1997*), es un recurso de gran importancia. El camarón constituye el segundo renglón exportable de la pesca en la plataforma cubana, y en la actualidad aporta cerca de 15 millones de dólares anuales a la Industria Pesquera. Las pesquerías de camarón en Cuba existen hace más de seis décadas y no es hasta la década de los 60, que comienza su incremento y tecnificación. En los años 70 entran en fase de sobreexplotación del recurso y como consecuencia comienza el descenso en las capturas. Debido a esto se aplican las primeras medidas regulatorias sin que se lograra la recuperación de las poblaciones camaroneras (*Sosa, 2006*), lo que hizo pensar que además de la sobrepesca, existían otros factores de origen antrópico y naturales que afectaban el recurso.

Uno de estos factores es el represamiento de los ríos, el cual ha ejercido un gran impacto en el desarrollo del camarón (*Baisre y Arboleya, 2006; Baisre y Zamora, 1983; Sosa, 2006*). La disminución de los aportes de agua dulce a la zona costera por efecto del represamiento y canales de desvío en los ríos, que afectan el gasto ecológico, provoca el asolvamiento de las lagunas costeras, el cierre de canales por exceso de sedimentos y la disminución de nutrientes a la zona marina, propiciando la disminución de las zonas de cría costeras y de su capacidad para sustentar poblaciones de juveniles de camarón en muchas lagunas y estuarios del sudeste de Cuba. (*Alcalde, 2009; Pérez, 2009*).

## **1.5 Modelos Matemáticos**

### **1.5.1 Teoría Cuantitativa de la Habitabilidad**

La habitabilidad es una medida de cualquier entorno de sustentar vida, desde un cuerpo cósmico hasta un ecosistema. En este contexto se desarrolla la Teoría Cuantitativa de la Habitabilidad (Méndez, 2010; Página web 1) la cual se ha desarrollado como un marco estándar que permite cuantificar los cambios en la habitabilidad de un entorno natural, al explicar la distribución, abundancia y productividad de la vida.

Esta teoría comprende elementos de Modelos de Idoneidad de Hábitat, Teoría Metabólica de la Ecología, Dinámica de Poblaciones, Macroecología, Biogeografía y Ecofisiología. La misma puede ser aplicada a cualquier forma de vida, desde organismos procariontes (organismos cuyas células no poseen núcleo definido), ejemplos de estos son las bacterias, hasta eucariontes (organismos cuyas células tienen un núcleo definido separado del citoplasma) ejemplos son las plantas (Méndez, 2010; Página web 1). La Teoría Cuantitativa de la Habitabilidad es escalable en el espacio y en el tiempo, pudiendo ser aplicadas a cualquier forma de vida en cualquier escenario posible. Los siguientes postulados (López-Aguila, 2014; Página web 1) son la base de esta teoría:

**Postulado I:** La habitabilidad de un ambiente para una especie está definida como la tasa metabólica normalizada de las especies como función de estado ambiental. Este postulado es la definición de la habitabilidad cuantitativa. Es similar al Índice de Idoneidad de Hábitat (IIH) en la ecología pero con algunas diferencias importantes. Es un número directamente relacionado con la tasa metabólica entre -1 y +1 que da peso al efecto de las variables ambientales físicas, químicas o biológicas. La escala es relativa a una especie o comunidad específica pero su valor siempre significa la misma cosa. Los valores positivos están interpretados como ambientes habitables (potencial para la actividad y crecimiento), mientras que valores negativos se entienden como ambientes inhabitables (potencial para descomposición y muerte). La habitabilidad cero se interpreta como un ambiente marginal para la vida (supervivencia sin actividad o sin crecimiento).

**Postulado II:** Las complejas funciones de habitabilidad de diversas variables ambientales pueden ser construidas como el producto de otras más simples.

Este producto establece un método para construir funciones de habitabilidad complejas a partir de otras simples. Esto no siempre puede ser el caso para todas las variables, pero sirve como un punto de partida para otros desarrollos complejos. Se han usado construcciones combinadas similares para estudiar los efectos simultáneos de temperatura, pH y actividad del agua con crecimiento microbiano, productividad primaria de plantas y fitoplancton.

**Postulado III:** Las tasas de crecimiento máximo tienen lugar durante una actividad metabólica máxima. Por consiguiente, mediciones de tasas de crecimiento pueden ser usadas para estimar la habitabilidad. Pero en la práctica, pueden ser difíciles las mediciones directas o indirectas de las tasas metabólicas. Los cambios en las biomásas o productividad relacionados con el crecimiento, pueden ser usados para calcular la habitabilidad.

**Postulado IV:** La ocupación de un ambiente dado por una especie, está definida como la biodensidad normalizada de las especies. Este postulado es la definición de ocupación cuantitativa. Es un valor entre 0 y 1, que puede ser interpretado como la fracción de población o biomasa, comparada con el máximo potencial (capacidad de carga).

**Postulado V:** La ocupación puede ser estimada de la habitabilidad de un ambiente a partir de una ecuación de crecimiento y una ocupación inicial. Este postulado establece una relación entre la habitabilidad y la ocupación. Puede ser usada para modelar los efectos de los ambientes en la distribución, abundancia y productividad de una o múltiples especies incluyendo interacciones entre poblaciones.

La *HPE* es una medida climatológica normalizada, donde los valores cercanos a uno representan ambientes con las mejores condiciones para la actividad metabólica de determinados organismos, mientras que valores cercanos a cero son desfavorables. Puede ser utilizada para estimar la Productividad Primaria Neta (*PPN*) y están relacionadas de la siguiente forma aproximada (Méndez, 2010):

$$PPN \approx HPE \times PPN_{M\acute{a}x} \quad (1)$$

### 1.5.2 Modelos de Productividad Primaria

Los modelos de productividad primaria, al igual que otra clase de modelos, pueden ser agrupados acorde la motivación para la cual fue construido (*Platt et al., 1977*). Pueden ser descriptivos, predictivos o explicativos. Un modelo descriptivo, con unos pocos parámetros incluidos en la expresión matemática, puede describir un gran número de observaciones en un sistema. Un modelo predictivo intenta predecir un estado futuro del sistema. La intención del modelo explicativo es entender cómo trabajan los componentes del sistema y expresarlo en relaciones cuantitativas.

Otra forma en la que se pueden agrupar es como modelos empíricos o racionales. El modelo empírico es aquel que desea explicar los datos sin tener que entrar en los mecanismos internos del sistema. El modelo racional se basa en conocimiento previo del funcionamiento del sistema. El modelo racional puede ser subdividido en mecanístico (reduccionista) u holístico. Los modelos también pueden clasificarse como determinísticos o probabilísticos. Todos los modelos de productividad contienen uno o más de los aspectos mencionados arriba.

El modelar la producción fitoplanctónica requiere que desarrollemos una expresión matemática capaz de representar la relación luz- fotosíntesis. Esta relación es la base de todos los modelos de productividad. Los modelos semi-empíricos de luz-fotosíntesis tratan de resumir la mayoría de las observaciones, pero no las explican. La racionalidad del modelo semi-empírico dependerá de que tan bien puedan interpretarse los parámetros (*Platt et al., 1977*).

La mayoría de los modelos semi-empíricos de luz- fotosíntesis se desarrollan en términos de la productividad primaria bruta (PPB), la que se define como la tasa a la que el carbono inorgánico es incorporado en la célula. Similarmente, la respiración (R), puede expresarse en términos del carbono orgánico que es liberado fuera de la célula como carbono inorgánico (*Avila- Alonso, 2014*), o sea, la energía que utilizan los propios productores primarios para sus procesos metabólicos. La productividad primaria neta (PPN) es la productividad que se exporta a los siguientes niveles tróficos, y se puede expresar como la diferencia entre la bruta y la respiración (R):  $PPN=PPB-R$  anteriormente.

*Platt (1977)*, resume algunos de los modelos semi-empíricos para representar la relación luz- fotosíntesis. Todos expresados en términos del número de asimilación ( $P_m^B$ ), la pendiente inicial ( $\alpha$ ), de la curva ( $P - I$ ) y la irradianza ( $I$ ).

Los modelos de producción primaria pueden clasificarse en cuatro niveles acorde al nivel de integración matemática:

- a) Modelos con resolución espectral
- b) Modelos integrados espectralmente
- c) Modelos integrados temporalmente
- d) Modelos integrados verticalmente

### **1.5.2.2 Modelos de nutrientes (Índices de Eutrofia)**

El modelado biogeoquímico involucra la simulación matemática de varios constituyentes biológicos y geoquímicos en un intento de comprender los ciclos de estos constituyentes y los procesos que afectan sus distribuciones. Estos modelos dependen intrínsecamente de los datos, ya que sin ellos, poca aplicabilidad tendrá en la resolución de los problemas. Los tipos de modelos biogeoquímicos actualmente en uso son diversos, y van desde planteamientos simples hasta complejas investigaciones multidisciplinarias con muchos componentes. No obstante, generalmente todos contienen un componente biológico de nivel bajo en la cadena trófica (usualmente fitoplancton representado por la clorofila), al menos un nutriente que es requerido para el crecimiento y consumo de nutrientes, y un segundo nivel trófico (zooplancton o bacterias) para regenerar los nutrientes y consumir la biomasa fitoplanctónica (*Movellán, 2004*).

El principio general de conservación de la masa, es usado para la formulación de las ecuaciones de los diferentes constituyentes de importancia en el análisis de los problemas de eutrofización, elemento esencial en la dinámica del comportamiento del fitoplancton. En su forma más sencilla, estas ecuaciones definen la concentración de un nutriente y, directa o indirectamente, relacionan el crecimiento del fitoplancton con su disponibilidad. En sus formas más complejas, pueden incorporar la interacción entre varios nutrientes, la especificación de diferentes especies de fitoplancton y las relaciones depredador

– presa entre diferentes niveles tróficos. Durante varios años se han utilizado modelos para analizar diferentes ríos y estuarios con diferentes objetivos, sobre todo para evaluar la calidad del agua de esos sistemas, y los efectos de la actividad humana sobre ellos.

