

Intervalos de parámetros no-conservativos en sistemas acuáticos costeros de México

Intervals of non-conservative parameters in aquatic coastal systems of Mexico

Guadalupe de la Lanza-Espino¹ y Francisco José Gutiérrez-Mendieta²¹ Laboratorio de Hidrobiología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Tercer Circuito exterior, Jardín Botánico S/N, Ciudad Universitaria, CDMX 04510, México² Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, DCBS. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco #186 Col. Vicentina, CDMX, 09340, México
e-mail: gdlle@unam.mx**Recibido:** 22 de junio de 2016.**Aceptado:** 22 de julio de 2017.De la Lanza-Espino G. y F. J. Gutiérrez-Mendieta. 2017. Intervalos de parámetros no-conservativos en sistemas acuáticos costeros de México. *Hidrobiológica* 27 (3): 369-390.**RESUMEN**

Antecedentes. Algunos investigadores, para clasificar el estado trófico del agua de sistemas costeros mexicanos, han usado normas, estándares o regulaciones creados para ambientes de otras latitudes y con características climáticas, geológicas y sociales distintas a las de México, debido al desconocimiento de la variación normal de los parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua de dichos sistemas; incluso los valores que obtienen se llegan a comparar con normas mexicanas que han sido elaboradas para regular las aguas residuales de uso urbano o industrial descargadas a ríos y lagunas costeras. Los intervalos de concentración de los distintos elementos químicos, las metodologías y las unidades e interpretaciones de esas normativas no son similares a los de las aguas costeras de latitudes tropicales; por lo tanto, los resultados no reflejan de manera adecuada la realidad de los ambientes acuáticos costeros nacionales. **Objetivos.** Difundir las unidades y los intervalos de variación espacio-temporal normales de los parámetros fisicoquímicos de lagunas, esteros, estuarios, marismas y bahías mexicanos. **Métodos.** Se realizó una amplia búsqueda de información con la finalidad de obtener la variación de los siguientes parámetros en la columna de agua: oxígeno disuelto, nutrientes (nitrogenados y fosforados inorgánicos) y el índice de la biomasa fitoplanctónica (referida como clorofila *a*), los cuales tienen significado ecológico y que en la acuicultura se consideran indicadores de calidad del agua. **Resultados.** Se presentan los valores promedio, mínimo y máximo de los parámetros analizados en 72 ambientes costeros de México desde 1968 hasta el 2015. **Conclusiones.** El análisis de la información mostró que los intervalos son resultado de las características ambientales de cada sistema acuático. Esta información servirá de referencia para futuros análisis o diagnósticos ambientales y evitará el empleo de normas de instancias extranjeras, cuyas características, tanto ambientales como socioeconómicas, son diferentes.

Palabras clave: Intervalos, no conservativos, sistemas costeros.**ABSTRACT**

Background. Due to the lack of knowledge of the normal variation of the physicochemical and biological water parameters of Mexican coastal systems for classifying their trophic condition, some researchers have categorized these environments using norms, standards, or regulations created for environments of other climatic, geological, and social characteristics, different from those of Mexico; in fact, these values have even been compared with Mexican norms developed for urban or industrial wastewater discharged into rivers and coastal lagoons. The concentration ranges of different chemical elements, methodologies, units, and interpretations of other countries' regulations are not similar to the conditions of the coastal waters of tropical latitudes and, therefore, their results do not adequately reflect the reality of national coastal aquatic environments. **Goals.** Contribute to the knowledge of the normal spatiotemporal ranges of physicochemical and biological parameters in lagoons, estuaries, marshes, and Mexican bays. **Methods.** We conducted an extensive search of information that allowed us to determine normal ranges of variation for the following parameters: oxygen, nutrients (nitrogen and phosphorus) and phytoplankton biomass (chlorophyll *a*), which have ecological significance, and can even be considered by some as indicators of water quality. **Results.** We include the average, minimum, and maximum values of different variables of 72 coastal environments in Mexico based on studies carried out from 1968 to 2015. **Conclusions.** The analysis of the information showed that the intervals are the result of local environmental characteristics that are unique for each system. This information will be helpful in the analysis or diagnosis in future environmental studies, and will avoid the use of foreign standards based on different environmental and socioeconomic characteristics.

Key words: Intervals, non-conservative parameters, coastal systems.

INTRODUCCIÓN

Un problema importante que se presenta al determinar los límites de variación normal de los parámetros fisicoquímicos de aguas continentales o costeras de México es que los investigadores que analizan sus resultados en estos ambientes no consideran que existe un amplio intervalo de variación natural, que puede ser localmente diferente en tiempo y espacio. Asimismo, frecuentemente se basan en normas que regulan la calidad del agua de consumo humano, como la NOM-ECOL-001-1996 (SEMARNAP, 1997), sin considerar que ésta fue elaborada para aguas de descarga en reservorios cuyos intervalos de concentración, metodologías, unidades e interpretaciones son diferentes a las condiciones muchas veces prístinas de aguas lólicas y lénticas dulces, salinas o costeras de latitudes tropicales como las de México. Por la complejidad del marco ambiental y su variación espacio-temporal, que influye en las características fisicoquímicas del agua, y por la limitada consulta de información de diferentes sistemas, los resultados de un buen número de investigaciones en temas acuáticos (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2009; Herrera-Silveira & Trejo, 2002; Rivera-Guzmán *et al.*, 2014; Gómez *et al.*, 2014) han sido comparados con normativas de otros países, como de la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés), de Estados Unidos, y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE). Dado que las normativas y los índices de estos organismos se formularon con base en las características de ecosistemas de diferentes geografías, es inadecuado que se empleen para clasificar cuerpos costeros mexicanos. Esto conlleva una confusión del término *características fisicoquímicas* con el de *calidad del agua*, que se emplea para un fin antropogénico (sea el agua para consumo humano o para actividades económicas como la acuicultura, la agricultura o la industria). Es importante señalar que las metodologías que se utilicen para realizar las interpretaciones ecológicas deberán ser las recomendadas en lo que se refiere a ambientes acuáticos y permitirán determinar de manera temporal su condición o estado trófico.

Debido a lo anterior, y dado que los ambientes acuáticos tropicales experimentan amplias variaciones, la presente contribución se elaboró a partir de una revisión bibliográfica, que aportará elementos que permitan comprender el amplio intervalo de concentración espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos y biológicos (clorofila *a*), que rutinariamente se determinan en sistemas costeros, y que además podrá emplearse para discriminar una condición natural de una condición con contaminación.

Por lo anterior, se llevó a cabo una amplia búsqueda bibliográfica de los intervalos de **variación espacio-temporal "normales" de los parámetros fisicoquímicos** en lagunas, esteros, estuarios, marismas y bahías mexicanas, para contribuir a la elaboración de una mejor interpretación y diagnóstico de sus condiciones.

MARCO TEÓRICO

En apoyo al entendimiento de las variaciones de los parámetros aquí analizados, se expondrán ciertos elementos justificativos físicos y químicos, ya que dentro de la metodología empleada para el estudio de ambientes acuáticos se selecciona, a discreción del responsable, el horario del muestreo, la conservación de las muestras y la técnica de análisis en el laboratorio, entre otros aspectos; todos estos, consecuentemente, repercuten en los resultados. Tanto en las aguas continentales (dulces o salinas) como en las marinas se encuentran ga-

ses disueltos (O_2 , N_2 , CO_2 , entre otros); formas inorgánicas u orgánicas disueltas o particuladas de nitrógeno y fósforo, cuyas concentraciones son consecuencia de una variedad de factores latitudinales y locales, en donde los procesos físicos, geológicos, químicos y biológicos que ocurren en la columna de agua y en los sedimentos (ciclo biogeoquímico) y sus interacciones son extremadamente complejos y difíciles de separar (De la Lanza *et al.*, 2011).

Algunos de los gases disueltos en aguas naturales son principalmente de carácter conservativo, como el nitrógeno molecular, pues su variabilidad no depende de la reactividad química y biológica. Sin embargo, el CO_2 y el O_2 , considerados no conservativos por su reactividad química y su asimilación biológica, dependen no sólo de procesos metabólicos como la fotosíntesis y la respiración, sino también de factores físicos (temperatura y salinidad) y químicos (óxido-reducciones abióticas) (De la Lanza *et al.*, 2011).

Los gases con interacción biológica presentes en la atmósfera (CO_2 , O_2 , N_2) se encuentran disueltos en cualquier tipo de agua y su concentración es resultado de los factores antes mencionados; sin embargo, otros más afectan su contenido, como la variación cíclica con diferente temporalidad: la hora (ciclo diurno o nocturno, estacional e interanual), que incluyen la mezcla y el intercambio mareal de aguas continentales y marinas, así como la dinámica vertical (estratificación y mezcla termohalina y eólica). Adicionalmente, la geomorfología, que modifica y restringe la circulación, también propicia la estratificación y los procesos difusivos (Aston, 1980), que no son homogéneos a nivel espacial en lagunas costeras; esto genera una distribución en parches de los nutrientes, el fitoplancton, la vegetación sumergida y el zooplancton (Álvarez-Borrego *et al.*, 1977), que hacen su distribución aun más heterogénea.

El ciclo diurno del oxígeno disuelto en cuerpos cerrados o semi-cerrados puede oscilar en condiciones normales entre la anoxia e hipoxia y la sobresaturación. Sin embargo, cargas fuertes de materiales orgánicos antropogénicos, sobre todo de aguas negras e industriales, llevan este balance hacia una condición de deficiente aireación, la cual es deletérea para los organismos planctónicos y, más aún, bentónicos intolerantes a hipoxia (< 2.0 mL/L) o anoxia (< 1.0 mL/L) (De la Lanza, 2014).

En los sistemas lagunares y estuarinos la concentración de oxígeno dependerá principalmente del balance entre la respiración y la fotosíntesis, cuando domina la primera se presentará en el medio hipoxia o inclusive anoxia. La permanencia de esta condición estará determinada por la morfología y una limitada circulación, la cual está en función de las mareas, las corrientes y el viento, así como la entrada de agua dulce con altos contenidos de materia orgánica (De la Lanza, 2014). Aunado a la respiración, estos dos últimos factores pueden generar no sólo hipoxia o anoxia durante la noche y especialmente las primeras horas de la mañana, sino también a lo largo del día. Siendo necesario, por lo tanto, establecer si el cuerpo de agua es todavía prístino o está sujeto al impacto de actividades antropogénicas (De la Lanza, 2014).

La eutrofización (natural y cultural) disminuye la concentración de oxígeno disuelto, ya que este gas se emplea para la degradación de la materia orgánica producida por el crecimiento excesivo de cierto fitoplancton y bacterioplancton, especialmente en condiciones de estratificación o baja circulación (Díaz, 2001). En algunos casos este enriquecimiento puede favorecer la presencia de especies nocivas. (Walsh *et al.*, 2006).

Los nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y ortofosfatos) son indispensables para una adecuada producción primaria. Algunos autores incluyen ciertos metales traza (hierro, cobre, zinc, manganeso, vanadio y molibdeno) como esenciales para los sistemas enzimáticos de los organismos autótrofos, que se caracterizan por su reactividad química y biológica (De la Lanza *et al.*, 2011).

El estudio de los nutrientes puede abordarse en un marco global a través de su ciclo biogeoquímico (que incluye los ámbitos geológico, biológico y químico (De la Lanza, 2014). El ciclo se inicia con los aportes fluviales, ya que presentan mayores contenidos de sales de estos elementos, y, según Kennish (1986), puede describirse de la siguiente manera:

- a) De manera general, el nitrógeno y el fósforo presentes en las lagunas costeras y estuarios, llega transportado por los ríos debido a la intemperización de la roca y del lixiviado de suelos terrestres aledaños al sistema.
- b) A lo largo del gradiente de salinidad del estuario, desde la zona de influencia dulceacuicola hasta la boca de comunicación con el mar, se presentan una serie de reacciones fisicoquímicas y biológicas que disminuyen gradualmente la concentración de nutrientes. Adicionalmente, éstos pueden ser adsorbidos por los sedimentos los cuales representan un papel importante en la disponibilidad y captura de nutrientes, manteniendo el contenido de estos elementos más o menos homogéneamente en la columna de agua, lo cual reafirma su importancia en los ecosistemas costeros como un reservorio de materiales y energía, por lo que es necesario incluir los sedimentos en los estudios de presupuesto de nutrientes en un marco ecológico (De la Lanza, 2014).

Bajo la visión anterior, se puede determinar la carga de nutrientes que soporta cualquier cuerpo de agua costero, procedentes de las aguas residuales domésticas e industriales. La agricultura costera y su consecuente empleo de fertilizantes y agroquímicos aunado a las actividades recreacionales (turismo) así como las descargas de centros urbanos, han generado un aumento constante de nutrientes, y como consecuencia ha resultado en la eutrofización del sistema, presentándose el crecimiento desmedido de especies que afectan el funcionamiento del ecosistema y al ser humano (De la Lanza, 2014).

En la zona costera podemos encontrar condiciones oligotróficas (baja concentración de nutrientes) y mesotróficas (mediana concentración de nutrientes); pero elevadas concentraciones de nutrientes generan condiciones eutróficas favoreciendo el predominio de ciertas especies nocivas del plancton (FAN o *blooms* algales), que son dañinas tanto para las comunidades estuarino-lagunares como para el hombre, pues varias de esas especies son productoras de toxinas letales. La materia orgánica que ingresa al sistema por cualquier vía, consume oxígeno durante su descomposición y favorece la anoxia ($<1.0\text{ mL O}_2/\text{L}$); adicionalmente, esta materia orgánica contiene formas de nitrógeno y fósforo orgánicos, las cuales al descomponerse o remineralizarse se transforman en nutrientes inorgánicos, lo que puede incrementar aún más la condición de eutrofia del sistema lo cual es inadecuado por las razones señaladas (De la Lanza, 2014).

Nitrógeno. En el agua de los sistemas costeros, los compuestos inorgánicos del nitrógeno (nitratos, nitritos y amonio) se presentan, según sean las condiciones locales, con una amplia variación espacial y temporal: desde lo indetectable para las tres formas hasta más de $30.0\ \mu\text{M}$ para NO_3^+ , 20 para NH_4^+ y $3.0\ \mu\text{M}$ para NO_2^+ , según las condiciones pre-

valecientes de óxido-reducción. También se pueden encontrar concentraciones importantes de compuestos orgánicos disueltos representados por la urea (De la Lanza, 2014; Gutiérrez *et al.*, 1988; Okolodkov *et al.*, 2014), aminoácidos y péptidos, que son asimilados solamente por ciertos procariontes quimiótrofos, al igual que las formas inorgánicas y que se integran en el término de nitrógeno total. En ciertas condiciones de limitación del contenido inorgánico u orgánico, la fijación del nitrógeno molecular (N_2), por las algas azul-verdes o cianobacterias, puede ser una fuente adicional de N tanto en el agua como en los sedimentos. Estos procesos se realizan con la participación de microorganismos particulares en cada sistema acuático.

