

Accepted Manuscript / Manuscrito Aceptado

Title Paper/Título del artículo:

Impacto de los metales pesados (As, Hg y Pb) en la estructura de la comunidad fitoplanctónica de las aguas costeras de Campeche, sureste del Golfo de México

Impact of heavy metals (As, Hg and Pb) on phytoplankton community structure in the coastal waters of Campeche, southeastern Gulf of Mexico

Authors/Autores: Poot-Delgado, C. A., Rendon von-Ostén, J., Borges-Ramírez, M. M., Okolodkov, Y. B., Pérez-Morales, A.

ID: e1900

DOI: <https://doi.org/10.15741/revbio.13.e1900>

Received/Fecha de recepción: January 29th 2025

Accepted /Fecha de aceptación: January 26th 2026

Available online/Fecha de publicación: March 04th 2026

Please cite this article as/Como citar este artículo: Poot-Delgado, C. A., Rendon von-Ostén, J., Borges-Ramírez, M. M., Okolodkov, Y. B., Pérez-Morales, A. (2026). Impact of heavy metals (As, Hg and Pb) on phytoplankton community structure in the coastal waters of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. *Revista Bio Ciencias*, 13, e1900. <https://doi.org/10.15741/revbio.13.e1900>

This is a PDF file of an unedited manuscript that has been accepted for publication. As a service to our customers we are providing this early version of the manuscript. The manuscript will undergo copyediting, typesetting, and review of the resulting proof before it is published in its final form. Please note that during the production process errors may be discovered which could affect the content, and all legal disclaimers that apply to the journal pertain.

Este archivo PDF es un manuscrito no editado que ha sido aceptado para publicación. Esto es parte de un servicio de Revista Bio Ciencias para proveer a los autores de una versión rápida del manuscrito. Sin embargo, el manuscrito ingresará a proceso de edición y corrección de estilo antes de publicar la versión final. Por favor note que la versión actual puede contener errores de forma.

Impacto de los metales pesados (As, Hg y Pb) en la estructura de la comunidad fitoplanctónica de las aguas costeras de Campeche, sureste del Golfo de México

Impact of heavy metals (As, Hg and Pb) on phytoplankton community structure in the coastal waters of Campeche, southeastern Gulf of Mexico

Phytoplankton and heavy metals in Campeche/

/Fitoplancton y metales pesados en Campeche

Poot-Delgado, C. A.^{1,2*} (<https://orcid.org/0000-0001-9817-8250>), Rendon von-Ostén, J.¹ (<https://orcid.org/0000-0002-3585-0211>), Borges-Ramírez, M. M.¹ (<https://orcid.org/0000-0001-6238-938X>), Okolodkov, Y. B.³ (<https://orcid.org/0000-0003-3421-3429>), Pérez-Morales, A.⁴ (<https://orcid.org/0000-0002-2784-9480>)

¹Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX), Universidad Autónoma de Campeche, Campus VI, Av. Héroe de Nacozari 480, CP 24070 Campeche, Campeche, México.

²Tecnológico Nacional de México / ITS de Champotón. Isla Aguada Km. 2, El Arenal Champotón, CP 24400 Champotón, Camp. México.

³Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Calle Mar Mediterráneo 314, Fracc. Costa Verde, CP 94294, Boca del Río, Veracruz, México.

⁴Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima, 28860 Manzanillo, Colima, México.

***Corresponding Author:** Carlos Antonio Poot-Delgado. Tecnológico Nacional de México / ITS de Champotón. Isla Aguada Km. 2, El Arenal Champotón, CP 24400 Champotón, Camp. México. E-mail: cpoot35@gmail.com

RESUMEN

Con la finalidad de determinar el impacto potencial de As, Hg y Pb sobre la estructura del fitoplancton a lo largo de la costa central de Campeche. Se recolectaron muestras de agua mensualmente de octubre de 2022 hasta julio de 2023 en seis sitios con diversas actividades antropogénicas. La abundancia de cianobacterias mostró una correlación positiva con los silicatos, nitratos y amonio. Las diatomeas y los nanoflagelados presentaron una asociación positiva con los fosfatos y el oxígeno disuelto, factores que favorecieron su incremento. Los dinoflagelados se asociaron positivamente con el pH, la temperatura, la salinidad y el Hg, variables vinculadas a un aumento en su abundancia. En cuanto a la relación entre los grupos de fitoplancton y los metales pesados, se observó una correlación positiva moderada ($r \approx 0.47$). Aunque la correlación general entre los principales grupos de fitoplancton y los metales estudiados es débil ($r \approx 0.26$), la CCA reveló patrones específicos de asociación entre los grupos de fitoplancton y ciertos metales pesados ($p > 0.005$). Las diatomeas y los nanoflagelados parecen adaptarse mejor a ambientes con Pb y Hg, mientras que los dinoflagelados mostraron una fuerte asociación con Hg. En cambio, las cianobacterias, al ser más vulnerables a estos contaminantes, mostraron una relación negativa con estos metales, especialmente con el As.

PALABRAS CLAVE:

Actividades antropogénicas, impacto ambiental, metales pesados, agua de mar, microalgas planctónicas

ABSTRACT

To determine the potential impact of As, Hg, and Pb on the phytoplankton structure along the central coast of Campeche, water samples were collected monthly from October 2022 to July 2023 at six sites with different anthropogenic activities. The abundance of cyanobacteria showed a positive correlation with silicates, nitrates, and ammonium. Diatoms and nanoflagellates exhibited a positive association with phosphates and dissolved oxygen, factors that favored their increase. Dinoflagellates were positively associated with pH, temperature, salinity, and Hg variables, all of which were linked to increased abundance. Regarding the relationship between phytoplankton groups and heavy metals, a moderate positive correlation ($r \approx 0.47$) was observed. Although the overall correlation between the main phytoplankton groups and the studied metals was weak ($r \approx 0.26$), the CCA revealed specific patterns of association between phytoplankton groups and certain heavy metals ($p > 0.005$). Diatoms and nanoflagellates appeared better adapted to environments with Pb and Hg, respectively, while dinoflagellates showed a strong association with Hg. In contrast, cyanobacteria, being more vulnerable to these contaminants, exhibited a negative relationship with these metals, especially with As.

KEYWORDS

Anthropogenic activities, environmental impact, heavy metals, seawater, planktonic microalgae

Introducción

En las décadas recientes, los problemas ambientales globales han aumentado significativamente, en gran parte debido a la acumulación progresiva de varios contaminantes. Esto ha provocado cambios sustanciales en la atmósfera, hidrosfera y litosfera, interrumpiendo los ciclos biogeoquímicos y el equilibrio de muchos ecosistemas (Masindi & Muedi, 2018). Estos cambios representan un riesgo potencial para la supervivencia, crecimiento y reproducción de numerosas especies, tanto de fauna como de flora, debido a la distribución generalizada de los contaminantes y a los impactos ecológicos que pueden causar (Yu *et al.*, 2024).

Los metales pesados se encuentran entre los contaminantes más críticos en los ecosistemas acuáticos debido a su alta toxicidad, incluso en concentraciones traza. Elementos como el arsénico (As), bario (Ba), bismuto (Bi), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), manganeso (Mn), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y selenio (Se), aunque de origen natural, adquieren importancia ambiental a través de aportes antropogénicos asociados con procesos industriales y actividades urbanas y agrícolas (Szymańska-Walkiewicz *et al.*, 2022; Adnan *et al.*, 2024; Xia *et al.*, 2024; Mai *et al.*, 2025). Una vez liberados en los sistemas acuáticos a través de efluentes industriales, escurrimientos municipales y descargas urbanas, estos metales se acumulan predominantemente en los sedimentos. La resuspensión hidrodinámica

puede posteriormente devolverlos a la columna de agua, facilitando su entrada en la red trófica acuática (Shumilin *et al.*, 2011; Yao *et al.*, 2024).

La contaminación por metales pesados a lo largo de las costas de México, al igual que en otras partes del mundo, es una preocupación ambiental importante debido a sus graves efectos ecológicos, riesgos para la salud pública y posibles consecuencias económicas. Estos contaminantes se originan a partir de diversas fuentes, incluyendo actividades industriales, agrícolas y urbanas, y su presencia en los ecosistemas costeros puede devastar la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema (Covarrubias & Peña-Cabriales, 2017). Este problema se exagera en los países en desarrollo, donde la infraestructura de tratamiento de aguas residuales es particularmente deficiente (WWAP, 2017). Consecuentemente, las aguas residuales generadas por varios procesos industriales a menudo fluyen hacia las zonas costeras debido a la insuficiencia de instalaciones de tratamiento en estas regiones (Zhou *et al.*, 2022).

Para abordar este problema, las autoridades gubernamentales mexicanas han implementado regulaciones, mediante Normas Oficiales Mexicanas (NOM), como la NOM-001-SEMARNAT-2021 y la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, para regular la contaminación en aguas residuales y suelo, respectivamente (SEMARNAT, 2007, 2021). El manejo adecuado de residuos peligrosos, como lo exige la NOM-004-SEMARNAT-2002, es directamente relevante para el propósito de este estudio (SEMARNAT, 2003). Esta regulación no solo define los requisitos operativos para el manejo de dichos materiales, sino que también sirve como un marco preventivo crítico para limitar la liberación de metales tóxicos al medio ambiente. Su aplicación establece las condiciones mínimas de control necesarias para evaluar, mitigar y reducir los riesgos ambientales asociados con estos contaminantes, apoyando así el objetivo del estudio de salvaguardar la integridad ambiental y asegurar el cumplimiento de las normas técnicas establecidas.