En los modelos de eutrofización el indicador que nos define el estado trófico de las aguas es el índice o grado de eutrofia. Éste, nos permite clasificar las aguas, de un estado oligotrófico a un estado eutrófico (figura 3). Las principales variables indicadoras del estado trófico son, la concentración de clorofila *a*, la transparencia o turbidez, las partículas en suspensión (*Doña et al., 2009*) y la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos (*Karydis et al., 1983*)

## 2. Materiales y métodos

### 2.1 Índice de Habitabilidad Primaria Acuático

El principal postulado de la *TCH* (como se analizó en la sección anterior) establece que los Índices de Habitabilidad pueden ser formulados como el producto de funciones ambientales simples, que limitan la productividad de la vida en cualquier escenario (Méndez, 2010). De ahí que se represente como:

$$IH = \prod_{i=1}^n f_i(\{x\}_i) \quad (2)$$

En respuesta al problema de investigación proponemos trabajar con una función de los nutrientes  $f(N)$ , y aunque inicialmente la profundidad de Secchi (penetración de la luz en la columna de agua de forma visual) pudiera ser considerada como una variable respuesta del estado trófico del ecosistema, ya que la densidad del fitoplancton puede determinar su valor, en determinadas condiciones pudiera actuar limitando el proceso fotosintético en la zona costera (Ji, 2008), y por tanto constituye la segunda función a incluir en el *IHPA*,  $f(R)$ .

Es por ello que para determinar el *IHPA* se propone analizar el efecto de la radiación solar y los nutrientes en la habitabilidad del fitoplancton en el Golfo de Ana María ya que ambas funciones pudieran limitar la productividad de la vida en ese entorno, de ahí que se obtenga la expresión:

$$IHPA = f(R)f(N) \quad (3)$$

## 2.2 Función de radiación $f(R)$

### 2.2.1 Radiación solar

Se cuantificó el potencial fotosintético del fitoplancton en 9 estaciones ubicadas en la parte central del golfo de Ana María (figura 4), donde se llevó a cabo el monitoreo en el mes de octubre del año 2011.

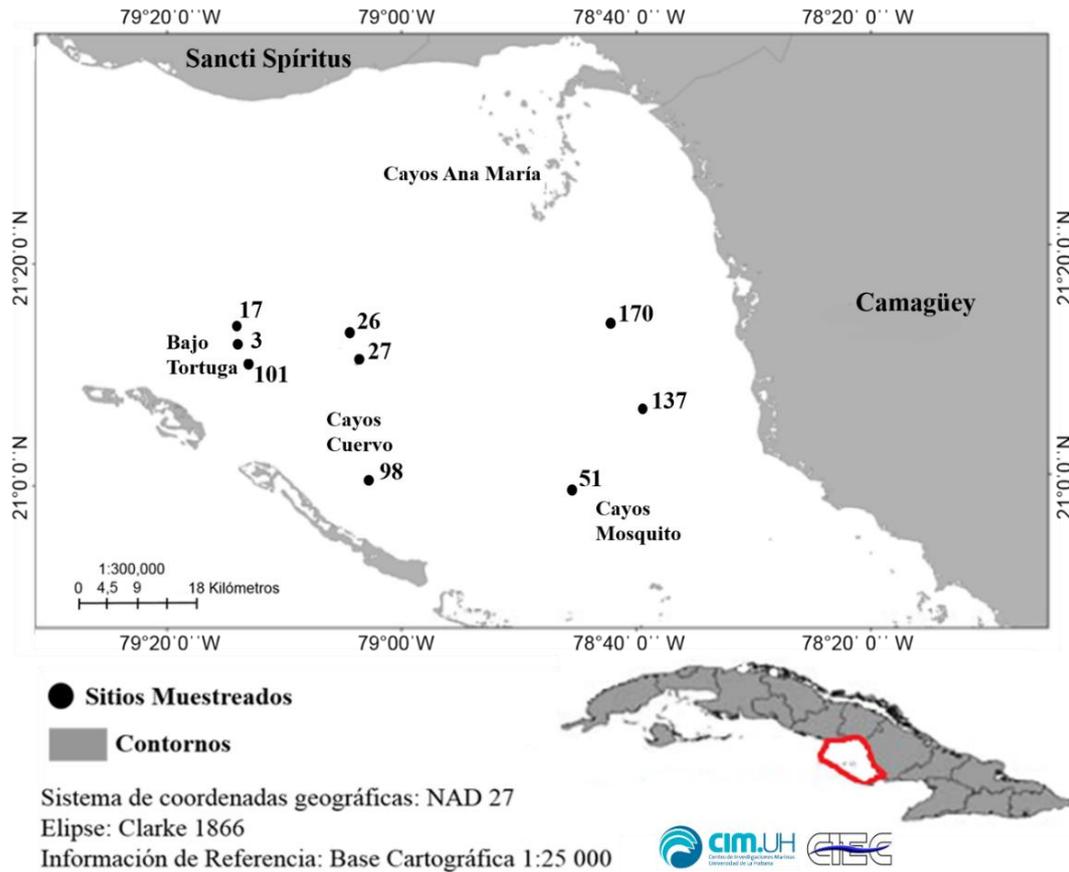


Figura 4. Localización del área de estudio y estaciones de muestreo.

Las irradiancias espectrales para la RFA y UV en la superficie del mar se determinaron con el programa computacional TUV4.6 (Tropospheric Ultraviolet & Visible Radiation Model (<http://cprm.acd.ucar.edu/Models/TUV/>)) (Madronich, 2009), con una concentración de ozono de 280 g/mol (Zea et al., 2000) en los horarios de 1:00 PM y 4:00 PM y sus respectivos ángulos cenitales solares de 35° y 76°, con el objetivo de poder ver cómo influye en el proceso de fotosíntesis el flujo de radiación.

### 2.2.2 Modelo de transferencia radiativa oceánica

Las Irradiancias espectrales justo debajo de la superficie del agua ( $z = 0^-$ ) fueron obtenidas a partir de las correspondientes justo por encima de la superficie ( $z = 0^+$ ), utilizando la ecuación (3), donde  $R$  es el coeficiente de reflexión de la fórmula de Fresnel para la interfaz aire-agua.

$$E(\lambda, 0^-) = [1 - R]E(\lambda, 0^+) \quad (4)$$

Las irradiancias espectrales  $E(\lambda, z)$  a la profundidad  $z$  fueron determinadas usando la ley de Lambert-Beer de la Óptica:

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0^-) \exp[-K(\lambda)z], \quad (5)$$

donde  $K(\lambda)$  es el coeficiente de atenuación para la longitud de onda  $\lambda$ . A medida que la radiación solar penetra en el océano, progresivamente se empobrece de aquellas longitudes de onda que son absorbidas fuertemente por el agua oceánica y se enriquecen relativamente de aquellas longitudes que son débilmente absorbidas. Se puede esperar que el coeficiente de atenuación de la irradiancia total fotosintéticamente disponible, sea mayor en los primeros metros y decrezca a valores más bajos con la profundidad (Movellán, 2004).

Para determinar el tipo óptico de agua y por tanto los valores de  $K(\lambda)$ , se utilizaron datos de profundidad de Secchi de las estaciones estudiadas, las cuales fueron medidas en octubre de 2011. A través de la ecuación (5) se determina el coeficiente de atenuación promedio de la columna de agua  $\langle K \rangle$ . Este valor se comparó con los coeficientes de atenuación promedio de la luz visible determinados experimentalmente por Jerlov (1976) (Tabla 1) y el tipo óptico de agua de cada estación, fue aquel cuyo valor se acercara más a las mediciones de Jerlov (1976).

$$\langle K \rangle = \frac{cte}{z_s} \quad (6)$$

Tabla 1. Valores promedios de coeficientes de atenuación de los tipos ópticos de aguas de Jerlov (1976).

	Aguas Costeras					Aguas Oceánicas		
	C1	C3	C5	C7	C9	I	II	III
UV	1,35	1,84	2,65	3,18	4,12	0,09	0,30	0,50
PAR	0,29	0,38	0,51	0,71	1,04	0,15	0,19	0,25
UV-PAR	0,59	0,79	1,12	1,41	1,92	0,14	0,21	0,31

Se utilizaron las ecuaciones (6) y (7) para determinar las irradiancias de la RFA y la radiación UV respectivamente, donde  $\Delta\lambda = 1nm$ :

$$E^*_{RFA}(z) = \sum_{\lambda=400nm}^{700nm} E(\lambda, z) \Delta\lambda \quad (7)$$

$$E^*_{UV}(z) = \sum_{\lambda=280nm}^{399nm} \varepsilon(\lambda) E(\lambda, z) \Delta\lambda \quad (8)$$

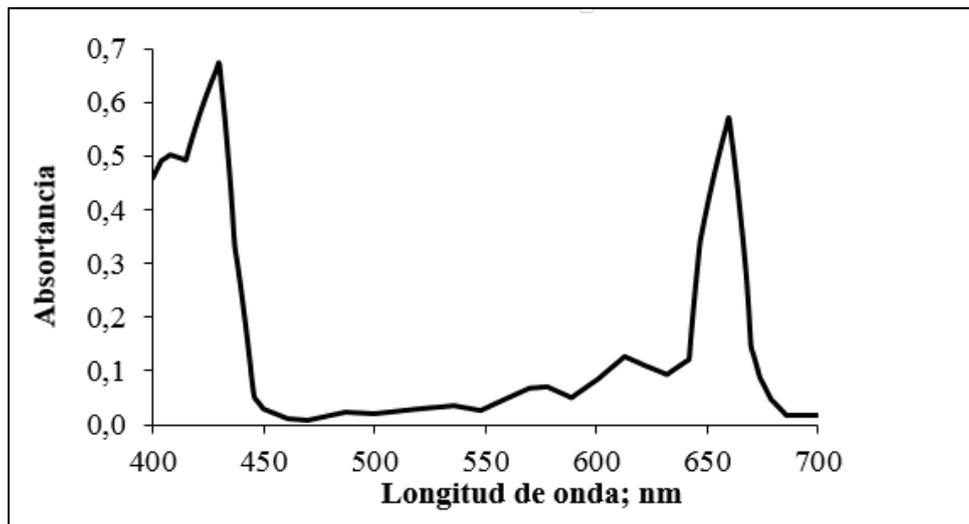


Figura 5. Espectro de absorción de la clorofila a en términos de absortancia (Comar y Zscheile, 1941).

Donde la absorbancia,  $A(\lambda)$ , se define como la fracción de luz incidente que pasa a través de una muestra para una longitud de onda específica. La clorofila a muestra su mayor espectro de absorción para las longitudes de onda de 400nm-450nm y 650nm-700nm, absorbiendo en menor medida el espectro de 450nm-650nm hasta el punto de considerarse estos valores despreciables (Figura 5). Para considerar el efecto inhibitorio de la radiación UV sobre el proceso de fotosíntesis, fue usada una función de ponderación biológica  $\varepsilon(\lambda)$  (BWF, del inglés *Biological Weighting Function*), para fitoplancton que abunda en latitudes tropicales y subtropicales (Neale, comunicación personal). Esta función (también llamada espectro de acción biológica) comprende los daños al aparato fotosintético y al ADN, ya que ambos contribuyen a la inhibición de la fotosíntesis. El asterisco en las irradiancias ultravioletas significa que están ponderadas con un espectro de acción biológica. Las longitudes de onda más

energéticas del espectro UV (280nm-300nm) son las que contribuyen a la inhibición del proceso de fotosíntesis, estas comprenden mayormente la radiación UVB, de 300nm a 400nm el proceso de fotosíntesis no será afectado en ninguna medida ya que la UV se atenúa fuertemente en los primeros metros de la columna de agua (figura 6).

