

ESTADO TRÓFICO, DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METABOLISMO NETO DE UNA LAGUNA COSTERA SUBTROPICAL (GOLFO DE CALIFORNIA) RECEPTORA DE AGUAS RESIDUALES

Trophic state, nutrient dynamics and net metabolism of a subtropical coastal lagoon (Gulf of California) receiving wastewater

Julio MEDINA GALVÁN¹, Carmen Cristina OSUNA-MARTÍNEZ¹, Gustavo PADILLA-ARREDONDO², Martín Gabriel FRÍAS-ESPERICUETA¹, Ramón Héctor BARRAZA GUARDADO³, Jesús Armando LEÓN-CAÑEDO¹ y José Alfredo ARREOLA-LIZÁRRAGA^{2*}

¹ Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Clausen s/n, Col. Los Pinos, 80000 Mazatlán, Sinaloa, México.

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Unidad Guaymas, km 2.3 carretera a Las Tinajas, predio El Tular s/n, 85454 Guaymas, Sonora, México.

³ Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora, Av. Luis Donaldo Colosio s/n, edificio 7G, Col. Centro, 83000 Hermosillo, Sonora, México.

*Autor para correspondencia: aarreola04@cibnor.mx

(Recibido: mayo de 2021; aceptado: octubre de 2021)

Palabras clave: ecosistemas costeros, procesos biogeoquímicos, calidad del agua.

RESUMEN

Se evaluaron el estado trófico, la dinámica de nutrientes y el metabolismo neto de una laguna costera subtropical ubicada en la costa este del Golfo de California. La laguna Santa María es un sistema receptor de aguas residuales urbanas, camaronícolas y agrícolas. En la laguna y el mar adyacente se realizaron muestreos de agua en verano e invierno para obtener información de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nutrientes inorgánicos disueltos y clorofila *a*. El estado trófico se estimó con el índice TRIX, mientras que los flujos de nutrientes y el metabolismo neto se estimaron con el modelo biogeoquímico LOICZ. La laguna exhibió un estado mesotrófico en verano e invierno. Las tasas de renovación del agua estimadas fueron de 22 días en verano y 10 días en invierno. Los flujos de nutrientes mostraron que la laguna fue sumidero en verano ($\Delta\text{NID} = -0.84 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$ y $\Delta\text{FID} = -0.12 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$) y fuente en invierno ($\Delta\text{NID} = 0.04 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$ y $\Delta\text{FID} = 0.15 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$). En verano, el metabolismo neto del ecosistema (MNE) fue autótrofo ($13 \text{ mmol C/m}^2/\text{día}$) y predominó el proceso de fijación de nitrógeno ($+1.2 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$). En invierno, el MNE fue heterótrofo ($-16.36 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$) y predominó la desnitrificación ($-2.3 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$). Se concluye que la laguna Santa María funciona asimilando nutrientes con predominancia de metabolismo autótrofo y fijación de nitrógeno en verano, así como exportando nutrientes con predominancia de metabolismo heterótrofo y desnitrificación en invierno. La laguna mantiene un estado mesotrófico en ambas estaciones del año mostrando capacidad de asimilar, transformar y exportar las cargas de nutrientes sin manifestar procesos adversos de eutrofización.

Key words: coastal ecosystems, biogeochemical processes, water quality.

