



ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN Y FITOPLANCTON TÓXICO EN LA BAHÍA DE GUANTÁNAMO, CUBA

ANALYSIS OF POLLUTION AND TOXIC PHYTOPLANKTON COMMUNITIES IN GUANTÁNAMO BAY, CUBA

¹ANNIELIS GARCÍA GONZÁLEZ*, ²LILIANA MARÍA GÓMEZ LUNA²,
³CYNTHIA RAMOS FRÓMETA², ⁴YINET MARZO MANUEL³

¹Subdelegación de Medio Ambiente, CITMA, Guantánamo, Cuba.

²Laboratorio de Ecotoxicología y Servicios Ambientales, Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado, Universidad de Oriente. Santiago de Cuba.

³Empresa de Aprovechamiento Hidráulico Guantánamo, Cuba.

*Autor para correspondencia: annielis1975@gmail.com

Palabras clave:

Resumen

fitoplancton tóxico
cianobacterias
contaminación
bahía de Guantánamo

Se realizó un estudio ambiental en la bahía de Guantánamo (Cuba) durante el período poco lluvioso de 2024 para evaluar el estado de contaminación y la presencia de comunidades fitoplanctónicas tóxicas y su relación con parámetros ambientales. El estudio integra datos de muestreo con observaciones locales y registros históricos para triangular los hallazgos. A través de un muestreo en 15 estaciones se analizaron muestras de sedimentos y agua mediante microscopía óptica, espectrofotometría y espectrometría de masas. Se identificaron 13 especies de cianobacterias (seis toxigénicas) productoras de microcistinas y anatoxinas, junto con quistes y restos de dinoflagelados. Los parámetros fisicoquímicos mostraron condiciones eutróficas y se detectaron trazas de metales como cadmio (Cd) que exceden los límites establecidos. La consulta de registros oficiales y entrevistas corroboran la ocurrencia histórica de eventos de mortalidad masiva de peces y cambios visibles en la coloración del agua. La presencia de una alta carga orgánica, metales y la proliferación de especies tóxicas sugiere un deterioro ambiental crítico. Se confirma la condición hipertrófica del acuatorio con un valor elevado (8,2) del índice trófico. Estos hallazgos, aunque limitados a un período estacional, evidencian la necesidad de implementar programas de monitoreo continuo que integren análisis fisicoquímicos, toxicológicos y microbiológicos para mitigar impactos en la salud pública y los usos económicos del ecosistema.

Key words:

Abstract

toxic phytoplankton
cyanobacteria
contamination
Guantánamo bay

An environmental study was conducted in Guantánamo Bay (Cuba) during the dry season of 2024 to assess pollution status and the presence of toxic phytoplankton communities and their relationship with environmental parameters. The study integrates sampling data with local observations and historical records to triangulate findings. Through sampling at 15 stations, sediment and water samples were analyzed using optical microscopy, spectrophotometry, and mass spectrometry. Thirteen cyanobacteria species (six toxigenic) producing microcystins and anatoxins were identified, along with dinoflagellate cysts and remains. Physicochemical parameters showed eutrophic conditions and traces of metals such as cadmium (Cd) exceeding established limits. Consultation of official records and interviews with local fishermen corroborate the historical occurrence of massive fish mortality events and visible changes in water coloration. The presence of high organic load, metals, and proliferation of toxic species suggests critical environmental deterioration. The hypereutrophic condition of the water body was confirmed with a high value (8.2) of the trophic index. These findings, although limited to one seasonal period, demonstrate the need to implement continuous monitoring programs that integrate physicochemical, toxicological, and microbiological analyses to mitigate impacts on public health and economic uses of the ecosystem.

Recibido: 11 de julio de 2025

Aceptado: 06 de noviembre de 2025

Conflictos de interés: Los autores declaran que no existen conflictos de interés.

Contribución de los autores: **Conceptualización, Conservación de datos, Investigación, Redacción - borrador original, Metodología, Análisis formal, Adquisición de financiación, Administración de proyecto, Redacción - revisión y edición:** Annielis García González. **Investigación, Metodología, Conservación de datos, Análisis formal, Redacción - revisión y edición, Supervisión:** Liliana María Gómez Luna. **Investigación, Curación de datos, Análisis formal:** Cynthia Ramos-Frómeta. **Análisis formal, Metodología, Visualización:** Yinet Marzo Manuel. **Análisis formal, Redacción - revisión y edición:** Alexander Fernández Velazquez.

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial (CC BY-NC 4.0).

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



Introducción

Los ecosistemas marinos costeros son fundamentales para la biodiversidad y la salud ambiental del planeta, sin embargo, son muy vulnerables a los intercambios de materia y energía producidos por los agentes impulsores. Las interconexiones entre y dentro de ellos son sensibles a las modificaciones del medio ambiente y de los agentes impulsores. La persistencia, la frecuencia o la intensidad de los impulsores pueden provocar el deterioro de un ecosistema, con afectaciones en los procesos de ecosistemas vecinos, que también pueden modificar los ecosistemas adyacentes en un efecto cascada. Cuando se superan los umbrales de salud y conectividad de los ecosistemas (a menudo de forma inesperada), puede alcanzarse un punto de no retorno, con consecuencias irreversibles e impredecibles (Silva et al., 2020).

En las últimas décadas, estos hábitats han enfrentado crecientes presiones debido a la contaminación, el cambio climático y la proliferación de especies fitoplanctónicas potencialmente tóxicas. Fenómenos como las mareas rojas, causadas por el crecimiento descontrolado de microalgas, han sido reportados en diversas regiones del mundo, desde la Bahía de Chesapeake en Estados Unidos (Harding et al., 2016; Pan et al., 2021; Pisoni et al., 2020) hasta las costas del Mar Báltico y Mar del Norte, en Europa (Brandenburg et al., 2025; Munkes et al., 2021; Paerl & Barnard, 2020). Estos eventos no solo alteran el equilibrio ecológico, sino que también representan un riesgo significativo para la salud humana y las economías locales, especialmente en comunidades dependientes de la pesca y el turismo (Glibert & Burford, 2017; Gobler, 2020).

En el Caribe, la situación no es menos preocupante. La región alberga una gran diversidad de ecosistemas marinos, pero también es vulnerable a la proliferación de especies fitoplanctónicas nocivas (Ayala-Galván et al., 2022; CDC, 2022; Luna et al., 2021). En este contexto, la bahía de Guantánamo, ubicada en el sureste de Cuba, representa un caso de estudio particularmente interesante. Este cuerpo de agua, conocido por su importancia ecológica y estratégica, ha experimentado cambios significativos en su composición fitoplanctónica en los últimos años (Gómez et al., 2014; Loza et al., 2016). La presencia de especies potencialmente tóxicas, no solo amenaza la biodiversidad local, sino que también podría tener implicaciones para la salud pública y las actividades económicas en la región.

Este trabajo tiene como objetivo caracterizar el estado ambiental de la bahía de Guantánamo mediante un análisis integrado de indicadores físico-químicos, microbiológicos, que incluye la presencia de metales pesados, de comunidades fitoplanctónicas tóxicas y sedimentos, identificando los riesgos ambientales en el ecosistema.

Materiales y Métodos

La bahía de Guantánamo se localiza en las coordenadas 19° 54' 39" de Latitud Norte y 75° 09' 33" de Longitud Oeste. Limita al Norte con las terrazas aluviales de los ríos Guaso y Hondo, al Sur con el Mar Caribe, al Este con las alturas de Boquerón y al Oeste con las alturas de Hatibonico. Tiene valores máximos de largo y ancho de 20 y 9 km, respectivamente, su profundidad estimada es de 60 m aproximadamente, hacia la entrada, luego asciende abruptamente hasta los 14 m, elevándose posteriormente con una pendiente suave (García-González et al., 2024). (Figura 1).