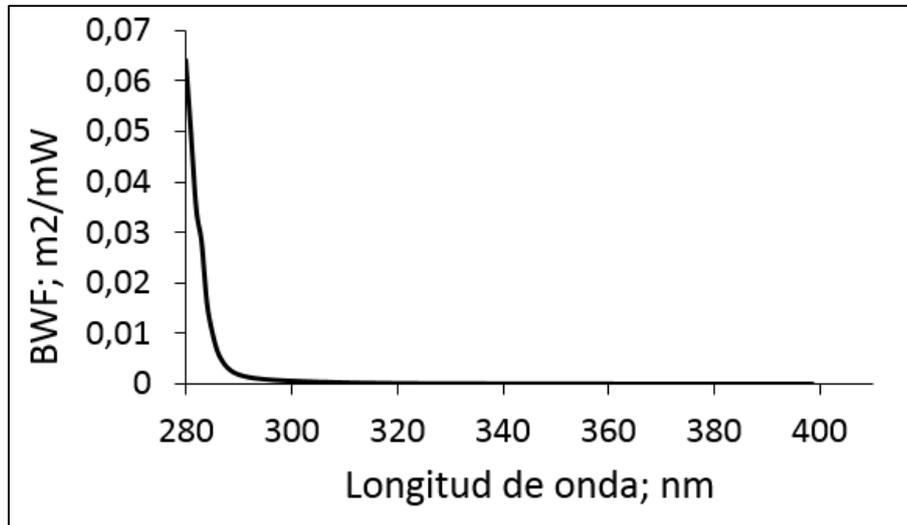


Figura 6. Función de ponderación biológica del daño de la UV para fitoplancton (Neale, comunicación personal).

### 2.2.3 Modelo de fotosíntesis

Para determinar las tasas de fotosíntesis  $P$  en la profundidad  $z$  (normalizada respecto a la tasa de saturación  $P_S$ ), se usó el modelo  $E$  de fotosíntesis de Cullen *et al.* (1992), mostrado en la ecuación (8). Este es un modelo descriptivo racional, que determina la  $PPB$ .

$$\frac{P}{P_S}(z) = \frac{1 - \exp\left[-E_{RFA}^*(z)/E_S\right]}{1 + E_{UV}^*(z)} \quad (9)$$

Podemos decir entonces que la tasa de fotosíntesis es una combinación de dos factores: el numerador en la ecuación anterior favorece la fotosíntesis (pues la irradiancia de la radiación fotosintéticamente activa está allí), mientras que el denominador la inhibe, debido a la presencia del factor inhibitorio de irradiancia ultravioleta.

El parámetro  $E_S$  de valores en el rango (2 – 100) W/m<sup>2</sup> está relacionado con la eficiencia de la especie de fitoplancton en el uso de la RFA (*Martin et al., 2012*). Se utilizaron estos valores ya que representan las especies más eficientes y menos eficientes respectivamente, mostrando así un amplio intervalo de valores de eficiencia en la naturaleza (*Neale, comunicación personal*).

#### 2.2.4 Productividad primaria

Para determinar la productividad de la columna de agua se dividió la misma en N capas cada una de espesor 1m. En esta se plantea una sumatoria del producto de las tasas de fotosíntesis obtenidas en la ecuación (8) en cada una de las N capas de espesor ( $\Delta z = 1m$ ) (normalizado respecto a la profundidad máxima  $Z_{Máx}$ ): ecuación (9)

$$\left( \frac{P}{P_S} \right)_T = \sum_{i=1}^N \left( \frac{P}{P_S} \right)_i \frac{\Delta z}{z_{Max}} \quad (10)$$

### 2.3 Función de nutrientes $f(N)$

Según *González-De Zayas et al. (2012)* el nutriente limitante en las aguas del golfo de Ana María para las estaciones estudiadas (9 estaciones) en el mes de octubre de 2011 es el PRS (fósforo reactivo soluble), de esta forma se determinó el valor del índice de eutrofización para el PRS. Para esto se utilizó el índice de eutrofización por nutrientes (IE) según la metodología de *Karydis et al. (1983)*.

Este índice además de representar los niveles de concentración por nutrientes de todo el periodo de estudio permite evaluarlos según grado de eutrofia (*Moreno et al., 2010*), el mismo establece una escala de clasificación donde: si  $IE < 3$  indica estado oligotrófico, para  $3 \leq IE \leq 5$  es mesotrófico y para  $IE > 5$  es eutrófico.

El índice de eutrofización por nutriente (IE), de *Karydis et al. (1983)*, fue ideado con los siguientes criterios (*Moreno et al., 2010*):

- a) Especificidad para cada nutriente.
- b) Considera el aporte del nutriente en áreas distintas.
- c) Adimensional y se aplica en varios tipos de agua.
- d) Altamente sensible a los efectos de eutrofización y sencillo al manipular datos y realizar su cálculo.

De esta forma se determinó el Índice de eutrofia (IE) propuesto por *Karydis et al. (1983)*.

$$IE = \frac{\log C}{\log C - \log x_i} + \log A \quad (11)$$

Donde:

*IE*: es el índice de eutrofización por nutriente de cada estación de muestreo, para la campaña de muestreo

*A*: es el número de estaciones de muestreo (9)

*C*: es la concentración total del nutriente por campaña

*x<sub>i</sub>*: es la concentración total del nutriente en la estación muestreada

El valor del *IHPA* fue normalizado para el máximo valor obtenido en todas las estaciones estudiadas (figuras 13 y 14).

### 3. Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se muestra los tipos ópticos de aguas de las estaciones estudiadas del golfo de Ana María, las mismas son aguas costeras según la clasificación de *Jerlov (1976)*. Las aguas costeras de la plataforma tienen menor transparencia que las aguas oceánicas abiertas y está determinado por la presencia de sedimentos y materia orgánica disuelta coloreada (CDOM, del inglés *coloured dissolved organic matter*) en mayor cantidad que en el océano (*Häder et al., 2007*), como consecuencia de los aportes fluviales, el régimen hidrodinámico etc.

Estación	Profundidad; m	Profundidad de Secchi; m	$\langle K \rangle$ ; m <sup>-1</sup>	Tipo óptico de agua	EI (PRS)	Clasificación trófica
98	17	3,75	0,53	C5	2,48	Oligotróficas
101	21	3,75	0,53	C5	5,33	Eutróficas
17	6	5,5	0,36	C3	2,39	Oligotróficas
26	9	4,25	0,47	C5	2,31	Oligotróficas
27	9	3,5	0,57	C5	2,07	Oligotróficas
3	12	6,5	0,30	C1	2,15	Oligotróficas
170	18	4,5	0,44	C3	2,64	Oligotróficas
137	5	2,75	0,73	C7	2,32	Oligotróficas
51	6	3,5	0,57	C5	2,14	Oligotróficas

Tabla 2. Clasificación óptica y trófica estaciones del golfo de Ana María

Las aguas marinas muestran diferencias regionales de sus propiedades ópticas que vienen dadas por la concentración de sustancias absorbedoras. Esto pudiera explicar la variación de los tipos ópticos de aguas entre las diferentes estaciones. Se presentan tipos ópticos de extremos como las C1 (estación 3, tabla 2, figura 7) que son las aguas costeras más claras y tipos ópticos más turbios como las C7 (estación 137, tabla 2). Sin embargo el tipo

óptico de agua que predomina son las aguas C5 (Figura 7), que se corresponden generalmente a aguas intermedias respecto a su claridad, y pueden presentar las tres clasificaciones tróficas (oligotróficas, mesotróficas y eutróficas).

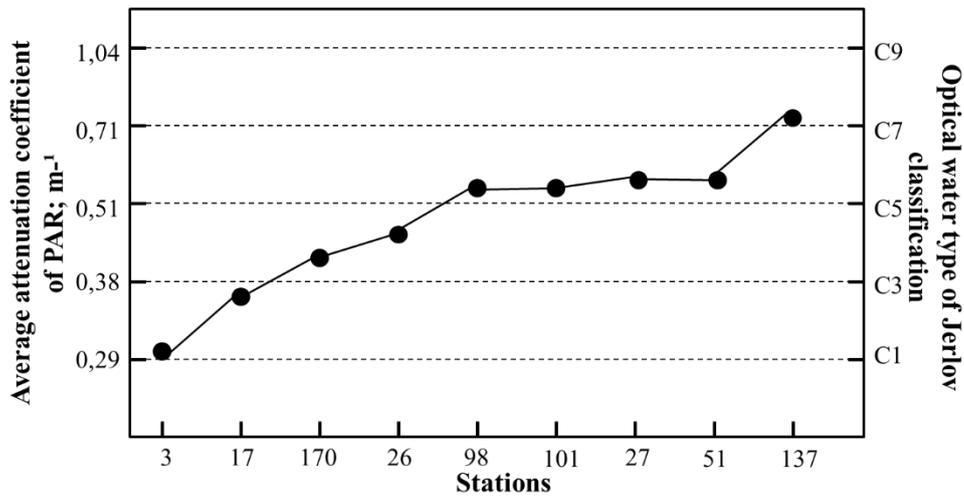


Figura 7. Clasificación óptica de las aguas del golfo de Ana María en relación con el coeficiente de atenuación.

En las figuras 9 y 10 se muestran las tasas de fotosíntesis del fitoplancton, considerando los factores fotobiológicos ( $f(R)$ ) analizados en el presente estudio. Las mismas presentan los menores valores en la superficie del mar, debido al daño provocado por la radiación UV. Aunque aún en estos casos se muestran valores altos de actividad fotosintética, debido a la baja sensibilidad al daño biológico inducido por esta radiación. La BWF considerada en el presente trabajo (figura 6) registra los principales efectos deletéreos para las longitudes de onda más energéticas del UVB (<290 nm), las cuales son atenuadas fuertemente en los primeros metros de la columna de agua. Además para la cuantificación de las tasas se empleó el modelo E de fotosíntesis de *Cullen et al.* (1992), el cual considera una relación lineal entre la tasa de daño y la de reparación (figura 8). Por tanto, los niveles fotosintéticos rápidamente alcanzan un estado con una dependencia estable de la irradiancia. En este contexto, la reparación se refiere a cualquier proceso celular que restaure la pérdida de la capacidad fotosintética (*Cullen et al.*, 1992). Debido a lo planteado anteriormente el máximo potencial fotosintético se alcanza en una profundidad próxima a la superficie, donde el efecto inhibitorio de la radiación UV no limita el proceso.