El sedimento de las lagunas costeras es la fase donde se acumula tanto la materia orgánica sin descomponerse como aquellos nutrientes procedentes de la columna de agua ya remineralizados (fracción reciclada) o de aportes fluviales (fracción nueva). Por tal motivo, dicha fase se ha convertido en una fuente potencial e incluso tóxica de nutrientes como el amonio, que se transforma en amoniaco (gas) en condiciones alcalinas (por arriba de pH 8). La resuspensión de sedimentos puede incrementar la liberación de amonio en cantidades nocivas; esta liberación dependerá de las condiciones locales en las que interactúan diversos factores ambientales, como: textura del sedimento, frecuencia de aportes de materiales orgánicos con tendencia a la formación de sustancias húmicas, tasas de sedimentación, corrientes-mareas y circulación, profundidad y actividades humanas diversas, como el tránsito de embarcaciones, entre otras (De la Lanza *et al.*, 1991).

Fósforo. La principal entrada de ortofosfatos a los ambientes estuarinos son los ríos, los cuales transportan material rocoso intemperizado o lixiviado (De la Lanza, 2014); adicionalmente ingresa al sistema fósforo generado por las descargas industriales, los fertilizantes y los desechos orgánicos domésticos, así como productos de excreción de organismos acuáticos.

El ciclo geoquímico del fósforo es uno de los más complejos y está constituido por una serie de compuestos vitales como fosfonucleótidos, fosfoaminoazúcares, fosfolípidos, así como de los sistemas energéticos de las células (ADP y ATP) (De la Lanza, 2014). Actualmente es tema de controversia si el fósforo puede ser considerado como un nutriente limitante (p. ej. Cloern, 2001) y que controle o restrinja la producción o productividad fitoplanctónica en sistemas costeros, pero tomando en cuenta la proporción estequiométrica $\text{C}_{106}\text{N}_{16}\text{P}_1$, el requerimiento de fósforo es mínimo como para limitar el desarrollo considerando el aporte sedimentario.

El intervalo de concentración de los ortofosfatos en sistemas costeros es regulado por los mismos factores citados para el nitrógeno, y su contenido puede ser bajo o indetectable, sin significar que sea limitante, debido a su alto grado de reciclamiento, en el que la disponibilidad en la fase sedimentaria juega un papel determinante. La concentración de ortofosfatos disueltos en las lagunas costeras puede oscilar desde lo indetectable hasta $5\ \mu\text{M}$, o pueden ser contenidos altos cercanos a $10\ \mu\text{M}$, resultado de la complejidad local y la contaminación (De la Lanza, 1994). Su regeneración es relativamente más sencilla que la del nitrógeno (Day *et al.*, 1989). Los ortofosfatos pueden retirarse del agua por adsorción en sedimentos (efecto amortiguador) en 60% (Hobbie *et al.*, 1975). Algunos autores consideran que la remineralización de la materia orgánica en sedimentos puede ser el factor que controle la disponibilidad de nutrientes, y que la velocidad de remineralización varía dependiendo de su composición química, la naturaleza y la composición granulométrica del sedimento, así como de las condiciones

fisicoquímicas y la dinámica del agua, entre otras cosas (De la Lanza, 1987). Su distribución en el agua y sedimento es altamente heterogénea, considerada en parches. Los sedimentos juegan un papel sustancial en el ciclo y flujo de nutrientes, vía su incorporación a la fase sedimentaria como materiales suspendidos orgánicos e inorgánicos; esto constituye un reservorio importante, al presentar abundante materia orgánica en diferentes grados de descomposición, que, con el tiempo, pueden redispone nitrógeno y fósforo a la columna de agua (De la Lanza, 1991; Accornero *et al.*, 2003; Denis & Grenz, 2003; Czitrom *et al.*, 2010). El flujo de nutrientes del sedimento a la columna de agua también se encuentra asociado a procesos físicos como las mareas, como ha sido determinado en la laguna Ensenada del Pabellón, de Sinaloa (De la Lanza *et al.*, 2011), o por vía eólica, que resuspende el sedimento.

METODOLOGÍA

Se efectuó una búsqueda amplia sobre parámetros fisicoquímicos de las aguas costeras mexicanas (oxígeno disuelto, nutrientes como NO₃⁺, NO₂⁺, NH₄⁺, N total inorgánico, PO₄⁼, P total y clorofila *a* como un índice de productividad fitoplanctónica), para proponer, con dicha información, intervalos de concentraciones “normales”, aun con los registros más conspicuos (incorporados con base en la experiencia de los autores). Para tal efecto, se consultaron publicaciones científicas y tesis que refirieran el tema del oxígeno y los nutrientes en sistemas costeros mexicanos y que presentaran las concentraciones correspondientes. La información representativa para las dos importantes costas de México (Pacífico mexicano, golfo de México y mar Caribe), basada en una amplia consulta total de 72 ecosistemas, se integró en las Tablas 2 y 3; adicionalmente, se elaboraron gráficas del promedio, mínimo y máximo por vertiente (Figs. 1-10). En virtud de las diferencias inherentes a cada una de las fuentes de información consultada, e independientemente de la técnica analítica empleada, y con el fin de poder presentar la información de manera uniforme y apoyar el análisis de los resultados, sólo se consideraron los valores correspondientes al promedio, mínimo y máximo, y con ello se elaboraron los histogramas de frecuencias.

RESULTADOS

A pesar de que el número de sistemas costeros en las vertientes golfo de México-mar Caribe y el Pacífico mexicano es aproximadamente igual (Tabla 1), se ha generado mayor información para los sistemas costeros del golfo probablemente por sus dimensiones, al ser un cuerpo semicerrado, por sus recursos pesqueros o por las condiciones de impacto antropogénico costero e incluso fluvio-continental, entre otros aspectos; sin descartar también que pueda ser por los fines que persigue la presente investigación.

Como se puede ver en la Tabla 2, que corresponde al Pacífico, el parámetro que más se ha determinado rutinariamente o ligado a aspectos biológicos es el oxígeno disuelto, seguido de los ortofosfatos y nitratos, seguramente por estar asociados a la asimilación fitoplanctónica, en donde se incluye la clorofila *a*; y fue hasta años posteriores que se determinó con mayor frecuencia el amonio, en asociación con la calidad del agua. En últimas fechas se han cuantificado el nitrógeno o el fósforo totales para incluir las formas orgánicas y ciertas inorgánicas para el balance de nutrientes. Asimismo, dentro del periodo aquí estudiado, se observa (Tabla 3) que ha sido un grupo pequeño de investigadores el que ha desarrollado estudios fisicoquímicos frecuentemente en aguas costeras.

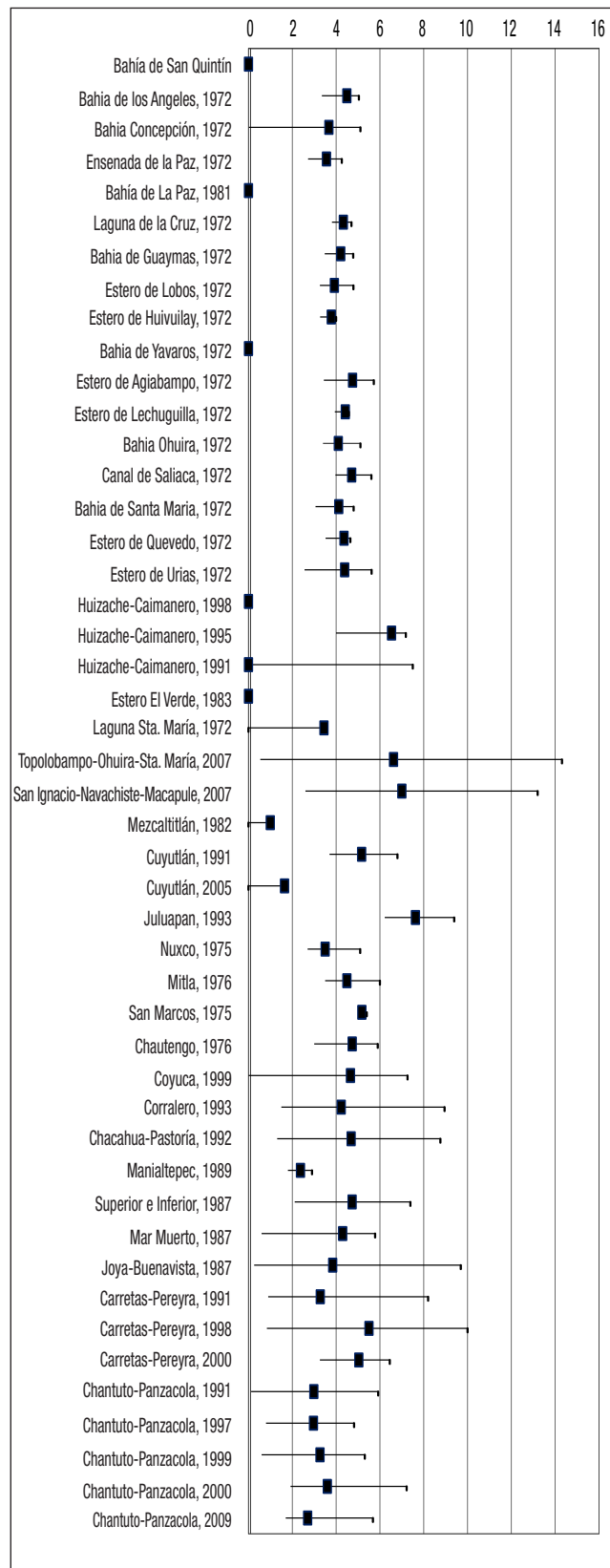


Figura 1. Concentraciones promedio, mínima y máxima de oxígeno disuelto (mL/L) en ambientes costeros del Pacífico mexicano. ■ = Promedio.

Tabla 1. Ubicación geográfica de los sistemas costeros incluidos en la presente revisión de parámetros no conservativos en sistemas acuáticos costeros de México.

	Costa del Pacífico		Costa del Golfo de México y Caribe	
	Latitud N	Longitud O	Latitud N	Longitud O
Bahía San Quintín	30° 26' 00"	115°58'01"	Laguna Madre	23° 46' 12' 97° 08' 41'
Bahía de los Ángeles	28° 55' 00"	11° 32' 00"	Laguna Pueblo Viejo	22°11' 00" 97° 50' 00"
Bahía Concepción	26° 39'	111 48'	Laguna Tamiahua	20° 57' 36" 22° 06' 32"
Ensenada de la Paz	24° 7' 59.88"	110° 25' 1.2"	Río Tuxpan	20° 58' 48" 97° 18' 0"
Bahía de La Paz			Laguna Tampamachoco	20° 58' 15" 21° 05'
Bahía La Cruz	28° 46' 59.88"	-111.867	Estero Casitas	20° 28' 96° °35' 17"
Bahía de Guaymas	27° 55' 06"	110°53'56"	Laguna Grande y Chica	20° 03' 96° 38'
Estero de Lobos	27° 22' 0.12"	110° 33' 0"	Laguna La Mancha	19° 34' 96° 27'
Estero de Huivuilay	27° 4' 0.12"	110°	Laguna Farallón	19° 38' 96° 24'
Bahía de Yavaros	26° 42' 0"	109° 30'	Laguna El Llano	19° 36' 96° 21'
Estero de Agiabampo	26° 15' 0"	109°15'	Laguna Verde	19° 43' 96° 24'
Estero de Lechuguilla	25° 36'	109° 22' 58.8"	Laguna Mandinga	19° 00' 96° 02'
Bahía Ohuira	25° 25'	108° 50'	Laguna Alvarado	18° 43' 95°42'
Canal de Saliaca	25° 9'	108° 9'	Laguna Sontecomapan	18° 30' 95° 00'
Bahía de Santa María	25° 4' 0.12"	108° 6'	Laguna Ostión	18° 07' 94° 37'
Estero de Quevedo			Río Calzadas	18°6'14" 94°27'53"
Estero de Urias	23° 12.7'	106° 22.4'	Laguna Carmen	18°13'22.2" 93° 48' 0"
Laguna Huizache-Caimanero	22° 50' 00"	105°55'00"	Laguna Machona	18.3333 93° 40' 0.12"
Laguna El Verde	23° 35' 25'	106° 35' 35'	Laguna Mecoacan	18° 22' 0.12" 93° 9' 0"
Laguna Santa María	25° 25'	108° 50'	Sistema Pom-Atasta	18° 34' 59.88" 92° 12' 0 "
Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule	25° 26'19.38"	108°48'43.9	Laguna Términos	18°03'27" 92° 28' 38"
Sistema Santa María-Topolobampo-Ohuira	25° 36'	109° 04'	Estero Sabancuy	91° 10' 18° 57'
Laguna Mexcaltitlán	21° 54' 21"	105° 28' 31"0	Laguna Celestún	21° 30' 00" 87° 15' 00"
Laguna Cuyutlán	18° 55' 04"	104°04' 23"	Laguna Chelem	21°16' 00" 89°45' 00"
Laguna Juluapan	19° 07'	104° 24'	Laguna Dzilam	21° 20' 5.626" 88° 12' 50.8"
Laguna Nuxco	17° 10' 0.12 "	100° 48' 0"	Ría Lagartos	20° 27" 90°13'0
Laguna Mitla	16° 58' 59.88"	100 6'	Laguna Yalahau	21° 30' 00" 87° 15' 00"
Laguna San Marcos	16° 40' 0.12"	99 16' 59.88"	Laguna Holbox	21° 36' 14.04" 87° 31' 59.88"
Laguna Chautengo	16° 37' 0.12"	99° 7' 0.12"	Laguna Chelem	21°16' 00" 89° 45' 00"
Laguna Coyuca	16° 57'	100 4' 58.8"	Laguna Chacmochuk	21° 19' 59.88" 86° 52' 0.12"
Laguna Corralero	16 13' 0.12"	98° 7' 0.12"	Laguna Nichupté	21° 7' 0.12" 86° 46' 59.88"
Sistema Chacahua-Pastoría	15° 58' 45"	97° 40' 41"	Laguna Bojorquez	21°09'38" 86° 50' 51"
Laguna Manialtepec	15° 56' 45"	97° 11' 40"	Laguna Ascención	19°40'0" 87° 30' 0"
Sistema Superior e Inferior	16 19' 14.13"	94° 39' 17.73"	Laguna Chetumal	18° 30' 13" 88° 18' 19"
Laguna Mar Muerto	16°8'50"	94°15'43"		
Laguna Joya-Buenavista	15° 48'	93° 32'		
Sistema Carretas-Pereyra	15° 39' 2.221"	93° 20' 33.17"		
Sistema Chantuto-Panzacola	15° 15' 0"	92° 54' 0"		