Entre los químicos de mayor preocupación para la salud humana y el medio ambiente se encuentran el As, clasificado como agudamente tóxico y peligroso para el ambiente; el Hg, que puede ser altamente tóxico para los organismos acuáticos con efectos nocivos duraderos; y el Pb, conocido por sus propiedades carcinogénicas (PNUD, 2018). El Pb es de suma preocupación para la salud humana. Su notoriedad se deriva de una neurotoxicidad potente e irreversible, con exposición incluso a niveles bajos capaz de afectar el desarrollo cognitivo, particularmente en niños (Zahir *et al.*, 2005). La base mecanicista de la toxicidad del Pb implica la interrupción de la regulación de neurotransmisores y la inducción de estrés oxidativo mediante la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS) y el agotamiento de las reservas antioxidantes (Flora *et al.*, 2012). Además, la persistencia ambiental del Pb, su propensión a la bioacumulación y su legado del uso generalizado en gasolina, pintura y aplicaciones industriales han llevado a una distribución global generalizada (Wuana & Okieimen, 2011). La movilidad continua del Pb en los sistemas acuáticos, regida por la resuspensión de sedimentos y el ciclo biogeoquímico, subraya la necesidad crítica de estrategias de monitoreo avanzadas que tengan en cuenta su comportamiento dinámico para evaluar con precisión los riesgos a largo plazo para la integridad del ecosistema y la salud pública.

El aumento de la contaminación de los sistemas acuáticos consecuentemente reduce la calidad del agua, causando estrés a la biota acuática circundante (Trujillo-Jiménez *et al.*, 2011). Esta degradación afecta directamente a diversas poblaciones de organismos marinos, interrumpiendo la red trófica e impactando a los consumidores primarios, secundarios y terciarios, especialmente a los productores primarios, que forman la base de la red trófica marina (Domingues *et al.*, 2008; D'Costa & Naik, 2019). Los productores primarios también son responsables de aproximadamente el 70 % de la fotosíntesis total del planeta (Pal & Choudhury, 2014). Las microalgas, que son organismos unicelulares y un grupo dominante dentro del fitoplancton marino, son cruciales para el funcionamiento adecuado de los ecosistemas acuáticos. Sirven como bioindicadores importantes porque su presencia y abundancia proporcionan información valiosa sobre la salud y la calidad del agua de estos sistemas (Vuorio *et al.*, 2007). Por lo tanto, cualquier alteración en la dinámica ambiental causada por los contaminantes podría tener un impacto drástico en el ecosistema (Wells *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2024). La literatura reciente ha documentado que la contaminación por estos metales específicos puede alterar la composición y diversidad de las comunidades de fitoplancton (Manic *et al.*, 2024). El objetivo de este estudio fue determinar el impacto potencial del As, Hg y Pb en la estructura del fitoplancton a lo largo de la costa central del Estado de Campeche en el sureste del Golfo de México.

Material y Métodos

Muestreo

Las muestras de agua se recolectaron mensualmente desde octubre de 2022 hasta julio de 2023 en seis sitios con diversas actividades antropogénicas en la costa central de Campeche (Figura 1). Las ubicaciones de muestreo se eligieron para abarcar un espectro de presiones antropogénicas a lo largo del litoral. La estación S1 se estableció en el área metropolitana de la ciudad de Campeche, dentro de la localidad de Lerma, en la playa turística local, Playa Bonita. Cabe destacar que una central termoeléctrica situada aproximadamente a 1.5 km tierra adentro descarga su agua de enfriamiento procesada directamente en el medio marino. Las principales actividades económicas en los poblados de Seybaplaya y Champotón son la pesca artesanal y costera. Esto ha propiciado el desarrollo de muelles informales y el establecimiento de plantas procesadoras de productos del mar a lo largo de la costa.

Las muestras de agua de mar superficial se recolectaron con botellas de plástico de 1 L, y se utilizaron alícuotas de 100 mL para el conteo celular de taxones de fitoplancton ($n = 10$). Además, se realizaron arrastres horizontales durante 5 min. con una red cónica de mano de 20 μm de tamaño de malla ($n = 10$). Ambos tipos de muestras se fijaron *in situ* con una solución de Lugol neutro al 1 % y posteriormente se preservaron añadiendo formalina neutralizada a una concentración final del 4 % (Andersen & Throndsen, 2004).

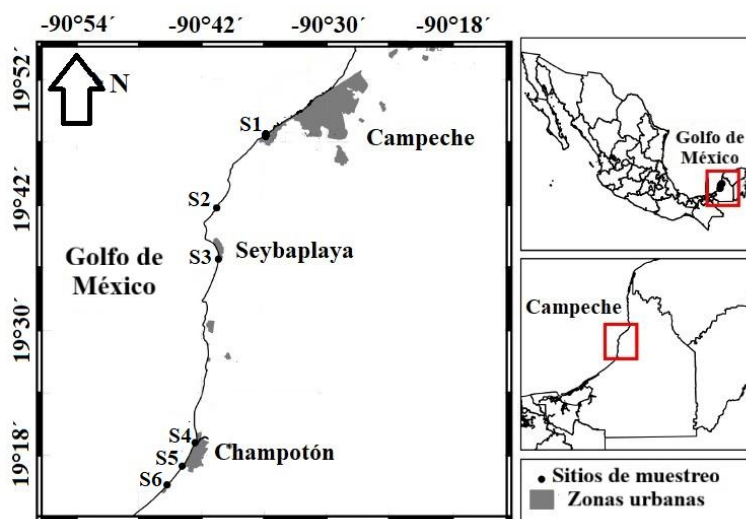


Figura 1. Sitios de muestreo (S1–S6; marcados con círculos negros) en las aguas costeras del Estado de Campeche en 2022-2023.

La temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad, pH y oxígeno disuelto (DO ; mg L^{-1}) se midieron en el sitio con una sonda multiparamétrica HANNA, modelo HI9828 (Woonsocket, RI, EE. UU.), con un sensor modelo HI769828 y una sonda multiparamétrica Hach, modelo HQ40d (Hach Company, Ames, IA, EE. UU.). La determinación de nutrientes en el agua se llevó a cabo mediante muestreo directo utilizando una botella ámbar con capacidad de 2 L, agua suficiente para el análisis de nutrientes y metales pesados. Posteriormente, las muestras se conservaron a 4°C . Los análisis de nitrito, nitrato, amonio, ortofosfato y silicatos se realizaron utilizando métodos químicos estándar para el monitoreo ambiental marino (UNEP, 1991).

Análisis de muestras

Para la determinación de As, Hg y Pb en muestras de agua, se utilizó una versión modificada del procedimiento propuesto por la U.S. EPA (2007) y Bhaskar *et al.* (2010). Para el análisis, se utilizaron 15 mL de agua de mar filtrada y las muestras se transfirieron a un recipiente de digestión revestido de teflón, agregando 5 mL de una mezcla ácida de 4 mL de HNO_3 al 65 % y 1 mL de HCl al 37 %. La digestión de las muestras se llevó a cabo en un sistema de digestión por microondas MARS 5 (CEM). Las condiciones del horno de microondas fueron calentamiento a 150°C durante 20 minutos con un control de presión máxima de 200 psi. Los metales y metaloides se determinaron mediante voltamperometría de extracción anódica de pulso diferencial (DPASV) VA Computrace 797 Metrohm (Suiza). Para la determinación de Pb, se utilizaron el electrodo de trabajo HMDE (electrodo de gota de mercurio), el electrodo auxiliar de platino y el electrodo de referencia Ag/AgCl (KCl 3M). Para la determinación de Hg y As, se utilizaron el electrodo de trabajo (electrodo de oro rotatorio), el electrodo auxiliar (electrodo de carbón vítreo) y el electrodo de referencia (vaso electrolítico de Ag/AgCl (KCl 3M)). Para las determinaciones de metales, se utilizaron estándares certificados TraceCERT de Sigma-Aldrich de Pb (16595), As

(39436) y Hg (16482). La validación del método se realizó midiendo el porcentaje de recuperación para cada metal analizado, que fue del 95 % para Pb, 90 % para As y 91% para Hg. Los límites de detección (LOD) para cada elemento fueron 0.03 ng/g para Pb, 0.02 ng/g para As y 0.02 ng/g para Hg.

El conteo de células de fitoplancton se llevó a cabo de acuerdo con la técnica de Utermöhl (1958), utilizando cilindros de sedimentación de 10 ml y un microscopio invertido marca Zeigen (Xiamen, China) equipado con objetivos 10x/0.25 Ph1 ADL y contraste de fases LD 25x/0.30 Ph1. La identificación de las especies a partir de muestras sin fijar y la documentación con fotomicrografías se realizaron utilizando un microscopio compuesto Motic, modelo BA210 (Xiamen, China) equipado con objetivos planoacromáticos integrados 5x/0.10, 10x/0.25, 20x/0.40, 40x/0.65 y 100x/1.25. Con el uso de claves taxonómicas especializadas, se identificaron las especies de fitoplancton (Hallegraeff *et al.*, 2004; Licea *et al.*, 2004, 2016; Lundholm *et al.*, 2009; UNESCO, 2009; Lassus *et al.*, 2016; Steidinger & Meave del Castillo, 2018).