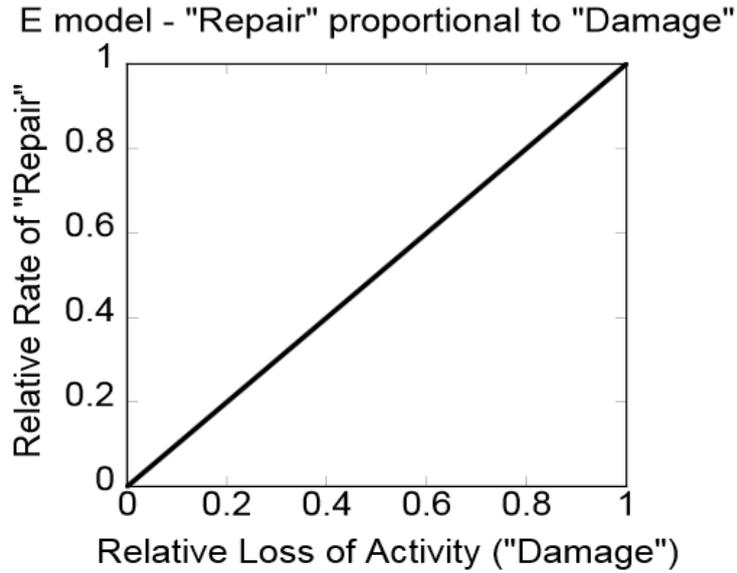
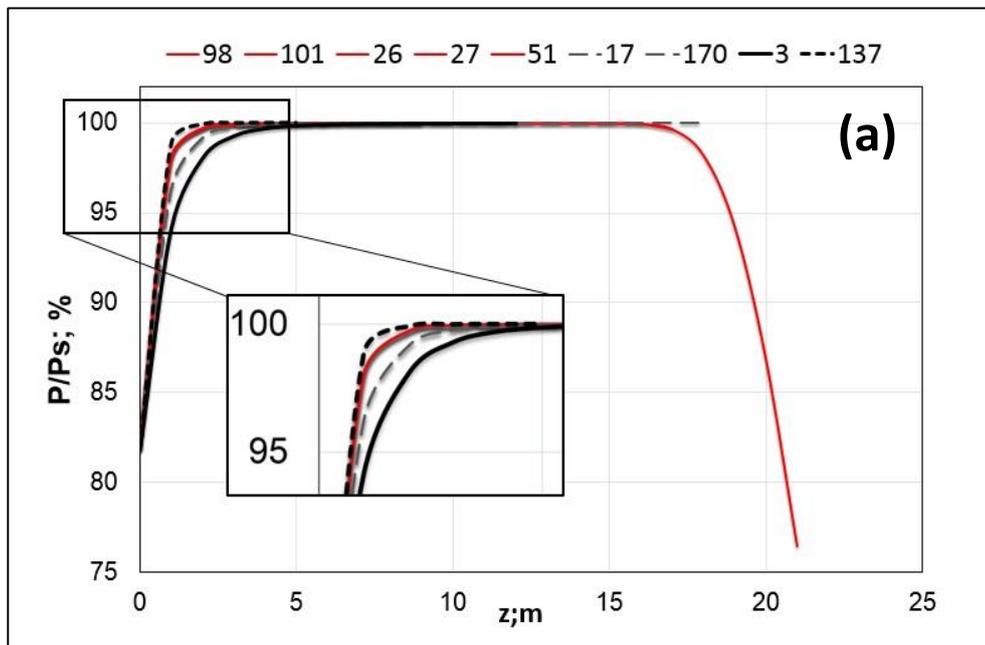


Figura 8. Representación gráfica de la relación existente entre las tasas de daño y reparación en el modelo E de fotosíntesis de *Cullen et al. (1992) (Neale et al., 2013b)*.

En dependencia del tipo óptico de agua y la profundidad de la estación se observa que las tasas de fotosíntesis decrecen cerca del fondo y esto es consecuencia de la atenuación de la RFA, cuya intensidad se convierte en factor limitante del proceso en dichas profundidades.



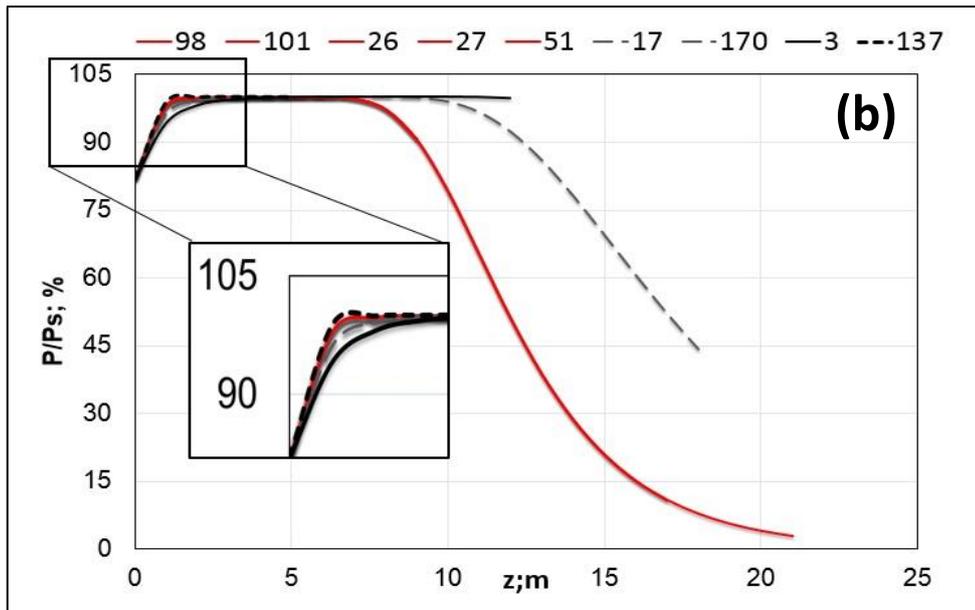
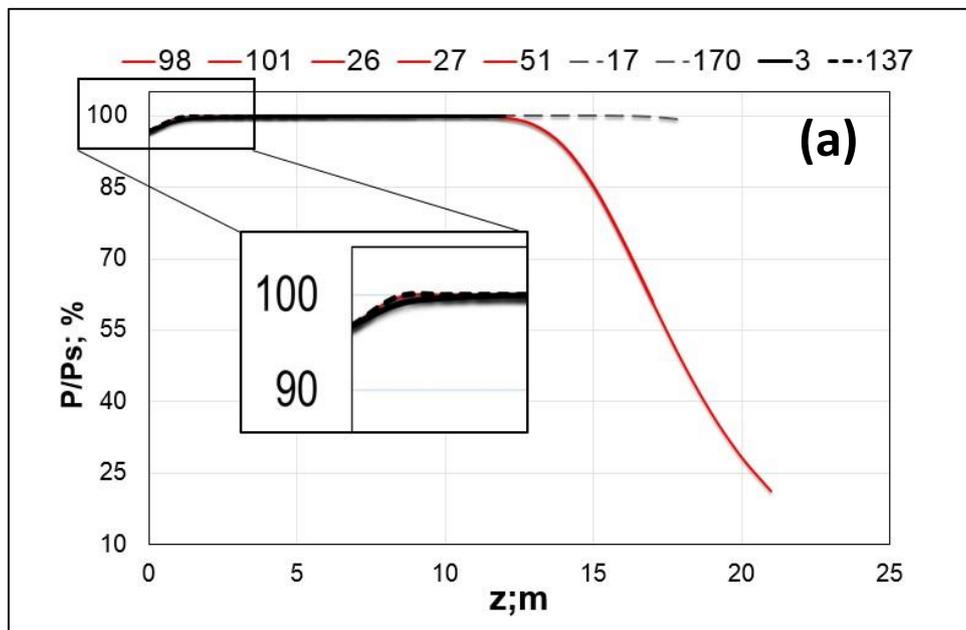


Figura 9. Tasa de fotosíntesis a la 1:00 PM ( $35^\circ$ ) para (a) especies muy eficientes ( $2 \text{ W/m}^2$ ) y (b) especies poco eficientes usando RFA ( $100 \text{ W/m}^2$ ).



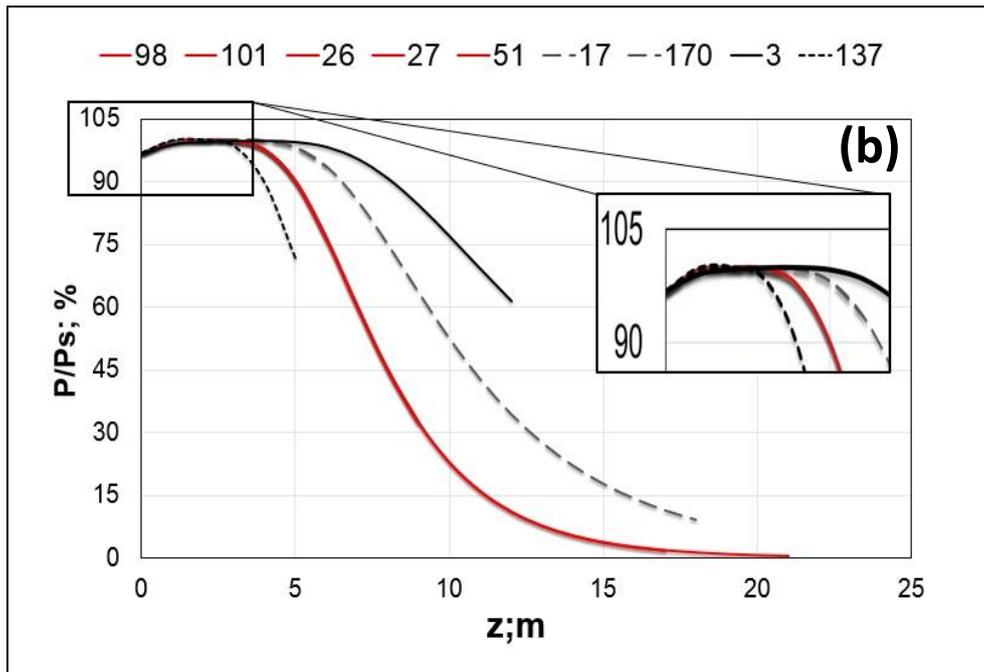


Figura 10. Tasa de fotosíntesis a la 4:00 PM ( $76^\circ$ ) para (a) especies muy eficientes ( $2 \text{ W/m}^2$ ) y (b) especies poco eficientes ( $100 \text{ W/m}^2$ ) usando RFA.