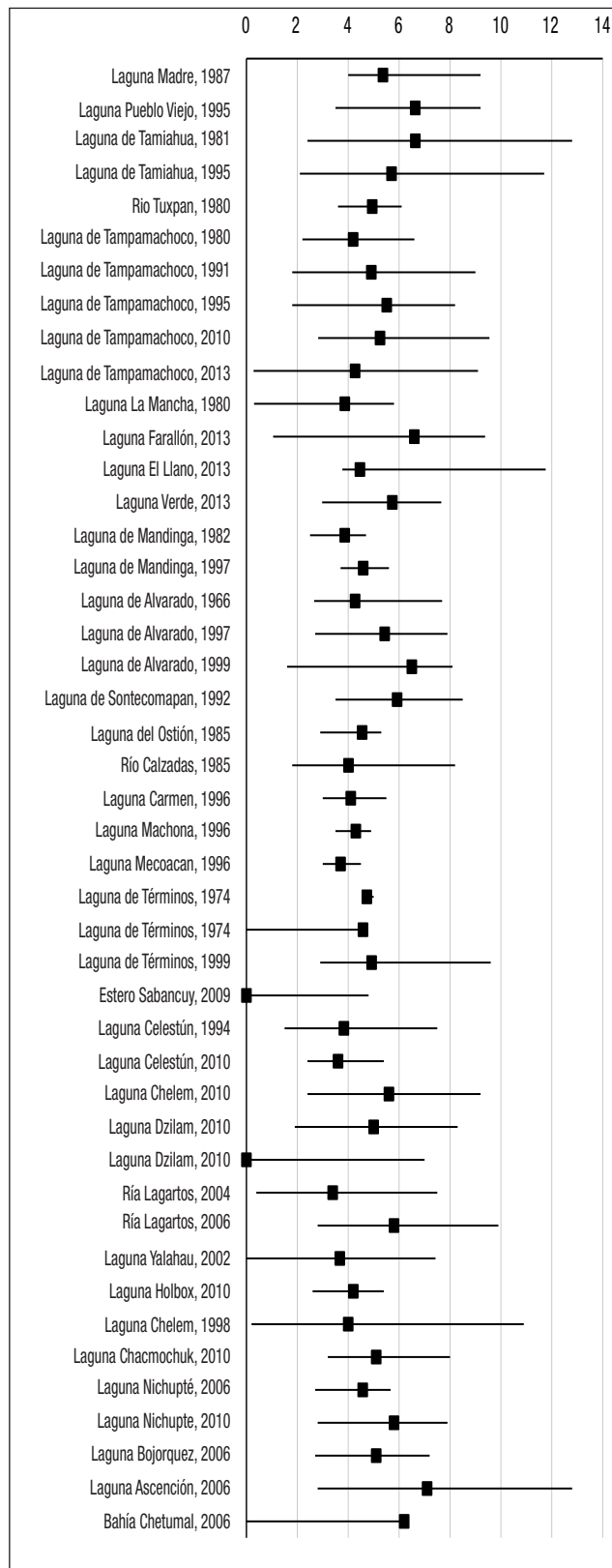


Figura 2. Concentración promedio, mínima y máxima de oxígeno disuelto (mL/L) en ambientes costeros del golfo de México y Caribe mexicano. ■ = Promedio.

En la Tabla 3, donde se muestra la integración de los mismos parámetros para el golfo de México-Caribe mexicano, contrasta la mayor frecuencia de análisis, e incluso por el mismo grupo de investigadores y algunos otros autores extranjeros.

Dado que los parámetros que menos han sido determinados son el nitrógeno y fósforo totales, en la tabla 4 se presentan ejemplos registrados en algunas lagunas costeras con mediciones de tales concentraciones que pueden ser empleadas comparativamente en estudios de balances de nutrientes o contenidos que reflejen contaminación, ejemplo de esto último es el río Calzada, que descarga a la laguna del Ostión, en Veracruz.

Con base en los resultados de los parámetros analizados, se elaboraron gráficas con sus intervalos correspondientes. De éstos destaca, por diferencia de escalas, el contenido de oxígeno disuelto, que varió de lo anóxico (< 1 mL/L), en el mayor de los casos en el Pacífico, a la sobresaturación (> 10 mL/L) (Figs. 1-2). En el caso de los ortofosfatos (Figs. 3-4), el intervalo de concentraciones fue bajo, sobre todo considerando que la escala de variación fue de micromoles (μ M), y en localidades específicas se presentaron concentraciones elevadas, que se abordan en la discusión.

Una situación semejante se presenta para los nitratos (Figs. 5-6). Sobresale el contenido de amonio, cuyas concentraciones en el golfo de México y Caribe mexicano fueron altas en su mayoría, comparadas con el Pacífico (Figs. 7-8); sin embargo, cabe destacar que las figuras no presentan las mismas escalas en el eje de las Y.

El contenido de clorofila *a* en ambas vertientes fue amplio (Figs. 9-10). Con el objeto de proponer la concentración media de todos los parámetros anteriores, se elaboraron histogramas que muestran la concentración promedio, mínima y máxima para todos los parámetros comunes en los sistemas costeros de ambas vertientes (Fig. 11).

DISCUSIÓN

Con la información recabada y analizada en el periodo que comprende de 1960 a 2015 se observó lo siguiente: las concentraciones de O_2 se encuentran en intervalos de variación amplios, que van de condiciones de anoxia-hipoxia (0 a < 2 mL/L) en el 4% de los registros, hasta condiciones aireadas o bien oxigenadas (de 4 a > 5 mL/L), que representan el 44% (Figs. 1-2). Destaca la laguna de Tampamachoco, que ha sido muestreada en diversas ocasiones desde 1979 hasta 2013; durante este periodo, los contenidos de oxígeno han fluctuado de manera similar entre la anoxia-hipoxia (0.3 - 1.8 mL/L) hasta sobresaturación (8 - 9 mL/L) (Tabla 2, Fig. 2), a pesar del incremento poblacional y de las diversas actividades antropogénicas que se han llevado a cabo en las márgenes de este cuerpo costero. Destacan también los casos de anoxia-hipoxia determinados en las lagunas de Nuxco, Mitla, Chantuto-Panzacola, La Joya Buenavista, por mencionar algunas, entre las décadas de 1970 y 1980. Si se considera este periodo de menor impacto por actividades antropogénicas y menor densidad poblacional, las concentraciones de este gas se pueden considerar como normales obtenidas en sitios aislados y puntuales, o incluso en aquéllos de amplia dinámica de circulación, siempre y cuando las determinaciones se hagan en las primeras horas del amanecer, cuando los ambientes salen de la respiración nocturna.

Tabla 2. Valores promedio, mínimos y máximos de oxígeno disuelto, nutrientes y clorofila *a* en ambientes costeros del Pacífico mexicano. B= Bahía ; E=Estero ; L=Laguna ; S=Sistema.

Sistema	Fecha mes/año	O ₂ Dis. (mg/L)		PO ₄ (µM)		P Tot. (µM)		NH ₄ (µM)		NO ₂ (µM)		NO ₃ +NO ₂ (µM)		N Tot. (µM)		Clor. <i>a</i> (µg/L)		Referencia		
		Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.		Min	Max
B. San Quintín	Recopilación	--	--	1.1	3.2	--	--	0.2	2.7	--	--	0.5	52.0	--	--	--	--	Álvarez-Borrego (2004)		
B. los Ángeles	07-08/1972	4.5	3.4	5.0	1.1	0.8	2.2	--	--	--	--	0.6	0.1	5.0	--	0.3	0.2	0.5	Gilmartin y Revelante (1978)	
B. Concepción	07-08/1972	3.7	0.0	5.1	1.2	0.3	5.8	--	--	--	--	0.7	0.1	5.8	--	0.4	0.2	0.6	Gilmartin y Revelante (1978)	
Ensenada de la Paz	07-08/1972	3.6	2.7	4.3	0.6	0.5	0.8	--	--	--	--	0.7	0.3	1.8	--	2.4	0.9	3.2	Gilmartin y Revelante (1978)	
B. de La Paz	04-09/1981	--	--	7.1	--	--	--	8.5	0.9	--	--	5.4	--	--	--	--	--	--	Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez (1988)	
L. de la Cruz	07-08/1972	4.3	3.8	4.7	0.4	0.2	0.5	--	--	--	--	--	--	--	--	5.3	3.0	11.4	Gilmartin y Revelante (1978)	
B. Guaymas	07-08/1972	4.2	3.5	4.8	0.4	0.2	0.7	--	--	--	--	0.9	0.5	1.3	--	8.8	4.7	12.8	Gilmartin y Revelante (1978)	
E. Lobos	07-08/1972	3.9	3.3	4.8	0.7	0.5	0.8	--	--	--	--	0.7	0.2	1.6	--	4.4	3.4	6.7	Gilmartin y Revelante (1978)	
E. Huivulay	07-08/1972	3.8	3.3	4.0	1.0	0.8	1.4	--	--	--	--	0.8	0.2	1.6	--	8.5	4.4	11.7	Gilmartin y Revelante (1978)	
B. Yavaros	07-08/1972	--	--	0.5	0.4	0.7	--	--	--	--	--	0.9	0.5	1.2	--	7.9	4.3	11.5	Gilmartin y Revelante (1978)	
E. Agiabampo	07-08/1972	4.8	3.4	5.7	0.4	0.2	0.8	--	--	--	--	0.6	0.1	1.1	--	4.4	2.4	7.2	Gilmartin y Revelante (1978)	
E. Lechugilla	07-08/1972	4.4	3.9	4.6	1.5	0.7	2.2	--	--	--	--	0.9	0.5	1.2	--	12.6	6.5	19.9	Gilmartin y Revelante (1978)	
B. Ohuira	07-08/1972	4.1	3.4	5.1	1.2	0.9	1.3	--	--	--	--	1.9	0.8	3.6	--	12.0	8.3	12.5	Gilmartin y Revelante (1978)	
Canal de Saliaca	07-08/1972	4.7	4.0	5.6	0.6	0.3	1.4	--	--	--	--	0.9	0.4	1.5	--	4.8	2.0	11.8	Gilmartin y Revelante (1978)	
B. Santa María	07-08/1972	4.1	3.1	4.8	0.4	0.1	1.31.0	--	--	--	--	0.7	0.2	1.3	--	7.0	2.6	19.3	Gilmartin y Revelante (1978)	
E. Quevedo	07-08/1972	4.4	3.5	4.7	0.5	0.4	0.6	--	--	--	--	0.8	0.5	1.2	--	5.6	3.4	8.4	Gilmartin y Revelante (1978)	
E. de Uñas	07-08/1972	4.4	2.6	5.6	0.9	0.6	1.4	--	--	--	--	0.9	0.6	1.8	--	7.9	3.4	12.6	Gilmartin y Revelante (1978)	
S. Huizache-Caimanero	Recopilación	1.0	7.5	0.5	10.0	--	--	0.5	800	--	--	0.5	30.0	--	--	--	--	--	de la Lanza y García Calderón (1991)	
S. Huizache-Caimanero	08/1994-02/1995	6.5	4.0	7.2	6.5	2.9	8.5	--	--	0.1	0.0	0.4	1.4	0.0	10.1	--	--	--	Galindo <i>et al.</i> (1997)	
S. Huizache-Caimanero	1998	--	--	2.2	1.2	4.6	--	11.9	2.5	31.7	--	4.1	0.5	13.1	14.6	19.4	7.8	41.1	Contreras-Espinosa <i>et al.</i> (1996)	
E. El Verde	04/1992-07/1993	--	--	5.5	4.0	7.0	--	11.0	3.0	20.0	--	4.0	0.0	20.0	--	27.0	15.0	50.0	Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1988)	
L. Sta. María	07-08/1972	3.4	--	3.0	--	9.7	--	59.4	--	3.8	--	9.5	--	--	--	--	--	--	Gilmartin y Revelante (1978)	
S. Topolobampo-Ohuira-Sta. María	05/1987-06/2007	6.6	0.5	14.3	1.6	0.0	22.7	--	1.5	0.0	42.7	0.3	0.0	29.5	0.8	0.0	0.0	50.5	--	Escobedo-Urías (2010)
S. San Ignacio-Navachiste-Macapule	1998-2007	7.0	2.6	13.2	1.2	0.0	32.1	2.0	nd	62.1	0.2	nd	4.3	1.3	nd	60.0	--	--	Escobedo-Urías (2010)	
S. Santa María	11/2004-02/2006	2.03	4.6	7.1	1.8	0.2	3.4	3.9	0.2	16.3	0.4	0.0	4.0	2.1	0.1	10.1	--	--	Ayala-Rodríguez (2008)	
L. Topolobampo	11/2004-02/2006	5.2	3.2	8.3	1.0	0.1	3.6	1.6	0.1	4.0	0.4	0.0	8.1	1.1	0.0	4.6	--	--	Ayala-Rodríguez (2008)	
L. Ohuira	11/2004-02/2006	5.8	5.0	10.0	1.0	0.2	2.8	1.5	0.0	4.4	0.4	0.0	2.6	1.1	0.0	8.6	--	--	Ayala-Rodríguez (2008)	

Tabla 2 (continuación).

Sistema	Fecha mes/año	O ₂ Dis. (mg/L)		PO ₄ (µM)		P Tot. (µM)		NH ₄ (µM)		NO ₂ (µM)		NO ₃ +NO ₂ (µM)		N Tot. (µM)		Olor. a (µg/L)		Referencia								
		Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.		Min	Max						
L. Mezquitlián	01/1982	1.0		2.6				3.7											de la Lanza-Espino et al. (1984, 1986)							
L. Cuyutlán	1990-1991	5.2	3.7	6.8	1.1	0.1	3.3	--	6.5	2.7	18.5	--	2.2	0.6	7.6	6.5	193.0	31.3	403.0	Contreras y Warner (2004)						
L. Cuyutlán	05/2004-06/2005	1.6		0.4				--	--				3.0			--	--			Sosa-Ávalos et al. (2013)						
L. Juliapan	1993	7.6	6.2	9.4	2.6	0.4	6.6	--	5.2	2.4	12.0	--	5.1	0.5	29.6	9.8	12.0	4.4	23.7	Contreras y Warner (2004)						
L. Nuxco	1975	3.5	2.7	5.1	0.8	0.4	3.7	2.3	3.0	1.4	7.1	--	0.3	0.1	0.4	3.7	--	--	--	Contreras y Warner (2004)						
L. Mítila	1975	4.5	3.5	6.0	0.2		1.8		3.5	1.6	8.0	--	0.5	0.2	1.0	4.0	--	--	--	Contreras y Warner (2004)						
L. San Marcos	1975	5.2	5.0	5.4	3.4	1.1	5.0	5.5	7.8	1.2	15.1	--	0.5			8.3	--	--	--	Contreras y Warner (2004)						
L. Chautengo	1975	4.7	3.0	5.9	1.3	0.4	2.0	2.0	6.7	1.1	16.7	--	0.5	0.2	1.0	7.3	--	--	--	Contreras y Warner (2004)						
L. Coyuca	1999	4.7	0.0	7.3	16.6	0.0	57	30.2	29.1	1.6	17.2	--	1.1	0.6	2.2	30.2	82.0	6.7	139	Contreras y Warner (2004)						
L. Corralero	1992-1993	4.2	1.5	9.0	6.7	0.8	54	10.6	6.6	0.0	28.7	--	13.2	1.2	66.2	20.0	24.3	2.3	207	Contreras y Warner (2004)						
S. Chacahua-Pastoria	1992	4.7	1.3	8.8	3.0	1.1	6.6	6.4	6.8	2.5	12.7	--	18.4	2.1	63.1	23.5	17.7	0.0	39	Contreras y Warner (2004)						
L. Maniatepec	1989	2.4	1.8	2.9	2.9	0.1	4.3	7.6	14.2	3.7	28.8	--	5.6	3.5	8.2	20.1	--	--	--	Contreras y Warner (2004)						
S. Superior e Inferior	1987	4.7	2.1	7.4	2.3	0.9	7.0	6.1	4.0	1.1	7.9	--	1.7	0.2	4.7	5.7	8.4	0.4	51.2	Contreras y Warner (2004)						
L. Mar Muerto	1987	4.3	0.6	5.8	1.8	0.8	3.4	6.1	3.8	0.6	6.9	--	0.6	0.3	1.3	4.4	21.4	3.6	36.9	Contreras y Warner (2004)						
S. Joya-Buena Vista	1987	3.8	0.3	9.7	4.7	0.6	13.2	9.4	1.3	32.8	6.4	1.6	12.5	--		8.1	137	1.7	482	Contreras y Warner (2004)						
S. Carretas-Pereyra	1990-1991	3.3	0.9	8.2	14	0.6	56	21.9	2.7	62.9	8.9	0.2	59.5	--	2.7	0.8	13.7	11.9	1.3	61	40	0.0	121	Contreras y Warner (2004)		
S. Carretas-Pereyra	1998	5.5	0.8	10.0	0.9	0.1	6.8	2.0	0.4	10.1	3.7	0.3	9.0	--	7.8	0.3	75.9	14.3	1.4	81	57	8.6	194	Contreras y Warner (2004)		
S. Carretas-Pereyra	2000	5.0	3.3	6.5	2.0	0.1	4.2	10.6	1.6	24.2	2.2	0.3	8.3	--	3.1	0.8	11.8	5.0	1.2	12	25	2.7	96	Contreras y Warner (2004)		
S. Chantluto-Panzacola	1990-1991	3.0	0.1	5.9	8.5	1.2	46	14	3	52	6.9	0.6	57.4	--	3.8	0.7	10.0	10.8	3.9	60	26	0.1	143	Contreras y Warner (2004)		
S. Chantluto-Panzacola	1997	3.0	0.8	4.8	1.7	0.1	4.6	3.2	0.7	11.4	3.3	0.1	13.8	--	4.8	0.3	21.4	8.1	2.9	22	26	8.1	102	Contreras y Warner (2004)		
S. Chantluto-Panzacola	1999	3.3	0.6	5.3	1.9	0.2	4.5	4.2	1.8	7.3	3.2	1.1	5.7	--	4.2	0.0	22.2	6.9	1.1	24	12	0.0	54	Contreras y Warner (2004)		
S. Chantluto-Panzacola	2000	3.6	1.9	7.2	1.3	0.2	2.3	5.5	0.4	16.2	4.9	0.4	19.0	--	5.7	1.1	34.3	10.5	3.1	35	16	0.6	47	Contreras y Warner (2004)		
S. Chantluto-Panzacola	10/2008-11/2009	2.7	1.7	5.7	57	21	102	117	53.9	199	23.7	7.7	63.2	0.8	0.1	2.1	68	16	100	87	28	140	18.3	4.9	43	Gómez-Ortega (2014)