ABSTRACT

The trophic state, nutrient dynamics and net metabolism of a subtropical coastal lagoon located on the east coast of the Gulf of California were evaluated. The Santa María lagoon is a receiving system for urban, shrimp farming, and agricultural wastewater. In the lagoon and adjacent sea, water samples were taken in summer and winter to gather information about temperature, salinity, dissolved oxygen, dissolved inorganic nutrients, and chlorophyll *a*. The trophic state was evaluated by the TRIX index, while nutrient fluxes and net ecosystem metabolism were estimated by the LOICZ biogeochemical model. The lagoon exhibited a mesotrophic state both in summer and winter. Estimations of the flushing time were 22 days in summer and 10 days in winter. The nutrient fluxes showed that the lagoon was a sink in summer ($\Delta\text{NID} = -0.84 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$ and $\Delta\text{FID} = -0.12 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$) and a source in winter ($\Delta\text{NID} = 0.04 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$ and $\Delta\text{FID} = 0.15 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$). In summer, the net ecosystem metabolism (NEM) was autotrophic ($13 \text{ mmol C/m}^2/\text{day}$) and the nitrogen fixation process predominated ($+1.2 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$). In winter, the NEM was heterotrophic ($-16.36 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$) and denitrification predominated ($-2.3 \text{ mmol/m}^2/\text{day}$). It is concluded that the Santa María lagoon functions by assimilating nutrients with a predominance of autotrophic metabolism and nitrogen fixation in summer, as well as exporting nutrients with a predominance of heterotrophic metabolism and denitrification in winter. The lagoon maintains a mesotrophic state in both seasons, showing the capacity to assimilate, transform, and export nutrient loads without manifesting adverse eutrophication processes.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, las actividades humanas han alterado sustancialmente el intercambio de materiales entre la tierra, la atmósfera y el océano en zonas costeras a escala global, de tal forma que estuarios y lagunas costeras han estado expuestos a modificaciones en cuanto a calidad del agua, productividad y biodiversidad (Mackenzie et al. 2011, Levin et al. 2015). En particular, las lagunas costeras se consideran entre los ecosistemas con mayor productividad biológica, pero diversas presiones humanas las hacen especialmente vulnerables a los desequilibrios tróficos; y aunque las crisis distróficas son comunes en muchas lagunas, otras muestran mecanismos homeostáticos y alta resiliencia (Pérez-Ruzafa et al. 2019). Lo anterior está asociado a la eficiencia de estos cuerpos de agua para procesar, asimilar o diluir los materiales que reciben (Brito et al. 2012), lo cual puede deberse a sus características geomorfológicas y tasas de renovación del agua, así como a las influencias climáticas y oceanográficas a las que están sujetos (Swaney et al. 2008).

Generalmente, las lagunas costeras reciben, a través de fuentes puntuales y difusas, considerables aportes de materia orgánica y nutrientes en todas sus formas (disueltas, orgánicas, inorgánicas y en partículas), que inciden en los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y fósforo y regulan el metabolismo neto (Heip et al. 2011) que depende de las tasas de

producción o consumo de materia orgánica (Kemp y Testa 2011). Con base en lo anterior, resulta de interés conocer su dinámica de nutrientes y metabolismo neto, los cuales se pueden estimar mediante balances de agua, sal y nutrientes (Gordon et al. 1996).

Por otra parte, existe evidencia de que el aporte excesivo de nutrientes causa un desbalance en la relación atómica entre el nitrógeno y fósforo, produciendo alteraciones en los ciclos biogeoquímicos y provocando síntomas de eutrofización (Díaz et al. 2009). La eutrofización es un proceso complejo que se manifiesta por el incremento en las tasas de abastecimiento de materia orgánica a los ecosistemas costeros, cuyo efecto se expresa a través de la red energética de los ecosistemas (Nixon 2009). La estimación de las tasas de abastecimiento de materia orgánica en un ecosistema es útil para evaluar y clasificar estos cuerpos de agua costeros de acuerdo con su estado trófico, que puede ir desde oligotrófico hasta hipertrófico (Nixon 1995, Vollenweider et al. 1998).

Además, las lagunas costeras exhiben variabilidad espacial en los flujos hidrológicos, materiales y de energía con cuerpos de agua adyacente como ríos, aguas subterráneas y el océano, de tal forma que pueden presentar diferencias en la salinidad del agua y tener condiciones desde oligohalinas hasta hiperhalinas (Contreras-Espinosa y Warner 2004).

En la costa este del Golfo de California existen lagunas costeras asociadas a sistemas deltaicos en los que se realizan actividades agrícolas y camaro-

nícolas; también se han desarrollado e incrementado asentamientos humanos que en conjunto generan aguas residuales cuyo destino son las lagunas costeras (Ruiz-Ruiz et al. 2017, Medina-Galván et al. 2021). Esto implica efectos potenciales adversos a las funciones ecológicas y los servicios que dichos ecosistemas costeros brindan a la sociedad.

Este estudio se realizó en la laguna costera Santa María, Sinaloa, un sistema subtropical euhalino receptor de aguas residuales urbanas y de efluentes agrícolas y camaronícolas, con el objetivo de conocer su condición ambiental y su funcionamiento biogeoquímico mediante la estimación del estado trófico, los flujos de nutrientes y el metabolismo neto.

