

ARTICULO ORIGINAL

Evaluación del riesgo de eutrofización en la zona marina de influencia de la cuenca Arimao, Cuba

Evaluation of the eutrophication risk in the marine area with influence from the Arimao basin, Cuba

Mabel Seisdedo-Losa^{1*}
Angel R. Moreira-González¹

¹Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC).

Autor para la correspondencia:
mabel@gestion.ceac.cu

OPEN ACCESS

Distribuido por:
Creative Commons Atribución-
NoComercial 4.0 Internacional
(CC BY-NC 4.0)

Editor:
María Elena Castellanos
Centro de Estudios Ambientales
de Cienfuegos, CEAC

Recibido: 26.06.2024
Aceptado: 06.12.2024

Resumen

La cantidad de nutrientes incorporados a la zona costera por los ríos y la relación entre estos elementos son aspectos determinantes de los problemas relacionados con la eutrofización marino-costera, el predominio de algunos grupos de fitoplancton y la ocurrencia de florecimientos algales nocivos. Por eso, el objetivo de este estudio fue evaluar el riesgo de eutrofización en la zona marina de influencia de la cuenca del río Arimao, en la provincia de Cienfuegos, Cuba. Se realizaron dos campañas de muestreo en el período 2020-2021, para el análisis de muestras de agua en cinco puntos seleccionados. La aplicación del índice de potencial eutrofización costera permitió evaluar el riesgo de eutrofización, mientras que el índice de estado trófico y el análisis de abundancia de fitoplancton contribuyeron a evaluar la correspondencia entre la categoría de riesgo obtenida y las condiciones reales en la zona costera. Los resultados mostraron la categoría de riesgo más alto, así como un alto estado trófico y una abundancia de fitoplancton representativa de una calidad pobre. Aunque no se observaron síntomas marcados de eutrofización en el área, el grupo predominante fue el de los dinoflagelados. Se identificaron algunas especies de microalgas de agua dulce, lo cual reflejó la influencia fluvial, entre estas, algunas especies de cianobacterias potencialmente tóxicas, que estuvieron en bajas concentraciones

Palabras clave: índice, nutrientes, río, zona costera, estado trófico.

Abstract

The amount of nutrients incorporated into the coastal zone by rivers and the relationship between these elements are determining aspects of the problems related to marine-coastal eutrophication, the predominance of some phytoplankton groups and the occurrence of harmful algal blooms. Therefore, the objective of this study was to evaluate the eutrophication risk in the marine area with influence from the Arimao river basin, in Cienfuegos province, Cuba. Two sampling campaigns were carried out in the period 2020-2021, for the analysis of water samples at five selected points. The application

of coastal eutrophication potential index made it possible to evaluate the eutrophication risk, while the trophic status index and the analysis of phytoplankton abundance contributed to evaluating the correspondence between the obtained risk category and the real conditions in the coastal zone. The results showed the highest risk category, as well as a high trophic status and a phytoplankton abundance representative of poor quality. Although no marked symptoms of eutrophication were observed in the area, the predominant group was dinoflagellates. Some species of freshwater microalgae were identified, which reflected the river influence, among these some species of potentially toxic cyanobacteria, which were in low concentrations..

Keywords: index, nutrients, river, coastal zone, trophic status.

Introducción

El uso de la tierra y otras actividades humanas en las cuencas hidrográficas generan nutrientes que los ríos transportan a los grandes ecosistemas marinos (GEM). Aunque estos nutrientes pueden tener efectos positivos en los sistemas marino-costeros por el incremento de la productividad de los mismos, su incorporación en exceso a las aguas, así como las relaciones entre estos elementos, son los principales factores determinantes del proceso de eutrofización de las aguas marina-costeras, considerado un problema significativo a nivel global (Cook *et al.*, 2010).

La eutrofización se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso agua, que se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de estos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Ledezma *et al.*, 2013). Entre sus efectos potenciales se pueden mencionar: el aumento de la biomasa del fitoplancton, los cambios en la proporción de diferentes nutrientes que pueden resultar en el dominio de especies de algas que tienen efectos nocivos sobre los ecosistemas y los humanos,

presencia excesiva de macrófitas acuáticas, reducción de la transparencia del agua, entre otros (Glibert *et al.*, 2010).

En la literatura es frecuente encontrar la hipótesis de que los florecimientos algales nocivos (FANs) están vinculados con las relaciones de los nutrientes presentes en las aguas costeras y con las formas de estos nutrientes (Glibert *et al.*, 2005; Masó & Garcés, 2006; Heisler *et al.*, 2008). De ahí, la importancia de estudiar estos aspectos de forma integrada.

En 2007 se propuso un índice de potencial eutrofización costera (IPEC) que está basado en el reconocimiento de que muchos de los problemas de la eutrofización costera son consecuencia de la nueva producción de algas no silíceas, sustentada por las cantidades de nitrógeno y fósforo incorporadas por los ríos en exceso sobre la sílice disuelta, con respecto a los requisitos para el crecimiento de la diatomea (Billen & Garnier, 2007).

A partir del uso de este índice se han podido agrupar los GEM en cinco categorías de riesgo, así como hacer predicciones importantes. Según las tendencias actuales, para el año 2030 cinco GEM incluido el del mar Caribe, habrán aumentado su riesgo en las categorías de cargas de nutrientes (Seitzinger & Mayorga, 2016).

Aun cuando el análisis del IPEC a una escala menor, puede proporcionar una visión más detallada de las fuentes de nutrientes y los patrones espaciales de los aportes de nutrientes de las cuencas hidrográficas en función de contribuir a reducir los riesgos actuales y futuros; en Cuba no se han reportado resultados de este índice. Es importante el uso de esta herramienta para apoyar el desarrollo de estrategias efectivas de reducción de nutrientes en áreas específicas, ya que el riesgo de eutrofización y las fuentes de nitrógeno pueden variar considerablemente dentro de un GEM, tal como se evidenció en un estudio en la bahía de Bengala (BOBLME, 2014).

El objetivo de este trabajo es evaluar el riesgo de eutrofización en el área marina de influencia de la cuenca del

río Arimao, con el fin de contribuir con información relevante al desarrollo de estrategias ambientales eficaces.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Arimao, con una extensión de 994,5 km², incluye espacios físico-geográficos entre las provincias Cienfuegos y Villa Clara. El río Arimao nace en el Hoyo de Manicaragua, alturas de Santa Clara, al noreste del pueblo de Manicaragua, en su trayecto, un brazo del río entra en laguna Guanaroca y su desembocadura principal tributa al mar Caribe a 22° 02' latitud Norte y 80° 24' longitud Oeste. Su longitud es de 82,6 km y el gasto de agua es 18,4 m³/s (Hernández, 2016). En esta cuenca se encuentran tres embalses (Hanabanilla, Paso Bonito y Avilés) de importancia, tanto para el abasto, como la acuicultura.