B = Bahía; E=Estero; L = Laguna ; S = Sistema lagunar; Recopilación = Información generada durante más de 20 años de trabajo de campo y laboratorio sobre aspectos hidrobiológicos.

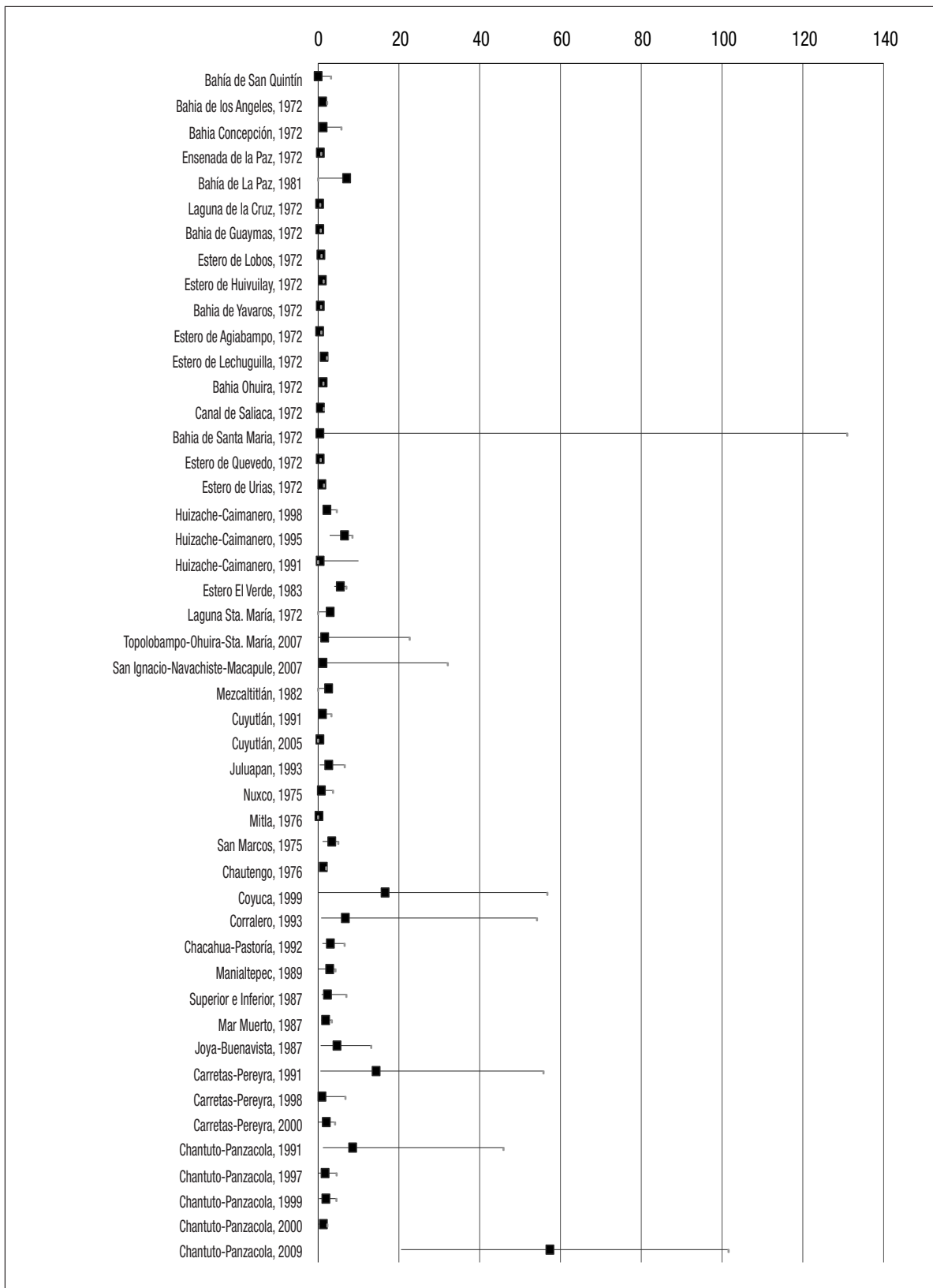


Figura 3. Concentración promedio, mínima y máxima de ortofosfatos (μM) en ambientes costeros del Pacífico mexicano. ■ = Promedio.

Tabla 3. Valores promedio, mínimos y máximos de oxígeno disuelto, nutrientes y clorofila a en ambientes costeros del golfo de México y Caribe mexicano.

Sistema	Fecha mes/año	O ₂ Dis. (mg/L)			PO ₄ (µM)			P Tot. (µM)			NH ₄ (µM)			NO ₃ (µM)			NO ₃ +NO ₂ (µM)			N Tot. (µM)			Clor. a (µg/L)			Referencia		
		Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max			
L. Madre	1987	5.4	4.0	9.2	3.1	0.1	7.6	8.6	5.3	0.8	20.7	--	--	2.6	0.4	5.9	7.9	2.9	22.9	8.0	0.0	54.7	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Pueblo Viejo	1994-1995	6.6	3.5	9.2	2.9	1.0	9.1	5.8	8.2	1.3	31.3	--	--	4.2	0.3	18.0	13.0	3.1	38.0	10.8	0.0	64.1	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Tamiahua	1980-1981	6.6	2.4	12.8	1.2	0.1	17.2	2.3	5.8	0.1	24.5	--	--	1.9	0.1	10.8	7.6	0.4	31.2	12.7	0.0	53.5	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Tamiahua	1994-1995	5.7	2.1	11.7	2.7	0.1	7.4	4.5	9.7	0.7	32.0	--	--	3.6	0.7	13.6	12.9	1.5	38.7	15.3	0.0	170.0	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
R. Tuxpan	1979-1980	4.9	3.6	6.1	0.6	0.3	1.2	1.0	5.3	0.7	9.5	--	--	2.2	0.4	8.6	8.5	2.6	18.0	8.1	4.2	15.7	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Tampamachoco	1979-1980	4.2	2.2	6.6	0.6	0.1	1.4	2.7	4.9	0.1	15.1	--	--	0.9	0.2	4.5	6.0	0.5	15.6	5.3	0.3	16.1	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Tampamachoco	1990-1991	4.9	1.8	9.0	8.8	0.1	37.2	15.7	7.4	0.0	39.0	--	--	4.5	0.4	55.6	11.8	1.1	74.7	21.9	0.0	105.1	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Tampamachoco	1994-1995	5.5	1.8	8.2	4.4	1.2	14.0	5.9	8.8	1.0	27.7	--	--	5.4	1.0	20.0	14.4	3.3	34.3	23.2	0.0	254.0	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Tampamachoco	01/2009-04/2010	5.3	2.8	9.6	2.7	0.0	8.0					0.01	2.9	1.4	55.0				21.1	18.2	31.4	Gutiérrez-Vivanco (2010)						
L. Tampamachoco	02/12	4.3	0.3	9.1	9.7	0.0	89	21.3	2.6	123.9	17.0	0.7	35.0	0.3	0.0	0.9	1.4	0.1	0.7	30.9	5.0	70.7	5.3	1.6	13.6	de la Lanza <i>et al.</i> (2013)		
L. de Tampamachoco	2012				0.3	0.1	2.5		0.1	0.0	1.6			0.3	0.0	1.3										Rivera-Guzmán <i>et al.</i> (2014)		
E. Casitas	2012				3.5	0.2	22.8		0.3	0.0	2.9			8.0	0.0	41.5											Rivera-Guzmán <i>et al.</i> (2014)	
L. Grande y Chica	2012				7.1	0.0	16.3		3.2	0.0	35.5			0.0	0.0	0.2											Rivera-Guzmán <i>et al.</i> (2014)	
L. La Mancha	1980-1981	3.9	0.3	5.8	4.7	2.4	8.9		4.3	1.4	14.3	--	--	3.3	1.4	14.3	7.6	4.0	16.2	9.4	4.3	23.3	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. La Mancha	04/1989-04/1990				0.1	3.1						0.1	3.8	0.4	3.1				19.3	4.9	29.0	Barreiro-Giemes y Balderas-Cortés (1991)						
L. La Mancha	2012				1.5	0.0	5.8		2.0	0.0	9.8			1.1	0.0	11.4											Rivera-Guzmán <i>et al.</i> (2014)	
L. Farallón	02/2012	6.6	1.1	9.4	3.2	12.0	80.5	21.3	160.0	1.9	1.4	2.8	0.6	0.4	0.8												de la Lanza <i>et al.</i> (2013)	
L. El Llano	02/2012	4.5	3.8	11.8	11.9	11.0	21.0	24.0	20.0	30.7	0.0	0.0	0.1	0.1	1.3	0.1	0.0	0.3	4.6	91.8							de la Lanza <i>et al.</i> (2013)	
L. Verde	02/2012	5.7	3.0	7.7	11.8	10.7	13.2	21.9	15.2	34.8	0.2	0.0	1.4	0.4	0.3	0.5	0.1	0.0	20.4	26.4	35.7						de la Lanza <i>et al.</i> (2013)	
L. Mandinga	1982	3.9	2.5	4.7	2.1	1.2	2.8	5.3	7.7	4.7	10.3	--	--	3.3	1.6	5.5	11.1	6.3	13.9	34.3	11.4	55.5	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Mandinga	1996-1997	4.6	3.7	5.6	1.0	0.2	1.7	3.0	6.5	2.0	10.3	--	--	4.7	2.1	11.8	11.2	4.6	17.2	23.9	10.3	52.0	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Alvarado	1966	4.3	2.7	7.7																							Villaobos <i>et al.</i> (1975)	
L. Alvarado	1967																										Margalef (1975)	
L. Alvarado	1996-1997	5.4	2.7	7.9	2.0	0.0	13.4	4.6	11.8	1.2	44.8	--	--	5.8	0.5	20.1	17.6	4.9	45.8	27.6	4.9	219.3	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Alvarado	1986-1987	6.5	1.6	8.1	1.2	0.0	5.6					0.1	7.1	0.0	7.2	33.4	0.0	165.0	7.3	3.2	15.0					de la Lanza-Espino y Lozano-Montes (1998)		
L. Alvarado	2012				4.2	0.2	34.7		5.6	0.0	20.0			0.9	0.0	3.1											Rivera-Guzmán <i>et al.</i> (2014)	
L. Sontecomapan	1992	5.9	3.5	8.5	2.3	1.0	5.3	3.5	11.3	1.8	32.7	--	--	6.0	0.7	14.8	17.5	3.5	47.5	24.9	0.0	161.8	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Sontecomapan	10/2002-10/2003																											Alé-Castillo y G. Vázquez (2008)
L. del Ostión	1984-1985	4.5	2.9	5.3	7.4	4.5	9.5	--	16.8	7.0	33.7	--	--	2.4	0.9	4.5	19.4	9.8	35.5	9.3	2.6	20.5	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
R. Calzadas	1984-1985	4.0	1.8	8.2	10.0	13.4	10.4	--	257	49.2	526.0	--	--	32.4	16.1	55.8	290	66.9	551	53.9	16.2	125.8	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Carmen	1985-1986	4.1	3.0	5.5	2.6	1.0	4.2	--	11.6	5.5	29.0	--	--	2.9	0.3	7.5	14.5	5.8	36.5	18.8	12.7	25.4	Contreras <i>et al.</i> (1996)					
L. Machona	1985-1986	4.3	3.5	4.9	3.2	0.6	7.2	--	8.5	4.5	16.9	--	--	3.5	0.2	11.3	12.0	4.7	28.2	15.4	4.7	22.8	Contreras <i>et al.</i> (1996)					

Tabla 3 (continuación).