En la jurisdicción cubana la mayor profundidad es de 12,8 m, la que disminuye de forma progresiva hacia el Norte (N), en dirección a las ensenadas de Joa y Cerro Guayabo. Al ecosistema se asocian tres asentamientos poblacionales (Glorieta, Boquerón o Mártires de la Frontera y Caimanera) (García-González et al., 2025).

Tipo de estudio. Tomas de muestras de agua y sedimentos

Se realizó un estudio exploratorio y experimental para evaluar la presencia de quistes de dinoflagelados y cianobacterias con potenciales tóxicos en el ecosistema marino costero bahía de Guantánamo.

El muestreo se realizó en marzo-abril de 2024 (período poco lluvioso) en los lóbulos interiores de la bahía (Cerro Guayabo y Joa, jurisdicción cubana). La red de 15 estaciones se diseñó para optimizar la cobertura espacial, combinando estaciones históricas monitoreadas previamente y áreas críticas submuestreadas como playas recreativas, zonas adyacentes a la salina y sectores con influencia fluvial. Este enfoque jerarquizado capturó gradientes de contaminación desde fuentes antrópicas hasta la interfaz marina, garantizando un diagnóstico integral de la heterogeneidad ambiental. Las muestras de agua y sedimentos se recolectaron en horario matutino durante marea baja (vaciante) y en las 15 estaciones seleccionadas. (Tabla 1).

Se monitorean 13 estaciones, cercano a la estación 2 se incluye la estación 14 (Muelle Boquerón). Las estaciones 13, 11, y 1 son playas. Se incluye una estación (15) cerca de la estación 1, que corresponde a la Pasarela. Las estaciones de muestreo se definen en la figura 2.

Se tomaron muestras integradas en los primeros 50 cm de la columna de agua; estas fueron procesadas en el Laboratorio de Ecotoxicología y Servicios Ambientales (LESA) del Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado (CNEA) en la Universidad de Oriente, Santiago de Cuba; que funciona bajo un Sistema de Gestión de la Calidad implementado por la Norma Internacional ISO/IEC 17025: 2017 (ISOIEC, 2017).

Análisis de la contaminación y fitoplancton tóxico en la bahía de Guantánamo, Cuba

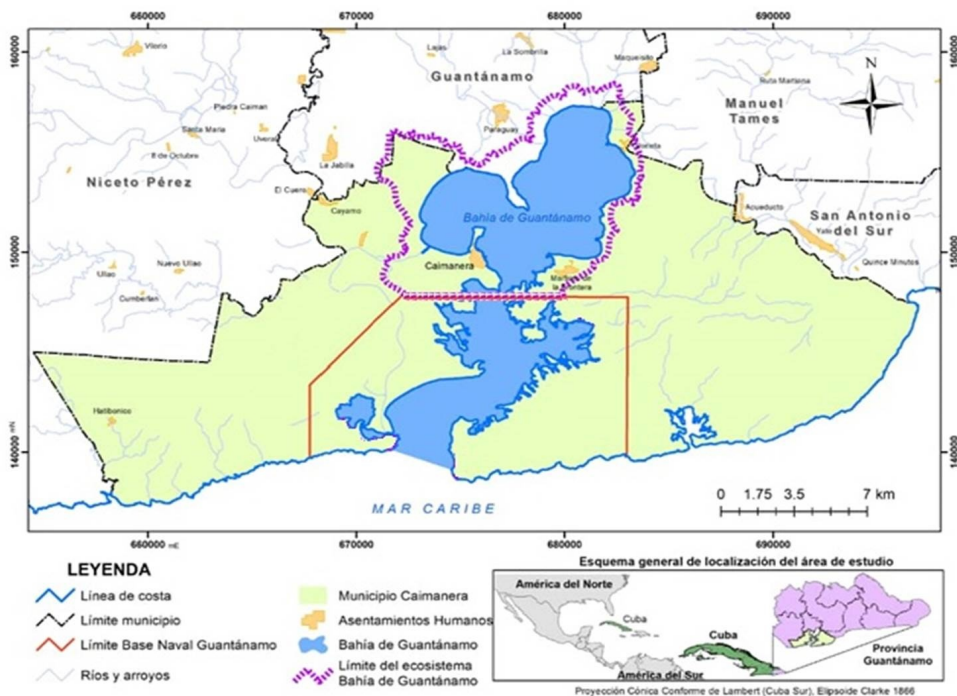


Figura 1. Delimitación del área de estudio: ecosistema marino costero Bahía de Guantánamo, Cuba y asentamientos poblaciones.

Figure 1. Study area boundaries: coastal-marine ecosystem of Guantánamo Bay, Cuba, and adjacent populated settlements.

Elaboración/Prepared by: M.Sc. Annelis García González y M.Sc. Yinet Marzo Manuel (García-González et al., 2024)

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de las estaciones de muestreo

Table 1. Geographic coordinates of sampling stations

Estaciones	Localización	E	N
1	Playa Náutico	676241.900	149959.704
2	Muelle Boquerón	679397.274	150101.667
3	Playa Glorieta 1	682505.783	154653.806
4	Playa Glorieta 2	681939.197	155179.748
5	Playa Glorieta 3	681600.497	155868.067
6	Entre la desembocadura de río Seco y río Hondo	679682.832	156511.141
7	Lóbulo este Ensenada Joa 1	678475.440	153873.580
8	Cercana a la desembocadura del río Guaso	675612.911	153424.632
9	Lóbulo oeste de la Ensenada de Joa, cercana a la toma de agua de la salina	673540.385	152585.239
10	Lóbulo oeste de la Ensenada de Joa. Punta	674679.983	150693.849
11	Playa Cañito	676689.204	149161.089
12	Lóbulo este Ensenada Joa 2	678734.520	152420.276
13	Playa Tokio	675812.602	150362.301
14	Playa Boquerón	680286.969	149967.952
15	Cercana a la entrada del canal parte cubana, Boya amarilla	676985.576	148325.387

Fuente: Recorrido realizado al ecosistema para la toma de muestras. 2024

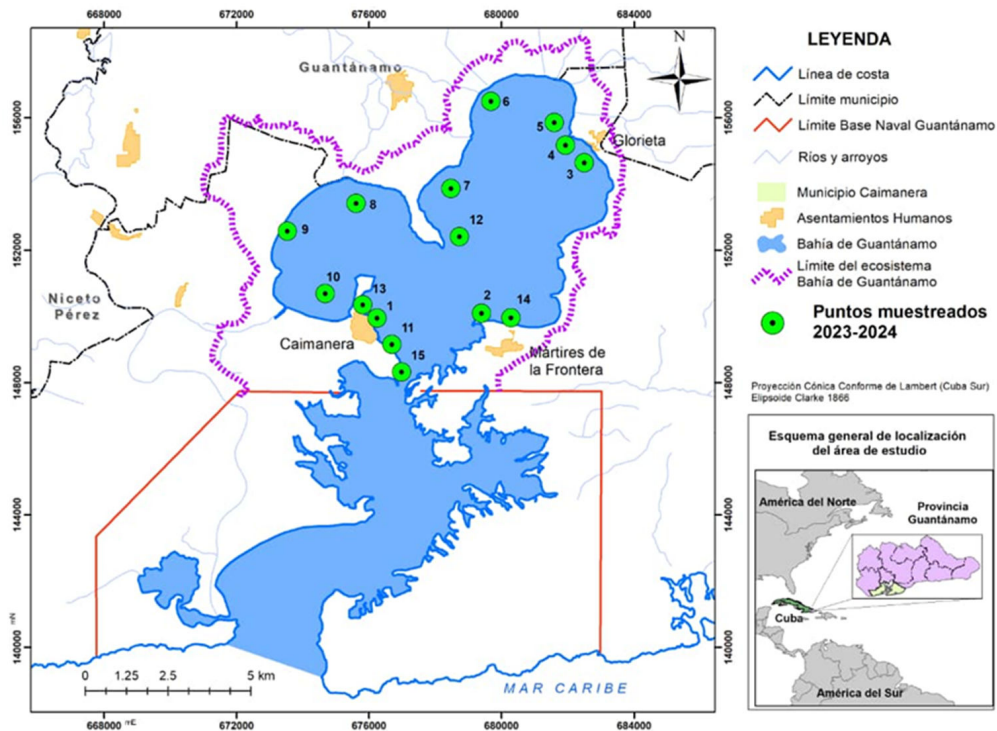


Figura 2. Estaciones de muestreo para análisis de la contaminación en el ecosistema marino costero bahía de Guantánamo.