Los suelos de esta cuenca sobresalen por su elevada fertilidad: arenosos en el valle del río Arimao y ferralíticos pardos rojizos en la parte sur. La base económica de mayor peso es la agricultura y el renglón principal, la ganadería. Le siguen el cultivo de café y de cítricos.

En la zona costera con influencia de la cuenca Arimao predominan corrientes de marea y el movimiento hacia el Este casi todo el año, con velocidades que en ocasiones superan los 50 cm/s (Iturralde-Vinnet & Serrano-Méndez, 2015). Además, influye dos períodos estacionales muy bien marcados: lluvioso (de mayo a octubre) y seco (de noviembre a abril). Los principales usos del área costera en estudio son el turístico-recreativo y la pesca recreativa (Jiménez, 2018).

Muestreo y análisis

Se realizaron dos muestreos en el área de estudio, que correspondieron a meses del período lluvioso (junio/2020 y mayo/2021). Las aguas superficiales se colectaron para su análisis físico-químico; mientras que, para las aguas marino-costeras, también se incluyeron los análisis cualitativo y cuantitativo de microalgas y cianobacterias potencialmente nocivas.

Para las colectas de las muestras se seleccionaron 5 estaciones, una de ellas ubicadas en el río, relativamente próxima a la desembocadura principal y las restantes en 4 puntos definidos de la zona costera (Fig. 1). Tal distribución se debió a la accesibilidad en ese punto del río, a partir del cual se determinarían los aportes de nutrientes incorporados por este sistema fluvial a la zona costera, a diferencia de los restantes puntos, que respondieron a la determinación del estado trófico en la región de la zona costera con influencia fluvial, la cual abarca aproximadamente 1 km desde la desembocadura del río y en el sentido de las corrientes marinas.

Para la muestra de agua fluvial se requirió y, en consecuencia, se realizaron los análisis de los parámetros: ortofosfato (P-PO₄³⁻), nitrato (N-NO₃⁻), nitrito (N-NO₂⁻), amonio (N-NH₄⁺), sílice (SiO₂) y fósforo total (PT). Los nitratos se determinaron mediante espectrofotometría por reducción con hidracina; mientras que los nitritos y el amonio, todos según las metodologías de la UNESCO (1983). Los análisis del ortofosfato disuelto, la sílice y el PT se realizaron a partir de las metodologías expuestas en APHA (2017). Las muestras se analizaron en el Laboratorio de Ensayos Ambientales del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC).

Los valores de nitrógeno total (NT) se calcularon a partir de la suma de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ y NK (nitrógeno total por el método de Kjeldahl). Como no se pudo cuantificar el NK para el río Arimao por falta de equipamiento, se consideró la ecuación del ajuste de una regresión lineal entre este parámetro y N-NH₄⁺, a partir de los datos de varios ríos de Cienfuegos obtenidos durante el período 2014-2018. Para solucionar vacíos de información, en un estudio similar, Romero *et al.* (2013), determinaron el NT a partir de la concentración de N-NO₃⁻ según la siguiente relación: NT = (1,2 × N-NO₃⁻) + 0,1. Sin embargo, en general, las estimaciones basadas en concentraciones de nitrato subestimaban ligeramente la cantidad de nitrógeno total, por ello en este