MATERIALES Y MÉTODOS

La laguna costera Santa María está ubicada en la costa este del Golfo de California (Fig. 1). La mayor parte de este cuerpo de agua, cuya superficie es de 40 km², es muy somera: la profundidad máxima no supera los 3 m. Está separada del mar por una isla de barrera arenosa (Isla Santa María) y se comunica con éste mediante una boca de 800 m de ancho (Montaño-

Ley et al. 2007). Esta laguna se clasifica como tipo II-A (Lankford 1977), correspondiente a lagunas costeras constituidas como depresiones intradeltaicas marginales asociadas con barreras de arena y descargas fluviales que modifican la salinidad a condiciones ligeramente hipohalinas. El tipo de marea es semi-diurno con una amplitud de 1.14 m (Filloux 1973). La laguna es receptora de efluentes agrícolas (101 708 ha de riego y 5236 ha de temporal) y efluentes de granjas camaronícolas (con una superficie de cultivo de 1342 ha) adyacentes a la laguna (Páez-Osuna et al. 2007). Además, una parte del volumen de aguas residuales urbanas (~20 %) generadas en la ciudad de Los Mochis (~300 000 habitantes), son vertidas a la laguna a través de un canal. Gran parte de su perímetro (~80%) está cubierto con vegetación de manglar de las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (Escobedo-Urías 1997). El tipo de clima es BWhw, es decir, muy seco y cálido con temperatura media anual > 22 °C y < 18 °C en el mes más frío (García 2004). La precipitación acumulada promedio anual es de ~300 mm y la evaporación de ~1700 mm. Las lluvias ocurren principalmente desde julio hasta octubre (CONAGUA 2010).

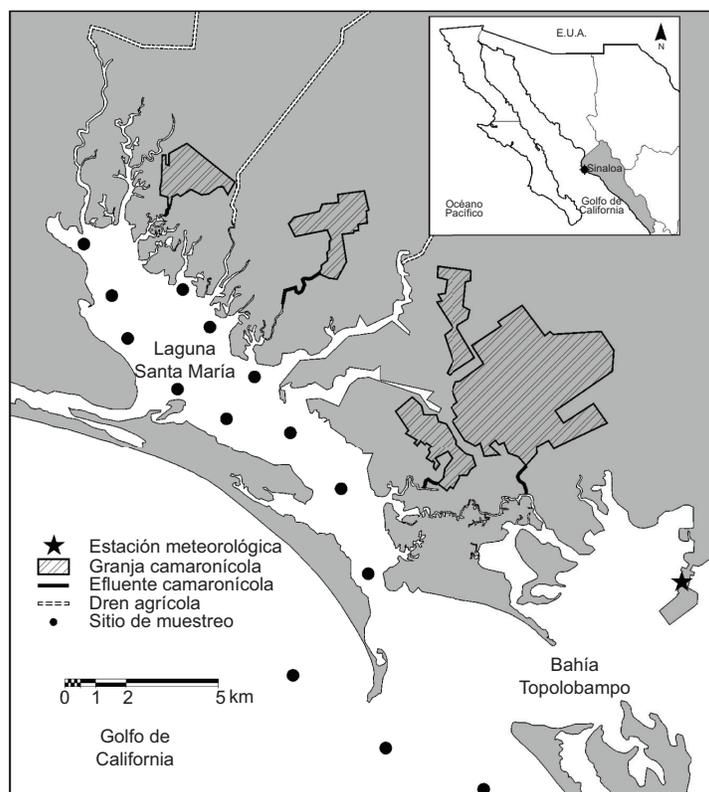


Fig. 1. Localización de la laguna Santa María indicando los sitios de muestreo.

Los muestreos de agua se realizaron en un mes representativo de las estaciones de verano (julio) e invierno (enero), con dos campañas en cada estación en 11 sitios de muestreo distribuidos en la laguna y tres sitios ubicados en el mar adyacente. En cada sitio de muestreo se registraron temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con un equipo autónomo multisensor (Hydrolab, modelo Datasonde) y se recolectó una muestra de agua superficial (~20 cm) en un recipiente de plástico con cierre hermético de 1 L de capacidad, para determinar la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos y clorofila *a*.