Sistema	Fecha mes/año	O ₂ Dis. (ml/L)			PO ₄ (µM)			P Tot. (µM)			NH ₄ (µM)			NO ₂ (µM)			NO ₃ +NO ₂ (µM)			N Tot. (µM)			Clor. a (µg/L)			Referencia		
		Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max	Prom.	Min	Max			
L. Mecocacán	1985-1986	3.7	3.0	4.5	1.7	0.4	3.7	--	--	--	9.7	5.1	13.7	--	--	2.1	0.2	4.9	11.8	5.3	18.6	15.4	6.7	21.4	13.3	3.8	64.0	Contreras <i>et al.</i> (1996)
L. Pom-Astasia	04/1992-04/1993				1.0	0.5	2.5				2.5	6.9	0.1	2.7														Barreiro-Guemez y Aguirre-León (1999)
L. de Términos	1974	4.7	4.6	5.0	0.5	0.3		--		10.1			--		0.5	0.1	1.4	10.6									Contreras <i>et al.</i> (1996)	
L. de Términos	03/1974-02/1975	4.6			0.1			--		5.0					0.3													Vázquez-Botello (1978)
L. de Términos	1986-1987	4.9	2.9	9.6	0.9	0.0	6.7			0.7	0.1	1.5	0.2	0.0	0.6	0.3	0.0	1.6				7.9	3.2	19.9			de la Lanza-Espino y Lozano-Montes (1998)	
E. Sabancuy	03/06/2009	3.1	4.8		1.2	5.2	0.3	0.6			4.9	40.5	0.3	0.6														González-Solis y Torruco (2013)
L. Celestún	1994				2.5			5.5			4.8	0.1	10.2	--		2.4	0.2	9.8	8.7	0.2	18.4	7.2						Contreras <i>et al.</i> (1996)
L. Celestún	04/1987-02/1988	3.8	1.5	7.5	2.0	1.3	2.7	--			5.4	4.7	6.1	0.4	0.5	7.7	6.3	9.0	--			3.0	5.0	22.0				Herrera-Silveira (1994 a, b)
L. Celestún	2001-2006	3.6	2.4	5.4	1.1	0.3	2.3				11.8	0.1	40.7	0.7	0.2	1.4	4.0	0.5	12.8			3.9	0.1	14.8				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2009)
L. Chelem	2001-2006	5.6	2.4	9.2	0.5	0.0	2.5	--			9.5	2.1	40.2	0.2	0.0	0.7	3.2	0.3	20.9	--		2.2	0.2	10.5				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2009)
L. Dziliam	2001-2006	5.0	1.9	8.3	0.2	0.0	1.2	--			2.4	0.4	7.0	0.3	0.0	2.0	4.8	0.1	31.0	3.9		3.9	1.5	8.6				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2009)
L. Dziliam	09/1998-08/1999	1.3	7.0		0.0	0.4		--			2.0	6.0	0.1	0.9								--						Medina-Gómez y Herrera-Silveira, 2003
R. Lagartos	11/1994-08/1995	3.4	0.4	7.5	0.1	0.0	1.4				3.2	1.5	8.2	0.1	0.0	0.5	0.7	0.1	3.8									Valdéz-Lozano y Real (2004)
R. Lagartos	2001-2006	5.8	2.8	9.9	1.4	0.0	7.2	--			5.1	0.6	20.0	0.8	0.0	12.0	2.7	0.1	44.0	--		4.7	0.0	15.0				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2009)
L. Yalahau	11/1999-08/2002	3.7	0.0	7.4	0.2	0.0	12.3				5.0	0.3	24.6	0.2	0.0	1.1	1.8	0.0	44.7									Tran-Kim <i>et al.</i> (2008)
L. Holbox	2001-2006	4.2	2.6	5.4	0.6	0.1	1.0	--			4.7	1.2	13.0	0.4	0.0	1.9	0.7	0.0	2.6	--		2.0	0.4	6.1				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2009)
L. Chelem	01/1988-10/1992	4.0	0.2	10.9	0.6	0.0	9.5				7.8	0.1	54.0	0.3	0.0	5.0	2.8	0.1	24.0			4.6	0.4	46.8				Valdéz-Lozano <i>et al.</i> (1998)
L. Chucmochuk	2001-2006	5.1	3.2	8.0	0.6	0.0	1.4	--			5.1	0.1	29.0	0.8	0.1	2.7	0.5	0.0	3.2	--		3.2	0.1	17.0				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2009)
L. Nichupté	07/2002-01/2003	4.6	2.7	5.7	0.0	0.0	0.1				6.2	1.5	42.1	0.2	0.0	0.4	1.1	0.5	2.7									Valdéz-Lozano <i>et al.</i> (2006)
L. Nichupté	2001-2006	5.8	2.8	7.9	0.4	0.0	1.5	--			8.6	1.9	30.2	1.0	0.0	4.4	8.6	0.2	43.2	1.6		1.6	0.2	6.3				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2010)
L. Bojorquez	2001-2006	5.1	2.7	7.2	0.6	0.2	1.2	--			6.2	0.4	26.0	0.9	0.0	4.7	9.0	1.0	29.0	--		1.4	0.2	3.8				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2010)
L. Ascension	2001-2006	7.1	2.8	12.8	0.2	0.0	1.3	--			1.8	0.0	9.4	0.4	0.0	1.6	1.0	0.0	10.0	--		0.4	0.0	1.2				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2010)
B. Chetumal	2001-2006	6.2	1.3		0.5	0.0	1.9	--			12.7	0.5	36.2	1.2	0.0	6.2	2.5	0.1	12.6	--		1.0	0.0	4.1				Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2010)

L = Laguna; R = Río; E = Estero; B = Bahía.

Ejemplo de estos casos son la laguna La Joya Buenavista, en donde se han registrado máximos de 10 mL/L, o Chantuto-Panzacola, con máximos de 6 mL/L determinados a mediodía, cuando se presenta la máxima actividad fotosintética. Aun en la década de 1990, se cuantificaron contenidos hipóxicos, pero con máximos cercanos a la saturación (100%) en un mismo sistema, como es el caso de la laguna de Chantuto-Panzacola en 2000 y 2015. Otros casos similares son la laguna de Coyuca de Benítez, que en 1999 presentó un amplio intervalo, desde anoxia hasta sobresaturación (>100%), con niveles que superaron los 8 mL/L; de manera similar, la laguna de Chelem, en 1998, presentó niveles de este gas con una fluctuación entre la anoxia (0.2 mL/L) y la sobresaturación (10.9 mL/L) (Tabla 2; Figs. 1 y 2). Estos sistemas costeros han experimentado un incremento de asentamientos ribereños y, por lo tanto, de sus descargas de aguas negras ricas en materia orgánica que requiere de oxígeno para descomponerse o remineralizarse, con tendencia a la hipoxia; sin embargo, puede haber incrementos de oxígeno por una fotosíntesis muy activa, como respuesta a una alta productividad primaria por un aporte alto de nutrientes.

Los contenidos de ortofosfatos (Figs. 3-4) se encuentran en un intervalo de no detectable hasta 5 μM en 80% de los casos, y con 10 μM en 11% de los casos; la última concentración incluso puede considerarse como "normal", por lo determinado en años atrás en las lagunas La Joya Buenavista (1987), Ohuira (1978), Santa María (1978), Huizache y Caimanero (1998) y Manialtepec (1989).

Por arriba de esas concentraciones se considera una condición de eutrofia, como en el río Calzadas (que descarga en la laguna del Ostión), que ha alcanzado contenidos máximos de 104 μM (Tabla 3; Fig. 4). Cabe recordar que niveles superiores a los 10 μM dependerán no sólo de las descargas antropogénicas, sino también de la geomorfología y geoquímica de este nutriente, en donde el sedimento juega un papel

importante; así como de otros factores asociados al sustrato, como: condiciones hidrodinámicas y de desecación, tasas de sedimentación, remoción por efecto de viento y marea y químicos de óxido reducción, entre otros, que incrementan o disminuyen la concentración de fósforo:

Por ejemplo, Aguíñiga y Álvarez-Borrego (1989) determinaron que en el estero de Punta Banda los contenidos de fósforo fueron mayores durante la bajamar ($\text{PO}_4\text{max} = 30\mu\text{M}$) con respecto a estos mismos en la pleamar ($\text{PO}_4\text{max} = 3\mu\text{M}$). Esto sugiere que durante el flujo existe una entrada de agua de la columna hacia los sedimentos y que durante el reflujó salen tanto fosfatos como amonio del agua intersticial de los sedimentos.

En el caso de los nitratos (Figs. 5-6), su intervalo de concentración ha ido ampliándose no sólo por las descargas de aguas negras urbanas, sino también por el uso constante e intensivo de fertilizantes que escurren de los campos agrícolas a los ríos, los cuales desembocan en los ecosistemas costeros. Dicho incremento es visible en la Laguna Chantuto-Panzacola entre los años 1991 a 2015, cuando alcanzó un contenido por arriba de 100 μM , nivel anormal de lo comúnmente registrado en ambientes costeros. Riley y Chester (1971) proponen como niveles "normales" para el ambiente marino, máximos de 35 μM ; sin embargo, en sistemas costeros, como las lagunas, estas últimas concentraciones pueden ser cercanas a 50 μM , sin que sean consideradas como eutrofizadas.

En el caso del amonio (Figs. 7- 8), es un ión que se puede encontrar normalmente con una variación espacio temporal dependiente, entre otros factores, de la geomorfología local con condiciones particulares de aislamiento de baja circulación y vegetación en descomposición. En la laguna de Huizache-Caimanero se determinaron contenidos cercanos a 30 μM y 3 años después poco más de 80 μM , resultado de los citados factores. Concentraciones máximas similares también se han registrado en diversos ambientes del golfo de México y Caribe (Tabla 3; Figs. 7-8).

Tabla 4. Concentraciones de fósforo total (Pt) y nitrógeno total (Nt) en diversas lagunas costeras mexicanas.

Laguna	Pt (μM)	Nt (μM)	Laguna	Pt (μM)	Nt (μM)
Topolobampo-Ohuira, Sin.	3.1	35.5	Laguna Madre, Tam.	9.12	8.18
Navachiste-San Ignacio, Sin.	2.09	35.5	Pueblo Viejo, Ver	0.97	9.31
Santa María-La Reforma, Sin.	2.69	35.71	Tamiahua, Ver.	1.84	9.12
Ceuta, Sin.	5.38	70.89	Tampamachoco, Ver.	4.05	14.06
Chautengo, Gro.	1.98	10.18	Río Tuxpan, Ver.	3.56	14.82
Mitla, Gro.	1.84	5.95	Mandinga, Ver.	3.03	15.42
San Marcos, Gro.	5.75	10.9	Alvarado-Camaronera, Ver.	9.83	13.35
Nuxco, Gro.	2	3.3	Sontecomapán, Ver.	5.82	24.6
Chacahua-Pastoría, Oax.	1.47	3.1	Río Calzada, Ver.	96.31	308.75
Manialtepec, Oax.	1.33	3.87	Ostión, Ver.	17.04	22.8
Lagartero, Oax.	19	79	Carmen-Pajonal-Machona, Tab.	8.7	18.43
Superior e Inferior, Oax.	6.8	6.69	Mecoacán, Tab.	5.12	11.9
Mar Muerto, Oax.	8.05	6.65	El Yucateco, Tab.	33.9	63.19
La Joya-Buena Vista, Chis.	10.78	9.15	Términos, Camp.	2.5	12.5

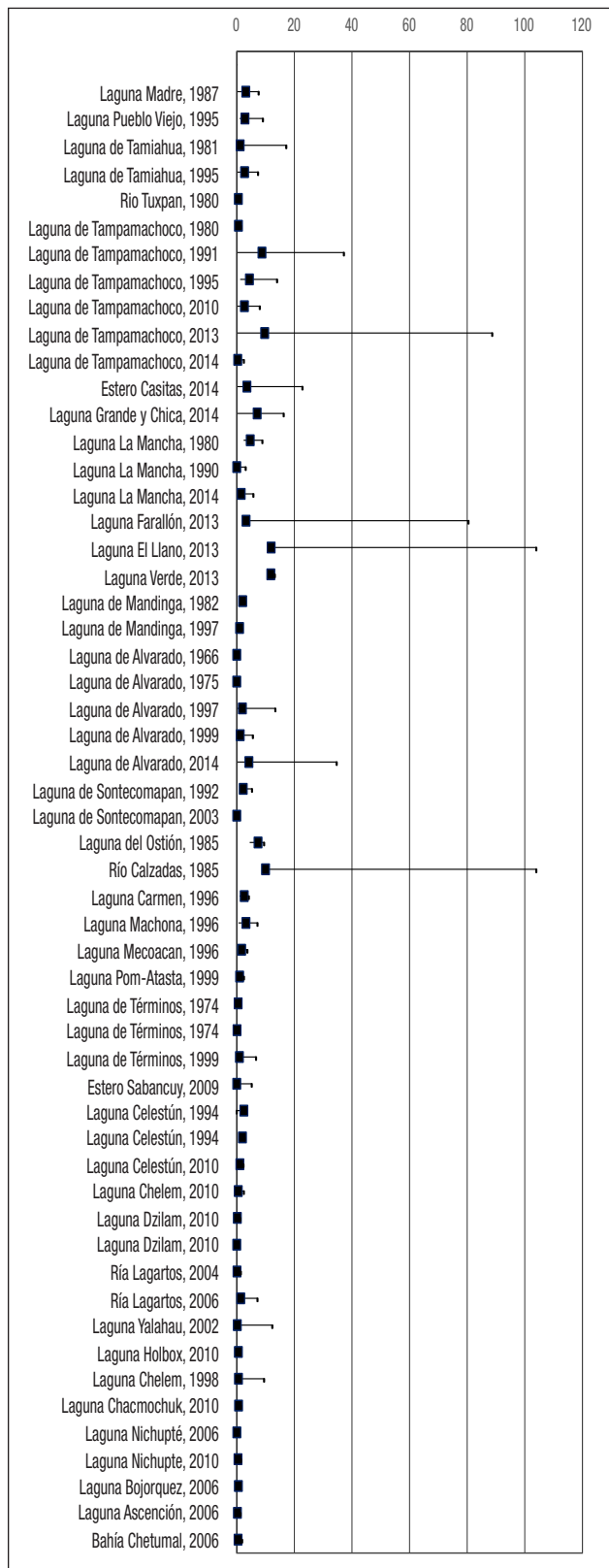


Figura 4. Concentración promedio, mínima y máxima de ortofosfatos (μM) en ambientes costeros del golfo de México y Caribe mexicano. ■ = Promedio.

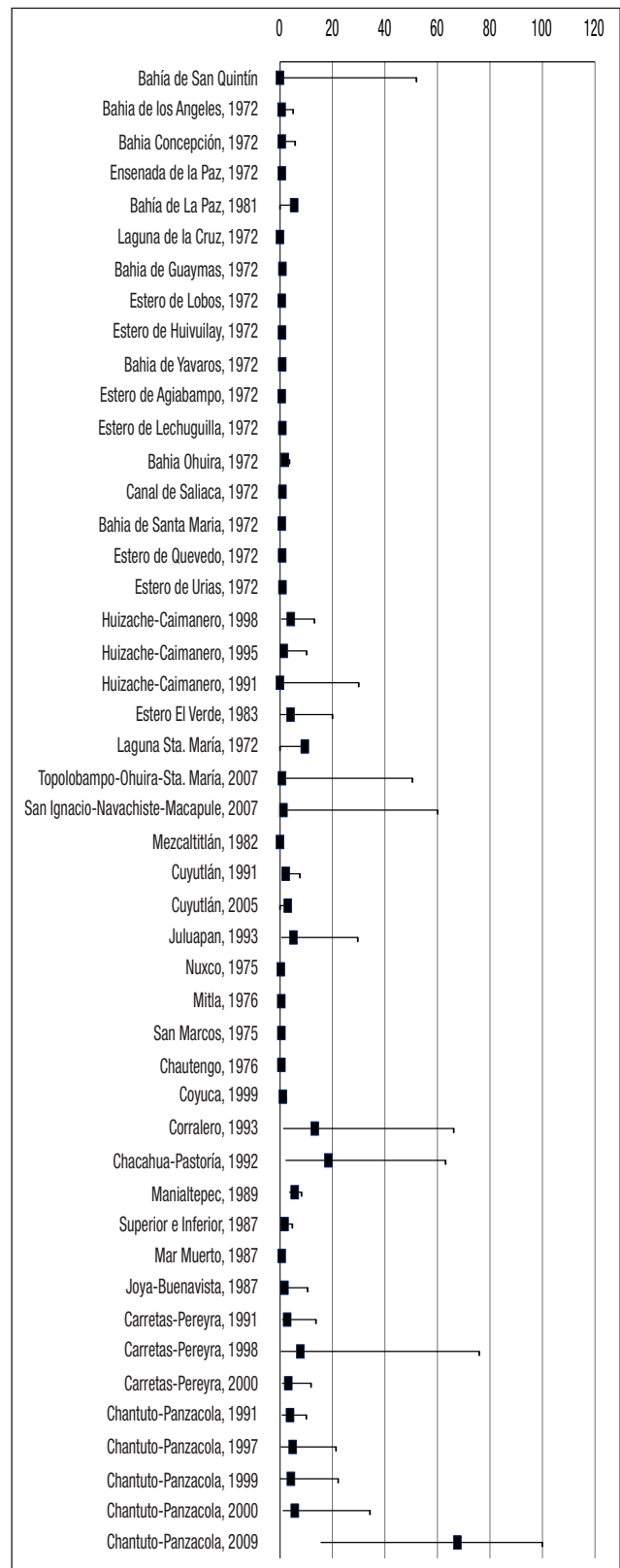


Figura 5. Concentración promedio, mínima y máxima de nitratos (μM) en ambientes costeros del Pacífico mexicano. ■ = Promedio.