Análisis estadístico

La normalidad de los datos registrados se examinó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homocedasticidad se evaluó con la prueba de Barlett. Las posibles diferencias entre las estaciones de muestreo se analizaron con un ANOVA, y la diferencia verdaderamente significativa de Tukey se aplicó con un nivel de significancia de 0.005 (Daniel, 1993). La rutina de cálculo se llevó a cabo con el programa Statgraphics Centurion 18, versión 18.1.1. Se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA) para examinar las relaciones entre los grupos de fitoplancton, los factores ambientales, los nutrientes inorgánicos y los metales pesados (Ter Braak, 1986). La abundancia de las especies se transformó a la raíz cuadrada y los datos ambientales a Log (x +1) antes del análisis debido a que los conteos de fitoplancton no siguen una distribución normal y existía una gran diferencia en magnitud entre los valores de los datos biológicos y los datos ambientales. La significancia de los ejes del CCA se comprobó aplicando un análisis de Monte Carlo con 499 permutaciones.

Resultados y Discusión

Variables fisicoquímicas

En los seis sitios de estudio (S1-S6; Figura 1), se observaron variaciones estacionales tanto en la temperatura como en la salinidad. Sin embargo, solo la salinidad mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 2.64$; $p < 0.005$). El sitio de muestreo S6 registró el valor mínimo de temperatura (24.89 ± 1.83 °C) y salinidad (26.76 ± 2.43), mientras que los valores máximos de temperatura (34.07 ± 2.61 °C) y salinidad (36.10 ± 1.59) se observaron en el sitio de muestreo S2. Por el contrario, aunque los valores de pH y DO (oxígeno disuelto) presentan variabilidad entre los sitios de muestreo, no se observaron diferencias significativas en ninguno de los dos parámetros (ver Tabla 1). El rango de variación del pH se extendió desde un mínimo en el sitio de muestreo S6 (7.09 ± 0.31) hasta un máximo en el sitio de muestreo S5 (8.48 ± 0.31). Para el DO, el valor mínimo se registró en la

estación S6 ($2.84 \pm 1.78 \text{ mg L}^{-1}$) y el máximo en el sitio de muestreo S5 ($12.12 \pm 2.68 \text{ mg L}^{-1}$).

Tabla 1. Variables fisicoquímicas de seis sitios de muestreo a lo largo de la costa de Campeche, Golfo de México, en 2022–2023 (rango y media $\pm$ desviación estándar).

Sitios de muestreo	T°C	Salinidad	pH	DO (mg L ⁻¹)
Playa Bonita (S1)	25.37-32.82	29.70-35.89	7.55-8.24	4.31-8.36
	28.42 $\pm$ 2.51	33.36 $\pm$ 1.72	7.90 $\pm$ 0.25	6.38 $\pm$ 1.27
Sombregon (S2)	25.33-34.07	30.25-36.10	7.44-8.41	3.59-8.76
	28.17 $\pm$ 2.61	33.98 $\pm$ 1.59	7.84 $\pm$ 0.27	6.49 $\pm$ 1.53
Payucan (S3)	25.56-30.92	30.78-34.49	7.36-8.02	3.54-10.61
	28.12 $\pm$ 1.98	32.60 $\pm$ 1.35	7.69 $\pm$ 0.21	6.29 $\pm$ 2.46
Villamadero (S4)	25.26-30.64	33.18-35.53	7.50-8.17	4.82-10.26
	27.89 $\pm$ 1.89	34.27 $\pm$ 0.91	7.82 $\pm$ 0.21	7.28 $\pm$ 1.80
Tecnológico (S5)	25.76-30.59	31.42-34.89	7.42-8.48	4.52-12.12
	28.04 $\pm$ 1.67	33.44 $\pm$ 1.08	7.95 $\pm$ 0.31	7.08 $\pm$ 2.68
Villamar (S6)	24.89-30.81	26.76-35.30	7.09-8.10	2.84-8.33
	27.89 $\pm$ 1.83	32.10 $\pm$ 2.43	7.63 $\pm$ 0.31	5.06 $\pm$ 1.78
Diferencias entre los sitios de muestreo	F = 0.09 $p > 0.005$	F = 2.64 $p < 0.005$	F = 2.14 $p < 0.005$	F = 1.55 $p > 0.005$

Las variables fisicoquímicas medidas, como la temperatura, salinidad y pH, se alinean con los hallazgos reportados por Poot-Delgado *et al.* (2021, 2022, 2025) y Gómez-Figueroa *et al.* (2023), quienes afirman que estos valores son típicos para la costa central de Campeche, ya que están influenciados por la poca profundidad del área de estudio. Adicionalmente, los niveles de DO (oxígeno disuelto) están influenciados por los movimientos del agua generados por la lluvia y el viento, así como por la fotosíntesis de los organismos fotoautótrofos (De la Lanza & Gómez, 1999).

Nutrientes inorgánicos

Los niveles de nitritos, nitratos y amonio en las aguas costeras marinas superan los límites máximos permitidos. Los nitritos presentaron valores que oscilaron entre 0.06 y 0.12 mg L⁻¹. A pesar de estas diferencias, no se encontró una variación significativa entre los sitios de muestreo ($F = 0.53$; $p > 0.005$). Los nitratos variaron entre 0.01 y 3.26 mg L⁻¹. El sitio de muestreo S5 presentó la concentración de nitrato más alta con un promedio de $0.91 \pm 0.95 \text{ mg L}^{-1}$, mientras que el sitio de muestreo S1 registró el nivel más bajo con un promedio de $0.54 \pm 0.40 \text{ mg L}^{-1}$. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 0.52$; $p > 0.005$). El amonio osciló entre 0.21 y 13.08 mg L⁻¹. El sitio de muestreo S4 registró la concentración más alta con un promedio de $5.44 \pm 4.41 \text{ mg L}^{-1}$, mientras que los sitios de muestreo S2 y S1 registraron las concentraciones más bajas con promedios de 3.79 ± 2.63 y $3.90 \pm 2.69 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, la diferencia entre los sitios de muestreo no fue significativa ($F = 0.41$; $p > 0.005$).

Por el contrario, los niveles de fosfato permanecieron dentro de los límites establecidos. A pesar de las variaciones observadas (no detectables a 0.51 mg L^{-1}), no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 0.81$; $p > 0.005$), como se detalla en la Tabla 2. El sitio de muestreo S1 registró las concentraciones más altas, con un promedio de $0.11 \pm 0.16 \text{ mg L}^{-1}$, mientras que el sitio de muestreo S4 registró el nivel más bajo con un promedio de $0.04 \pm 0.03 \text{ mg L}^{-1}$. Los silicatos oscilaron entre 0.16 y 3.13 mg L^{-1} . El sitio de muestreo S5 registró la concentración más alta con un promedio de $2.15 \pm 0.39 \text{ mg L}^{-1}$, mientras que el sitio de muestreo S3 registró la concentración más baja con un promedio de $1.86 \pm 0.62 \text{ mg L}^{-1}$. Sin embargo, la diferencia entre los sitios de muestreo no fue significativa ($F = 0.85$; $p > 0.005$).

Las fluctuaciones en las concentraciones de nutrientes inorgánicos en aguas costeras son impulsadas principalmente por actividades humanas. Si bien fuentes como la generación de electricidad y la acuicultura contribuyen (Ortiz-Lozano *et al.*, 2005), el aporte más significativo suele ser el de las aguas residuales urbanas no tratadas, lo que conduce a los niveles característicamente altos de compuestos de nitrógeno observados en este y otros estudios (Alpuche-Gual, 2014; Poot-Delgado *et al.*, 2021, 2022, 2025; Gómez-Figueroa *et al.*, 2023). La investigación sobre la dinámica del fitoplancton costero frecuentemente examina su respuesta a tales influjos de nutrientes y a las condiciones hidrográficas locales (Smith, 2006; Reed *et al.*, 2016; Paczkowska *et al.*, 2020). Estos aportes episódicos pueden desencadenar cambios transitorios, pero ecológicamente críticos, en la estequiometría de nutrientes, a menudo favoreciendo el nitrógeno sobre el fósforo (Lu *et al.*, 2023; Ristea *et al.*, 2025).

Tabla 2. Contenido de nutrientes inorgánicos (mg L^{-1}) de seis sitios de muestreo a lo largo de la costa de Campeche, Golfo de México, en 2022–2023 (rango y media $\pm$ desviación estándar). Para cada sitio de muestreo ($n = 10$).

Sitios de muestreo	Nitritos	Nitratos	Amonio	Fosfatos	Silicatos
Playa Bonita (S1)	0.06-0.11	0.01-1.30	0.49-10.43	0.02-0.51	1.86-2.19
	0.10 ± 0.02	0.54 ± 0.40	3.90 ± 2.69	0.11 ± 0.16	2.09 ± 0.10
Sombregon (S2)	0.07-0.11	0.06-3.15	0.21-9.47	0.02-0.37	0.16-2.19
	0.10 ± 0.02	0.78 ± 0.90	3.79 ± 2.63	0.09 ± 0.12	1.86 ± 0.62
Payucan (S3)	0.07-0.12	0.25-3.26	0.43-11.28	0.00-0.08	1.73-3.13
	0.09 ± 0.01	0.91 ± 0.95	5.44 ± 4.41	0.04 ± 0.03	2.15 ± 0.39
Villamadero (S4)	0.07-0.11	0.11-1.26	0.38-10.43	0.02-0.11	1.37-2.19
	0.09 ± 0.01	0.61 ± 0.37	3.98 ± 3.20	0.06 ± 0.03	2.01 ± 0.25
Tecnológico (S5)	0.07-0.11	0.22-1.09	0.38-13.08	0.05-0.17	1.59-2.18
	0.10 ± 0.01	0.64 ± 0.34	3.89 ± 3.55	0.08 ± 0.04	2.00 ± 0.19
Villamar (S6)	0.05-0.11	0.23-1.30	0.49-10.60	0.02-0.12	1.86-2.18
	0.09 ± 0.02	0.56 ± 0.40	3.43 ± 2.86	0.07 ± 0.03	2.05 ± 0.13
Diferencias entre los sitios de muestreo	$F = 0.53$ $p > 0.005$	$F = 0.52$ $p > 0.005$	$F = 0.41$ $p > 0.005$	$F = 0.81$ $p > 0.005$	$F = 0.85$ $p > 0.005$
	0.002*	0.04*	0.01*	5*	