Figure 2. Sampling stations for pollution analysis in the coastal-marine ecosystem of Guantánamo Bay.

Fuente/Source: M.Sc. Annelis García González y M.Sc. Yinet Marzo Manuel.

Identificación de especies fitoplanctónicas

Se realizaron observaciones en fresco y de muestras fijadas (Lugol neutro al 1 %), utilizando un microscopio óptico Motic B profesional vertical (Alemania), tanto en agua como en sedimentos. Se observaron muestras concentradas a partir de la resuspensión en 1 ml de un filtrado de 20 ml, el que se realizó con ayuda de membranas filtrantes de acetato de celulosa de 25 mm y 0,2 µm, además de las tomadas con la red, y en el caso de las cianobacterias de muestras previamente sedimentadas. Se incluyeron en estos análisis muestras previamente incubadas durante siete días después de haber sido enriquecidas con medio f2, mantenidas en condiciones de luz continua Daylight, Philips 40 W (TLT 40 W/54 RS), a una intensidad de 58,59 µEm-2s-1 y una temperatura de 20,12 ± 2°C. Se colocaron 2 a 3 gotas de cada muestra en un portaobjeto para su observación al microscopio óptico, observando y fotografiando al menos cinco réplicas panorámicas por muestra, y fotografías individuales, mediante una cámara digital Panasonic DMC-LC50 de 3.2 Mpixs con 3X de zoom óptico y 9X de zoom digital (Luna et al., 2021).

A partir de estas observaciones se identificaron las microalgas presentes hasta especie, siempre que fue posible,

utilizando varias claves dicotómicas y criterios taxonómicos; (Dillard, 2008; Faust & Gullede, 2002) además de consultas on-line en diferentes sitios: Infoseek (Japón), la galería de especies fitoplanctónicas del MIT (EUA); y las bases on-line, entre las que destaca AlgaeBase (Guiry et al., 2014). Complementariamente se realizaron tinciones con Lugol y observaciones de la estructura de las tecas de los dinoflagelados (Luna et al., 2021). Se identifican los quistes de dinoflagelados presentes, tanto en la columna de agua como en el sedimento, con el objetivo de entender la dinámica y recurrencia del fenómeno.

Las muestras de sedimento se tomaron en zonas someras (menos de 2 m de profundidad) en las estaciones de muestreo predefinidos, se colectaron con una draga Van Veen, tomando los primeros 10 cm del sedimento. La limpieza y tamizado de los quistes se realizó siguiendo la técnica descrita por Matsuoka & Fuyuko (2000). (Matsuoka & Fukuyo, 2000).

Análisis del índice trófico

Para corroborar el estado trófico del acuatorio se determina el índice trófico en tres localidades previamente seleccionadas (4,12, y 11), obteniendo una muestra integrada a partir de colectas independientes. A esta muestra se le realizó el Cálculo del Índice Trófico (TRIX) (Vollenweider et al., 1998).

Para ello se consideran cuatro variables clave: Clorofila-a (Chl-a, $\mu\text{g/L}$), la que se midió *in situ* utilizando un fluorómetro portátil AquafluorTM (Turner Designs, EE. UU.) previamente calibrado con clorofila a estándar (Sigma), con un ajuste para expresar los resultados de clorofila a *in vivo* como $\mu\text{g/L}^{-1}$ con el factor de corrección, recomendado por Rodríguez Tito et al. (2020); Oxígeno disuelto (OD, % saturación) y los valores de Nitrógeno inorgánico disuelto ($\mu\text{g/L}$) y fósforo total, según la siguiente ecuación:

$$TRIX = [\log_{10} (Chla \times OD \times DIN \times TP) + 1.5]/1.2$$

Considerando la siguiente clasificación:

$TRIX < 4$: Baja productividad (aguas oligotróficas, poco contaminadas).

$4 \leq TRIX \leq 5$: Estado moderado (mesotrófico).

$5 < TRIX \leq 6$: Alta productividad (eutrófico, riesgo de contaminación).

$TRIX > 6$: Hipereutrófico (contaminación severa, posibles floraciones algales y hipoxia).

Análisis e interpretación de los datos

Para el análisis e interpretación de los resultados se consideró el uso del ecosistema como cuerpo receptor Clase C: área marina donde se desarrolla la pesca, según la NC 521: 2007 (ONN, 2007) y los resultados de la calidad del agua se evaluaron por la NC 22: 1999 y NC 25: 1999 (ONN, 1999a, 1999b). Los parámetros evaluados fueron oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad, salinidad (sal), sólidos totales (ST), cianobacterias (Cyano), clorofila total, turbidez, nitratos, nitritos y amonio. En el caso de los sedimentos se analizaron nitrógeno orgánico, quistes y restos de dinoflagelados y concentraciones metálicas de plomo, cadmio, mercurio y cobre.

En el caso de la presencia de *E. coli*, se consideraron, además, los límites reportados por la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (US EPA, 2015).

Recopilación y análisis de la información

Para la recopilación de la información se utilizaron métodos como el análisis documental y el análisis-síntesis. Se analizaron datos procedentes de la Oficina Provincial de Estadísticas en Guantánamo (ONEI, 2022) (población, asentamientos humanos, indicadores ambientales) en el período 2010-2022, así como informes de inspecciones efectuadas por la Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos (DPRH), la Oficina de Regulación y Seguridad Ambiental (ORSA) del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA) y la Empresa Pesquera Guantánamo.

Triangulación con Evidencias Contextuales y Conocimiento Local

Para validar los hallazgos analíticos, se implementó triangulación metodológica (Benavides & Gómez-Restrepo, 2005) mediante:

- Consulta de registros oficiales (Subdelegación de Medio ambiente de la Delegación del CITMA en Guantánamo, Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos (DPRH), Empresa Pesquera) sobre eventos de mortalidad masiva y florecimientos algales.
- Entrevistas breves a 15 pescadores locales con >10 años de experiencia.
- Registros observacionales estandarizados durante el muestreo.

Asistencia con Inteligencia Artificial

Se empleó el modelo de inteligencia artificial DeepSeek-V3, desarrollado por DeepSeek (Deep Seek Company) exclusivamente para tareas de asistencia en la revisión de coherencia textual, aclaración de terminologías técnicas, revisión de la traducción a idioma inglés y sugerencias de estructura. Todo el contenido científico, datos, análisis e interpretaciones son responsabilidad exclusiva de los autores.

Resultados y Discusión

En la tabla 2 se muestran los resultados del análisis físico químico realizado para la caracterización del agua en el ecosistema marino costero bahía de Guantánamo.

La revisión de registros oficiales de la subdelegación de Medio ambiente, de la Delegación Territorial del CITMA en la provincia y la Empresa Pesquera Guantánamo reveló que las estaciones con mayor deterioro ambiental coinciden espacialmente con eventos documentados: las estaciones 6, 7 y 9 ($OD < 2 \text{ mg/L}$) corresponden a zonas de mortalidad masiva reportada; las estaciones 11, 14 y 15 (nitratos $> 4 \mu\text{Mol/L}$) se ubican en áreas con florecimientos algales históricos; y las estaciones 3, 7, 8, 10 y 11 ($Pb > 0,1 \text{ mg/L}$) coinciden con sectores de disminución de capturas bentónicas.