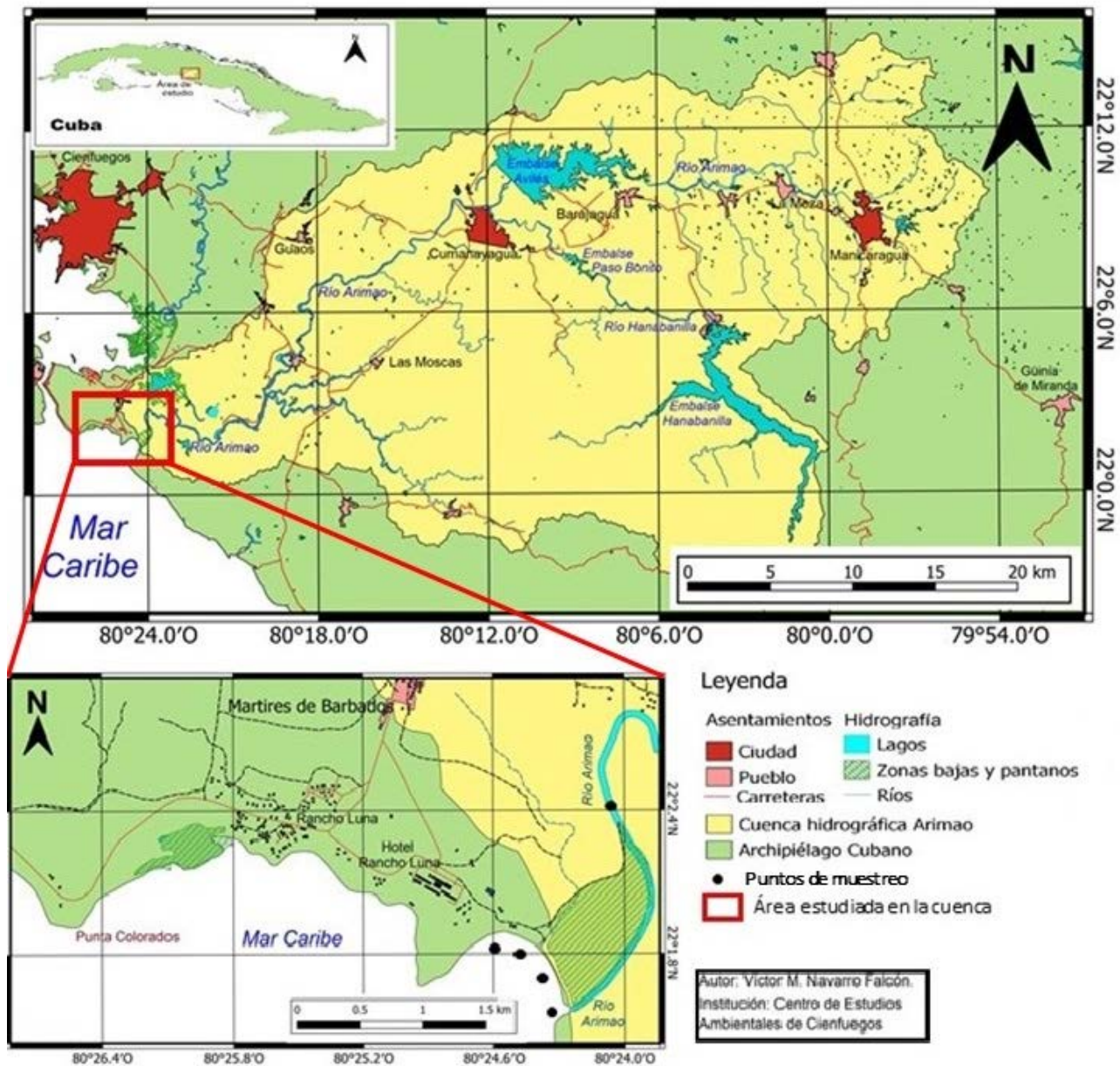


Fig. 1. Ubicación de las estaciones de muestreo.

Fig. 1. Location of the sampling stations.

estudio sólo se decidió considerar el análisis para el NK, teniendo en cuenta la relación con $N-NH_4^+$ y la obtención de un buen ajuste de los datos.

Los análisis realizados a las aguas marino-costera además del indicador biológico (fitoplancton), fueron:

$N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, $N-NH_4^+$, $P-PO_4^{3-}$, clorofila-a (Cla), así como oxígeno disuelto (OD), salinidad y temperatura, que permitieron determinar la saturación de oxígeno (SatOx) aplicando la ecuación empírica propuesta por Weiss (1970), así como la conversión de ml/L a

mg/L, mediante la multiplicación del valor de OD calculado por 1.4276 y la siguiente relación:

$$SatOx (\%) = OD_{m\acute{a}x}/OD$$

El oxígeno disuelto se analizó mediante el método Winkler, modificado por Carriet & Carpenter (1966). La salinidad y la temperatura se determinaron *in situ* mediante una sonda digital Modelo YSI-30. Los niveles de Cla se cuantificaron por el método fluorimétrico usando extracción con metanol.

Análisis del riesgo de eutrofización

Esta etapa se basó en la determinación del índice de potencial eutrofización costera (IPEC), el cual se calculó siguiendo el enfoque basado en la relación molar de Redfield (C:N:P:Si = 106:16:1:20) (Garnier *et al.*, 2010). Este indicador supone que concentraciones de N y P superiores a las de Si (por encima de la relación de Redfield) pueden favorecer el crecimiento de algas no silíceas potencialmente dañinas, como los dinoflagelados.

Según Garnier *et al.* (2010), el IPEC se calcula para N y P como se muestra en las siguientes ecuaciones:

a) cuando el N es el nutriente limitante

$$IPEC (N) = [NFlu/(14 \times 16) - SiFlu/(28 \times 20)] \times 106 \times 12$$

b) cuando el P es el nutriente limitante

$$IPEC (P) = [PFlu/31 - SiFlu/(28 \times 20)] \times 106 \times 12$$

Donde: NFlu, PFlu y SiFlu son los flujos de NT, PT y Si disuelto, respectivamente, incorporados en la desembocadura del río. Los flujos de N, P y Si se expresan en kilogramos por km² de área de cuenca por día. El IPEC se expresa en kilogramos de carbono por km² de superficie de cuenca fluvial por día.

Los valores del IPEC se asignan a cinco categorías de riesgo (Tabla 1). Un valor de IPEC positivo indica un riesgo de desarrollo de algas no silíceas potencialmente dañinas, mientras que un valor de IPEC cero o negativo favorece las algas silíceas (como las

Tabla 1. Categoría de riesgo basadas en los valores de IPEC.
Table 1. Risk category based on IPEC values.

Categoría de riesgo	Rango de IPEC (kg C /d km2)
Más bajo	≤ -5
Bajo	> -5 y ≤ -1
Medio	> -1 y ≤ +1
Alto	> +1 y ≤ +5
Más alto	> +5

diatomeas), que, a menos que se encuentren en gran abundancia (altas tasas de carga de nutrientes), generalmente no son dañinas. Con un valor de IPEC entre -1 y +1 en la categoría de riesgo “medio”, se infiere una incertidumbre en torno a un IPEC cero debido a variaciones espaciales y temporales dentro de un GEM y a la incertidumbre del modelo. Las dos categorías de riesgo más bajo (‘más bajo’ y ‘bajo’) y las dos categorías de riesgo más alto (‘alto’ y ‘más alto’) luego se distribuyeron alrededor de la categoría de riesgo ‘medio’, utilizando información de estudios que compararon valores de IPEC con dinoflagelados y desarrollo de otras algas no silíceas en aguas costeras específicas.

Análisis del estado trófico de las aguas costeras

Se utilizó el índice TRIX, propuesto por Vollenweider *et al.*, (1998), el cual se ha aplicado, tanto a nivel nacional, como internacional en sistemas marino-costeros (Coelho *et al.*, 2007; Reyes, 2008; Seisdedo *et al.*, 2014). En el presente trabajo se consideró el nitrógeno inorgánico disuelto (NI) y el ortofosfato reactivo soluble o fósforo inorgánico (PI). La ecuación principal se explica de forma resumida a continuación.

$$TRIX = (\log(Cla * ABSatOx * NI * PI) + 1.5)/1.2$$

donde:

TRIX: es el índice del estado trófico

Cla: es la concentración de Clorofila-*a* en µg/L

ABSatOx: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir, $|100 - \%OD|$

NI: es la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto total en $\mu\text{g/L}$

PI: es la concentración de fósforo reactivo soluble u ortofósforo en $\mu\text{g/L}$

Para la clasificación del estado trófico del agua de mar a partir de los valores del índice TRIX, se siguió el criterio de Penna *et al.* (2004), tal como se refleja en la tabla 2.

Análisis de fitoplancton

Para la evaluación de este indicador se asumió la media de las 4 estaciones en la zona costera teniendo en cuenta que todas reflejaban la influencia fluvial.

Para el análisis cualitativo, las muestras fueron tomadas con una red de $20 \mu\text{m}$, se observaron y se estudiaron en un microscopio óptico Laborlux Leica-Leitz. Para la identificación se consultó la literatura especializada (Tomas, 1997; Hallegraeff *et al.*, 2003).