*Límites máximos permisibles establecidos para aguas costeras marinas (CONAGUA, 2016)

Niveles de As, Hg y Pb en el agua de mar

La concentración mínima de As se registró en el sitio de muestreo S3 ($0.024 \pm 0.100 \mu\text{g mL}^{-1}$), mientras que la concentración máxima se encontró en el sitio de muestreo S2 ($0.372 \pm 0.046 \mu\text{g mL}^{-1}$). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 0.55$; $p > 0.005$). En contraste, el valor máximo de concentración de Hg se registró en el sitio de muestreo S4 ($0.036 \pm 0.011 \mu\text{g mL}^{-1}$), y en este caso se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 3.07$; $p < 0.005$). La concentración mínima de Pb se registró en el sitio de muestreo S1, con $0.028 \pm 0.094 \mu\text{g mL}^{-1}$, y el valor máximo en el sitio de muestreo S1, con $0.332 \pm 0.094 \mu\text{g mL}^{-1}$; no se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo para este elemento ($F = 0.25$; $p < 0.005$). Es importante mencionar que todos los valores registrados en las estaciones superaron los límites establecidos en los criterios de vida acuática para químicos tóxicos (Tabla 3).

Esta fluctuación es ambientalmente relevante porque sugiere que S1 recibe aportes intermitentes de Pb, probablemente asociados con escorrentías de agua de lluvia, descargas urbanas o incrementos localizados en la movilidad del metal a través de la resuspensión (Zhou *et al.*, 2022). Dado que incluso los valores mínimos superan los límites permisibles para la vida acuática, esta variabilidad mensual durante el ciclo anual estudiado implica que los organismos costeros están continuamente expuestos a concentraciones peligrosas, con potenciales efectos acumulativos y riesgos para la red trófica local (Yao *et al.*, 2024).

Sin embargo, una amplia gama de xenobióticos, incluidos los metales pesados, ha sido liberada al medio ambiente (Miglani *et al.*, 2022). Los metales pesados juegan un papel crucial en la degradación de los ecosistemas costeros (Alabssawy & Hashem, 2024). El fitoplancton es particularmente susceptible a los impactos de la contaminación por metales debido a su alta tasa de crecimiento y producción de biomasa (Permana & Akbarsyah, 2019), así como a su capacidad de bioacumulación, lo que lo convierte en un bioindicador útil de la contaminación por metales en ecosistemas marinos (Rauf *et al.*, 2019).

Al estudiar la presencia de metales pesados en el agua de mar, es crucial considerar varios factores, ya que la toxicidad de estos metales está estrechamente relacionada con su especiación química y biodisponibilidad (Ansari *et al.*, 2004). Múltiples factores regulan simultáneamente la concentración y especiación de metales pesados en el agua de mar, lo que puede interferir con mediciones precisas. Nuestro estudio no abordó todos estos factores de manera integral, lo que confiere a nuestro trabajo un carácter preliminar en estos aspectos.

Los metales pesados analizados (As, Hg y Pb) fueron seleccionados porque se habían reportado previamente en el área de estudio en sedimentos (Poot-Delgado *et al.*, 2021). Sin embargo, los estudios sobre los efectos de los metales tóxicos y la respuesta del fitoplancton marino en aguas costeras mexicanas son escasos. Este estudio representa el primer reporte de contaminación por metales tóxicos antropogénicos en el agua de mar de la costa central de Campeche. La contribución relativa de las concentraciones de metales fue $\text{As} > \text{Pb} > \text{Hg}$, lo que podría variar con

los niveles de metales y metaloides descargados en los distintos sitios de muestreo (Tabla 4).

Tabla 3. Estadísticas para las concentraciones de As, Hg y Pb ($\mu\text{g mL}^{-1}$) de seis sitios de muestreo a lo largo de la costa de Campeche, Golfo de México, en 2022–2023 (rango y media $\pm$ desviación estándar). Para cada sitio de muestreo ($n = 10$).

Sitios de muestreo	As	Hg	Pb
Playa Bonita (S1)	0.234-0.356 0.292 $\pm$ 0.045	0.003-0.022 0.011 $\pm$ 0.005	0.028-0.332 0.148 $\pm$ 0.094
Sombreron (S2)	0.226-0.372 0.270 $\pm$ 0.046	0.003-0.018 0.009 $\pm$ 0.004	0.088-0.273 0.143 $\pm$ 0.061
Payucan (S3)	0.024-0.341 0.260 $\pm$ 0.100	0.003-0.015 0.009 $\pm$ 0.003	0.104-0.166 0.125 $\pm$ 0.021
Villamadero (S4)	0.220-0.341 0.271 $\pm$ 0.038	0.009-0.036 0.020 $\pm$ 0.011	0.062-0.300 0.138 $\pm$ 0.065
Tecnológico (S5)	0.011-0.314 0.249 $\pm$ 0.94	0.004-0.015 0.010 $\pm$ 0.003	0.100-0.177 0.138 $\pm$ 0.025
Villamar (S6)	0.205-0.313 0.260 $\pm$ 0.041	0.004-0.015 0.011 $\pm$ 0.003	0.105-0.226 0.153 $\pm$ 0.039
Diferencias entre los sitios de muestreo	F = 0.55 $p > 0.005$	F = 3.07 $p < 0.005$	F = 0.25 $p < 0.005$
Criterios recomendados por la U.S. EPA para la vida acuática ($\mu\text{g mL}^{-1}$; Buchman, 2008; US EPA, 2022)	0.01	0.0009	0.001

Principales grupos de fitoplancton

Las abundancias de los nanoflagelados fluctuaron entre un valor mínimo de $2.0 \times 10^3 \pm 2.12 \times 10^5$ células L^{-1} en el sitio de muestreo S2 y un valor máximo de $1.3 \times 10^6 \pm 4.2 \times 10^5$ células L^{-1} en el sitio de muestreo S1 (Figura 2a). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 0.98$; $p > 0.005$). La abundancia mínima de diatomeas se registró en el sitio de muestreo S2 ($846 \pm 1.2 \times 10^5$ céls L^{-1}), y el valor máximo fue de $2.3 \times 10^6 \pm 7.8 \times 10^5$ céls L^{-1} en el sitio de muestreo S1 (Figura 2b). A pesar de esto, no se observaron diferencias significativas ($F = 1.36$; $p > 0.005$). Las abundancias medias de dinoflagelados fueron del orden de 10^3 células L^{-1} , con un valor mínimo de $76 \pm 1.9 \times 10^3$ céls L^{-1} en el sitio de muestreo S5 y un valor máximo de $1.3 \times 10^4 \pm 4.8 \times 10^3$ céls L^{-1} (Figura 2c). En este caso, se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 2.39$; $p < 0.005$). Las cianobacterias, aunque ausentes en algunas estaciones, mostraron abundancias medias que oscilaron entre 10^3 y 10^4 células L^{-1} (Figura 2d), sin presentar diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F = 1.52$; $p > 0.005$).

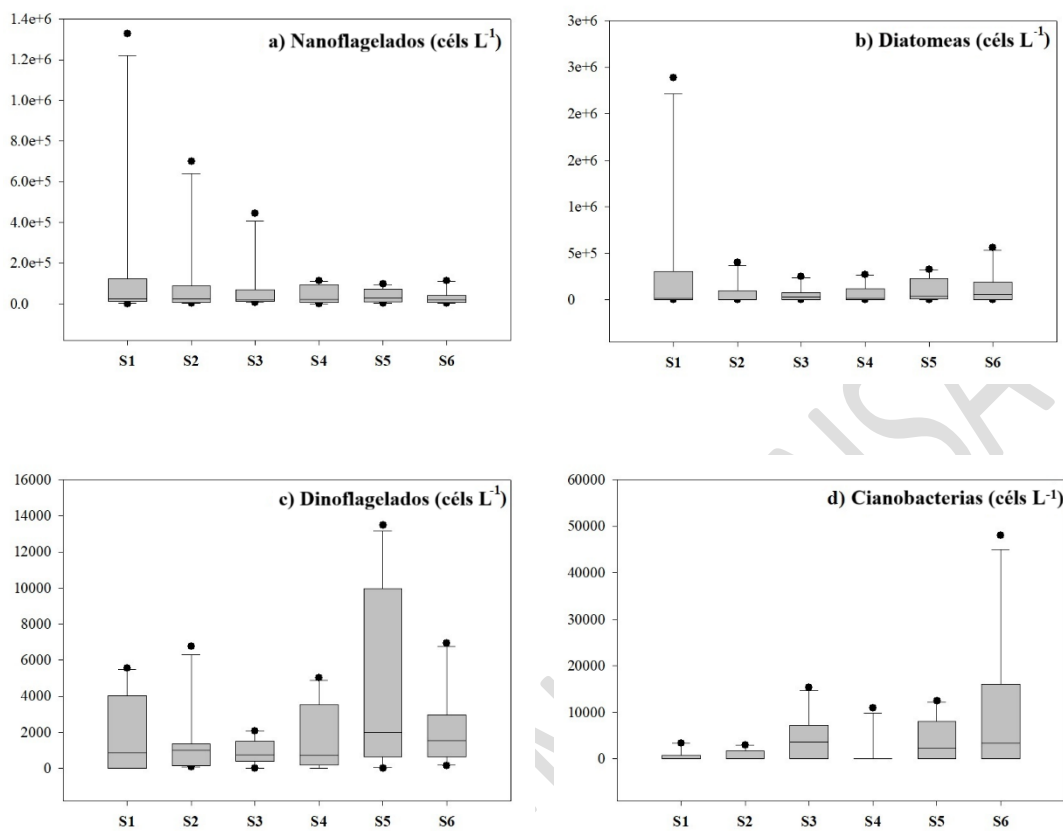


Figura 2. Abundancias de los principales grupos de fitoplancton de seis sitios de muestreo. Abundancias celulares obtenidas del periodo 2022–2023 (n = 10) para cada diagrama de caja). Los diagramas de caja indican el rango (barras verticales) y la mediana (línea). Los valores atípicos se indican con un punto.