En el horario de la 1:00 PM (figuras 9a y 9b) los valores de las tasas de fotosíntesis en la superficie de la columna de agua son aproximadamente del 82%, mientras que en el horario de las 4:00 PM (figuras 10a y 10b) son cercanas al 97%. En el horario de la 1:00PM la intensidad del flujo de radiación UV que penetra a la columna de agua es mayor y por tanto provoca más daño al proceso fotosintético, reflejado en las menores tasas. Esto es debido al ángulo de incidencia solar ( $35^\circ$ ) que permite muy poca reflexión de la radiación en la superficie del agua en comparación con el ángulo de incidencia a las 4:00 PM que es de  $76^\circ$ .

Las estaciones 26, 27, 51, 98 y 101 presentan el mismo tipo óptico de agua y por tanto las curvas de las tasas de fotosíntesis se superponen, y de igual forma sucede con las estaciones 17 y 170, donde solamente varía la profundidad de cada estación (Tabla 2). Se puede observar que en la estación 137 el máximo de fotosíntesis se alcanza a una menor profundidad debido a que presenta las aguas más oscuras (C7), permitiendo una fuerte atenuación de la radiación UV y reduciendo por tanto sus efectos estresantes. Mientras que la estación 3 alcanza el máximo a una profundidad mayor debido a que presenta las aguas

más claras (C1) y por tanto permite una mayor penetración del flujo de radiación UV y de sus efectos estresantes hacia el fitoplancton.

La estación 101 presenta un descenso de las tasas de fotosíntesis en las profundidades próximas al fondo, para los casos mostrados en la figura 9 y 10. Las especies más eficientes ( $E_s=2 \text{ W/m}^2$ ) muestran un descenso del potencial fotosintético a partir de los 17 m (estación 101) (figura 9a) y 13 m (estación 101 y 98) (figura 10a) aproximadamente, esta última un poco antes debido a la disminución del flujo de radiación en la columna de agua a las 4:00 PM, sin embargo la RFA es asimilada eficientemente por estas especies, permitiendo mostrar valores altos de fotosíntesis.

Por su parte las especies poco eficientes ( $E_s=100 \text{ W/m}^2$ ) muestran un descenso del potencial fotosintético en el horario de la 1:00 PM a partir de los 8m (26, 27, 98 y 101) y 11m (170) aproximadamente, donde las tasas de fotosíntesis de las estaciones que presentan aguas C5 comienzan a descender en menores profundidades que las estaciones con tipo óptico de agua C3, ya que estas son más claras (Tabla 2). En el horario de las 4:00 PM la estación 137 experimenta la disminución del potencial fotosintético a partir de los 3m, ya que presenta las aguas más oscuras (C7), seguida por las estaciones con aguas C5 y C3 de la clasificación óptica, y por último la estación 3 (7m) que posee las aguas más claras (C1) (Tabla 2).

Específicamente a las 4:00 PM las estaciones que presentan las mayores profundidades (98, 101 y 170) llegan a alcanzar valores de tasas de fotosíntesis muy bajos cercas de la zona bentónica, fundamentalmente la 98 y 101.

En la tabla 2 se muestra además la clasificación trófica de las 9 estaciones del golfo de Ana María para el nutriente limitante, las mismas presentan generalmente aguas oligotróficas, igual resultado fue obtenido por *Gonzalez-De Zayas (2012)*. Esto pudiera indicar el excelente intercambio de las aguas del golfo de Ana María con el mar Caribe adyacente (también oligotrófico) y de la escasa influencia que parecen tener los escurrimientos superficiales y ríos desde tierra firme, sobre todo si se considera que el monitoreo se realizó en periodo lluvioso, el cual se caracteriza por un incremento en la concentración de nutrientes.

La estación 101 fue la única que mostró condiciones de eutrofización, lo cual puede deberse al arrastre de nutrientes que llega de las corrientes marinas superficiales que provienen del golfo de Guacanayabo y que pasan cerca de esta estación (figura 11). El golfo de Guacanayabo ha presentado mayor concentración de nutrientes históricamente que el golfo de Ana María según Vega *et al.* (2012) (tabla 4). Esto pudiera estar dado porque en el mismo desemboca el río Cauto, el más grande y caudaloso río del país, contribuyendo a la mayor deposición de materia orgánica en el sistema estuarino de Guacanayabo.

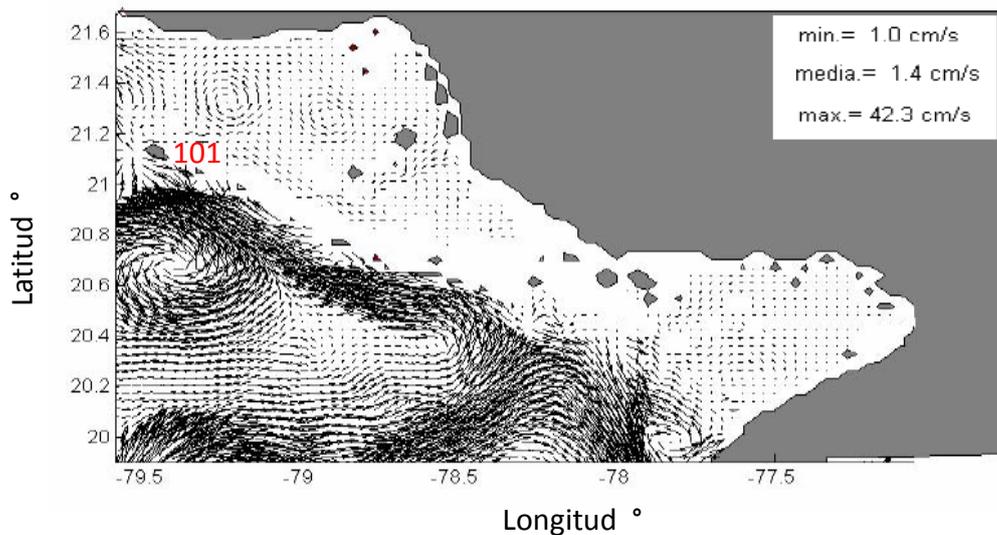


Figura 11. Intensidad y dirección de las corrientes marinas superficiales, en condiciones de régimen meteorológico habitual e hidrología correspondiente al promedio de mayo 1980 y 1981 en la plataforma suroriental cubana (Arriaza *et al.*, 2008).

Área	Periodo	$PO_4^{-3}$ ( $\mu M$ )
GAM	1972-73	$0.10 \pm 0.21$
	1988-89	$0.73 \pm 0.30$
	2009	$0.67 \pm 0.51$
GG	1972-73	$0.25 \pm 0.32$
	1990-91	$0.70 \pm 0.55$
	2009	$1.40 \pm 1.09$

Tabla 4. Valores medios y desviación estándar de nutrientes ( $PO_4^{-3}$ ) por periodos en los golfos de Ana María y Guacanayabo (Vega *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta los altos valores de tasa de fotosíntesis obtenidos y el tipo trófico de agua de las estaciones del golfo de Ana María (figuras 9 y 10) se pudiera arribar a lo planteado por *Movellán (2004)*. Este investigador considera que un máximo de clorofila influye también en la limitación de nutrientes en los estuarios. En zonas donde el agua superficial es clara, las algas se acumulan y los nutrientes decaen como resultado del consumo y la dilución con el agua marina pobre en nutrientes.

Se pudiera considerar que debido a la baja concentración del nutriente limitante (PRS) que presentan las estaciones y la baja concentración de clorofila a mostrada en las zonas de estudio del golfo de Ana María (figura 12), las especies de fitoplancton, pudieran ser lo suficientemente eficientes para realizar el proceso de fotosíntesis. Presumiendo así, que las mismas agotan los nutrientes disponibles en las estaciones, de forma rápida mostrando altos valores de tasa de fotosíntesis. Mientras que en la estación 101 donde se reporta la mayor concentración de PRS y de clorofila a, pudiera además contar con una fuente de suministro de nutrientes estable (corrientes provenientes del golfo de Guacanayabo) y por tanto la actividad fotosintética pudiera verse favorecida.

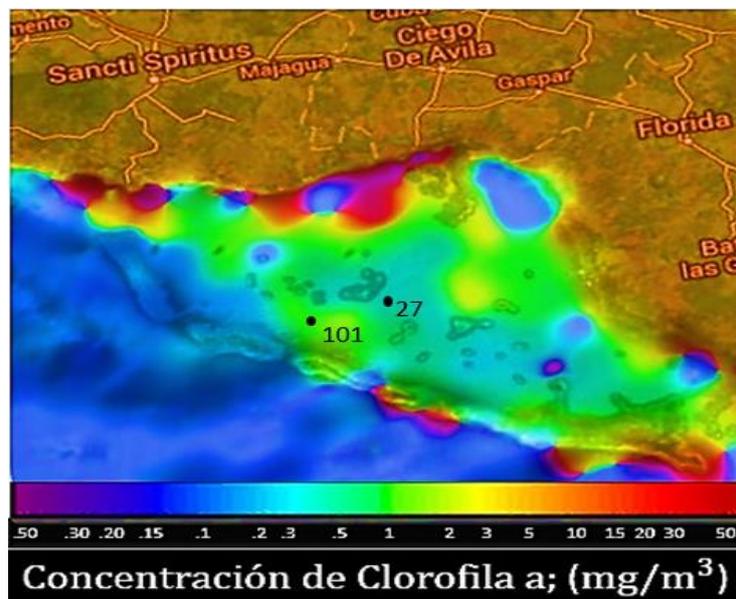


Figura 12. Imágenes de concentración de clorofila Chl-a (octubre 2011), obtenidas por el sensor SeaWiFS. Estas se logran a través de la FTP del portal Ocean Color en la WEB, perteneciente al Goddard Space Flight Center (GSFC)

de NASA a través de la dirección electrónica:  
<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/level3.pl>

Los valores del *IHPA* que cuantifica las potencialidades para la productividad primaria de fitoplancton en el golfo de Ana María, considerando la luz (RFA+UV) y nutrientes limitantes (PRS) como principales factores ambientales, se presentan en la Tabla 5

Estación	1:00PM (35°)		4:00PM (76°)	
	2W/m <sup>2</sup>	100W/m <sup>2</sup>	2W/m <sup>2</sup>	100W/m <sup>2</sup>
98	260,51	258,62	262,99	227,9
101	557,51	518,87	561,71	415,57
17	258,94	258,94	266,26	266,26
26	248,95	248,95	253,26	253,21
27	222,84	222,84	226,69	226,65
3	227,24	227,24	231,25	231,25
170	272,51	272,51	275,29	272,19
137	269,31	269,31	276,74	276,74
51	232,4	232,4	238,19	238,19

Tabla 5. Índice de Habitabilidad Primaria Acuática.