El análisis cuantitativo comprendió un recuento celular de la muestra integrada, por ello se agitó manualmente esta para lograr una buena mezcla y se vertió en una cámara Utermöhl de 25 mL, dejándose 24h para obtener su sedimentación. La cámara se observó en un

microscopio invertido MOTIC. Los recuentos se realizaron de acuerdo con Utermöhl (1958):

$$\text{Número de células}^{-1} = \frac{N_t}{N_{cc}} \times F \times \frac{1}{V_s}$$

Donde:

Nt: Número total de células,

Ncc: Número de campos contados (100)

Vs: Volumen sedimentado (25 mL)

F: Cociente entre el área de la cámara de sedimentación (530.9304 mm^2) / área del campo del microscopio a un aumento determinado, en este caso 40X ($0,1885 \text{ mm}^2$).

Se siguieron los criterios de clasificación de calidad del agua desde el punto de vista trófico, establecido en el marco lógico para aguas costeras de la Unión Europea (EC, 2000), teniendo en cuenta los siguientes valores de abundancia de fitoplancton total: Alta ($\leq 25 \times 10^3$ cél./L), Buena ($25 \times 10^3 - 75 \times 10^3$ cél./L), Moderada ($> 75 \times 10^3 - 50 \times 10^4$ cél./L), Pobre ($> 50 \times 10^4 - 1 \times 10^6$ cél./L) y Mala ($> 1 \times 10^6$ cél./L).

Se utilizó la relación Diatomeas/Dinoflagelados como otro indicador de eutrofización, los valores superiores a 1 indican un predominio de las diatomeas sobre los dinoflagelados, lo cual representa un estado saludable del ecosistema; mientras que valores inferiores a 1 indican un predominio de los dinoflagelados (organismos oportunistas), con evidencias de síntomas de eutrofización.

Tabla 2. Escala de clasificación del estado trófico mediante el índice TRIX.

Table 2. Trophic status classification scale using the TRIX index.

TRIX	Estado de la calidad del agua	Características del agua
2 - 4	Alta	Agua pobremente productiva. (Nivel trófico bajo)
4 - 5	Buena	Agua moderadamente productiva. (Nivel trófico medio)
5 - 6	Mala	Agua entre moderada y altamente productiva. (Nivel trófico alto)
6 - 8	Pobre	Agua altamente productiva. (Nivel trófico más alto)

Resultados

Indicadores físico-químicos y evaluaciones de los índices

El resultado de la regresión lineal entre NK y N-NH_4^+ mostró un ajuste adecuado (Fig. 2) de los datos ($r^2 \approx 0.95$), lo que permitió determinar las concentraciones de NK mediante la ecuación resultante ($\text{NK} = 1,26 \times \text{N-NH}_4^+ + 1,46$).

Para la evaluación del riesgo de eutrofización se asumió el valor de IPEC (P), ya que en este caso se obtuvo una relación N/P > 16 (Tabla 3), lo cual reflejó al P como el nutriente limitante.

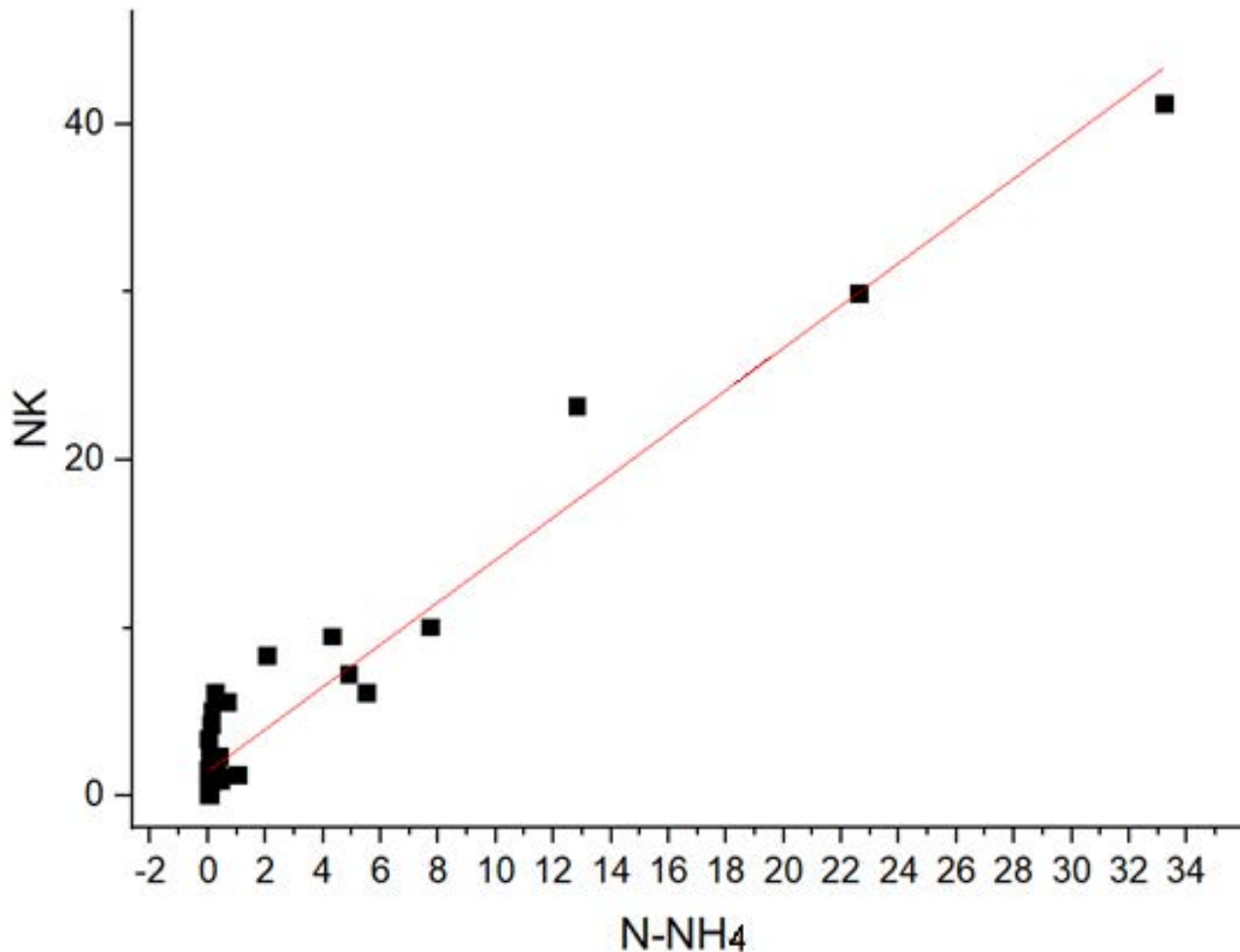


Fig. 2. Resultados del análisis de regresión lineal a partir de los datos (NK vs N-NH₄) de varios ríos de la provincia de Cienfuegos (2014-2018).