Las concentraciones elevadas de compuestos nitrogenados y fosforados registradas en este estudio (Tabla 2) son consistentes con la estructura observada de la comunidad de fitoplancton, la cual estuvo dominada por el nanoplancton y las diatomeas y siguió un patrón estacional influenciado principalmente por forzantes climáticos (Figura 3). Esto se alinea con caracterizaciones previas de la costa de Campeche, que documentan comunidades de fitoplancton marcadas por una alta abundancia celular, riqueza de especies y diversidad (Herrera-Silveira *et al.*, 2009; Gómez-Figueroa *et al.*, 2023; Poot-Delgado & Pérez-Morales, 2023; Poot-Delgado *et al.*, 2025). Sin embargo, estas condiciones ricas en nutrientes también pueden predisponer al ecosistema a cambios en la estructura del fitoplancton, incluyendo la proliferación de especies de microalgas nocivas (Anderson, 1989; Smayda, 2002; Glibert, 2017; Glibert & Burkholder, 2018). Estas floraciones representan riesgos significativos, que potencialmente conducen a la mortalidad de peces, la degradación de la calidad del agua (Hallegraeff *et al.*, 2021) y la intoxicación humana a través del consumo de mariscos contaminados.

Un hallazgo clave fue la variación espacial significativa observada exclusivamente en la abundancia de dinoflagelados, un patrón atribuible a su ecofisiología única y a los gradientes ambientales heterogéneos a lo largo de los sitios de muestreo. Los dinoflagelados son notablemente sensibles a cambios sutiles en la calidad del agua, lo que mejora su utilidad como bioindicadores de condiciones ambientales localizadas (Smayda, 2002; Wells *et al.*, 2015). El análisis CCA (Figura 3a) confirmó esto, revelando una fuerte asociación entre los dinoflagelados y variables como el pH, la temperatura, la salinidad y el Hg, todas las cuales exhibieron una variación espacial discernible (Tabla 1). Su motilidad permite una partición de nicho activa dentro de la columna de agua, posibilitando un patrón de abundancia más sensible y localizado a los gradientes químicos y físicos (Glibert & Burkholder, 2018). Además, la característica común de la mixotrofia entre los dinoflagelados (Jeong *et al.*, 2010; Stoecker *et al.*, 2017) proporciona una estrategia nutricional versátil, haciendo que sus poblaciones respondan particularmente bien a perturbaciones específicas del sitio. Estas incluyen aportes de materia orgánica o cargas localizadas de contaminantes (p. ej., Hg en el sitio de muestreo S4), que variaron con la presión antropogénica, como cerca de la descarga termoeléctrica en el sitio de muestreo S1 versus las zonas de pesca de Champotón (Glibert, 2020). En contraste, las tolerancias ambientales más amplias y las tasas de crecimiento más rápidas de las diatomeas y los nanoflagelados probablemente facilitaron una distribución más uniforme en toda el área de estudio, amortiguando las firmas espaciales en su abundancia (Litchman *et al.*, 2007). De manera similar, la falta de variación significativa en las cianobacterias puede reflejar los niveles homogéneamente altos de nutrientes clave como el nitrógeno en todos los sitios, lo que no creó un fuerte gradiente selectivo para este grupo (Paerl *et al.*, 2016).

Dinámica temporal y estacional de las interacciones entre fitoplancton y metales

Aunque el enfoque principal del CCA (Análisis de Correspondencia Canónica) fue en los patrones espaciales, el régimen de muestreo mensual reveló tendencias temporales notables en la estructura de la comunidad de fitoplancton, influenciadas por forzantes climáticos estacionales. Se observó un marcado aumento en la biomasa total de fitoplancton, particularmente de diatomeas y nanoflagelados, durante los meses más cálidos (abril-julio de 2023), coincidiendo con una mayor radiación solar y temperaturas del agua (p. ej., superando los 30 °C en el sitio de muestreo S2, Tabla 1). Este período de productividad elevada se alinea con los patrones de enriquecimiento de nutrientes estacionales reportados previamente para la costa de Campeche (Poot-Delgado *et al.*, 2022; Gómez-Figueroa *et al.*, 2023). Inversamente, durante los "Nortes" (octubre-febrero), caracterizados por temperaturas más bajas (hasta 24.9 °C en el sitio de muestreo S6) y una mayor mezcla del agua, la comunidad mostró una disminución relativa en la abundancia general pero una mayor proporción relativa de dinoflagelados. Esta sucesión estacional es consistente con las preferencias fisiológicas conocidas de estos grupos, donde las diatomeas a menudo prosperan en condiciones turbulentas y ricas en nutrientes, mientras que algunos dinoflagelados pueden explotar mejor las aguas estratificadas y más cálidas.

Más críticamente, estos cambios estacionales en las condiciones hidrográficas modulan directamente la biodisponibilidad y la toxicidad potencial de los metales pesados estudiados. La columna de agua más cálida y estratificada durante el verano

puede promover condiciones hipóxicas cerca de los sedimentos, especialmente en áreas enriquecidas con nutrientes. Como se discutió anteriormente, dicha hipoxia facilita la disolución reductiva de oxihidróxidos de Fe/Mn, lo que potencialmente explica las concentraciones más altas de As y Pb biodisponibles medidas en la columna de agua durante este período (Tabla 3). Por lo tanto, la aparente tolerancia de las diatomeas y nanoflagelados al Pb y Hg, como lo indica el CCA, puede ponerse a prueba estacionalmente durante estos meses de verano, cuando la movilización de metales alcanza su punto máximo. De manera similar, la fuerte asociación de los dinoflagelados con el Hg y temperaturas más altas (Figura 3a) puede reflejar una coexistencia estacional en lugar de una preferencia fisiológica directa, destacando la compleja interacción entre los impulsores ambientales estacionales y la dinámica de los contaminantes. Por ende, la respuesta de la comunidad de fitoplancton a la presión de los metales pesados no es estática, sino que está intrínsecamente ligada al pulso estacional del clima regional, que controla tanto los ciclos de crecimiento microbiano como los procesos geoquímicos que regulan la especiación de los metales.

Interpretación integrada del CCA: relaciones entre variables fisicoquímicas, nutrientes inorgánicos, metales pesados y fitoplancton

El CCA (Análisis de Correspondencia Canónica) capturó eficazmente las relaciones entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales, con los primeros dos ejes explicando el 99 % de la varianza total (Eje 1: 34.3 %; Eje 2: 64.7 %). La validez del modelo se confirmó mediante pruebas de Monte Carlo, que mostraron que tanto el primer eje canónico como todos los ejes combinados fueron significativos ($p < 0.005$). La correlación entre especies-ambiente para el primer eje fue alta ($r \approx 0.66$), lo que indica una relación lineal robusta. La distribución de los grupos de fitoplancton en el espacio de ordenación reveló afinidades ambientales distintas (Figura 3a). Las cianobacterias exhibieron una fuerte asociación con los silicatos, nitratos y amonio, un hallazgo consistente con la preferencia documentada de este grupo por los compuestos nitrogenados, particularmente el amonio (Ochoa-de Alda *et al.*, 1996; Von Rückert & Giani, 2004). En contraste, las diatomeas y los nanoflagelados estuvieron más estrechamente vinculados a los fosfatos y al oxígeno disuelto (DO). Este patrón puede resultar de las altas concentraciones de nutrientes que promueven la autolimitación y la competencia intensa, lo que lleva a una rápida asimilación de nutrientes, con estos grupos potencialmente beneficiándose más de la disponibilidad de fósforo bajo tales condiciones (Makareviciute-Fichtner *et al.*, 2024). Los dinoflagelados, sin embargo, fueron influenciados principalmente por un conjunto diferente de variables, mostrando una fuerte asociación con el pH, Hg, temperatura y salinidad. Esta separación de nicho específica subraya las adaptaciones ecofisiológicas únicas de los dinoflagelados en comparación con los otros grupos de fitoplancton estudiados.

CCA con variables fisicoquímicas y metales tóxicos

La respuesta de las especies microalgales a las variables fisicoquímicas examinadas se explica principalmente por los primeros dos ejes del CCA (eje 1: 17.6 %; eje 2: 80.6 %; total: 98.8 %). La correlación entre los principales grupos de fitoplancton y las variables fisicoquímicas fue moderada ($r \approx 0.47$). No obstante, existe una relación general significativa entre los taxones y las variables incluidas en el

análisis. La prueba de Monte Carlo mostró que el primer eje canónico es marginalmente significativo ($F = 10.667$; $p < 0.005$), mientras que todos los ejes canónicos combinados son significativos ($F = 2.048$; $p < 0.005$), lo que indica una relación significativa entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales (Tabla 4b). El gráfico del CCA (Figura 3b) muestra que las diatomeas y los nanoflagelados se agrupan estrechamente y están negativamente correlacionados con el DO (oxígeno disuelto), pero positivamente correlacionados con el pH. Los dinoflagelados exhiben una correlación positiva con la temperatura y una ligera correlación positiva con el pH. Las cianobacterias, por el contrario, se correlacionan positivamente con el As y ligeramente con el Pb, mientras que muestran una correlación negativa con el DO. Adicionalmente, el Hg y la salinidad están positivamente correlacionados, lo que sugiere que una mayor salinidad se corresponde con un aumento en las concentraciones de Hg. El As y el Pb muestran correlaciones negativas con el DO, lo que indica que las concentraciones elevadas de estos metales están asociadas con niveles más bajos de DO.