Los valores de *IHPA* fueron normalizados respecto al máximo valor del índice, el cual lo presentó en los dos horarios las especies más eficientes en la estación 101 (figuras 13 y 14). La estación con mayor *IHPA* es la 101, la misma presenta aguas tipo C5 y un valor de IE que se corresponde con las aguas eutróficas (figura 13, tabla 5). Este tipo de cuerpo de agua se caracteriza por una gran actividad biológica, al presentar altas concentraciones de nutrientes y tasa de producción primaria (Ji, 2008).

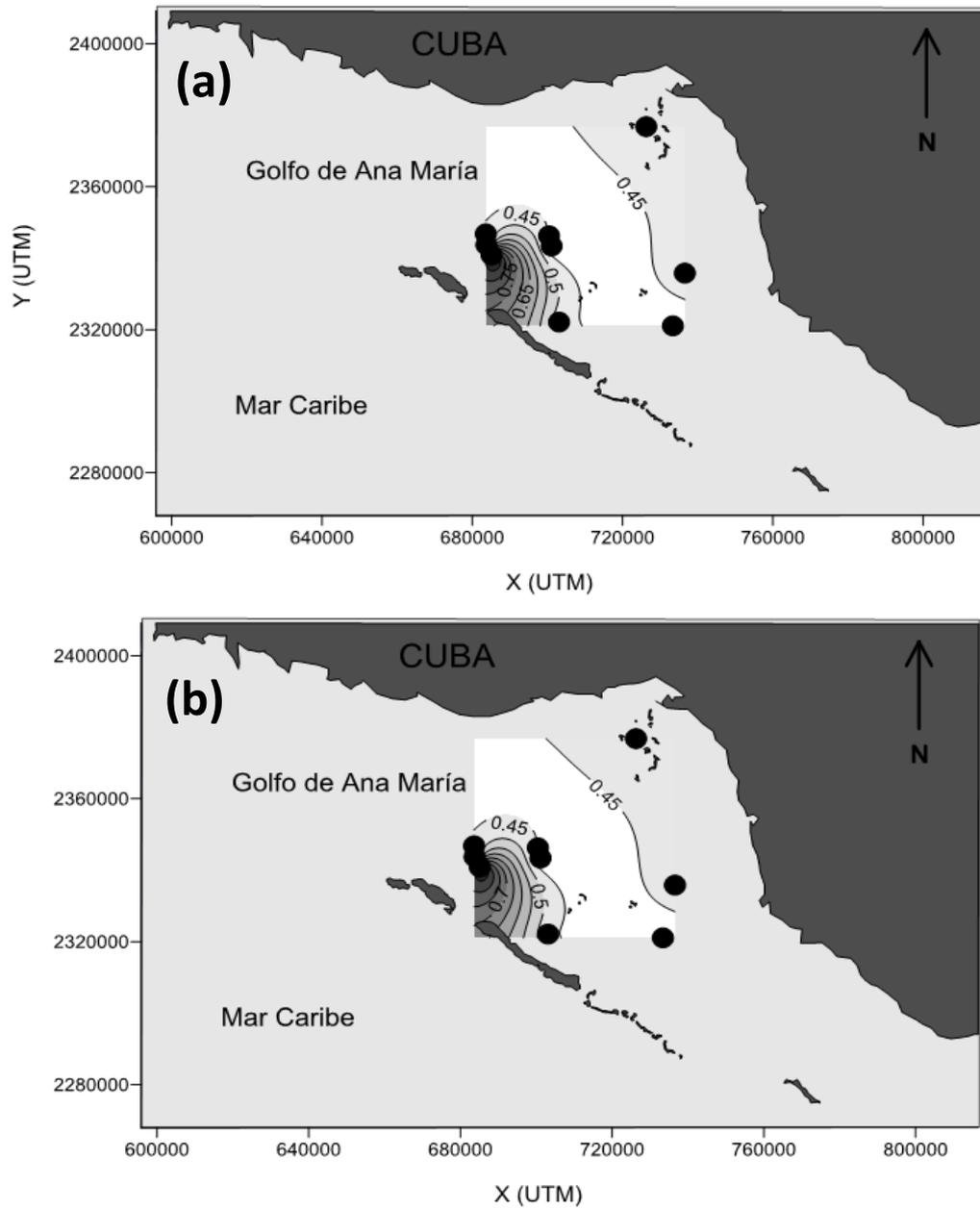


Figura 13. Mapa de Habitabilidad a la 1:00PM para (a) especies más y (b) especies menos eficientes en el uso de RFA.

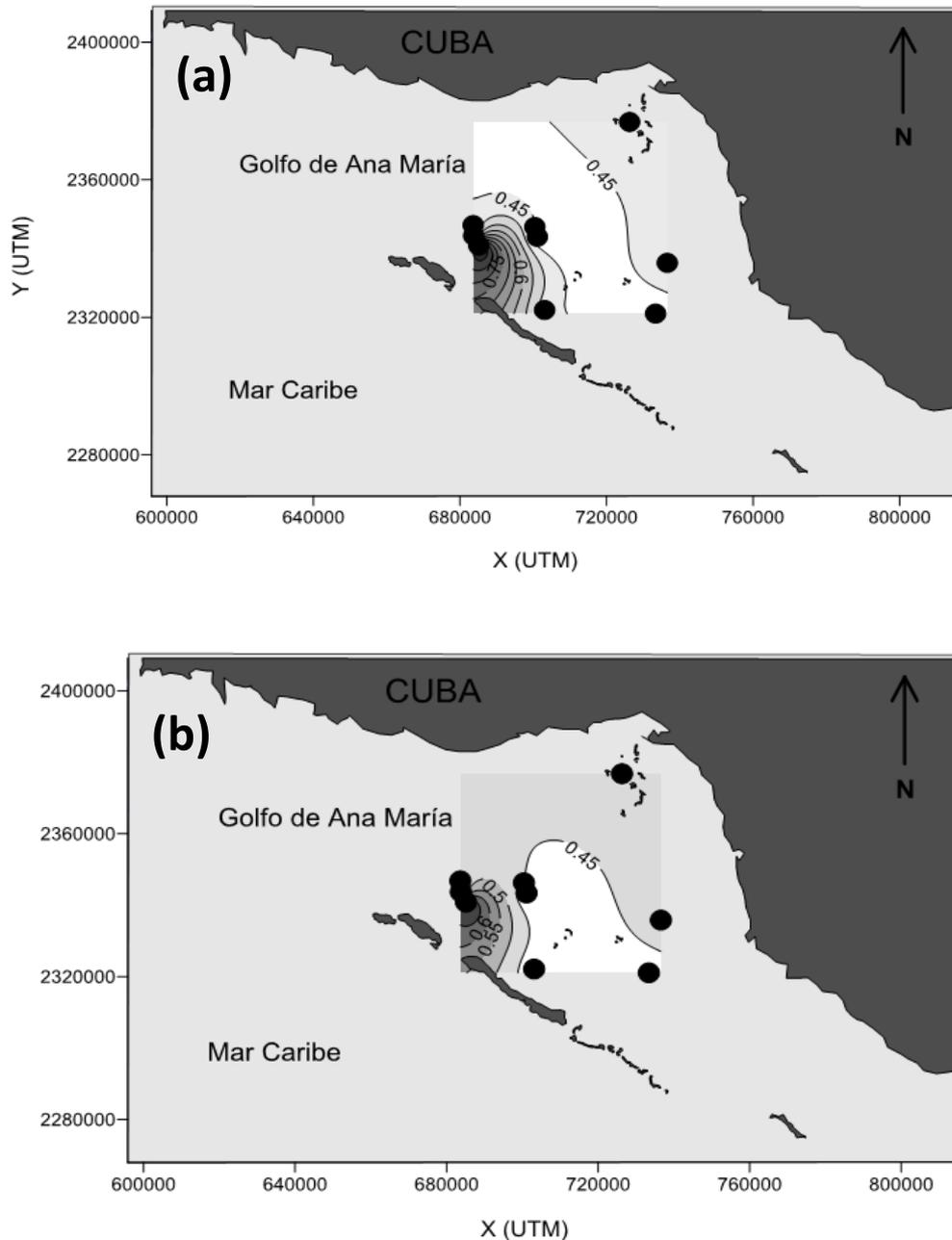


Figura 14. Mapa de Habitabilidad a la 4:00PM para (a) especies más y (b) especies menos eficientes en el uso de RFA.

La estación con menor *IHPA* es la 27, la misma presenta aguas tipo C5 y un valor de IE que se corresponde con las aguas oligotróficas (baja concentración de nutrientes). El estado trófico de un cuerpo acuático debe estar basado en la concentración de nutrientes totales DIP y DIN. Las algas utilizan directamente DIN y DIP y lo consumen durante su crecimiento. De este modo niveles

moderadamente bajos de DIN y DIP no necesariamente resultan en un baja concentración de algas (Ji, 2008).

El hecho de que estaciones con agua C5 presentaran diferentes clasificaciones tróficas, pudiera estar determinado a que este tipo óptico de agua es una clasificación intermedia que incluye un gran número de tipos ópticos intermedios donde en algunos casos pude estar más próximo a aguas claras (C3) y en otros a aguas más oscuras (C7), también que las aguas eutróficas pueden presentar claridad de agua y buena cantidad de plantas acuáticas o poca claridad de agua y pocas plantas acuáticas (figura 3c). Por lo que podemos concluir que generalmente este tipo óptico de agua presenta las tres clasificaciones tróficas utilizadas en el trabajo.

La estación que presentó las aguas más claras, fue la 3 y un valor de IE correspondiente a un cuerpo de agua oligotrófico. Son cuerpos de agua con muy baja actividad biológica y excelente calidad del agua, baja concentración de nutrientes y la productividad primaria y la biomasa son limitadas (Ji, 2008). Sin embargo una baja concentración de nutrientes no siempre indica una baja productividad primaria (baja concentración de clorofila). Se ha demostrado que pueden existir células limitadas en su desarrollo por un nutriente aunque su concentración en el medio no sea considerada como limitante, y por el contrario, puede haber células sin limitación en su desarrollo por un elemento ausente en el medio pero acumulado en su interior. Son, en estos casos, los contenidos intracelulares los que determinan el factor limitante de crecimiento y no las concentraciones externas disponibles (Movellán, 2004).