Fig. 2. Results of the linear regression analysis based on data (NK vs N-NH₄) from several rivers in Cienfuegos province (2014-2018).

El valor obtenido de IPEC (P) para el área de influencia de la cuenca Arimao evidenció la categoría de riesgo más alto para el desarrollo de algas no silíceas potencialmente dañinas.

Las cargas específicas diarias que se obtuvieron basado en el dato de gasto reportado por Hernández (2016), fueron: 1424 kg N/año km², 106 kg P/año km² y 321 kg Si/año km².

El valor obtenido del índice de estado trófico (Tabla 3) aplicado a la zona costera de influencia, mostró un nivel trófico alto.

Abundancia de fitoplancton

La concentración media de fitoplancton total en la desembocadura del río Arimao evidenció una calidad pobre desde el punto de vista trófico (9.14×10^5 cél./L). Entre grupos, los dinoflagelados registraron las mayores concentraciones (4.02×10^5 cél./L), siendo la especie de Peridiniales (*Heterocapsa* sp.) la más abundante. Las diatomeas (3.53×10^5 cél./L) fueron organismos subdominantes entre el fitoplancton, seguido por las cianobacterias (1.46×10^5 cél./L). Entre las diatomeas, la especie *Thalassionema nitzschioides* fue la

Tabla 3. Resultados (Media±DE) de las dos campañas realizadas en el período 2020-2021.

Table 3. Results (Mean±SD) of the two campaigns carried out in the 2020-2021 period.

Indicador	Cuenca Arimao	Zona costera
N-NO ₃ (mg/L)	0.93±0.8	0.04±0.2
N-NO ₂ (mg/L)	0.03±0.007	0.007±0.002
N-NH ₄ (mg/L)	0.03±0.005	0.02±0.01
P-PO ₄ (mg/L)	0.09±0.05	0.04±0.01
SatOx. (%)		140.4±14.9
Cla (µg/L)		0.60±0.28
NK (mg/L)	1.49±0.007	Otros indicadores
NT (mg/L)	2.44±0.87	N/P= 30, Si/P=3.4
TP (mg/L)	0.18±0.002	IPEC (P)= 9.8
SiO ₂ (mg/L)	1.18±0.40	TRIX= 5.2±0.47

más abundante y *Klebsormidium* sp., entre las cianobacterias. Otros grupos observados como las clorofíceas (9.14×10^3 cél./L), criptofíceas (4.50×10^3 cél./L) y

euglenofíceas (2.74×10^3 cél./L) presentaron bajas concentraciones (Fig. 3).

Es de notar que se observaron bajas concentraciones de especies de agua dulce de varios grupos del fitoplancton, lo cual evidencia la influencia fluvial de esta área. Entre estas se observaron a la diatomea *Aulacoseira granulata*; las clorofíceas *Acanthosphaera* sp., *Desmodesmus* cf. *lunatus*, *Pectinodesmus pectinatus* y *Lacunastrum gracillimum*; la desmidia *Staurastrum* sp.; las euglenofíceas *Phacus* sp. y *Trachelomonas* sp. y, dentro de las cianobacterias *Klebsormidium* sp., *Microcystis* sp. y *Raphidiopsis* sp. (Fig. 4). Estas dos últimas especies de cianobacterias pueden ser potencialmente tóxicas.

En cuanto al indicador de relación Diatomeas/ Dinoflagelados, el valor obtenido fue 0.88, ya que los dinoflagelados fueron ligeramente más abundantes que las diatomeas.

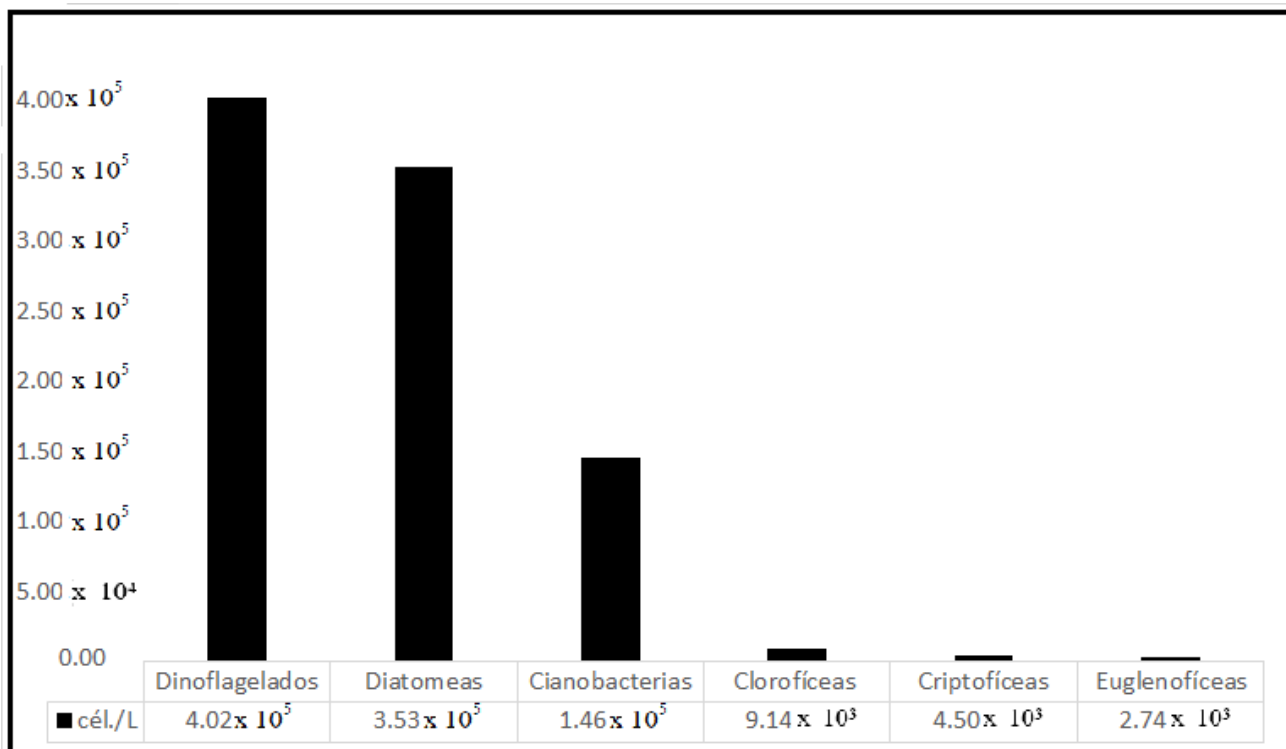


Fig. 3. Abundancia (cél./L) de los principales grupos del fitoplancton en la zona costera de influencia de la cuenca Arimao.