Este patrón sugiere que la aparente asociación entre las cianobacterias y los metales estudiados está probablemente mediada indirectamente por la eutrofización. El enriquecimiento de nutrientes promueve las floraciones de cianobacterias, y la posterior descomposición de esta biomasa reduce los niveles de oxígeno. Las condiciones hipóxicas resultantes favorecen la disolución reductiva de los oxihidróxidos de Fe/Mn unidos a los sedimentos, liberando el As y Pb secuestrados a la columna de agua, un mecanismo geoquímico establecido respaldado por estudios en sistemas similarmente impactados (Frisbie *et al.*, 2024).

Respecto a la relación entre los principales grupos de fitoplancton y los metales pesados, cuando se consideran variables ambientales como la temperatura, salinidad, pH y OD, se observa una correlación positiva moderada ($r \approx 0.47$; Tabla 4b). Sin embargo, el gráfico del CCA (Figura 3b) sugiere que las altas concentraciones de As y Pb pueden favorecer el crecimiento de cianobacterias, aunque estas condiciones también coinciden con un DO reducido. La correlación negativa entre DO y metales indica que el As y el Pb pueden contribuir al agotamiento del DO, degradando potencialmente la calidad del ecosistema acuático, como también se reporta para la zona costera baja de Bangladés (Frisbie *et al.*, 2024). Además, la relación positiva entre la salinidad y el Hg implica que los ambientes más salinos tienden a exhibir concentraciones más altas de Hg. Esto se alinea con los hallazgos de Ramírez-Rochín *et al.* (2021), que identifican la salinidad como un factor clave que influye en la toxicidad del Hg en el agua de mar, lo que potencialmente plantea riesgos adicionales para la vida marina bajo tales condiciones.

CCA solo con metales pesados

El análisis CCA mostró que los primeros tres ejes canónicos explican el 100 % de la relación especies-ambiente, y el primer eje representa la mayor parte de la varianza (81.2 %). Sin embargo, los valores propios fueron pequeños y la correlación general entre los grupos de fitoplancton y los metales fue débil ($r \approx 0.26$), lo que indica solo una asociación positiva débil. Las correlaciones especies-ambiente a lo largo de los primeros tres ejes fueron bajas, y las pruebas de Monte Carlo confirmaron que ni el primer eje ni todos los ejes combinados fueron estadísticamente significativos ($p >$

0.005; Tabla 4c). Esto sugiere la ausencia de una relación lineal fuerte entre las variables ambientales y las especies.

Table 4. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica temporal de los principales grupos de fitoplancton de los sitios a lo largo de la costa de Campeche, sureste del Golfo de México, 2022-2023.

a) Variables fisicoquímicas, metales tóxicos, nutrientes inorgánicos y fitoplancton			
Ejes	Eigenvalores	Correlaciones entre especies y ambiente	Variación porcentual acumulada
1	0.062	0.663	34.3
2	0.011	0.553	99
3	0.001	0.453	100
4	0.080	0.000	0.000
Prueba de significancia del primer eje canónico		F = 23.492	p < 0.005
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos		F = 2.588	p < 0.005
b) Variables fisicoquímicas, metales tóxicos y fitoplancton			
Ejes	Eigenvalores	Correlaciones entre especies y ambiente	Variación porcentual acumulada
1	0.032	0.475	17.6
2	0.008	0.741	98.8
3	0.000	0.368	100
4	0.011	0.000	0.000
Prueba de significancia del primer eje canónico		F = 10.677	p > 0.005
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos		F = 2.048	p > 0.005
c) Metales tóxicos y fitoplancton			
Ejes	Eigenvalores	Correlaciones entre especies y ambiente	Variación porcentual acumulada
1	0.009	0.265	18.8
2	0.002	0.218	98.9
3	0.000	0.162	100
4	0.133	0.000	0.000
Prueba de significancia del primer eje canónico		F = 2.947	p > 0.005
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos		F = 1.225	p > 0.005

Aunque las correlaciones generales fueron débiles, la ordenación del CCA reveló patrones específicos de cada grupo (Figura 3c). Las diatomeas y los nanoflagelados mostraron asociaciones positivas con el Pb y el Hg, mientras que los dinoflagelados se relacionaron más fuertemente con el Hg. En contraste, las cianobacterias se asociaron negativamente con estos metales, particularmente con el As. Estos patrones implican que las diatomeas, nanoflagelados y dinoflagelados pueden exhibir una mayor tolerancia a los ambientes contaminados con metales, mientras que las cianobacterias parecen ser más sensibles a estos contaminantes.

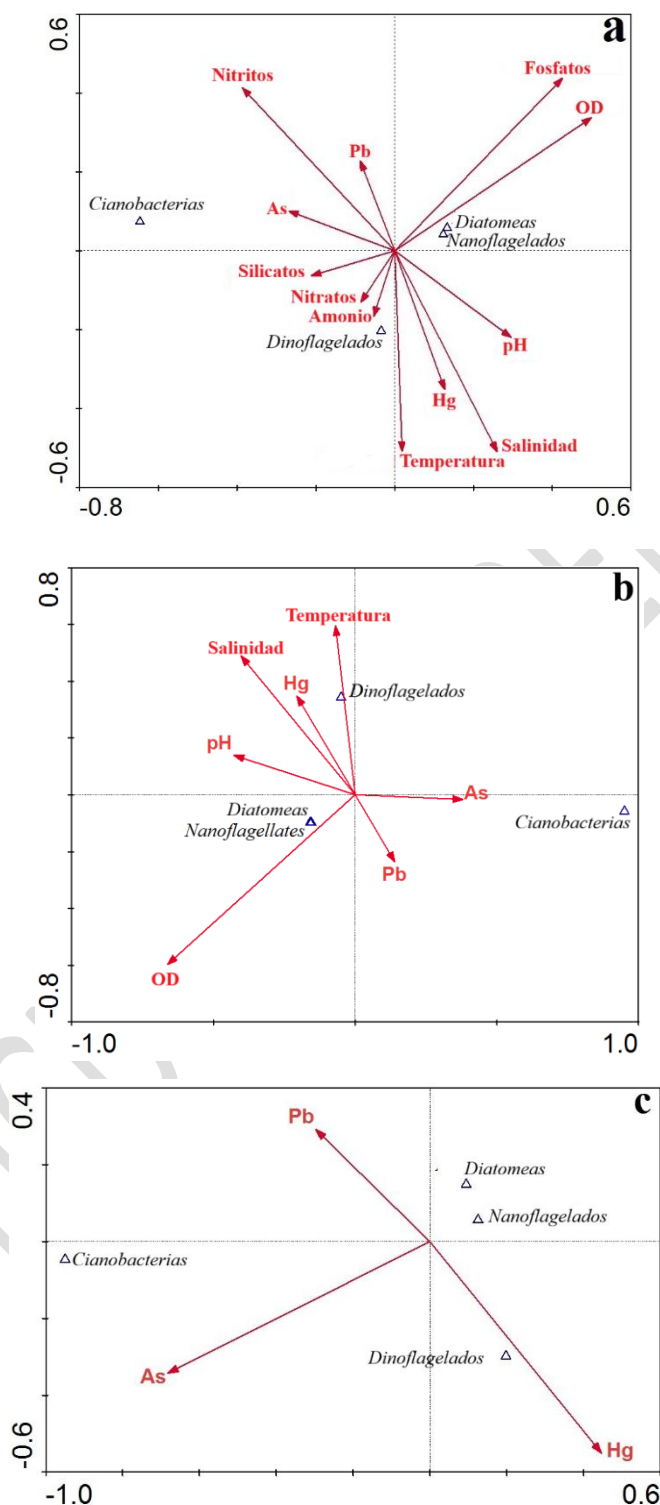


Figura 3. Relaciones entre los principales grupos de fitoplancton, a) variables fisicoquímicas, nutrientes inorgánicos, metales tóxicos; b) variables fisicoquímicas, metales tóxicos, y c) metales tóxicos, mediante análisis CCA. Los datos se obtuvieron durante el período 2022–2023.

Conclusión

Estos resultados proporcionan una instantánea de cómo convergen las variables estudiadas en un momento particular, pero no permiten una definición detallada de la ecotoxicidad de los metales de forma aislada. Múltiples metales tóxicos liberados en el ambiente acuático crean mezclas químicas y efectos recíprocos. Sin embargo, las evaluaciones toxicológicas actuales se centran en la toxicidad de los metales individuales. Los hallazgos subrayan la complejidad de las interacciones entre nutrientes, metales pesados y fitoplancton, y resaltan la necesidad de considerar múltiples factores ambientales al evaluar el impacto de la contaminación. La ausencia de una relación lineal fuerte no excluye efectos específicos, y las respuestas diferenciadas de los principales grupos de fitoplancton pueden tener implicaciones significativas para la salud del ecosistema marino. Estudios futuros deberían abordar estos factores de manera más integral para comprender mejor la ecotoxicidad en contextos del mundo real, considerando las mezclas de contaminantes y sus efectos sinérgicos.