Los tipos ópticos de agua que más abundan son C5 y el grado de eutrofia que más predomina es el oligotrófico, por ello el IHPA, presenta valores intermedios, y por tanto de bajo potencial para la vida en ese ecosistema. Esto pudiera ser un reflejo de la dinámica de las capturas de camarón rosado y por ende en la dinámica de las redes tróficas. Según Hurtado et al. (2012) la pesquería de camarón rosado, en el golfo de Ana María, aportó una captura promedio de 2000t en el período 1973-1987. Desde entonces ha presentado una tendencia decreciente, que fue más evidente a partir 1989, cuando la captura descendió a un promedio de 1 000 t en el periodo (1988-2007). En los últimos años (2008-2010) el promedio de captura fue de 500 t.

Las estaciones con mayor y menor valor del *IHPA* fueron la 101 y 27 respectivamente, las cuales presentaron el mismo tipo óptico de agua, C5. La estación 101 presentó aguas eutróficas para el fósforo, este tipo de cuerpo de agua se caracteriza por una actividad biológica alta, concentraciones altas de nutrientes y de productividad primaria (*Ji, 2008*). Por otro lado, la estación 27 presentó aguas oligotróficas. Ambas estaciones muestran tasas de fotosíntesis altas, por lo que se puede inferir que el nutriente limitante (PRS) pudiera ser la variable ambiental que limita la producción primaria del fitoplancton en el golfo de Ana María, y no la radiación (RFA+UV).

Los valores de habitabilidad en estas dos estaciones con valores extremos, pudieran ser corroborados al compararlos con la concentración de clorofila *a* en ambas estaciones, asumiendo que una mayor concentración de clorofila *a* pudiera ser interpretada como una mayor abundancia de organismos fitoplanctónicos. La estación 101 se afianzó como la de mayor concentración de clorofila *a* y la 27 como la de menor (figura 12), lo cual no entra en contradicción con los valores del Índice de habitabilidad en las estaciones correspondientes. Por otras parte de forma general se observa una concentración promedio de clorofila *a* en el golfo (figura 12), para lo cual los resultados del índice de habitabilidad primario acuático para el fitoplancton desarrollado en el presente trabajo están en correspondencia con esos resultados al presentar también como promedio valores intermedios (figuras 13 y 14).

## CONCLUSIONES

- ❖ Por primera vez se obtuvo la clasificación óptica de las aguas del golfo de Ana María y un índice cuantitativo para medir su habitabilidad.
- ❖ La clasificación óptica del golfo mostró un predominio de aguas ópticas de turbiedad intermedia (C5) y un grado de eutrofización para el fósforo (PRS) generalmente oligotrófico.
- ❖ La radiación solar (RFA+UV) no fue la variable ambiental más influyente en el valor del *IHPA* en el período de estudio, sino el nutriente limitante (PRS).
- ❖ El índice muestra valores intermedios en la escala de 0-1 y la distribución espacial de los valores del mismo se corresponden con la distribución de la concentración de clorofila *a* en la zona de estudio, indicando un potencial bajo para albergar productores primarios fitoplanctónicos.

## RECOMENDACIONES

- ❖ Considerar en el índice de habitabilidad otras funciones ambientales de segundo orden, así como los efectos interactivos entre las mismas.
- ❖ Realizar un análisis temporal que permita comparar las variaciones del índice en diferentes períodos climáticos (seca y lluvia) y años.
- ❖ Validar estadísticamente la variación espacial y temporal del índice y su correlación con la concentración de clorofila *a*.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcalde, J. F. (2009): *Impacto sobre el Medio Ambiente*. AMA-CITMA-PNUMA. La Habana, p. 293.
- Alemán, B. M., Santiago, C. M. G., Torres, A. G., Uc, G. L., Albarrán, G. P., Ortiz, M. L. A., Carrara, X. Ch. (2010): *Manual de Prácticas de Ecología Acuática*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 9-13.
- Amils, R., Cernicharo-Quintanilla, J., Cleaves, L.L., Irvine, W.M., Pinti, D.L., Viso, M. (2011): *Encyclopedia of Astrobiology*. London Springer Heidelberg Dordrecht.
- Aranda-Cirerol, N. (2004): *Eutrofización y calidad del agua de una zona costera tropical*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona, Barcelona. pp. 1-14.
- Arriaza, L., Simanca, J., Rodas, L., Lorenzo, S., Hernández, M., Linares, O. E., Milian, D., Romero, P. (2008): *Corrientes marinas estimadas en la plataforma suroriental cubana, Serie Oceanológica. (4): pp. 1-8.*
- Avila-Alonso, D. (2014): *Modelación matemática del efecto de la radiación ultravioleta en la productividad primaria de cianobacterias fitoplanctónicas*, Tesis de Maestría, Santa Clara, Cuba, pp. 1-63.
- Baisre, J. y Zamora, A. (1983): *Las pesquerías cubanas de camarón, antecedentes históricos, situación actual y perspectivas*. Ministerio de la Industria Pesquera, Centro de Investigaciones Pesqueras, 62pp.
- Baisre, J.A. (2004): *La pesca marítima en Cuba*. Editorial Científico – Técnica. 372 pp.
- Baisre, J. A. (2006): *Assessment of nitrogen flows into the Cuban landscape. Biogeochemistry*, 79, pp. 91-108.
- Baisre, J.A., Arbolea, Z. (2006): *Going against the flow: the effect of river damming in Cuban fisheries. Fish. Res.*, 81, pp. 283–292.
- Baldó, F., Cuesta, J. A., Fernández, C., Drake, P. (2005): *Efecto de la regulación del caudal del río Guadalquivir sobre las características fisicoquímicas del agua y la macrofauna acuática de su estuario. Ciencias Marinas*, 31 (3): pp. 467-476.
- Barnes, R.S.K, (ed.), (1980): *Coastal lagoons. Cambridge-Studies in modern biology*, Cambridge University Pres, 106pp.

- Batista, J. L. (2002): *Utilización actual de los recursos hídricos y calidad ambiental*. *Rev. Int. Cienc. Tierra*, 76: pp. 88-94.
- Cantón-Machín, M., Delgado-Miranda, G., Hernández-Fariñas, T. (2010): *Disponibilidad alimentaria del camarón rosado (Farfantepenaeus notialis), en zonas de cría del golfo de Ana María*. *Sureste de Cuba*. REDVET, 11(3): pp.1-8.
- Cantón, M., Delgado, G., González, Y. (2013): *Parámetros alimentarios para el camarón rosado, Farfantepenaeus notialis, en zonas de cría del Golfo de Ana María y Guacanayabo, Cuba*. *Rev. Cub. Invest. Pesq.*, Enero-diciembre, Edición Especial, 30(1): pp.12-15.
- Clark, J.R. (1996): *Coastal zone management handbook*. Lewis, New York, 694p.
- Clinton, J. D. (1986): *Botánica Marina*. 1a edición. Ed. LIMUSA. México D.F.
- Cockell, C. S. (2000): *Ultraviolet Radiation and the photobiology of Earth's early oceans*. *Origins of Life and Evolution of the Biosphere*, 30: pp. 467–499.
- Colectivo de autores (2000): *Diccionario Geográfico de Cuba*. Comisión Nacional de Nombres Geográficos, Oficina de Hidrografía y Geodesia, Ediciones GEO, Cuba, 386 pp.
- Colectivo de autores (2008): *Medio Ambiente. Estadísticas en la Revolución*, Oficina Nacional de Estadísticas de Cuba, Cuba, pp.16-37.
- Comar, C. L., Zscheile, F. P. (1941): *Spectroscopic analysis of plant extracts for chlorophyll a and b*. *American Society of Plant Biologists (ASPB)*, 16 (3): pp. 651-653.
- Consejería de medio ambiente. Junta de Andalucía. (2000b): *Aproximación a la clasificación genética de los humedales de Andalucía*. Informe Técnico. Dirección General de Planificación, Sevilla.
- Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. (2007): *Atlas de organismos planctónicos en los humedales de Andalucía*. Informe Técnico. Dirección General de Planificación, Sevilla, 26pp.
- Contreras E. F., Rivera G. N. E., Segura A. R. (2005): *Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México*. *Hidrobiológica*, 15 (3): pp. 299-310.
- Costas, E., Rodas, L. V. (2011): *El papel del fitoplancton en el cambio climático: ¿cuánto depende nuestro destino de unas pequeñas microalgas?*, Universidad Complutense de Madrid, en revisión.

- CubAgua (2009). *Instituto Nacional de Recursos hidráulicos*. INRH. Recuperado en agosto, 2009, disponible en <http://www.hidro.cu/>.
- Cullen, J. J., Neale, P. J., Lesser, M. P. (1992). *Biological weighting function for the inhibition of phytoplankton photosynthesis by ultraviolet radiation*. *Science* 258, pp. 646-650.
- Cullen, J. J. y Neale, P. J. (1994) *Ultraviolet radiation, ozone depletion, and marine photosynthesis*. *Photosynthesis Research* 39: pp. 303–320.
- Day, J.W.Jr., Hall, CH. A.S., Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, (1988): *Estuarine ecology*. Wiley, New York, 558pp.
- Díaz, V. Y., Cueto, R. Y. (2012): *Hábitats del golfo de Ana María identificados mediante el empleo de procesamiento digital de imágenes*. *Rev. Invest. Mar.* 32(2): p.1-8.
- Diego G., Ramírez, G. D., Alan Giraldo. A., Tovar, J. (2006): *Producción primaria, biomasa y composición taxonómica del fitoplancton costero y oceánico en el Pacífico colombiano (septiembre-octubre 2004)*, *Investigaciones Marinas*, 34(2): 212pp.
- Doña, C., Domínguez, J. A., Caselles, V. (2009): *Hacia una relación única para el estudio del estado trófico de lagos y embalses con Thematic Mapper*, *Revista de Teledetección*, 32: pp. 25-39.
- Edding, M., Tala, F., Vásquez, J. (2006): *Fotosíntesis, productividad y algas marinas*. En: Saqueo, F.A. y Cardemil, L. (Eds.), *Fisiología Vegetal*, Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Emilsson, Y. y Tápanes, J.J. (1971): *Contribución a la hidrología de la plataforma sur de Cuba*. *Serie Oceanológica*, 9, 30 pp.
- Falkowski, P. G., Barber, R., Smetacek, V. (1998): *Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production*. *Science* 281: pp. 200–206.
- Fernández, A. y Pérez, R. (Eds.) (2009): *Evaluación del medio ambiente cubano GEO Cuba 2007*. La Habana. Cuba: AMA-CITMA-PNUMA.
- González-De Zayas, R., Zúñiga, A., Camejo, O., Batista, L., Cárdenas, R. (2006): *Atributos físicos del ecosistema Jardines de la Reina*. En: *Ecosistemas Costeros: Biodiversidad y manejo de recursos naturales. Sección II. Ecosistema Jardines de la Reina*. CIEC. Editorial CUJAE.