Los nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos) se determinaron siguiendo las técnicas de Strickland y Parsons (1972), filtrando previamente cada muestra de agua (filtros Gelman, tipo A/E con capacidad de retención de 1 µm). La muestra para la determinación de clorofila *a* se obtuvo mediante filtración de 10 mL del agua en filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/F, 0.7 µm). Los pigmentos se extrajeron con acetona al 90% y se cuantificaron por espectrofotometría (Parsons et al. 1984).

Los datos de precipitación y evaporación se utilizaron para estimar los balances de agua. Se obtuvieron de una estación meteorológica automática con clave OMM 76320 adyacente a la laguna (025° 35' 22.3" N, 109° 03' 43.9" W) en las instalaciones de la Secretaría de Marina Armada de México. Los gastos de agua residual vertidos por los recolectores de los drenes agrícolas se obtuvieron del acuerdo por el que se da a conocer el resultado de los estudios técnicos de aguas nacionales superficiales de la Subregión Hidrológica Río Fuerte de la Región Hidrológica número 10 Sinaloa (SEMARNAT 2015).

Estimación del estado trófico

El índice TRIX está basado en cuatro variables directamente relacionadas con la productividad: clorofila *a*, oxígeno disuelto, desviación porcentual absoluta de la saturación de oxígeno y nutrientes inorgánicos disueltos (nitrógeno y fósforo). Se define con la ecuación 1 (Vollenweider et al. 1998):

$$TRIX = \frac{[\log_{10}(Chl\ a \cdot D\%O \cdot N \cdot P) + 1.5]}{1.2} \quad (1)$$

donde *TRIX* es el índice del estado trófico; *Chl a* es la concentración de clorofila *a* en µg/L;

D%O es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir $|100 - \% OD|$; *N* es la concentración de las especies $NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+$ del nitrógeno inorgánico disuelto total en µM, y *P* es la concentración del fósforo

inorgánico disuelto (PO_4^{3-}) en µM. Las constantes 1.5 y 1.2 se refieren, respectivamente, a los valores mínimos de las variables que componen el índice, y a los 10 niveles de jerarquía en que está diseñado. Es decir, el TRIX, tiene valores entre 1 y 10 (**Cuadro I**).

CUADRO I. VALORES DE REFERENCIA* DEL ÍNDICE TRIX PARA LOS NIVELES DE ESTADO TRÓFICO.

Valor del índice TRIX	Nivel de estado trófico
0-2.5	Oligotrófico
2.6-5	Mesotrófico
5.1-7.5	Eutrófico
7.6-10	Hipertrófico

*Modificados a partir de Vollenweider et al. (1998).

Descripción del modelo biogeoquímico (LOICZ)

Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema fueron evaluados utilizando el modelo biogeoquímico desarrollado por el proyecto de Interacción Tierra-Océano en la Zona Costera (LOICZ), según lo descrito por Gordon et al. (1996).

El modelo se realiza en tres etapas que consisten en: 1) balance de agua, 2) balance de sal y 3) balance de materiales no conservativos. Las ecuaciones generales que se utilizan para calcular estos balances son las siguientes (Gordon et al. 1996):

$$dV/dt = V_Q + V_P + V_G + V_O - V_E + V_R \quad (2)$$

$$d(V_S)/dt = V_P \cdot S_P - V_E \cdot S_E + V_O \cdot S_O + V_R \cdot S_R + V_X (S_{OCN} - S_{SIS}) \quad (3)$$

$$d(V_Y)/dt = V_R \cdot Y_R + V_O \cdot S_O + V_X (Y_{OCN} - Y_{SIS}) + \Delta Y \quad (4)$$

donde V_Q es la escorrentía del arroyo (se asume a cero en este caso); V_P es el volumen de precipitación pluvial (mm); V_G es el volumen de entrada del agua subterránea (se asume como cero en este caso); V_O son los volúmenes de los efluentes de las aguas residuales ($m^3/día$), granjas camaronícolas y agrícolas-urbanos ($m^3/día$); V_E es la tasa de evaporación ($m^3/día$); V_R permanece como el flujo residual ($m^3/día$) requerido para equilibrar el balance de agua. S_{OCN} y S_{SYS} son la salinidad (ups) en el océano y el sistema, respectivamente; S_P , S_E , S_O y S_R son la salinidad promedio debida a la precipitación, la evaporación, a las aguas residuales y la diferencia de salinidad entre sistemas (como el océano y la