Contribución de los autores

Concepto y diseño de la investigación: C.A.P.D. Análisis de datos: C.A.P.D., J.R.V.O., M.M.B.R. Administración del proyecto: C.A.P.D., J.R.V.O. Recolección de datos, análisis estadístico: C.A.P.D., J.R.V.O., M.M.B.R. Redacción: C.A.P.D., J.R.V.O., M.M.B.R., Y.B.O., A.P.M. Revisión de literatura, revisión crítica: C.A.P.D., J.R.V.O., M.M.B.R., Y.B.O., A.P.M. Supervisión técnica, edición final del manuscrito: C.A.P.D., J.R.V.O., M.M.B.R., Y.B.O., A.P.M.

Financiamiento

Se agradece el apoyo financiero otorgado por el ITS de Champotón. CAPD agradece la beca posdoctoral otorgada por la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), México (Estancias Posdoctorales en México 2022).

Declaración de ética

No aplicable

Agradecimientos

Agradecemos a Marcia M. Gowing (Seattle, WA, EE. UU.) quien amablemente mejoró el estilo del inglés y a los revisores anónimos por sus comentarios críticos.

Referencias

- Adnan, M., Xiao, B., Ali, M.U., Xiao, P., Zhao, P., Wang, H., & Bibi, S. (2024). Heavy metals pollution from smelting activities: A threat to soil and groundwater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 274, 116189. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116189>
- Alabssawy, A.N., & Hashem, A.H. (2024). Bioremediation of hazardous heavy metals by marine microorganisms: a recent review. *Archives of Microbiology*, 206(3), 103. <https://doi.org/10.1007/s00203-023-03793-5>
- Alpuche-Gual, L. (2014). Clasificación de playas campechanas para su manejo integral y desarrollo sostenible. Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche. <https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Clasificacio%CC%81n%20de%20las%20Playas%20Campechana%20para%20su%20Manejo%20Integral%20y%20Desarrollo%20Sostenible%20.pdf&tipo=paginas>

- Andersen, P., & Throndsen, J. (2004). Estimating cell numbers. In: Hallegraeff G.M., Anderson, D.M., & Cembella, A.D. (eds.). *Manual on harmful marine microalgae, Monographs on Oceanographic Methodology* 11 (pp. 99–130). Paris, France: UNESCO Publishing. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000030797>
- Anderson, D.M. (1989). Toxic algal bloom and red tides: a global perspective. In: Okaichi, T., Anderson, D.M., Nemoto, T. (eds.). *Red tides: biology, environmental science and technology* (pp. 11–16). Netherlands: Elsevier. https://www.whoi.edu/cms/files/Anderson_1989_global-persp_Okaichi_30809.pdf
- Ansari, T.M., Marr, I.L., & Tariq, N. (2004). Heavy metals in marine pollution perspective – a mini review. *Journal of Applied Sciences* 4, 1–20. <https://doi.org/10.3923/jas.2004.1.20>
- Bhaskar, C.V., Kumar, K., & Nagendrappa, G. (2010). Assessment of heavy metals in water samples of certain locations situated around Tumkur, Karnataka, India. *Journal of Chemistry*, 7, 349–352. <https://doi.org/10.1155/2010/415150>
- Buchman, M.F. (2008). NOAA Screening quick reference tables. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, WA: NOAA OR&R Report 08-1. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2016). Ley Federal de Derechos. Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales 2016. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/data/file/106634/Ley_Federal_de_Derechos_2016.pdf
- Covarrubias, S.A., & Peña-Cabriaes J.J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- D'Costa, P.M., & Naik, R.K. (2019). Advances in sampling strategies and analysis of phytoplankton. In: *Advances in biological science research: A practical approach* (pp. 501–521). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-817497-5.00031-8>
- Daniel, W.W. (1993). *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud*. México, DF, México: Edit. Limusa. <https://www.estadisticaparainvestigacion.com/wp-content/uploads/2019/03/Bioestad%C3%ADstica-de-Daniel-Wayne.pdf>
- De la Lanza, G., & Gómez, S. (1999). Físicoquímica del agua y cosecha del fitoplancton en una laguna costera tropical. *CIENCIA ergo-sum*, 6, 147–153. <https://cienciaergosum.uaemex.mx/article/view/7612>
- Domingues, R.B., Barbosa, A., & Galvão, H. (2008). Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1389–1395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.006>
- Flora, G., Gupta, D., & Tiwari, A. (2012). Toxicity of lead: A review with recent updates. *Interdisciplinary Toxicology*, 5(2), 47–58. <https://doi.org/10.2478/v10102-012-0009-2>
- Frisbie, S.H., Mitchell, E.J., & Molla, A.R. (2024). Sea level rise from climate change is expected to increase the release of arsenic into Bangladesh's drinking well water by reduction and by the salt effect. *PLOS One*, 19(1), e0295172. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0295172>
- Glibert, P.M. (2017). Eutrophication, harmful algae and biodiversity- challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124, 591–606. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.027>
- Glibert, P.M. (2020). Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 91, 101583. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.001>
- Glibert, P.M., & Burkholder, J.M. (2018). Causes of harmful algal blooms. In: Shumway, S., Burkholder, J.M., & Morton, S.L. (eds.). *Harmful algal blooms: A compendium desk reference* (pp. 1–38). Singapore: Wiley Blackwell.
- Gómez-Figueroa, J.A., Rendón-von Osten, J., Poot-Delgado, C.A., Dzul-Caamal, R., & Okolodkov, Y.B. (2023). Seasonal response of major phytoplankton groups to environmental variables along the Campeche coast, southern Gulf of Mexico. *Phycology*, 3, 270–279. <https://doi.org/10.3390/phycolgy3020017>
- Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Belin, C., Dechraoui-Bottein, M.Y., Bresnan, E., Chinain, M., Enevoldsen, H., Iwataki, M., Karlson, B., McKenzie, C.H., Sunesen, I., Pitcher, G.C., Provoost, P., Richardson, A., Schweibold, L., Tester, P.A., Trainer-Vera, L., Yñiguez, A.T. & Zingone, A. (2021). Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and emerging bloom impacts. *Communications Earth & Environment*, 2, 117. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00178-8>
- Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Cembella, A.D., & Enevoldsen, H.O. (2004). *Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology* 11. Paris, France: UNESCO. <https://doi.org/10.25607/OBP-1370>
- Herrera-Silveira, J.A., Aranda-Cirerol, N., Troccoli Ghinaglia, L., Comin, F.A., & Madden, C. (2009). Coastal eutrophication in the Yucatán Peninsula. In: Caso, M., Pisanty, I., Ezcurra, E. (Eds.). *Environmental analysis in the Gulf of Mexico* (pp. 512–532). Corpus Christi, TX, USA: Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies Special Publication Series 1. SEMARNAT, Instituto de Ecología, AC, Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, Texas A&M University. <https://www.hartheresearch.org/sites/default/files/inline-files/28.pdf>
- Jeong, H.J., Yoo, Y.D., Kim, J.S., Seong, K.A., Kang, N.S., & Kim, T.H. (2010). Growth, feeding and ecological roles of the mixotrophic and heterotrophic dinoflagellates in marine planktonic food webs. *Ocean Science Journal*, 45(2), 65–91. <https://doi.org/10.1007/s12601-010-0007-2>
- Lassus, P., Chomérat, N., Hess, P., & Nézan, E. (2016). Toxic and harmful microalgae of the World Ocean / Micro-algues toxiques et nuisibles de l'océan mondial. Denmark: International Society for the Study of Harmful Algae / Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. IOC Manuals and Guides 68. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf00000247767>
- Licea, S., Moreno-Ruiz, J.L., & Luna, R. (2016). Checklist of diatoms (Bacillariophyceae) from the southern Gulf of Mexico: Database (1979–2010) and new records. *Journal of Biodiversity and Endangered Species*, 4(3), 1000174. <https://doi.org/10.4172/2332-2543.1000174>
- Licea, S., Zamudio, M.E., Luna, R., & Soto, J. (2004). Free-living dinoflagellates in the southern Gulf of Mexico: Report of data (1979–2002). *Phycological Research*, 52(4), 419–428. <https://doi.org/10.1111/j.1440-183.2004.00364.x>