El nivel de oxígeno disuelto está por encima de los límites establecidos por la NC 25:1999 (valores mayores que 5) en las estaciones 1 y 15 (Pasarela). Sin embargo, en el resto del acuatorio, si se considera su uso pesquero la calidad del agua esta es dudosa o mala. Los valores aceptables corresponden a las estaciones más cercanos al lóbulo exterior, donde existe mayor intercambio de agua. Los altos valores indican cercanía a las aguas del lóbulo externo (Pasarela).

Tabla 2. Valores de parámetros físico-químicos obtenidos en la caracterización de agua del ecosistema marino costero bahía de Guantánamo, según estaciones de muestreos

Table 2. Physicochemical parameter values obtained during water characterization in the coastal-marine ecosystem of Guantánamo Bay

Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	
OD (mg ^l ⁻¹)	6,00	4,40	2,60	1,18	2,20	0,91	0,45	
pH	8,05	7,92	8,03	8,06	8,04	7,96	7,42	
Conductividad (mScm ⁻¹)	50,70	52,30	52,90	53,00	52,90	53,10	52,90	
Sal (ppt)	33	35	35	36	35	36	35	
ST (mg ^l ⁻¹)	49544,00	49410,00	50078,00	58447,00	55674,00	49284,00	47175,00	
Cyano (μg ^l ⁻¹)	0,02	0,02	0,05	0,00	0,10	0,09	0,10	
Clorofila total (μg ^l ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Turbidez (FTU)	417,40	411,73	418,13	417,10	417,03	412,27	416,77	
Nitratos (μMol/L)	2,27	2,04	2,74	2,04	3,56	2,04	2,97	
Nitritos (μMol/L)	0,88	0,44	0,01	0,03	0,03	0,00	0,14	
NH ₄ (μMol/L)	0,01	0,11	0,06	0,08	0,01	0,01	0,14	
Parámetros	8	9	10	11	12	13	14	15
OD (mg ^l ⁻¹)	2,40	1,70	1,70	2,60	2,20	2,20	4,25	5,96
pH	8,11	7,77	8,08	8,35	8,00	7,98	8,13	7,98
Conductividad (mScm ⁻¹)	50,50	50,20	51,50	51,30	51,70	52,00	52,70	51,80
Sal (ppt)	34	32	34	33	34	34	35	34
ST (mg ^l ⁻¹)	44415,00	43242,00	44504,00	54759,00	47712,00	51041,00	48045,00	48778,00
Cyano (μg ^l ⁻¹)	0,12	0,12	0,10	0,09	0,12	0,06	0,05	0,02
Clorofila total (μg ^l ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbidez (FTU)	416,17	417,30	418,70	417,43	417,10	417,00	417,67	416,73
Nitratos (μMol/L)	2,39	3,67	2,97	5,89	1,81	2,44	4,61	5,54
Nitritos (μMol/L)	0,0400	0,0030	0,0300	0,030	0,360	0,030	0,3200	0,0300
NH ₄ (μMol/L)	0,14	0,05	0,18	0,05	0,22	0,14	0,20	0,09

Fuente: LESA, CNEA

Los valores más bajos se registran en las estaciones 7, 6 y 4, correspondientes al lóbulo derecho (más interior), estaciones cercanas a la desembocadura del Hondo. Mientras que, en lóbulo izquierdo, los valores más bajos corresponden a las estaciones 9 y 10. Los resultados obtenidos se muestran en la figura 3 y responden a la propia dinámica del ecosistema e indican un deterioro de la calidad del agua (Figura 3).

Las muestras tienen valores de pH adecuados (6,8-8,4) para su uso como lugar de baño, no así, para su uso pesquero. El rango estipulado en las NC 22:1999 y 25:1999 (ONN, 1999a, p. 22, 1999b) para lugares de baño es 6,1 a 8,9; y para cuerpos de agua marina de uso pesquero de 8.1 a 8.3. En este caso, en el rango 8-8,3 están las estaciones 1, 3-5, 8, 10, 14 y 15; mientras que la estación 11 está por encima de 8,3. Respecto a este parámetro, las muestras tienen buena calidad, excepto 7 y 9 donde los valores limitarían su uso pesquero, al ser 7,42 y 7,77, lo que indica una tendencia a la acidificación, que puede estar muy influenciada por actividades desde tierra. Los resultados se muestran en la figura 4.

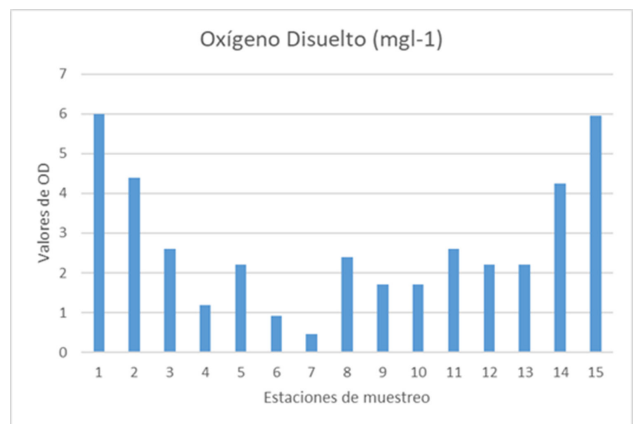


Figura 3. Comportamiento espacial del oxígeno disuelto (OD) en la bahía de Guantánamo.

Figure 3. Spatial behavior of dissolved oxygen (DO) in Guantánamo Bay. Fuente/Source: LESA, CNEA.

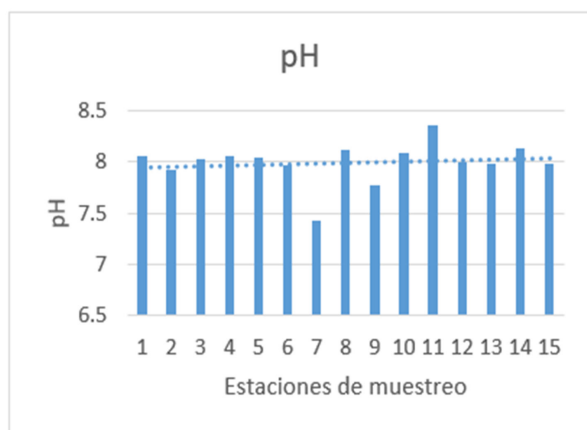


Figura 4. Comportamiento espacial del pH en la bahía de Guantánamo.

Figure 4. Spatial behavior of pH in Guantánamo Bay. Fuente/Source: LESA, CNEA.

La conductividad de las soluciones acuosas está determinada por el número de portadores de carga (concentración iónica), su movilidad (dependiente de la temperatura) y su valencia. En soluciones diluidas, mayor concentración implica mayor conductividad, pero este comportamiento no es lineal a altas concentraciones debido a interacciones iónicas. La temperatura también influye, acelerando la movilidad iónica. Los valores registrados en la bahía (52 mScm^{-1}) se ajustan al rango característico del agua de mar reportado para el Caribe ($52\text{-}54 \text{ mS/cm}$ a 25°C) (Fofonoff & Millard, 1983).

Esta disminuye en las estaciones 8 al 12, obteniéndose los valores mínimos en las estaciones 8 y 9. En la estación 1 la disminución puede deberse a la circulación de agua, proveniente de los lóbulos internos, hacia el lóbulo externo o a alguna descarga puntual. Esta circulación sería hacia la margen izquierda, donde se ubica la estación 1; pues la número 15 presenta valores más altos. Hay que significar que el lóbulo izquierdo presenta como promedio valores de salinidad más bajos.