laguna costera), respectivamente; ΔY es el flujo de materiales no conservativos (fósforo inorgánico disuelto [FID] y nitrógeno inorgánico disuelto [NID] [mol/día]); Y_R es la cantidad promedio de material no conservativo entre dos límites (mol/día); Y_O es la cantidad promedio de material no conservativo de las aguas residuales agrícolas (mol/día), camaronícolas y agrícolas-urbanas (mol/día), y Y_{OCN} y Y_{SIS} son la cantidad promedio de material no conservativo en el océano y el sistema (mol/día), respectivamente.

El metabolismo neto del ecosistema (MNE), que representa la diferencia entre la producción de carbono (p) y la respiración (r) se estimó con la siguiente ecuación (Gordon et al. 1996):

$$(p-r) = -\Delta FID \times (C:P) \quad (5)$$

donde $(C:P)$ es la relación carbono:fósforo.

Se interpreta que un sistema con flujo de fósforo inorgánico disuelto $\Delta FID > 0$ produce carbono inorgánico disuelto (CID) a través de la respiración neta ($p-r < 0$), mientras que un sistema con $\Delta FID < 0$ se interpreta que consume CID a través de la producción orgánica neta ($p-r > 0$). Para esta estimación se utilizó la relación molar C:P = 106:1 determinada por Redfield (1934).

El balance entre la fijación de nitrógeno y la desnitrificación se estimó con la ecuación 6 (Gordon et al. 1996):

$$(N_{fij} - Desnit) = \Delta NID_{obs} - \Delta FID \times (N:P) \quad (6)$$

donde ΔNID_{obs} es el flujo no conservativo estimado de NID y la expresión $\Delta FID \times (N:P)$ es el flujo no conservativo esperado de NID. Suponiendo que se conoce la relación N:P de material particulado en la parte del sistema (N:P), el flujo de nitrógeno disuelto asociado con la producción y descomposición del material particulado es el flujo de fósforo disuelto ($\Delta P = \Delta FID + \Delta FOD$) $\times (N:P)$. De ello se deduce que $(n_{fij} - desnit)$ es la diferencia entre el flujo de nitrógeno disuelto medido ($\Delta N = \Delta NO_3 + \Delta NH_4 + \Delta NOD$) y el esperado de la producción y descomposición de materia orgánica, suponiendo la relación molar de Redfield (16:1). Se ha determinado que la diferencia entre ΔNID observada y esperada es equivalente a la diferencia entre la fijación de nitrógeno y la desnitrificación (Gordon et al. 1996).

Análisis de datos

Para mostrar el comportamiento espacial de las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos y de clorofila *a* se elaboraron mapas de isoclinas con el programa Surfer Versión 12.8 (64-bit) Surface Map-

ping System. Para detectar diferencias significativas de los valores del índice TRIX entre verano e invierno, se aplicó un análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis con una significancia de $p < 0.05$ y los resultados se expresaron en gráficos de cajas y bigotes. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico Statgraphics Plus 4.1.

Para determinar si las estaciones de verano e invierno presentaban similitud en las condiciones de calidad del agua indicadas conjuntamente por temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, amonio, ortofosfato y clorofila *a*, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre datos transformados ($\log x + 1$) y estandarizados. El análisis se realizó con el paquete estadístico Primer 6 (Primer-E, Ivybridge, Reino Unido).

RESULTADOS

Variables físicas y químicas

El agua de la laguna tuvo una temperatura promedio de $\sim 32 \pm 0.7$ °C en verano y de $\sim 22 \pm 0.5$ °C en invierno. La salinidad tuvo valores promedio de $\sim 31 \pm 1.7$ ups en verano y de $\sim 34 \pm 0.4$ ups en invierno. Las concentraciones de oxígeno disuelto durante verano e invierno fueron similares con promedios de $\sim 5 \pm 1.4$ mg/L (**Cuadro II**).

Las concentraciones promedio de nutrientes fueron más altas en invierno (nitritos + nitrato: 3.5 ± 2.2 μ M; amonio: 4.2 ± 2.0 μ M; ortofosfato: 1.4 ± 0.6 μ M) que en verano (nitritos + nitrato: 1.4 ± 0.7 μ M; amonio: 1 ± 0.2 μ M; ortofosfato: 0.5 ± 0.6 μ M) (**Cuadro II**).