Fig. 3. Abundance (cell/L) of the main phytoplankton groups in the coastal zone with influence from the Arimao basin.

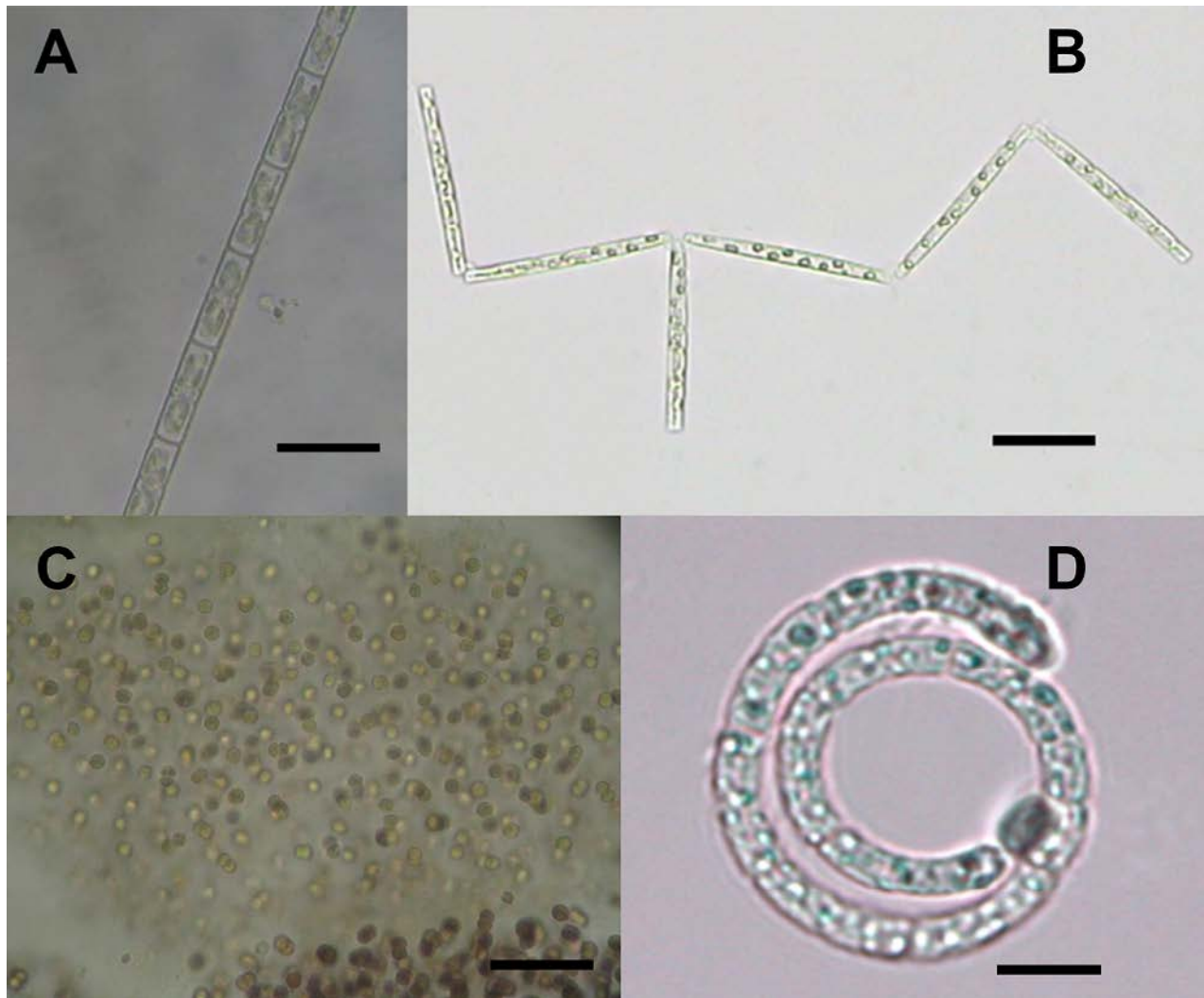


Fig. 4. Microfotografías de algunas microalgas presentes en el plancton. A-B. Diatomeas. A. *Aulacoseira granulata*. B. *Thalassionema nitzschioides*. C-D. Cianobacterias. C. *Microcystis* sp. D. *Raphidiopsis* sp. Escala, A-C = 20 μm , D = 10 μm .

Fig. 4. Photomicrographs of some microalgae present in the plankton. A-B. Diatoms. A. *Aulacoseira granulata*. B. *Thalassionema nitzschioides*. C-D. Cyanobacteria. C. *Microcystis* sp. D. *Raphidiopsis* sp. Scale, A-C = 20 μm , D = 10 μm .

Discusión

En aguas costeras, por lo general el N es el nutriente limitante; sin embargo, en este caso fue el P. Esto también ha sido reportado en varios estudios (Zhang, 1996; Turner, 2003; Gago *et al.*, 2005) para algunas áreas con influencia fluvial (Mississippi, Ria de Vigo y Jiulongjiang, este último en la zona tropical de China).

Al igual que en esta investigación, se han reportado valores de IPEC positivos en algunos estudios sobre ríos de Europa y de América del Norte, así como el impacto de sus descargas en áreas costeras con condiciones eutróficas: Golfo de México (Rabalais *et al.*, 1996) y en el Mar Adriático de Norte (Justic, 1991).

Los resultados de las cargas específicas en el área reflejan una mayor disponibilidad de las formas

nitrogenadas respecto a los restantes nutrientes, lo que en la literatura, por lo general, se relaciona con las prácticas agrícolas (Billen & Garnier, 2007). Los valores de carga específica de N y P obtenidos para el río estudiado están en correspondencia con los rangos reportados para ríos templados de Europa y de América del Norte (450-3300 kg N/año km², 50-390 kg P/año km², mientras que el valor de carga de Si resultó ligeramente inferior (360- 2200 kg Si/año km²).