En cuanto a la salinidad se puede expresar que este parámetro no presenta grandes fluctuaciones manteniéndose en un rango entre 33 y 36 ppt. La salinidad de las aguas de mar utilizadas para el baño, según la NC 22: 1999 no será menor de 36 ppt, valor que solo se obtiene en las estaciones 4, 6 y 14, lo que limitaría este uso en la mayoría del acuatorio. La bahía de Guantánamo está influenciada por varios cursos de agua dulce, siendo relevante las descargas de la cuenca hidrográfica Guantánamo-Guaso (García-González et al., 2025). En el Mar Caribe la salinidad oscila entre 34 y 38 ppt (Fofonoff & Millard, 1983), por lo que es normal el comportamiento de los valores de salinidad en este ecosistema costero. Los valores más bajos de salinidad se registran en el lóbulo interior

izquierdo, resultados que coinciden con los obtenidos en estudio previo (García-González et al., 2025). Respecto a la NC 25: 1999 la calidad del agua es buena si los valores de salinidad están entre 26 y 35 ppt, aspecto que solo cumplen las estaciones 4 y 6.

Los sólidos totales (ST) registrados ($43,242\text{-}58,447 \text{ mgL}^{-1}$) superan significativamente el rango característico del agua de mar no perturbada ($35,000\text{-}35,200 \text{ mgL}^{-1}$ de sólidos disueltos totales) (Millero, 2013). Esta desviación, unida a los altos valores de turbidez, implica que los sólidos suspendidos (SST) exceden el límite normativo para uso pesquero (300 mg/L ; NC 25:1999), clasificando la calidad del agua como mala. Para uso recreativo (NC 22:1999), los sólidos orgánicos presentes incumplen los requisitos al generar turbiedad, depósitos y consumo de oxígeno, resultados que coinciden con los obtenidos por García et al. (2025) (García-González et al., 2025).

Respecto al nitrato la NC 25: 1999 establece que para que el agua tenga buena calidad debe tener valores menores que $0,01 \text{ (Mol/L)}$. En este caso todos los valores están por encima de $1,81 \text{ (MolL}^{-1}\text{)}$, por lo que la calidad del agua es mala (Mayor que $0,60 \text{ (MolL}^{-1}\text{)}$ en todo el acuatorio. Los máximos valores se registran en las estaciones 11, 14 y 15, donde confluyen las aguas, lo que se justifica porque las muestras fueron tomadas en bajante, o bien que existen descargas precisas hacia dichas estaciones. Los resultados se muestran en la figura 5.



Figura 5. Comportamiento espacial de nitrato en la bahía de Guantánamo.

Figure 5. Spatial behavior of nitrate in Guantánamo Bay. Fuente/Source: LESA, CNEA.

No obstante, lo más relevante es que estos valores limitan el uso del ecosistema como cuerpo de uso pesquero. En el caso de los requisitos como agua de baño la NC 22: 1999 se explica que el nitrógeno y el fósforo estarán en las aguas destinadas al baño, en una proporción que no ocasione eutrofización de las masas de agua, no existiendo valores límites para estos.

En este caso es importante señalar que el índice trófico fue calculado, a partir de una muestra integrada de 3 localidades seleccionadas hacia el centro del ecosistema, siendo el valor obtenido de 8,2 por lo que clasifica como hipereutrófico confirmándose la presencia de floraciones algales e hipoxia en algunas localidades, lo que limitaría su uso para el baño.

El lóbulo interior izquierdo presenta mayores niveles de nitrógeno, en este hay recepción de aguas contaminadas con escaso o ningún tratamiento.

Respecto al nitrato la concentración limita su uso pesquero según la NC 25: 1999 en las estaciones 1, 2, 7, 12 y 14, donde es mayor que 0,05 (MolL⁻¹, y la calidad del agua es dudosa. El patrón es bastante heterogéneo. Los resultados se muestran en la figura 6.

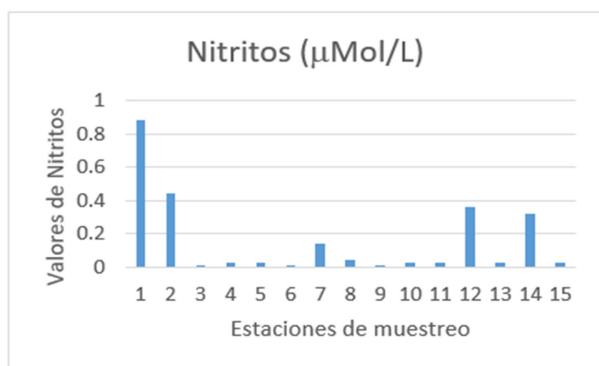


Figura 6. Comportamiento espacial de nitrato en la bahía de Guantánamo.

Figure 6. Spatial behavior of nitrite in Guantánamo Bay. Fuente/Source: LESA, CNEA.

En el caso del nitrógeno amoniacal la concentración limita su uso pesquero según la NC 25: 1999, mayor a 0.03 (MolL⁻¹, por lo que solamente las estaciones 1, 5 y 6 presentan valores de buena calidad respecto a este parámetro. El resto del acuario presenta calidad dudosa (0,03 (Mol/L a 0,05 (Mol/L) (estaciones 9 y 11) a mala (mayor que 0.05 (Mol/L) en el resto. El patrón es muy heterogéneo, lo que puede indicar la existencia de perturbaciones frecuentes que alteran la dinámica del ciclo del nitrógeno, en condiciones de eutrofia. Hay que considerar que el nitrógeno amoniacal, además del nitrato son fuentes de nitrógeno para el crecimiento fitoplanctónico. El lóbulo interior izquierdo es el más afectado. Los resultados se muestran en la figura 7.

Respecto a la presencia de metales, la NC 25: 1999 establece valores límites para el Cobre (Cu), el Plomo (Pb), el Mercurio (Hg) y el Cadmio (Cd). Los valores de Cobre en todo el acuario no exceden los valores límites (Hasta 0,05 mg/l), al igual que el Mercurio (0,005 mg/l). Sin embargo, los valores de Cadmio en todo el acuario exceden

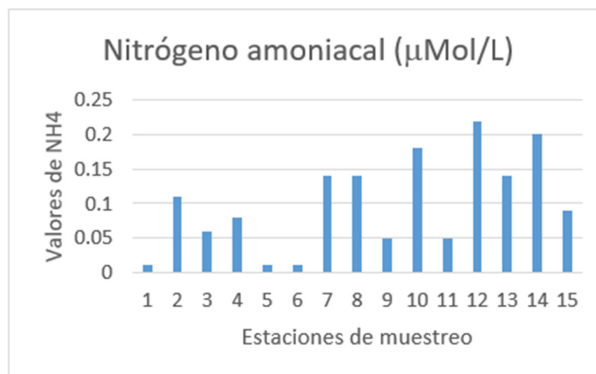


Figura 7. Comportamiento espacial de amonio en la bahía de Guantánamo.

Figure 7. Spatial behavior of ammonia in Guantánamo Bay. Fuente/Source: LESA, CNEA.

los límites (Hasta 0,01 mg/L) aspecto que hay que atender si el acuario provee recursos pesqueros. En el caso del Plomo el límite establecido (Hasta 0.1 mg/l), está en los valores límites o discretamente por encima en las estaciones 3, 7, 8, 10 y 11.

Estudios previos han documentado el papel del nitrógeno orgánico en la degradación de ecosistemas costeros (Anderson et al., 2021; Glibert, 2024). Los resultados confirman esta tendencia en el área de estudio (Figura 8).