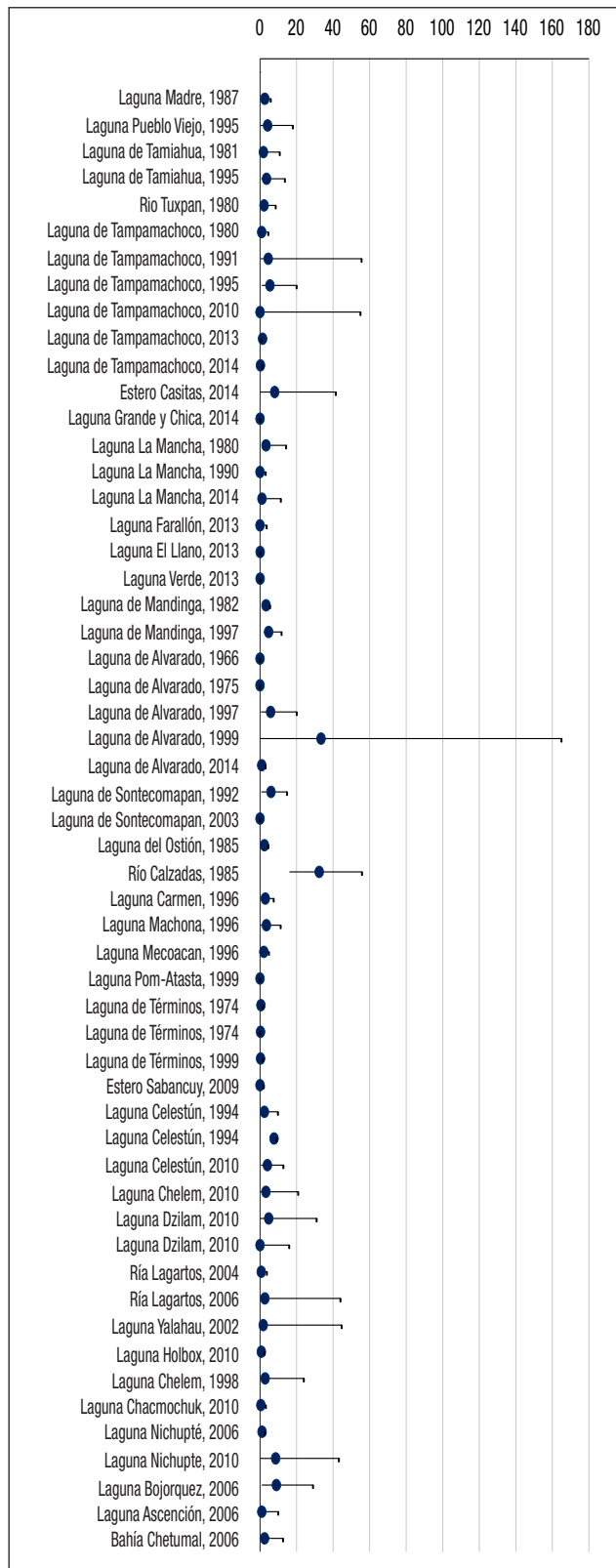


Figura 6. Concentración promedio, mínima y máxima de nitratos (μM) en ambientes costeros del golfo de México y Caribe mexicano. ● = Promedio.



Figura 7. Concentración promedio, mínima y máxima de amonio (μM) en ambientes costeros del Pacífico mexicano. ■ = Promedio.

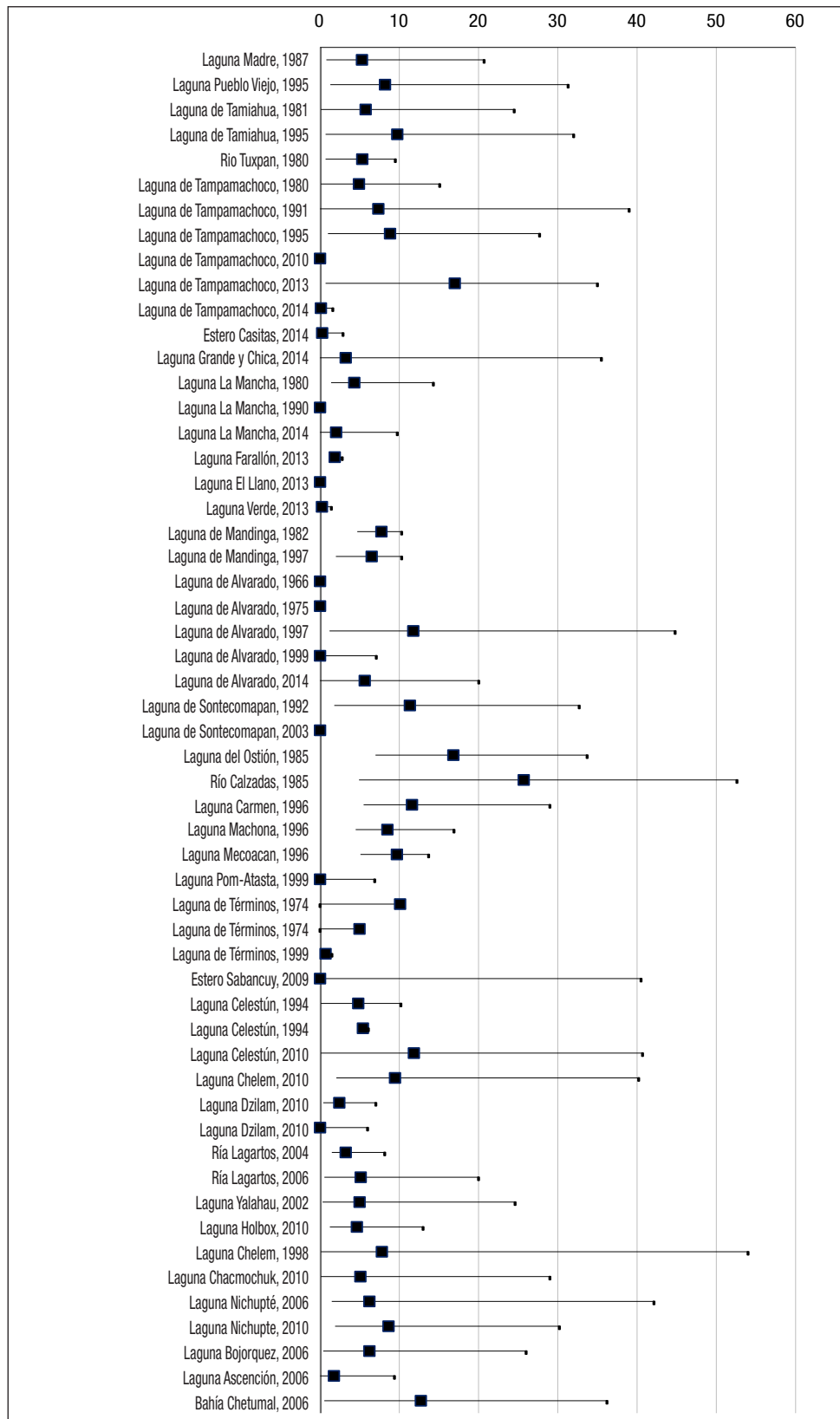


Figura 8. Concentración promedio, mínima y máxima de amonio (μM) en ambientes costeros del golfo de México y Caribe mexicano. ■ = Promedio.

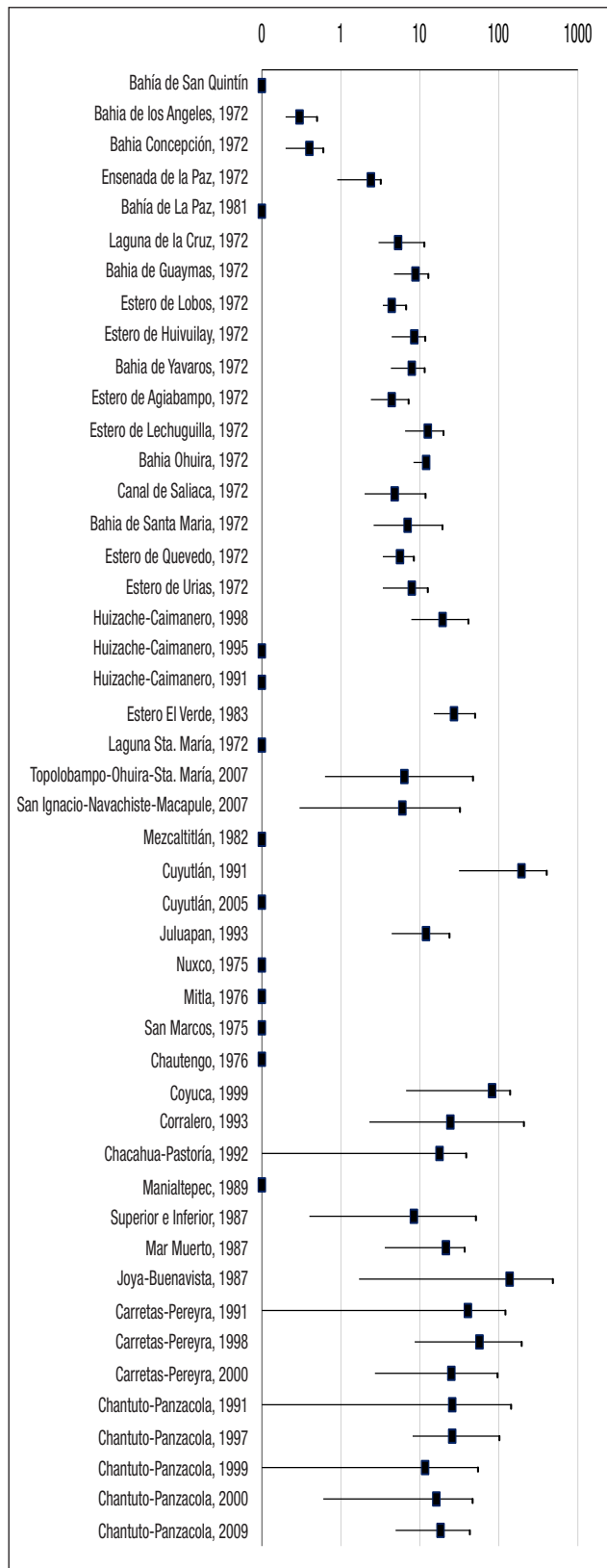


Figura 9. Concentración promedio, mínima y máxima de clorofila *a* (µg/L) en ambientes costeros del Pacífico mexicano. ■ = Promedio.