- González-De Zayas, R., Lestayo, J.A., Merino-Ibarra, M., Castillo, F.S. (2012): *Condiciones hidrodinámicas recientes de la zona central del golfo de Ana María. Cuba. Rev. Invest. Mar.* 32(2), pp. 9-14.
- González, S. R., Vidal, R. M., Romero, C. O. (2009): *Sobreexplotación de los recursos marinos: Estrategias de la industria pesquera cubana, Revista AquaTIC*, (30): pp.19-25.
- Häder, D. P. y Worrest, R. C. (1991): *Effects of enhanced solar ultraviolet radiation on aquatic Ecosystems*. Photochem. Photobiol. 53: pp. 717–725.
- Häder, D. P. (1997): *Penetration and effects of solar UV-B on phytoplankton and macroalgae. Plant Ecol.*, 128: pp. 5-13.
- Häder, D. P., Kumar, H.D., Smith, R.C., Worrest, R.C. (2007): *Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change*. Photochem. Photobiol. Sci., 6: pp. 267–285.
- Hurtado G. E., Martínez, A. R., Rodríguez, G. Y., Miranda, D. G., Flores, V. A. (2012): *Reclutamiento del camarón rosado *Fafantepenaeus notialis* (Decapoda: Penaeidae) en el golfo de Ana María, Cuba, Serie Oceanológica*, 10, 77 pp.
- Jaanus, A., Toming, K., Hallfors, S., Kaljurand, K., Lips, I. (2009): *Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. Hydrobiologia*, 629: pp. 157-168.
- Jerlov, N. G. (1976): *Optical Oceanography*, Elsevier Publications Company. Amsterdam.
- Jones, A. M. (1997): *Environmental Biology*. Routledge. New York, 215 pp.
- Justic, D., Rabalais, N. N., Turner, R. E. (1995): *Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. Marine Pollution Bulletin* 30(1): pp. 41-46.
- Karydis, M., Ignatiades, L., Moschopoulou, N. (1983): *An Index Associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment*. Department of Biology, Nuclear Research Center ' Demokrtlos', Aghia Paraskevi At&s, Athens, Greece.
- 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): pp. 147-149.

- Kirk, J. T. O. (2011): *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems* Cambridge. Cambridge University Press.
- Legendre, L. y Le Fèvre, J. (1989): *Hydrodynamic singularities as controls of recycled versus export production in oceans, in Productivity of the Ocean: Present and Past*. Edited by W. H. Berger et al., John Wiley, New York, p.49-63.
- Libes, S. (1992): *An introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley and Sons.
- Lluis-Riera, M. (1977): *Estudio hidrológico de la plataforma suroriental de Cuba y aguas oceánicas adyacentes*. Informe científico-técnico 16. I.O. ACC. La Habana. 30 pp.
- López-Aguila, M. (2014): *Aplicaciones de la Teoría Cuantitativa de la Habitabilidad a Entornos Acuáticos*. Trabajo de Diploma, Universidad Central Marta Abreu de Las Villas, Santa Clara, pp. 4-37.
- López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Alonso-Rodríguez, R., Murillo-Murillo, E. I. (2003): *Variabilidad del estado trófico y la biomasa del fitoplancton de Bahía Concepción, Golfo de California (1997-1999)*. *Hidrobiológica* 13 (3): pp. 195-206.
- Madronich, S. (2009): *Tropospheric Ultraviolet and Visible (TUV) Radiation Model 4.6*.
- Manizza, M., Le Quéré, C., Watson, A. J. and Buitenhuis, E. T. (2008): *Ocean biogeochemical response to phytoplankton-light feedback in a global model*. *J. Geophys. Res.*, 113p.
- Margalef, R., (1974): *Ecología*, Omega, Madrid, 953pp.
- Martín O., Cárdenas R., Guimaraes M., Peñate L., R. Horvath J.E., Galante D. (2010): *Effects of gamma rays bursts in Earth's biosphere*. *Astrophysics and Space Science*, 326: pp. 61–67.
- Martin, O., Peñate, L., Cardenas, R., Horvath, J.E. (2012): *The photobiological regime in the very early earth and the emergence of life*. In: SECKBACH, J. 2012. (ed.), *Genesis - in the beginning: precursors of life, chemical models and early biological evolution*. Springer.

- Méndez, A. (2010): *Evolution of the Global Terrestrial Habitability during the Last Century. In Proceedings of Sixth Astrobiology Science Conference*, Houston, TX, USA, pp. 26–29.
- Moreno, D. P., Quintero, J., López, A. (2010): *Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. Contactos*. 78: pp. 25-33.
- Movellán, M. E. (2004): *Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río Ebro*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, pp. 5-50.
- Neale, P. J., Cullen, J. J., Lesser, M. P., Melis, A. (1993): *Physiological bases for detecting and predicting photoinhibition of aquatic photosynthesis by PAR and UV radiation*. In: Yamamoto, H. Y. and Smith, C. M. (eds.), *Photosynthetic responses to the environment*. American Society of Plant Physiologists, Rockville, Maryland, pp. 61–77.
- Neale, P. J., Lesser, M.P., Cullen, J.J. (2013a): *Effects of ultraviolet radiation on the photosynthesis of phytoplankton in the vicinity of McMurdo Station, Antarctica*. In: Weiler, C. S., Penhale, P.A. (ed.), *Ultraviolet Radiation in Antarctica: Measurements and Biological Effects*. Washington D.C.: American Geophysical Union.
- Neale, P. J., Pritchard, A.L., Ihnacik, R. (2013b): *UV effects on the primary productivity of picophytoplankton: biological weighting functions and exposure response curves of Synechococcus*. *Biogeosciences (Discuss)*, 10, 19449–19484.
- Odum, E. P. (1972): *Ecología*. Nueva Editorial Interamericana. Tercera edición. 639p.
- Páez, J. (1997a): *El papel de los factores ambientales y antrópicos en las tres últimas fases de la pesquería de camarón en Cuba*. Lib. Resum. Pesca '97, p. 66.
- Página Web 1: <http://phl.upr.edu/projects/planetary>.
- Página Web 2: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/level3.pl>.
- Página Web 3: <http://lakewatch.ifas.ufl.edu/>.
- Palumbi, S. R. (2001): *Humans as world's greatest evolutionary force*. *Science* 293: pp. 1786-1790.
- Platt, T., Denman, K. L., Jassby, A. D. (1977): *Modeling the productivity of phytoplankton*. In: Goldberg, E. D. (ed.), *The sea*. New York.

- Platt, T. y Sathyendranath, S. (1988): *Oceanic primary production: Estimation by remote sensing at local and regional scales. Science* 241: pp. 1613-1620.
- Platt, T., Jauhari P., Sathyendranath, S. (1992): *The importance and measurement of new production. In: Falkowski, P. and Woodhead, A. (eds.), Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea. Environ. Sci. Res., 43: pp. 273-284.*
- Puga, R., Piñero, R., Cobas, S., De León, M. E., Capetillo, N., Alzugaray, R. (2010): *La pesquería de la langosta espinosa, conectividad y cambio climático en Cuba. En: Hernández-Zanuy, A. C., 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 BIO-DIVMAR. La Habana, Cuba, Instituto de Oceanología, pp. 112-131.*
- Pérez-Farfante, I. y Kensley, B. (1997): *Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world, key and diagnoses for the species and genera. Mémoires Muséum National d'Historie Naturelle, Zoologie, Tome 175, 235 pp.*
- Pérez, R. (2009): *Estado del Medio Ambiente. AMA-CITMA-PNUMA. La Habana, Cuba, 293pp.*
- Piñero, R. (2006): *Influencia del aporte fluvial en la zona marino costera suroccidental del Golfo de Batabanó, Cuba. Rev. Cub. Invest. Pesq., 24(1): pp. 28-31.*
- Piñero, R., Puga, R., González-Sansón, G. (2006): *Bases para el manejo integrado del recurso langosta (Panulirus argus) en la zona costera sur de Pinar del Río. I. Factores ambientales. Rev. Invest. Marinas, 27(3): pp. 245-251.*
- Quiroz, C. H., Solís, P. O., García, R. J., Molina A. F. I., Díaz, V. M. (2006): *Variación de Componentes fitoplanctónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en Norte del Estado de Guerrero, México. REDVET, 7(11): pp. 1-3.*
- Raymon, J. E. G. (1980): *Plankton and productivity in the oceans. Phytoplankton. 2a edition. Pergamon Press, 1: 489 pp.*
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002): *Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research, 24: pp. 41-428.*

- Rodríguez, A. A. G. (2008): *Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del sistema lagunar topolobampo-ohuira-santa maría La Paz*, B.C.S. Tesis de maestría. p. xi.
- Sevilla, M. L. (1977): *Introducción a la Ecología Marina*. 1a edición. Ed. IPN, México D.F.
- Sklar, F.H. y Browder, J.A. (1998): *Coastal Environmental Impacts Brought About by Alterations to Freshwater Flow in the Gulf of Mexico*. *Environmental, Management*, 22(4): pp. 547-562.
- Sosa, M. (2006): *Las pesquerías de camarón en Cuba*. FAO Project Report.
- Svobodová, A., Sotová, J., Walterová, D. (2003): *Natural phenolics in the prevention of uv-induced skin damage*. *Biomed. Papers* 147, pp. 137-145.
- Thomas, B., Melott, A., Jackman, C., Laird, C., Medvedev, M., Stolarski, R., Gehrels, N., Cannizzo, J., Hogan, D., Ejzak, L. (2005): *Gamma-ray bursts and the Earth: exploration of atmospheric, biological, climatic and biogeochemical effects*. *Astrophys. J.* 634, pp. 509-533.
- Vega, B. A., Rodríguez, G. Y., Miranda, D. G., Ramírez, P. A. M. (2012): *Variación espacio-temporal y grado de eutrofia de sustancias nutrientes en aguas de los Golfos de Ana Maria y Guacanayabo, Cuba*, *Rev. Mar. Cost.*, 4: pp. 117-130.
- Vincent, W. F. y Roy, S. (1993): *Solar ultraviolet-B radiation and aquatic primary production: damage, protection and recovery*, *Environmental Reviews* 1: pp.1-12.
- Vincent, W. F. y Neale P. J. (2000): *Mechanisms of UV damage to aquatic organisms*. In: de Mord, S., Demers, S., Vernet M. (eds.), *The Effects of UV Radiation in the Marine Environment*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 149-176.
- Werlinger, C., Alveal, K., Romo, H. (2004): *Biología marina y oceanografía: conceptos y procesos*, Universidad de California, 1: pp. 289-296.
- Zea, J., León G., Eslava, J. (2000): *El ozono estratosférico y la capa de ozono*. *Meteorol. Colomb. Colombia*, (2): pp. 47-55.
- Zhen-Gang, Ji. (2008): *En Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. John Wiley and Sons, Inc.