Se ha reconocido que la construcción de embalses puede causar la retención de sílice biogénico (Humborg *et al.*, 2006), lo que pudo haber influido en la obtención de una menor carga específica. Además, el Si es el nutriente menos influenciado por la actividad antropogénica, de ahí que en algunas zonas como en la bahía de Chesapeake, Estados Unidos de América (EUA), se hayan reportado incrementos en la relación N:Si (Conley & Malone, 1992), lo cual conlleva a cambios en el predominio de dinoflagelados respecto a las diatomeas.

La obtención de la categoría de estado trófico alto, mostró cierta correspondencia con el resultado del IPEC. El valor del TRIX en el área de influencia del río Arimao superó incluso los obtenidos en zonas estuarias de la bahía de Cienfuegos (Seisdedo *et al.*, 2014).

Esta evaluación del estado trófico se diferencia de las obtenidas en áreas de playa del mismo litoral de la provincia de Cienfuegos (Seisdedo *et al.*, 2022) y en otras zonas costeras de Cuba como los golfos de Ana María, Guacanayabo y Batabanó (Betanzos *et al.*, 2012; Montalvo *et al.*, 2017), donde han sido bajos los niveles tróficos.

Las concentraciones totales de fitoplancton no mostraron síntomas marcados de eutrofización, aunque el predominio de una especie del grupo de los dinoflagelados (*Heterocapsa* sp.) representa una alerta de síntomas de eutrofización en el ecosistema. Existen evidencias a nivel mundial y regional del incremento de las floraciones de microalgas, en especial de dinoflagelados, relacionado con el incremento de descargas de nutrientes en los ecosistemas costeros (GEOHAB,

2006; Moreira- González *et al.*, 2010, 2014). El exceso de N y la deficiencia de Si favorece el dominio de especies de microalgas oportunistas (Ej: dinoflagelados y otros grupos de flagelados), capaces de acarrear problemas de eutrofización y eventos de toxicidad cuando las microalgas causantes son productoras de toxinas (GEOHAB, 2006).

Durante el estudio, las concentraciones de microalgas tóxicas fueron bajas y correspondieron a cianobacterias de agua dulce (*Microcystis* sp. y *Raphidiopsis* sp.), asociadas a la desembocadura del río Arimao en el tramo costero. *Microcystis* sp. y *Raphidiopsis* sp. son potenciales productoras de cianotoxinas como microcystinas (*Microcystis* sp) y cylindrospermopsinas (*Raphidiopsis* sp.) (Chorus & Welker, 2021), aunque sus bajas concentraciones no representan un peligro para la salud humana ni para el ecosistema. Sin embargo, por la importancia ecológica y turística de este sector costero, se recomienda mantener un programa de monitoreo y vigilancia de las floraciones algales nocivas. Por ejemplo, próximo a esta área se encuentra la principal playa de la provincia de Cienfuegos, que pudiera ser afectada por las microalgas nocivas. Recientes estudios han evidenciado afectaciones dérmicas en bañistas por floraciones de dinoflagelados en áreas de baño de la bahía de Cienfuegos (Moreira- González *et al.*, 2021).

Conclusión

La correspondencia obtenida entre los resultados del riesgo de eutrofización, basado en el uso del IPEC y las evaluaciones de las condiciones reales en la zona marino-costera de influencia del río Arimao, permite considerar dicho índice como una herramienta adecuada para apoyar el desarrollo de estrategias ambientales eficaces. La determinación de las cargas específicas y el análisis de las relaciones entre nutrientes constituyen elementos relevantes para orientar las acciones en función de reducir los aportes de nutrientes y minimizar los riesgos de eutrofización. Las concentraciones totales de fitoplancton no mostraron síntomas marcados de eutrofización, aunque

el predominio de una especie del grupo de los dinoflagelados (*Heterocapsa* sp.) representa una alerta de síntomas de eutrofización en el ecosistema.

Agradecimientos

Se agradece a los técnicos y especialistas del Laboratorio de Ensayos Ambientales del CEAC por su colaboración en los muestreos y ensayos analíticos, así como a Víctor Manuel Navarro Falcón por contribuir en la confección del mapa.

Declaraciones

Financiamiento

Los monitoreos y análisis realizados en este estudio han sido financiados por dos proyectos de la AENTA: IWEco y RIEUTRO-MICAC.

Conflicto de intereses

Los autores no tienen conflicto de intereses financieros o no financieros que declarar que sean relevantes para el contenido del manuscrito.

Comportamiento ético

No se utilizaron animales durante la realización del presente estudio.

Permisos de muestreo y otros permisos

No se necesitó solicitar permisos para la realización de esta investigación.

Declaración sobre las contribuciones de los autores:

Conceptualización: MSL; Metodología: MSL, ARM; Análisis formal: MSL, ARM; Investigación: MSL, ARM; Escritura - Revisión y Edición: MSL, ARM; Supervisión: MSL.

Referencias

APHA. (2017). *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*, 23th Edition. American Public Health Association.

- Betanzos-Vega, A., Garcés-Rodríguez, Y., Delgado-Miranda, G., Pis-Ramírez, M. A. (2012). Spatio-temporal variations of nutrients and degree of eutrophication in the waters of the Gulf of Ana María and Guacanayabo, Cuba. *J. Mar. Coast. Sci.*, 4, 117-130, DOI: <https://doi.org/10.15359/revmar.4.8>
- Billen, G., Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Mar. Chem.*, 106, 148160.
- BOBLME (2014). *Understanding nutrient loading and sources in the Bay of Bengal Large Marine Ecosystem*. BOBLME-2014-Ecology-18
- Carriet, D. E., Carpenter, J. H. (1966). Comparison and evaluation of the Winkler method for determining dissolved oxygen in sea water. *Jour. Mar. Res.*, 24 (3), 286-318.
- Chorus, I., Welker, M.; eds. (2021). *Toxic Cyanobacteria in Water*. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton (FL), on behalf of the World Health Organization, Geneva, CH.
- Coelho, S., Gamito, S., Pérez, A. (2007). Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 71(1-2), 218-231. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2006.07.017>
- Conley, D. J., Malone, T. C. (1992). Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 81, 121e128
- EC. (2000). *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy*. Brussels: European Commission.
- Gago, J., Alvarez-Salgado, X. A., Nieto-Cid, M., Brea, S., Piedracoba, S. (2005). Continental inputs of C, N, P and Si species to the Ria de Vigo (NW Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 65, 74-82.
- Garnier, J., Beusen, A., Thieu, V., Billen, G., Bouwman, L. (2010). N:P:Si nutrient export ratios and ecological

- consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. *Global Biogeochem. Cycles*, 24, GB0A05, doi:10.1029/2009GB003583.
- GEOHAB. (2006). *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, Harmful Algal Blooms in Eutrophic Systems*. P. Glibert (ed.). IOC and SCOR, Paris and Baltimore.
- Glibert, P. M., Allen, J. I., Bouwman, A. F., Brown, C. W., Flynn, K. J., Lewitus, A. J., Madden, C. J. (2010). Modeling of HABs and eutrophication: status, advances, challenges. *J. Mar. Syst.*, 83 (3), 262e275.
- Glibert, P. M., Seitzinger, S., Heil, C., Burkholder, J., Parrow, M., Codispoti, L., Kelly, V. (2005). The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms. *Oceanography*, 18, 198e209
- Guillaud, J. F., Ménesguen, A. (1998). Modelling over twenty years (1976-1995) of the phytoplanktonic production in the Bay of Seine. *Oceanol. Acta*, 21(6), 887-906
- Hallegraeff, G.M.; Anderson, D.M.; Cembella, A.D. (2003) –*Manual on harmful marine microalgae*. Monographs on Oceanographic Methodology, 11. UNESCO Publishing: Paris, 793 pp.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., Dortch, Q., Gobler, C. J., Heil, C. A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H. G., Sellner, K., Stockwell, D. A., Stoecker, D. K., Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*, 8, 3e13
- Hernández, A. (2016): *Diccionario geográfico de Cienfuegos*. Editorial Universo Sur. Cienfuegos.
- Humborg, C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Morth, C.M., Ittekkot, V. (2006). Decreased silica land–sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment. Significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77, 265-281
- Iturralde-Vinent, M. A., Serrano-Méndez, H. (2015). *Peligros y vulnerabilidades de la zona marino-costera de Cuba: estado actual y perspectivas ante el cambio climático hasta el 2100*. Editorial Academia, La Habana.
- Jiménez, R. (2018). Prácticas de pesca en dos comunidades costeras de Cienfuegos: diferencias, problemáticas y retos ante los cambios medioambientales y sociales de las últimas décadas. *Rev. Univ. Soc.*, 10(3), Epub 01-Jun-2018
- Justic', D. (1991). *Hypoxic conditions in the northern Adriatic Sea: historical development and ecological significance*. In R.V.Tyson, T.H. Pearson, (Eds.), *Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia*. Geological Society of London, Special Publication, 95-105
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Rev. Ciénc. Agron.*, 44(3), 419-425
- Lefebvre, A., Guiselin, N, Barbet, F., Artigas, F. L. (2011) Long-term hydrological and phytoplankton monitoring (1992-2007) of three potentially eutrophic systems in the eastern English Channel and the Southern Bight of the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 68(10), 2029-2043
- Masó, M., Garcés, E. (2006). Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Mar. Pollut. Bull.*, 53, 620e630
- Montalvo, J. F., López García, D.B, Perigó, E., Blanco, M. (2017). Nitrógeno y fósforo en las aguas del Golfo de Batabanó, Cuba, entre los años 1999 y 2000. *Ser. Oceanol.*, 16, 35-44.
- Moreira-González, A. (2010). Dinoflagellates blooms in eutrophic zones of Cienfuegos Bay, Cuba. *Harmful Algae News*, 41,1-2
- Moreira-González, A., Comas-González, A., Valle-Pombrol, A., Seisdedo-Losa, M., Hernández-Leyva, O., Fernandes, L. F., Mafra Jr., L. L. (2021). Summer bloom of *Vulcanodinium rugosum* in Cienfuegos Bay (Cuba) associated to dermatitis in swimmers. *Scien. Total Environ.*, 757(143782), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143782>
- Moreira-González, A., Seisdedo-Losa, M., Muñoz, A. & Comas-González, A. (2014). Spatial and temporal distribution of phytoplankton as indicator of eutrophication status in the Cienfuegos Bay, Cuba. *J. Integr. Coastal Zone Manage.*, 14(4), 597-609. <https://doi.org/10.5894/rgci506>

- Penna, N., Capellacci, S., Ricci, F. (2004). The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 48 (3-4): 321-326.
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., Justic', D., Dortch, Q., Wiseman Jr., W. J., Sen Gupta, B. K., (1996). Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries*, 19, 386–407.
- Reyes, T.T. (2008). *Niveles de eutrofización en las bahías de La Habana, Mariel, Matanzas, Cárdenas y Puerto Padre, Cuba.* (Tesis de Diploma). Universidad de La Habana.
- Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou Ph., Cugier Ph. (2013). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113(1-3), 481-505
- Seisdedo, M., Moreira, A. R., Carles, D. (2022). Assessment of water quality with emphasis on trophic status in bathing areas from the central-southern coast of Cuba. *Ocean Coast. Res.*, v70: e22019.<http://doi.org/10.1590/2675-2824070.21096msl>
- Seisdedo, M., Moreira, A. R., Comas, A. A., Arencibia, G. (2014). Analysis of tools for trophic status assessment of water in Cienfuegos bay, Cuba. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.*, 9(2), 103-111.
- Seitzinger, S., Mayorga, E. (2016). Chapter 7.3: Nutrient inputs from river systems to coastal waters. In IOC-UNESCO and UNEP (2016). *Large Marine Ecosystems: Status and Trends.* (pp. 179-195) United Nations Environment Programme, Nairobi:
- Tomas, C. R. (1997). *Identifying Marine Phytoplankton.* Academic Press, San Diego, CA, U.S.A.
- Turner, R. E., Rabalais, N. N., Justic', D., Dortch, Q. (2003). Future aquatic nutrient limitations. *Mar. Poll. Bull.*, 46, 1032-1034.
- UNESCO. (1983). *Chemical Methods for use in Marine Environmental Monitoring.* Manual
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Int. Verein. Theor. Angw. Limnol.*, 9, 1-38.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. (1998). Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index *Environmetrics* 9, 329-357.
- Weiss, R. (1970). The solubility of nitrogen, oxygen, and argon in water and seawater. *Deep-Sea Res.*, 17, 721-735. DOI: [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(70\)90037-9](https://doi.org/10.1016/0011-7471(70)90037-9)
- Zhang, J. (1996). Nutrient elements in large Chinese estuaries. *Cont. Shelf Res.*, 16, 1023-1045.

Como citar este artículo

Seisdedo-Losa, M., Moreira-González, A.R. (2024). Evaluación del riesgo de eutrofización en la zona marina de influencia de la cuenca Arimao, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 44(2), e-10321.