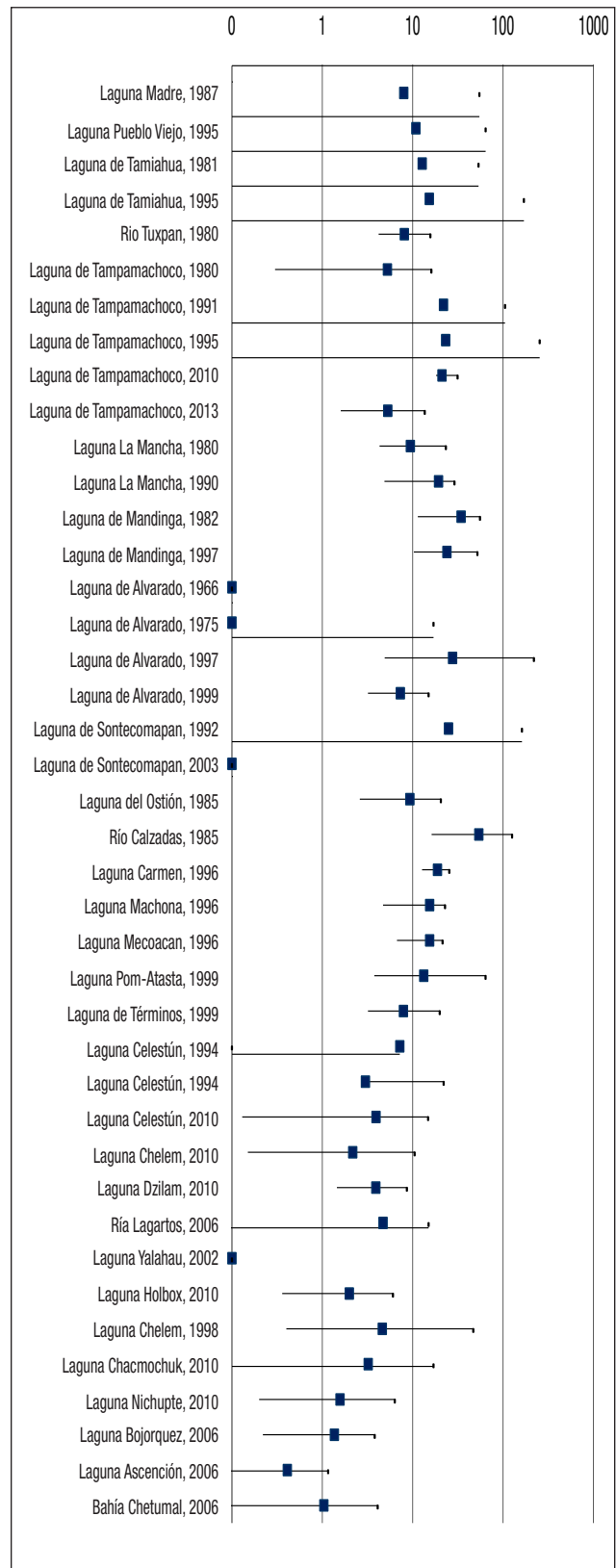
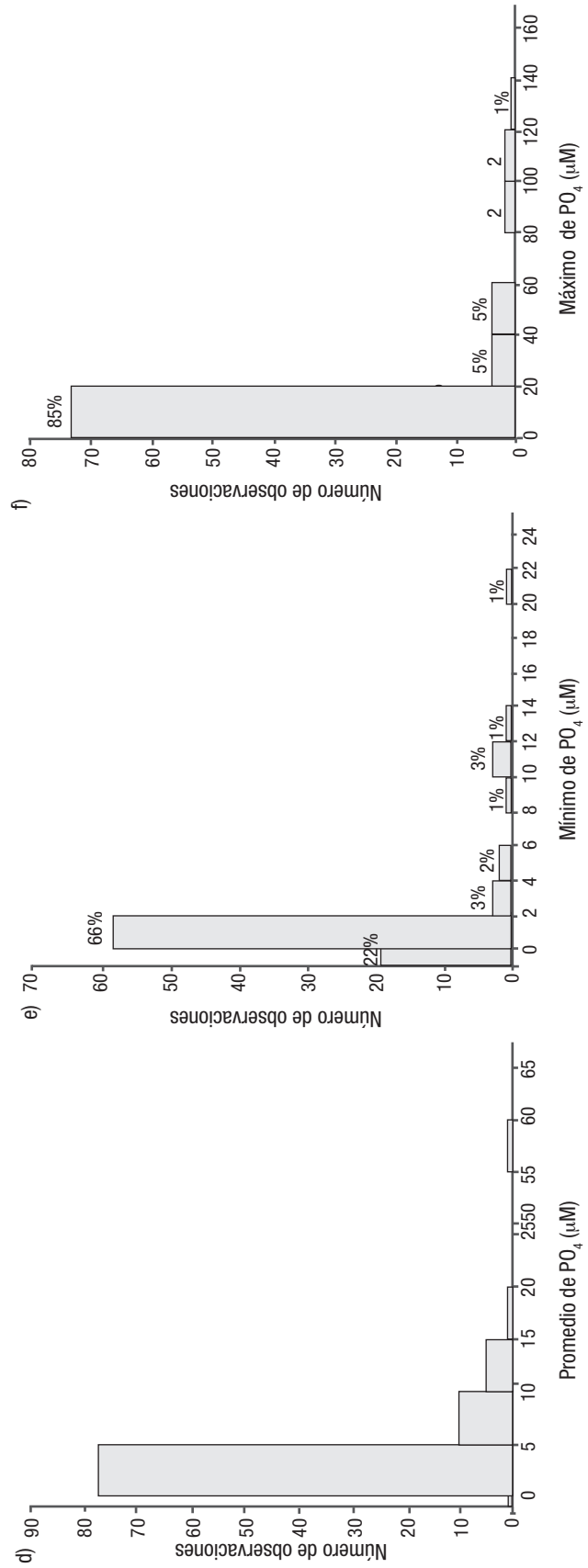
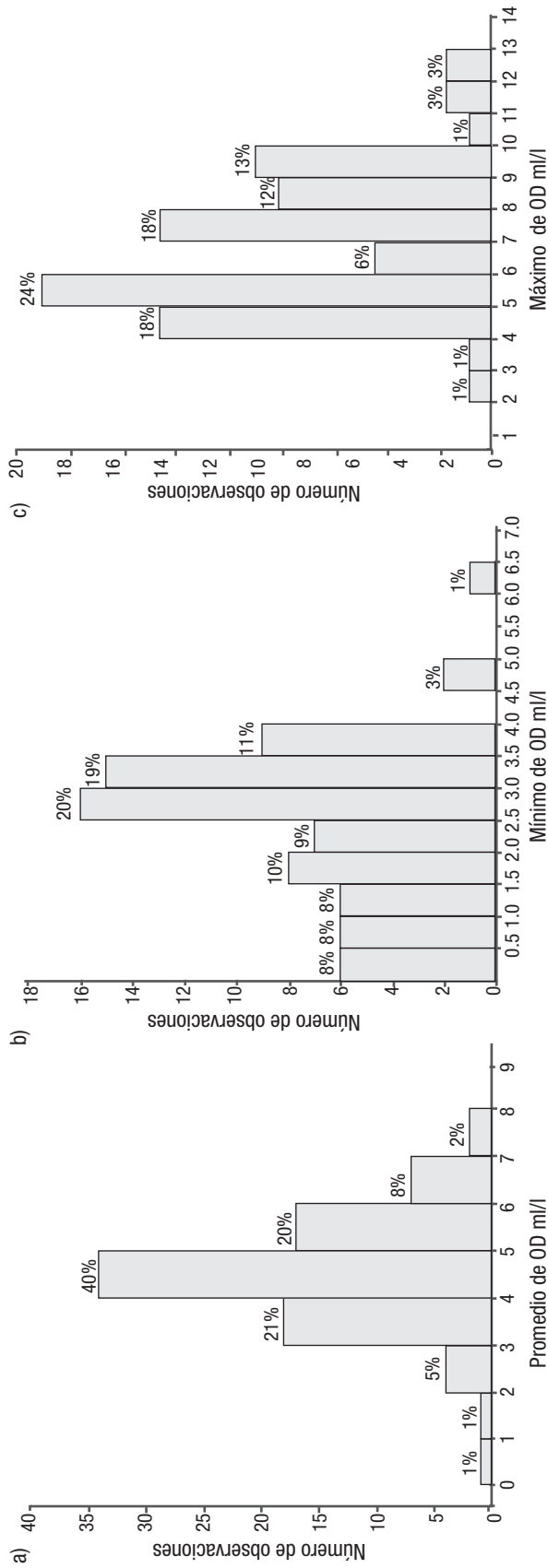
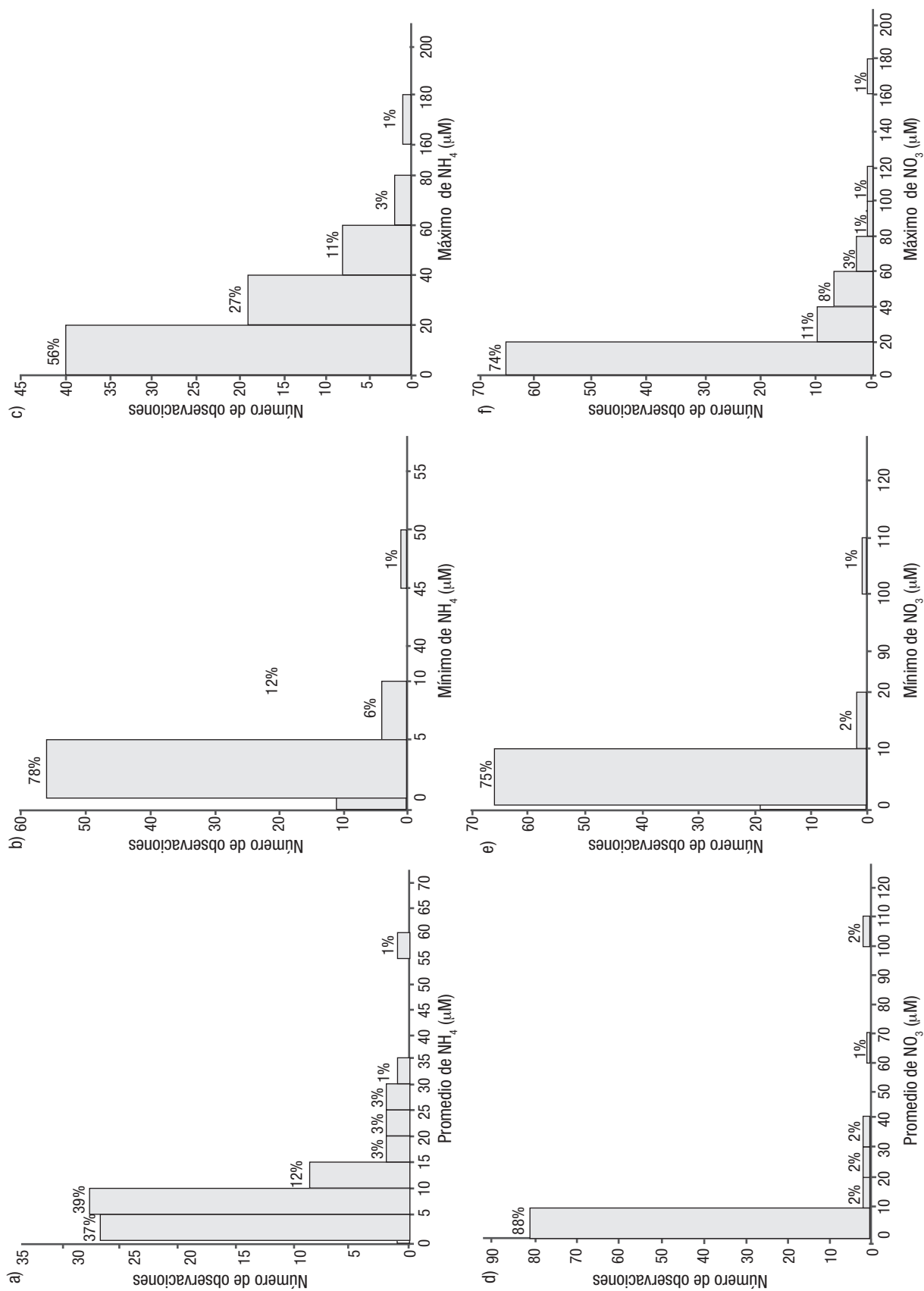


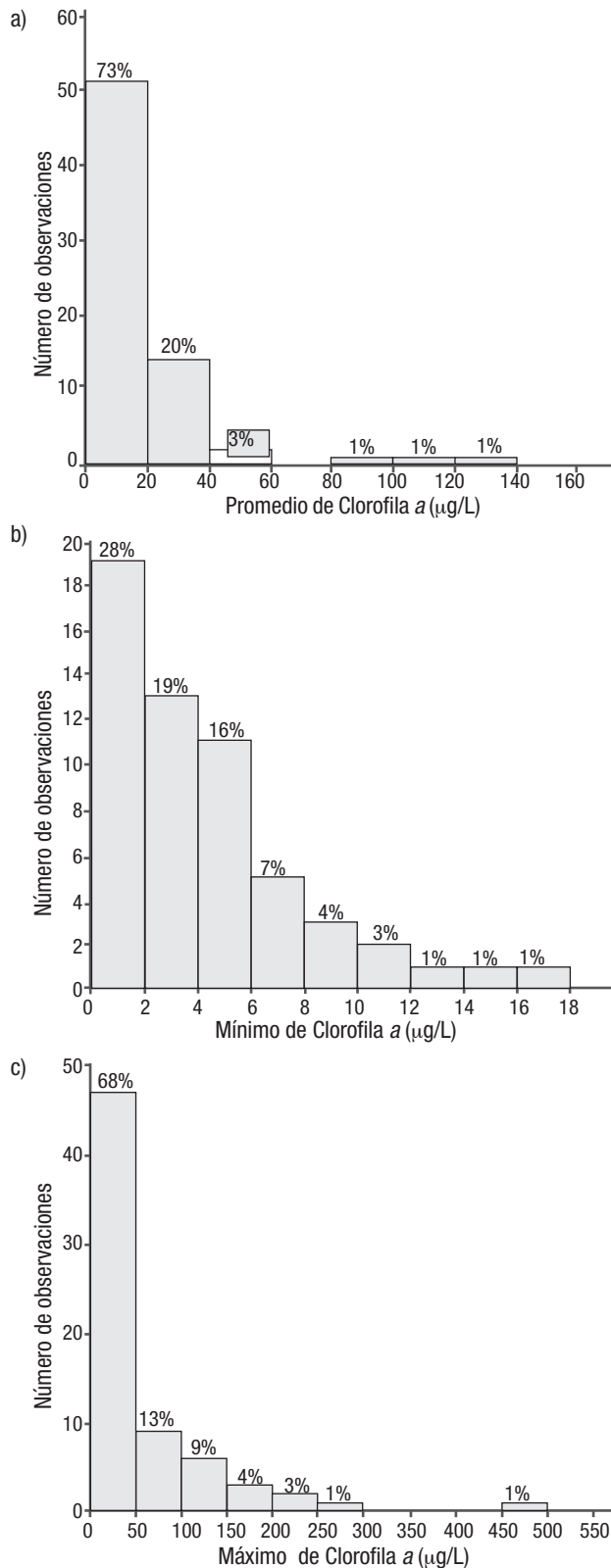
Figura 10. Concentración promedio, mínima y máxima de clorofila *a* (µg/L) en ambientes costeros del golfo de México y Caribe mexicano. ■ = Promedio.



Figuras 11a-f. Histogramas de frecuencia de los valores promedio, mínimo y máximo de distintos parámetros fisicoquímicos de 72 ambientes estuarinos y costeros mexicanos. a-c) Oxígeno (mL/L), d-f) Ortofosfatos (μM).



Figuras 12a-f. Histogramas de frecuencia de los valores promedio, mínimo y máximo de distintos parámetros fisicoquímicos de 72 ambientes estuarinos y costeros mexicanos. a-c) Amonio (μg/L), d-f) Nitratos.



Figuras 13a-c. Histogramas de frecuencia de los valores promedio, mínimo y máximo de distintos parámetros fisicoquímicos de 72 ambientes estuarinos y costeros mexicanos. a-c), Clorofila a (µg/L).

En el estero de Punta Banda, Aguiñiga y Álvarez-Borrego (1989) determinaron que las concentraciones fueron de un orden de magnitud mayor durante la bajamar (NH_4 , max = 50 µM) con respecto a estos mismos en la pleamar (NH_4 , max = 5 µM); dinámica de este nutriente explicado por dichos autores para el fósforo. Esto sugiere que durante el flujo existe una entrada de agua hacia los sedimentos, y durante el reflujo los fosfatos y el amonio salen del agua intersticial. Por lo anterior, las concentraciones fueron calificadas como eutróficas de manera natural, ya que no hay asentamientos urbanos ni descargas de aguas negras. En la laguna de Coyuca, en 1999, se determinaron contenidos cercanos a los 170 µM, por lo que esta laguna se clasificó como eutrofizada. El incremento de las concentraciones de nutrientes no se debe sólo a factores físicos naturales, como en el caso del estero de Punta Banda, sino también al aumento de las actividades antrópicas, como en la laguna Chantuto-Panzacola, que en 1991 se cuantificaron 52 µM y 25 años después (2015) se registraron 199 µM. Destaca por sus concentraciones promedio y máximas de amonio (49 y 526 µM, respectivamente), el río Calzadas en su descarga a la laguna del Ostión, correspondiente a una zona pantanosa sujeta adicionalmente a entradas de nutrientes de actividades industriales. Estos dos últimos ejemplos son considerados eutróficos culturales, resultado de las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en las zonas adyacentes a las lagunas.

En la tabla 4 se muestra una síntesis de determinaciones fisicoquímicas en diferentes lagunas costeras en las que se incluye el fósforo total y nitrógeno total. Estos dos parámetros no se determinan comúnmente e incluyen tanto formas orgánicas como inorgánicas (formas minerales), particuladas o disueltas, cuyos objetivos pueden diferir de las determinaciones fisicoquímicas rutinarias y ecológicas (no para calidad de agua) y con metodologías no comparativas. Destaca que los niveles más altos de fósforo total se determinaron en la Bahía de Ceuta, región en la que más se llevan a cabo actividades antropogénicas.