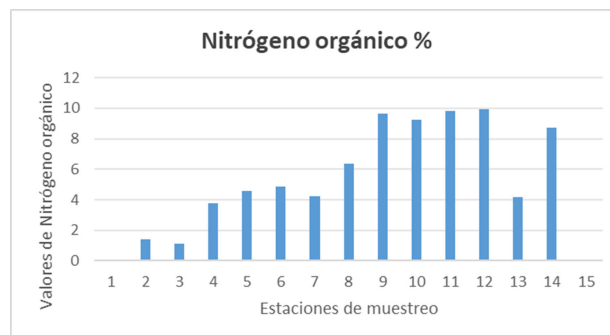


Figura 8. Perfil de nitrógeno orgánico (%) en sedimentos. Estaciones de muestreo: 1-15.

Figure 8. Organic nitrogen profile (%) in sediments. Sampling stations: 1-15. Fuente/Source: LESA, CNEA

Los sedimentos analizados en el área de estudio presentaron concentraciones significativas de nitrógeno orgánico, con valores que oscilaron entre 2 % y 16 % a lo largo de las 15 estaciones de muestreo. Estos niveles elevados, particularmente en las zonas con porcentajes superiores a 0,3 %, lo que reflejama la calidad de los sedimentos, según la NC 25: 1999, coherente con la presencia masiva de quistes y restos de dinoflagelados nocivos identificados en el acuario (Tabla 3).

Tabla 3. Especies identificadas de dinoflagelados nocivos**Table 3.** Identified species of harmful dinoflagellates

Nombre científico	Género	Características relevantes
<i>Gymnodinium catenatum</i>	<i>Gymnodinium</i> , Stein, 1878	<ul style="list-style-type: none"> • Forma cadenas celulares. • Produce saxitoxinas (parálisis en humanos).
<i>Dinophysis</i> sp.	<i>Dinophysis</i> , Ehrenberg	<ul style="list-style-type: none"> • Libera toxinas diarreicas • Afecta a moluscos bivalvos.
<i>Prorocentrum insidiosum</i> sp. nov.	<i>Prorocentrum</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Incluye especies tóxicas (<i>P. lima</i>, productor de okadaico) y no tóxicas. • Forma biopelículas en sedimentos.
<i>Gyrodinium</i> sp.	<i>Gyrodinium</i> , Kofoid y Swezy, 1921	<ul style="list-style-type: none"> • Algunas especies son mixotróficas. • Menos asociado a toxicidad, pero puede causar blooms.
<i>Protoperidinium</i> sp.	<i>Protoperidinium</i> , Bergh	<ul style="list-style-type: none"> • Depredador de otros dinoflagelados. • No tóxico, pero indica cambios en la red trófica.

Fuente: LESA, CNEA

La correlación entre el enriquecimiento orgánico de los sedimentos y la proliferación de especies formadoras de florecimientos algales tóxicos sugiere un deterioro crítico de la calidad del agua, que limitan su aptitud para actividades pesqueras y aumentan los riesgos ecotoxicológicos asociados a toxinas marinas.

La diversidad fitoplanctónica en el área de estudio reflejó un predominio de cianobacterias potencialmente tóxicas (*Microcystis aeruginosa*, *Synechococcus* sp.) y diatomeas cosmopolitas (*Thalassiosira* sp., *Paralia sulcata*), con una elevada frecuencia de quistes y restos de dinoflagelados (87% de las estaciones), compatibles con especies nocivas como *Gymnodinium catenatum* (Tabla 4).

Se identificaron 13 especies de cianobacterias, seis de ellas potencialmente tóxicas, de las cuales en una su toxicidad está en discusión. Estas especies tóxicas están vinculadas a la producción de microcistinas (hepatotoxinas promotoras de tumores), toxinas hemolíticas; anatoxinas y cilindropermopsinas (neurotóxicas y hepatotóxicas). Las hepatotoxinas son producidas por varias especies de cianobacterias de diferentes géneros, entre los que se pueden mencionar *Microcystis*, *Oscillatoria* y *Anabaena*, *Nostoc* y *Nodularia*. En particular, las microcistinas (MC) hepatotóxicas han sido investigadas en detalle debido a su incidencia y abundancia (Corbel et al., 2014; Gómez-Luna et al., 2012; Quiblier et al., 2013). Otras neurotoxinas potentes, como la anatoxina, son producidas por varias cianobacterias de los géneros: *Anabaena* sp., *Microcystis* sp., *Planktothrix* sp., *Phormidium* sp., entre otros (Osswald et al., 2009).

De las especies con una presencia espacio-temporal estable destacan algunas con potencial tóxico, entre ellas una especie del género *Microcystis*, con capacidad de migrar verticalmente en la columna de agua (Barros et al., 2019). La presencia de estas cianobacterias constituye un riesgo para usos como provisión de agua potable, acuicultura, y en

general, actividades agrícolas. Respecto a los dinoflagelados es importante destacar que el género *Prorocentrum* se asocia a la ciguatera y destaca la presencia de *Karlodinium micrum*, con actividad hemolítica, ictiotóxica y citotóxica, si bien su concentración no es muy alta, y su presencia no afecta directamente a los humanos; hay abundantes restos lo que indica su presencia en una marea mixta previa, la que también tuvo presencia de *Gymnodinium* sp.

La diversidad de Heterokontophyta se reduce a especies esporádicas, excepto en el caso de *Paralia sulcata* (frecuente en sedimentos del Cuaternario) y *Thalassiosira* sp., que destacaron como las más abundantes.

La turbidez elevada registrada en toda la bahía, coherente con los signos de eutrofización, es una señal visible de la proliferación de algas, especialmente cianobacterias (Mazumder & Havens, 1998), aunque también existen dinoflagelados y diatomeas en menor medida. Este patrón refleja un ecosistema saturado de nutrientes, característico de zonas impactadas por actividades humanas en tierra (Moreira et al., 2009). Aunque la turbidez no identifica contaminantes específicos, su aumento constante da una idea del deterioro ambiental en curso.

Al igual que Loza (2016), se observaron condiciones de eutrofización marcadas (nitratos: $0,68 \pm 0,12$ mg/l vs $0,047$ mg/l de NH_4 reportados) y dominancia de cianobacterias potencialmente tóxicas (*Microcystis aeruginosa* en este estudio vs $1,562$ cél/ml de cianobacterias registradas anteriormente) (Loza et al., 2016). Sin embargo, se detectaron dos nuevas amenazas: (1) concentraciones significativas de metales pesados (Cd: $0,15-0,19$ ppm; Pb: $0,08-0,11$ ppm) no cuantificadas en estudios precedentes, y (2) una mayor diversidad de dinoflagelados tóxicos (*Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum* sp.) coexistiendo con cianobacterias, en contraste con la floración mixta de *Oxyrrhis marina* reportada por Gómez et al. (2014).