- Litchman, E., Klausmeier, C.A., Schofield, O.M., & Falkowski, P.G. (2007). The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. *Ecology Letters*, 10(12), 1170-1181. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01117.x>
- Lu, X., Yu, W., Chen, B., Ma, Z., Chen, G., Ge, F., An, S., & Han, W. (2023). Imbalanced phytoplankton C, N, p and its relationship with seawater nutrients in Xiamen Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114566. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114566>
- Lundholm, N. (ed.). (2024). Bacillariophyta. In: *IOC-UNESCO taxonomic reference list of harmful micro algae*. Available at: <https://www.marinespecies.org/ahb>
- Mai, X., Tang, J., Tang, J., Zhu, X., Yang, Z., Liu, X., Zhuang, X., Feng, G., & Tang, L. (2025). Research progress on the environmental risk assessment and remediation technologies of heavy metal pollution in agricultural soil. *Journal of Environmental Sciences*, 149, 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.01.045>
- Makareviciute-Fichtner, K., Matthiessen, B., Lotze, H.K., & Sommer, U. (2024). Nutrient enrichment alters phytoplankton biomass and composition via silicon limitation. *Frontiers in Marine Science*, 11, 1289768. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1289768>
- Manic, D.C., Redil, R.D., & Rodriguez, I.B. (2024). Trace metals in phytoplankton: requirements, function, and composition in harmful algal blooms. *Sustainability*, 16, 4876. <https://doi.org/10.3390/su16124876>
- Masindi, V., Muedi, K.L. (2018). Environmental contamination by heavy metals. *Heavy Metals*, 10(4), 115-133. <https://doi.org/10.5772/intechopen.76082>
- Migliani, R., Parveen, N., Kumar, A., Ansari, M.A., Khanna, S., Rawat, G., Panda, A.K., Bisht, S.S., Upadhyay, J., & Ansari, M.N. (2022). Degradation of xenobiotic pollutants: An environmentally sustainable approach. *Metabolites*, 12(9), 818. <https://doi.org/10.3390/metabo12090818>
- Ochoa-de Alda, J.A.G., Tapia, M.I., Franck, F., LLama, M.J., & Serra, J.L. (1996). Changes in nitrogen source modify distribution of excitation energy in the cyanobacterium *Phormidium laminosum*. *Physiologia Plantarum*, 97, 69-78. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1996.tb00480.x>
- Ortiz-Lozano, L., Granados-Barba, A., Solís-Weiss, V., & García-Salgado, M.A. (2005). Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean & Coastal Management*, 48, 161-176. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2005.03.001>
- Paczkowska, J., Brugel, S., Rowe, O., Lefébure, R., Brutemark, A., & Andersson, A. (2020). Response of coastal phytoplankton to high inflows of terrestrial matter. *Frontiers in Marine Science*, 7, 80. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00080>
- Paerl, H.W., Gardner, W.S., Havens, K.E., Joyner, A.R., McCarthy, M.J., Newell, S.E., Qin b., & Scott, J.T. (2016). Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.009>
- Pal, R., & Choudhury, A.K. (2014). An introduction to phytoplanktons: Diversity and ecology. New Delhi, India: Springer.
- Permana, R., & Akbarsyah, N. (2019). Phytoplankton susceptibility towards toxic heavy metal cadmium: mechanism and its recent updates. *World News of Natural Sciences*, 38, 83-97. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-1838-8>
- Salud sin Daño y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD]. (2018). *Sustancias químicas preocupantes para la salud y el ambiente*. <https://lac.saludsindanio.org/sustancias-quimicas>
- Poot-Delgado, C.A., Okolodkov, Y.B., & Rendón-von Osten, J. (2022). Spatio-temporal variation of harmful planktonic microalgae and cyanobacteria along the central coast of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 108, 15-23. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03203-w>
- Poot-Delgado, C.A., & Pérez-Morales, A. (2023). Spatiotemporal variation of harmful phytoplankton in recreational beaches in Campeche, southeastern Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas*, 49, e3389. <https://doi.org/10.7773/cm.y2023.3389>
- Poot-Delgado, C.A., Rendón-von Ostén, J., & Okolodkov, Y.B. (2025). Annual cycle of potentially harmful phytoplankton in the coastal waters of Campeche, southern Gulf of Mexico. *Regional Studies in Marine Science*, 89, 104392. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104392>
- Poot-Delgado, C.A., Rendón-von Osten, J., Okolodkov, Y.B., & Lara-Flores, M. (2021). Water quality assessment in the coastal zone of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. *Cymbella*, 7(3), 79-99. <https://doi.org/10.22201/fc.24488100e.2021.7.3.1>
- Ramírez-Rochín, J., Campa-Córdova, Á.I., Frías-Espicueta, M.G., Fregoso-López, M.G., Luis-Villaseñor, I.E., & Páez-Osuna, F. (2021). Acute mercury toxicity and bioconcentration in shrimp *Litopenaeus vannamei* juveniles: Effect of low salinity and chemical speciation. *Science of the Total Environment*, 758, 144025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144025>
- Rauf, A., Javed, M., & Jabeen, G. (2019). Uptake and accumulation of heavy metals in water and planktonic biomass of the river Ravi, Pakistan. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(10), 857-864. https://doi.org/10.4194/1303-2712-V19_10_05
- Reed, M.L., Pinckney, J.L., Keppler, Ch.J., Brock, L.M., Hogan, S.B., & Greenfield, D.I. (2016). The influence of nitrogen and phosphorus on phytoplankton growth and assemblage composition in four coastal, southeastern USA systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 177, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.002>
- Ristea, E., Bisinicu, E., Lavric, V., Parvulescu, O.C., & Lazar, L. (2025). A long-term perspective of seasonal shifts in nutrient dynamics and eutrophication in the Romanian Black Sea coast. *Sustainability*, 17(3), 1090. <https://doi.org/10.3390/su17031090>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Diario Oficial (Segunda Parte), 2 de mayo de 2007. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4964569&fecha=02/03/2007#gsc.tab=0
- Shumilin, E., Gordeev, V., Rodríguez-Figueroa, G., Demina, L., & Choumilina, K. (2011). Assessment of geochemical mobility of metals in surface sediments of the Santa Rosalia mining region, western gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60, 8–25. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9532-3>
- Smayda, T.J. (2002). Turbulence, water mass stratification and harmful algal blooms: an alternative view and frontal zones as "pelagic seed banks". *Harmful Algae*, 1, 95–112. [https://doi.org/10.1016/S1568-9883\(02\)00010-0](https://doi.org/10.1016/S1568-9883(02)00010-0)
- Smith, V.H. (2006). Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2), 377–384. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0377
- Steidinger, K.A., Meave del Castillo, M.E. (eds.). (2018). Guide to the identification of harmful microalgae in the Gulf of Mexico, Volume I: Taxonomy. St. Petersburg, FL, USA: Florida Fish and Wildlife Research Institute. <https://myfwc.com/research/redtide/research/scientific-products/guide/>
- Stoecker, D.K., Hansen, P.J., Caron, D.A., & Mitra, A. (2017). Mixotrophy in the marine plankton. *Annual Review of Marine Science*, 9, 311-335. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060617>
- Szymańska-Walkiewicz, M., Glińska-Lewczuk, K., Burandt, P., & Obolewski, K. (2022). Phytoplankton sensitivity to heavy metals in Baltic coastal lakes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19, 4131. <https://doi.org/10.3390/ijerph19074131>
- Ter Braak, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67, 1167–1179. <https://doi.org/10.2307/1938672>
- Trujillo-Jiménez, P., Sedeño-Díaz, J.E., Camargo, J.A., & López-López, E. (2011). Assessing environmental conditions of the Río Champotón (México) using diverse indices and biomarkers in the fish *Astyanax aeneus* (Günther, 1860). *Ecological Indicators*, 11(6), 1636–1646. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.007>
- United Nations Environment Programme [UNEP/IOC/IAEA]. (1991). Standard chemical methods for marine environmental monitoring. Reference Methods for Marine Pollution Studies 50. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000055950>
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO]. (2009). Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Uruguay: Technical Document PHI-LAC 16. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000216319.locale=en>
- United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA]. (2007). Method 3015A (SW-846): Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts (Revision 1). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3015a-microwave-assisted-acid-digestion-aqueous-samples-and-extracts#:~:text=SW%2D846%20Test%20Method%203015A:%20Microwave%20Assisted%20Acid,extracts%2C%20and%20wastes%20that%20contain%20suspended%20solids.>
- United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA]. (2022). *National recommended water quality criteria - aquatic life criteria table*. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommen der quantitative Phytoplankton-Metodik. *Verhandlungen der Internationale für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9(1), 1–38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>
- Von Rückert, G., & Giani, A. (2014). Effect of nitrate and ammonium on the growth and protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (Cyanobacteria). *Brazilian Journal of Botany*, 27(2), 325–331. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042004000200011>
- Vuorio, K., Lepistö, L., & Holopainen, A.L. (2007). Intercalibrations of freshwater phytoplankton analyses. *Boreal Environment Research*, 12, 561–569. <https://www.borenav.net/BER/archive/pdfs/ber12/ber12-561.pdf>
- Wells, M.L., Trainer, V.L., Smayda, T.J., Karlson, B.S.O., Trick, C.G., Kudela, R.M., Ishikawa, A., Bernard, S., Wulff, A., Anderson, D.M., & Cochlan, W.P., (2015). Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, 49, 68–93. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.07.009>
- Wuana, R.A., & Okiemen, F.E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices*, 402647(20), 1-20. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- The United Nations World Water Assessment Programme [WWAP]. (2017). The United Nations World Water Development Report 2017. Paris, France: Wastewater: The Untapped Resource. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247153>
- Xia, F., Zhao, Z., Niu, X., & Wang, Z. (2024). Integrated pollution analysis, pollution area identification and source apportionment of heavy metal contamination in agricultural soil. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 33215. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133215>
- Yang, L., Xu, H., Pan, S., Chen, W., & Zeng, J. (2024). Identifying the impact of global human activities expansion on natural habitats. *Journal of Cleaner Production*, 434, 140247. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140247>
- Yao, C., Yang, Y., Li, C., Shen, Z., Li, J., Mei, N., Luo, C., Wang, Y., Zhang, C., & Wang, D. (2024). Heavy metal pollution in agricultural soils from surrounding industries with low emissions: Assessing contamination levels and sources. *Science of the Total Environment*, 917, 170610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170610>
- Yu, G., Wu, L., Su, Q., Ji, X., Zhou, J., Wu, S., Tang, Y., & Li, H. (2024). Neurotoxic effects of heavy metal pollutants in the environment: Focusing on epigenetic mechanisms. *Environmental Pollution*, 345(15), 123563. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123563>
- Zahir, F., Rizwi, S.J., Haq, S.K., & Khan, R.H. (2005). Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 20(2), 351-60. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2005.03.007>
- Zhou, W., Cao, Q., Hong, M., Lei, Y., Wen, D., & Zhang, D. (2022). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in seawater and sediments in Jieshi Bay, Shanwei, China. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1011564. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1011564>