El contenido de clorofila *a* en los ecosistemas costeros es un índice que da idea de las condiciones tróficas naturales o culturales (Vázquez Botello *et al.*, 2006). Se caracteriza por su amplia variación temporal (fundamentalmente diurna) como espacial (distribución en parches). Bajo condiciones de no impacto por actividades antropogénicas, se han registrado desde <1 mg/m³ hasta poco más de 143 mg/m³, como en Chantuto-Panzacola en 1991, siendo ejemplo de un caso extremo; sin embargo, 25 años después (2015) se determinaron contenidos de 43 mg/m³, disminución que puede ser resultado de la distribución en parches del fitoplancton. Con base en la información recopilada, los intervalos de las concentraciones de este pigmento pueden oscilar entre < 4 a 20 mg/m³ (Tablas 2 y 3; Figs. 9-10), que representan entre 27% a 50%, respectivamente. Aunque este amplio intervalo también varía localmente; por ejemplo, la laguna La Cruz (Sonora) registró valores de clorofila *a* de 3.89 en verano y de 4.79 mg/m³ en invierno (Morales-Soto *et al.*, 2000).

CONSIDERACIONES FINALES

Se puede concluir que los amplios intervalos de concentración de los diferentes parámetros fisicoquímicos y de clorofila *a* aquí reportados son resultado tanto de factores y condiciones locales como de la interacción con ambientes adyacentes, por lo que presentan variaciones espacio-temporales, propias de latitudes tropicales y muchas veces con características únicas a cada ecosistema. Por lo anterior, esta va-

riabilidad debe tomarse en cuenta si se quiere generar un índice para clasificar los ambientes y reconocer los que han recibido un impacto antropogénico.

REFERENCIAS

- ACCORNERO, A., P. PICON, F. BOVEE, B. CHARRIERE & R. BUSCAIL. 2003. Organic carbon budget at the sediment-water interface on the Gulf of Lions continental margin. *Continental Shelf Research* 23 (1): 79-92. DOI: 10.1016/S0278-4343(02)00168-1
- AGUÍNIGA-GARCÍA, S. & S. ÁLVAREZ-BORREGO. 1989. Petacheo y variación temporal de amonio y fosfato en aguas intersticiales de sedimentos de entre mareas de una laguna costera. *Ciencias Marinas* 15 (3): 97-120.
- AKÉ-CASTILLO, J. A. & G. VÁZQUEZ. 2008. Phytoplankton variation and its relation to nutrients and allochthonous organic matter in a coastal lagoon on the Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 705-714. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.02.012
- ÁLVAREZ-BORREGO, S. 2004. Nutrient and phytoplankton dynamics in a coastal lagoon strongly affected by coastal upwelling. *Ciencias Marinas* 30 (1A): 1-19.
- ÁLVAREZ-BORREGO, S., J. R. LARA-LARA & M. J. ACOSTA-RUIZ. 1977. Parámetros relacionados con la productividad orgánica primaria en dos antecuarios de Baja California. *Ciencias Marinas* 4 (1): 12-21.
- ASTON, S. R., 1980. Nutrient, dissolved gases, and general biogeochemistry in estuaries. 233-262. In: Olausson, E. y Cato I. (Eds.) *Chemistry and biogeochemistry of Estuaries*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- BARREIRO-GÜEMES, M. T. & A. AGUIRRE-LEÓN. 1999. Distribución espacio-temporal de la biomasa fitopláctica en el sistema lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical* 47 (Supl. 1): 27-35.
- BARREIRO-GÜEMES, M. T. & J. BALDERAS CORTÉS. 1991. Evaluación de algunas comunidades de productores primarios de la laguna La Mancha, Veracruz. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 18 (2): 229-245.
- CERVANTES-DUARTE, R. & R. GUERRERO-GODÍNEZ. 1988. Variación espacio-temporal de nutrientes de la ensenada de La Paz, BC S., México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 15: 129-142.
- CLOERN, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253
- CONTRERAS E. F., O. CASTAÑEDA, R. TORRES & F. GUTIÉRREZ. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical* 44 (2): 417-425.
- CONTRERAS-ESPINOSA, F. & B. G. WARNER. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511 (1): 233-245. DOI:10.1023/b:hydr.0000014097.74263.54
- CZITROM, S. P. R., I. PENIÉ & G. DE LA LANZA-ESPINO 2010. Coastal ecosystem management using a wave-energy driven seawater pump: some engineering, and environmental aspects. In: Macro-engineering Seawater in Unique Environments. V. Badescu & R. B. Cathcart (Eds.). *Arid Lowlands and Water Bodies Rehabilitation*. Springer Science & Business Media.
- DAY, J. J., C. H. HALL, W. M. KEMP & A. YAÑEZ-ARANCIBIA. 1989. Estuarine Chemistry. In: Day, J. J., C.H. Hall, W. M. Kemp & A. Yañez-Arancibia (Eds.). *Estuarine Ecology*. Wiley. pp. 79-143.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 1984. Calidad ambiental de la Laguna de Mezcalitán, Nayarit, México, durante el estiaje. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 13: 315-328.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 1986. Calidad ambiental de la laguna de Mezcalitán, Nayarit, México, durante el estiaje. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 13 (3): 15-328.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 1991. Importancia ecológica de los ciclos biogeoquímicos en los sistemas lagunares costeros. In: Figueroa-Torres, M. G., C. Álvarez-Silva, A. Esquivel-Herrera y M. E. Ponce-Márquez (Eds.). *Fisicoquímica y biología de las lagunas costeras mexicanas*. Serie: Grandes Temas de la Hidrobiología I. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México. pp. 7-15.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 1994. Química de las lagunas costeras. In: de la Lanza-Espino & C. Cáceres-Martínez (Eds.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. UABCS. pp. 127-198.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 2014. Protocolo para el muestreo de calidad del agua en ríos endorréicos y exorréicos, y en humedales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012) Versión 1.0 Junio 2014. Programa Nacional de Reservas de Agua. 33 p.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. & F. FLORES-VERDUGO. 1998. Nutrient fluxes (NH₄ and PO₄) in a N.W. coastal lagoon Mexico associated with an agro-industrial basin. *Water, Air and Soil Pollution* 107: 105-120. DOI: 10.1023/A:1004913711608
- DE LA LANZA-ESPINO, G. & J. L. GARCÍA-CALDERÓN. 1991. Sistema lagunar Hui-zache y Caimanero, Sin. Un estudio socio ambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiológica* (1): 1-35.
- DE LA LANZA-ESPINO, G., S. HERNÁNDEZ-PULIDO & J. L. CARBAJAL-PÉREZ. 2013. Diagnóstico de la calidad del agua de cuatro lagunas costeras de Veracruz. In: A. V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez & G. Gold-Bouchot (Eds.). Golfo de México. *Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. pp. 817-838.
- DE LA LANZA-ESPINO, G., S. HERNÁNDEZ, J. CONDE & J. L. GARCÍA. 1991. Hidrología y difusión de nutrientes del sedimento en drenes agroindustriales periféricos en una laguna costera al NO de México. IV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo Chile. Memorias de resúmenes, p. 75.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. & H. LOZANO-MONTES. 1999. Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hidrobiológica* 9 (11): 15-30.

- DE LA LANZA-ESPINO, G., I. PENÍE-RODRÍGUEZ, S. CZITROM-BAUS & S. HERNÁNDEZ-PULIDO. 2011. Química de las aguas costeras. In: De la lanza Espino G. y Hernández Pulido S (Eds.). *Ambiente, biología, sociedad, manejo y legislación de sistemas costeros mexicanos*. Plaza y Valdés, WWF, INERENA. pp. 123-140.
- DENIS, L. & C. GRENZ. 2003. Spatial variability in oxygen and nutrient fluxes at the sediment-water interface on the continental shelf in the Gulf of Lyon (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta* 26 (4): 373-389. DOI: 10.1016/S0399-1784(03)00017-3
- DÍAZ, R. 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality* 30: 275-281. DOI: 10.2134/JEQ2001.302275X
- ESCOBEDO-URÍAS, D. C. 2010. Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa. Tesis Doctorado CICIMAR-IPN. 274 p.
- FLORES-VERDUGO, F. J., J. W. DAY, JR., L. MEE & R. BRISEÑO-DUEÑAS. 1988. Phytoplankton production and seasonal biomass variation of seagrass, *Ruppia maritima* L., in a tropical Mexican lagoon with an ephemeral inlet. *Estuaries* 11 (1): 51-58. DOI: 10.2307/1351717
- GALINDO, J. J., M. A. MEDINA, L. CECILIO-VILLAGRANA & C. LEONARDO-IBARRA. 1997. Environmental and Pollution Condition of the Huizache-Caimanero Lagoon, in the North-west of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 34 (12): 1072-1077. DOI: 10.1016/S0025-326X(97)00081-7
- GILMARTIN, M. & N. REVELANTE. 1978. The Phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Estuarine and Coastal Marine Science* 7: 1-47. DOI: 10.1016/0302-3524(78)90055-5
- GÓMEZ-ORTEGA, R. 2014. Ecología del Sistema Lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, basada en la aplicación e interpretación de algunos índices tróficos, parámetros físico-químicos y biológicos. Tesis Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. 71 p.
- GÓMEZ, R., C. TOVILLA, E. BARBA, O. CASTAÑEDA, F. J. VALLE, E. I. ROMERO & E. RAMOS. 2014. Índices tróficos de importancia ecológica y su relación con algunas variables físico-químicas en el sistema lagunar estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* 31(2): 47-57.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, A. & D. TORRUCO. 2013. Fish assemblage structure in relation to environmental conditions in a tropical estuary. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 48: 553-563. DOI: 10.4067/S0718-19572013000300012
- GUTIÉRREZ, M. F. J., R. TORRES M. & M. R. TORRES A. 1988. Importancia de la cuantificación de la urea en ecosistemas costeros. *Hidrobiológica* 8: 155-164.
- GUTIÉRREZ-VIVANCO, J. 2010. Variación espacio-temporal de los parámetros físico-químicos, clorofila a y nutrientes en la Laguna de Tampamachoco Veracruz (Golfo de México Occidental). Tesis IPN.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. 1994a. Correlaciones entre parámetros físicos, químicos y biológicos de la laguna de Celestún, Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 21 (1-2): 43-53.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. 1994b. Nutrients from underground water discharges in a coastal lagoon (Celestún, Yucatan, Mexico). *Verhein International Vereinungen Limnologie* 25: 1398-1401.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. & S. M. MORALES-OJEDA. 2009. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin* 59: 72-86. DOI: 10.1016/J.MAR-POLBUL.2008.11.017
- HOBBIÉ, J. E., B. J. COPELAND & W. G. HARRISON. 1975. Sources and fates of nutrients of the Pamlico River Estuary, North Carolina. In: Cronin, L. E. (Ed). *Estuarine Research*. pp. 287-302.
- KENNISH, M. J. 1986. *Ecology of Estuaries Vol. I Physical and Chemical Aspects*. CRC Press. Boca Ratón, Florida.
- MARGALEF, R. 1975. Fitoplancton Invernal de la laguna costera de Alvarado (México). *Anales del Instituto Botánico de Cavanilles* 32 (2): 381-387.
- MEDINA-GÓMEZ, I. & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: A multivariate approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 455-465. DOI: 10.1016/S0272-7714(03)00112-4
- MORALES-SOTO, J. C., J. E. VALDEZ-HOLGUÍN & R. CERVANTES-DUARTE. 2000. Cambio diario y estacional de la clorofila a y algunas variables fisicoquímicas en la Laguna La Cruz, Sonora, México. *Océanides* 15 (1): 25-33.
- OKOLODKOV, Y. B., F. C. MERINO-VIRGILIO, J. A. AKÉ-CASTILLO, A. C. AGUILAR-TRUJILLO, S. ESPINOSA-MATÍAS & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2014. Seasonal changes in epiphytic dinoflagellate assemblages near the northern coast of the Yucatan peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botánica Mexicana* 107: 121-151.
- REID, G. K. & R. D. WOOD. 1976. *Ecology of inland waters and estuaries*. D. Van. Norstrand Company.
- RILEY, J. P. & R. CHESTER. 1971. *Introduction to marine chemistry*. Academic Press. 465 p.
- RIVERA-GUZMÁN, N. E., P. MORENO-CASASOLA, S. E. IBARRA-OBANDO, V. J. SOSA & J. HERRERA-SILVEIRA. 2014. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean and Coastal Management* 87: 30-39. DOI: 10.1016/J.OCECOAMAN.2013.10.007
- SEMARNAP (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA). 1997. "Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales", *Diario Oficial de la Federación*, 6 de enero. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php
- SOSA-AVALOS, R., G. GAXIOLA-CASTRO, A. OLVOS-ORTIZ & L. SILVA-ÍÑIGUEZ. 2013. Nutrientes inorgánicos y producción del fitoplancton en una laguna costera subtropical de México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 48 (1): 143-154. DOI: 10.4067/S0718-19572013000100012.
- TRAN-KIM C., D. S. VALDEZ-LOZANO, E. REAL & O. ZAPATA-PÉREZ. 2008. Variaciones del índice de calidad en laguna Yalahau, Quintana Roo, México, basado en las características del agua y sedimentos, en el período 1999-2002. *Ciencias de la Tierra y el Espacio* 9: 20-29.

- VALDÉS-LOZANO, D.S. & E. REAL. 2004. Nitrogen and phosphorus in water and sediments at Ría Lagartos lagoon, Yucatán, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Marine Science* 33: 338-345.
- VÁZQUEZ-BOTELLO, A. 1978. Variación de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequía y lluvias (mayo y noviembre de 1974) en la Laguna de Términos. *Campeche, México. Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 5: 159-178.
- VÁZQUEZ-BOTELLO, A., F. CONTRERAS-ESPINOSA, G. DE LA LANZA-ESPINO & S. VILLANUEVA, 2006. Primary production in coastal lagoons. In: Isla, F. (Ed.). *Encyclopedia of Life Support Systems (ELOSS)*, Disponible en: www.greenplanet.eolss.net/EolssLogn/searchdt_categorysorted.asp. (Consultado el 30 de mayo de 2016)
- VILLALOBOS, F. A., S. GÓMEZ A., V. ARENAS, J. CABRERA, G. DE LA LANZA & F. MANRIQUE. 1975. Estudios hidrobiológicos en la laguna de Alvarado (Febrero -Agosto, 1966). *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Zoología* 46 (1): 1-34.
- WALSH, J. J., K. JOLLIFF, B. P. DARROW, J. M. LENES, S. P. MILROY, A. REMSEN, D. A. DIETERLE, K. L., CARDER, F. R. CHEN, G. A. VARGO, R. H. WEISBERG, K. A. FANNING, F. E. MULLER-KARGER, E. SHINN, K. A. STEIDINGER, C. A. HEIL, C. R. TOMAS, J. S. PROSPERO, T. N. LEE, G. J. KIRKPATRICK, T. E. WHITLEDGE, D. A. STOKWELL, T. A. VILLAREAL, A. E. JOCHENS & P. S. BONTEMPI. 2006. Red tides in the Gulf of Mexico: where, when, and why? *Journal of Geophysical Research: Oceans* 111: C11003. DOI: 10.1029/2004JC002813