Tabla 4. Composición y frecuencia de microalgas (cianobacterias, diatomeas y dinoflagelados) identificadas en las estaciones de muestreo (1-15)

Table 4. Composition and frequency of microalgae (cyanobacteria, diatoms and dinoflagellates) identified at sampling stations (1-15)

Especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Frecuencia
Cyanophyta																
<i>Anabaena</i> sp., Bory de Saint-Vincent ex Bornet & Flahault, 1886	x	x	x			x		x			x			x	x	0,53
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> , West & G.S. West, 1912	x		x													0,13
<i>Aphanocapsa minuta</i> , West & G.S. West, 1912	x	x					x	x			x	x		x	x	0,53
<i>Aphanothece clathrata</i>	x	x				x	x	x						x	x	0,47
<i>Chroococcus</i> sp.	x		x				x	x				x		x	x	0,47
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> *			x					x			x	x				0,27
<i>Limnothrix</i> sp.	x	x		x	x	x	x	x	x		x			x	x	0,73
<i>Microcystis aeruginosa</i> +, Kützing, 1846	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	0,80
<i>Microcystis wensebergii</i>								x	x	x						0,20
<i>Oscillatoria</i> sp.		x						x			x	x		x		0,33
<i>Pseudanabaena catenata</i>											x	x				0,13
<i>Synechococcus</i> sp.+	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x		x	x	0,80
<i>Synechocystis aquatilis</i>										x	x	x				0,20
Heterokontophyta																
<i>Achnantes</i> sp.		x					x		x							0,20
<i>Amphora</i> sp.	x											x			x	0,20
<i>Chaetoceros</i> sp.	x			x				x				x	x		x	0,33
<i>Cocconeis</i> sp.	x										x					0,13
<i>Coscinodiscus granii</i>		x	x	x	x		x					x				0,40
<i>Coscinodiscus radiatus</i>			x	x				x	x	x	x	x				0,47
<i>Coscinodiscus concinnus</i>				x	x	x	x	x								0,33
<i>Diploneis</i> sp.				x										x		0,13
<i>Navicula</i> sp.	x	x	x	x			x	x	x		x					0,53
<i>Paralia sulcata</i>		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x			x	0,73
<i>Pleurosigma acutum</i>							x		x							0,13
<i>Pleurosigma decorum</i>								x	x	x						0,20
<i>Pseudosolenia calcaravis</i>		x	x													0,13
<i>Synedra</i> sp.				x		x	x				x	x				0,33
<i>Thalassiosira</i> sp.	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x			x	0,80
Dynophyta																
<i>Gymnodinium</i> sp.		x												x		0,13
<i>Karlodinium micrum</i>	x	x			x				x			x			x	0,27
<i>Prorocentrum minimum</i>				x	x				x			x				0,27
Quistes de dinoflagelados**	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x			x	0,73
Restos de dinoflagelados		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	0,87

Fuente: LESA, CNEA. Leyenda: (+) con potencial para producir floraciones. (Color rojo) Tóxicas, (*) Toxicidad en discusión. ** Compatible con *Gymnodinium catenatum*

Esta evolución sugiere un agravamiento de las presiones ambientales, donde la eutrofización histórica se superpone ahora con contaminación metálica, exacerbando los riesgos ecológicos.

Estos hallazgos analíticos encuentran respaldo en evidencias contextuales. Mientras Loza (2016) atribuyó el deterioro principalmente a nutrientes orgánicos, los resultados del presente estudio revelan que la contaminación por metales pesados podría estar impulsando la selección de especies más tolerantes. La concordancia entre las estaciones de mayor hipoxia (estaciones 6, 7, 9) y las zonas donde se han documentado eventos de mortalidad masiva valida la relevancia ecológica de los hallazgos analíticos. Si bien el estudio se limitó al período seco, esta correlación sugiere que las condiciones detectadas representan un patrón espacial consistente del deterioro ambiental en la bahía.

Los resultados de este estudio confirman un grave deterioro ambiental en la bahía de Guantánamo, identificándose una peligrosa sinergia entre eutrofización (OD <2 mg/L en 73 % de estaciones), contaminación por metales pesados (Cd >0,01 mg/L en 100% de estaciones) y proliferación de fitoplancton nocivo (6 especies toxigénicas de cianobacterias).

Este diagnóstico evidencia la urgencia de abordar las fuentes de contaminación de forma diferenciada: (a) controlar los nutrientes orgánicos (responsables de la eutrofización basal) y (b) regular las fuentes antropogénicas de metales pesados (nueva presión identificada). Futuros estudios deberían cuantificar los umbrales específicos en los que metales como Cd y Pb favorecen la dominancia de especies tóxicas, así como evaluar su transferencia trófica en la red alimentaria local.

Conclusiones

Los resultados de este estudio confirman un grave deterioro ambiental en la bahía de Guantánamo, identificándose una peligrosa combinación de eutrofización, presencia de metales pesados y proliferación de especies potencialmente tóxicas del fitoplancton. La calidad del agua no cumple con los estándares mínimos para actividades pesqueras o recreativas, presentando condiciones que favorecen el desarrollo de especies potencialmente tóxicas como *Microcystis aeruginosa* y *Gymnodinium catenatum*. Estas especies, conocidas por producir toxinas dañinas, representan un riesgo significativo para la salud humana y la biodiversidad marina.

El análisis de sedimentos reveló una alta concentración de quistes de dinoflagelados, particularmente de los géneros *Gymnodinium*, *Prorocentrum* y *Dinophysis*, lo que indica una marcada predisposición del ecosistema a experimentar floraciones algales nocivas recurrentes. Esta situación se ve agravada por la presencia de metales pesados como cadmio y plomo, que no habían sido reportados en estudios anteriores y que podrían estar intensificando la toxicidad del fitoplancton.

La correlación espacial entre los parámetros críticos identificados y los registros históricos de eventos de mortalidad valida la relevancia ecológica inmediata de los hallazgos.

Recomendaciones

Resulta urgente implementar medidas de gestión integral que incluyan:

- El control estricto de las fuentes de nutrientes y metales pesados,
- El establecimiento de un programa de monitoreo continuo que evalúe tanto parámetros fisicoquímicos como la presencia de biotoxinas, y
- La realización de estudios adicionales para determinar los umbrales críticos de contaminación que desencadenan estas floraciones dañinas.

Bibliografía

- Anderson, D. M., Fensin, E., Gobler, C. J., Hoeglund, A. E., Hubbard, K. A., Kulis, D. M., Landsberg, J. H., Lefebvre, K. A., Provoost, P., Richlen, M. L., Smith, J. L., Solow, A. R., & Trainer, V. L. (2021). Marine harmful algal blooms (HABs) in the United States: History, current status and future trends. *Harmful Algae*, 102, 101975. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.101975>
- Ayala-Galván, K., Gutiérrez-Salcedo, J. M., Montoya-Cadavid, E., Ayala-Galván, K., Gutiérrez-Salcedo, J. M., & Montoya-Cadavid, E. (2022). Fitoplancton de la provincia oceánica del mar Caribe colombiano. Diez años de historia. *Biota colombiana*, 23(1). <https://doi.org/10.21068/2539200x.903>
- Barros, M. U. G., Wilson, A. E., Leitão, J. I. R., Pereira, S. P., Buley, R. P., Fernandez-Figueroa, E. G., & Capelo-Neto, J. (2019). Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, 86, 128-137. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>
- Benavides, M. O., & Gómez-Restrepo, C. (2005). Métodos en investigación cualitativa: Triangulación. *Revista Colombiana de Psiquiatría*, 34(1), 118-124.
- Brandenburg, K. M., Merder, J., Budiša, A., Power, A. M., Philippart, C. J. M., Michalak, A. M., van den Broek, T. J., & Van de Waal, D. B. (2025). Multiple global change factors and the long-term dynamics of harmful algal blooms in the North Sea. *Limnology and Oceanography*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1002/lno.70025>
- CDC. (2022). Información sobre proliferaciones de algas nocivas marinas para los profesionales de centros de control de intoxicaciones y envenenamientos. *U.S. Department of Health and Human Service. Centers for Disease Control and Prevention*, 7.

- Corbel, S., Mougin, C., & Bouaïcha, N. (2014). Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. *Chemosphere*, 96, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.056>
- Dillard, G. E. (2008). *Common Freshwater Algae of the United States: An Illustrated Key to the Genera (excluding the Diatoms)*. J. Cramer. https://books.google.com/cu/books/about/Common_Freshwater_Algae_of_the_United_St.html?id=h01FAQAIAAJ&redir_esc=y
- Faust, M. A., & Gullledge, R. A. (2002). Identifying harmful marine dinoflagellates. *Washington, DC: Departamento de Botánica, Museo Nacional de Historia Natural. En Contribuciones del Herbario Nacional de los Estados Unidos*. <http://repository.si.edu/xmlui/handle/10088/27121>
- Fofonoff, N. P., & Millard, R. C. (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. *UNESCO Technical Papers in Marine Science*, 44, 53.
- García-González, A., Gómez-Luna, L. M., Marzo-Manuel, Y., & Ferrer-Pozo, E. (2024). Caracterización ambiental del ecosistema marino-costero bahía de Guantánamo en Cuba. *Revista Bionatura. International Journal of Biotechnology and Life Sciences*, 9(3), 127-148.
- García-González, A., Gómez-Luna, L. M., Marzo-Manuel, Y., & Ferrer-Pozo, E. (2025). Análisis de la calidad del agua y su evolución temporal en la bahía de Guantánamo, Cuba. *Chemical Technology*, 45, 112-130.
- Glibert, P. M. (2024). Harmful Algae and the Blooming of Our Waters. En el libro *Fitoplancton Susurrando: Una Introducción a la Fisiología y Ecología de las Microalgas*. En *ResearchGate* (pp. 583-629). https://doi.org/10.1007/978-3-031-53897-1_25
- Glibert, P. M., & Burford, M. A. (2017). Globally Changing Nutrient Loads and Harmful Algal Blooms: Recent Advances, New Paradigms, and Continuing Challenges. *Oceanography*, 30(1), 58-69. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2017.110>
- Gobler, C. J. (2020). Climate Change and Harmful Algal Blooms: Insights and perspective. *Harmful Algae*, 91, 101731. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101731>
- Gómez, L. L. M., Asín, O., & Ortega, Y. (2014). Primer reporte de *Oxyrrhis marina* DUJARDIN 1841 en la Bahía de Guantánamo, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 34(1), Article 1. <https://revistas.uh.cu/rim/article/view/6328>
- Gómez-Luna, L. M., Hubert-Álvarez, I., & Rodríguez-Tito, J. C. (2012). *CUBA: Evaluación, investigación y gestión del riesgo de cianobacterias tóxicas. En libro: Enfoques actuales para la evaluación del riesgo de cianotoxinas, la gestión de riesgos y las regulaciones en diferentes países* (Dra. Ingrid Chorus). Agencia Federal de Medio Ambiente, Alemania. https://www.researchgate.net/publication/281844832_CUBA_Toxic_cyanobacteria_risk_assessment_research_and_management
- Guiry, M., Guiry, G., Morrison, L., Rindi, F., Valenzuela, S., Mathieson, A., Parker, B., Langangen, A., John, D., Criado, I., Carter, C., Kuipers, P., & Garbary, D. (2014). AlgaeBase: An On-line Resource for Algae. *Cryptogamie Algologie*, 35, 105-115. <https://doi.org/10.7872/crya.v35.iss2.2014.105>
- Harding, J., Mallonee, M. E., Perry, E. S., Miller, W. D., Adolf, J. E., Gallegos, C. L., & Paerl, H. W. (2016). Variable climatic conditions dominate recent phytoplankton dynamics in Chesapeake Bay. *Scientific Reports*, 6(1), 23773. <https://doi.org/10.1038/srep23773>
- ISO/IEC. (2017). *ISO/IEC 17025-General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*. <https://webstore.ansi.org/standards/iso/isoiec170252017>
- Loza, S. L., Sánchez, M., & Montalvo, J. F. (2016). Implicaciones del deterioro ambiental para los ecosistemas costeros. Estudio de caso: “Bahía de Guantánamo, Cuba”. *Serie Oceanológica*, 15, 15. Disponible en: <http://hdl.handle.net/1834/12932>
- Luna, L. M. G., Palanqué, A. Z., Ochoa, Z. C. C., Arencibia, Y. Á., Alonso, J. A. B., & Mazar, A. de las M. B. (2021). Implementación de un protocolo de gestión de riesgo por presencia de ficotoxinas en la laguna de Baconao, Santiago de Cuba. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), Article 1. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.980>
- Matsuoka, K., & Fukuyo, Y. (2000). Technical Guide for Modern Dinoflagellate Cyst Study. *Westpac-hab, Jap. Soc. Prom. Sci., Tokyo*, 72.
- Mazumder, A., & Havens, K. E. (1998). Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under contrasting grazer communities of temperate versus subtropical lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(7), 1652-1662. <https://doi.org/10.1139/f98-050>
- Millero, F. J. (2013). *Chemical Oceanography, Fourth Edition*. CRC Press. https://books.google.com/cu/books/about/Chemical_Oceanography_Fourth_Edition.html?id=w780s8h_qrkC&redir_esc=y
- Moreira, J. M., Carpintero, I. R., Crespo, R., Granado, L., Montoya, G., Pino, I., & Rodríguez, A. (2009). *Generación de indicadores para el seguimiento de la calidad de las aguas litorales. Evolución de la turbidez en la desembocadura del río Guadalquivir*. <https://doi.org/10.13140/2.1.4370.1129>
- Munkes, B., Löptien, U., & Dietze, H. (2021). Cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: A review of models and facts. *Biogeosciences*, 18(7), 2347-2378. <https://doi.org/10.5194/bg-18-2347-2021>
- ONEI. (2022). *Sistema nacional estadístico*. ONEI.

- ONN. (2007). *NC 521: 2007 Vertimiento a Zona Costera*. <https://studylib.es/doc/8336696/nc-521-vertimiento-a-zona-costera>
- ONN, C. (1999a). *NC 22: 1999 Requisitos higiénicos sanitarios en lugares de baño en costas y en masas de aguas interiores*. Norma Cubana.
- ONN, C. (1999b). *NC 25: 1999 Evaluación de los objetos hídricos de uso pesquero*. Norma Cubana.
- Osswald, J., Carvalho, A. P., Claro, J., & Vasconcelos, V. (2009). Effects of cyanobacterial extracts containing anatoxin-a and of pure anatoxin-a on early developmental stages of carp. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(2), 473-478. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.05.011>
- Paerl, H. W., & Barnard, M. A. (2020). Mitigating the global expansion of harmful cyanobacterial blooms: Moving targets in a human- and climatically-altered world. *Harmful Algae*, 96, 101845. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101845>
- Pan, S., Bian, Z., Tian, H., Yao, Y., Najjar, R. G., Friedrichs, M. A. M., Hofmann, E. E., Xu, R., & Zhang, B. (2021). Impacts of Multiple Environmental Changes on Long-Term Nitrogen Loading From the Chesapeake Bay Watershed. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(5), e2020JG005826. <https://doi.org/10.1029/2020JG005826>
- Pisoni, J. P., Rivas, A. L., & Tonini, M. H. (2020). Coastal upwelling in the San Jorge Gulf (Southwestern Atlantic) from remote sensing, modelling and hydrographic data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 245, 106919. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106919>
- Quiblier, C., Wood, S., Echenique-Subiabre, I., Heath, M., Villeneuve, A., & Jean-François, H. (2013). A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria-Ecology, toxin production and risk management. *Water Research*, 47(15), 5464-5479. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.042>
- Rodríguez Tito, J. C., & Gómez Luna, L. M. (2020). Trophic status of twenty-four water reservoirs in the eastern of Cuba. *Revista Cubana de Química*, 32(1), 136-153.
- Silva, R., Martínez, M. L., van Tussenbroek, B. I., Guzmán-Rodríguez, L. O., Mendoza, E., & López-Portillo, J. (2020). A Framework to Manage Coastal Squeeze. *Sustainability*, 12(24), Article 24. <https://doi.org/10.3390/su122410610>
- US EPA. (2015). *National Recommended Water Quality Criteria-Aquatic Life Criteria Table* [Data and Tools]. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
- Vollenweider, R., 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(3), 329-357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199805/06\)9:3%253C329::AID-ENV308%253E3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199805/06)9:3%253C329::AID-ENV308%253E3.0.CO;2-9)