Las concentraciones promedio de clorofila *a* se mantuvieron más altas en verano ($\sim 10.6 \pm 17.7$ μ g/L) que en invierno (0.2 ± 0.1 μ g/L) (**Cuadro II**).

Las condiciones hidrobiológicas expresadas conjuntamente por los valores de T °C y las concentraciones de salinidad (OD), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (FID) y clorofila *a* (*Cl a*) fueron significativamente diferentes en verano e invierno (**Fig. 2**).

La distribución espacial de las concentraciones de NID y clorofila *a* mostraron un patrón similar con mayores concentraciones en la parte más interna de la laguna en verano y en sitios específicos en la costa este de la laguna asociados con descargas de aguas residuales en invierno. Cabe destacar que las concentraciones de NID fueron mayores en invierno y las de clorofila *a* fueron mayores en verano. Las concentraciones de FID, tanto en verano como en invierno, fueron mayores hacia la parte más interna de la laguna (**Fig. 3**).

CUADRO II. VARIABLES DEL AGUA DE LA LAGUNA SANTA MARÍA DURANTE VERANO E INVIERNO.

	Verano (n = 22)				Invierno (n = 22)			
	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
Temperatura (°C)	30.9	33.5	31.7	0.7	21.3	23.2	22.1	0.5
OD (mg/L)	3.9	9.6	5.8	1.4	4.1	6.4	5.2	0.7
Salinidad (ups)	27.5	33.1	30.9	1.7	33.2	34.7	33.9	0.4
NO ₂ + NO ₃ (μM)	0.6	2.9	1.4	0.7	0.4	7.4	3.5	2.2
NH ₄ (μM)	0.7	1.3	1.0	0.2	2.3	10	4.2	2.0
PO ₄ (μM)	0	2.1	0.5	0.6	0.5	3.5	1.4	0.6
Cl <i>a</i> (μg/L)	0.2	71.7	10.6	17.7	0	0.4	0.2	0.1

OD: oxígeno disuelto; Cl *a*: clorofila *a*.

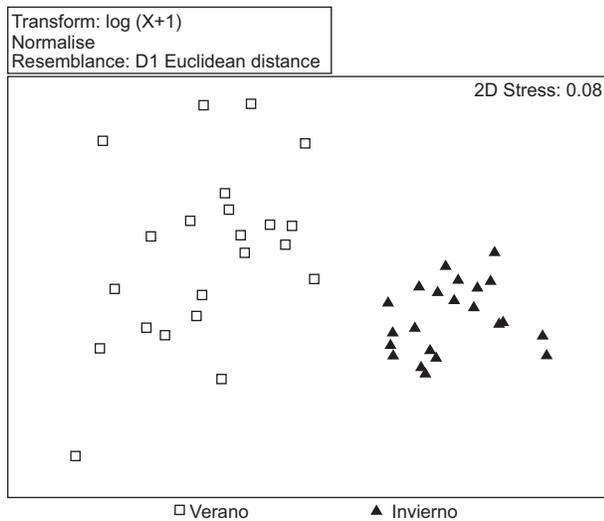


Fig. 2. Comportamiento de la calidad del agua en verano e invierno en la laguna Santa María. El análisis multivariado nMDS incluyó las variables temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, amonio, ortofosfato y clorofila *a*.

Estado trófico

La distribución espacial de los valores del índice TRIX siguió el patrón de las concentraciones de NID y clorofila *a*, de tal forma que fueron más altos en la parte más interna de la laguna en verano y en las inmediaciones a los sitios de descarga de aguas residuales en invierno (**Fig. 4**).

La laguna presentó un estado mesotrófico en verano e invierno, aunque los valores más altos del índice TRIX se observaron en verano y con diferencias estadísticamente significativas respecto al invierno (**Fig. 5**).

Balance de agua y sal

En la laguna Santa María, tanto en verano como en invierno, el volumen de agua que ingresa por

precipitación y aguas residuales superó al de la evaporación. Este superávit de agua fue exportado al mar como flujo residual (V_R) y fue mayor en verano cuando aumentan las tasas de precipitación y los aportes de aguas residuales. El volumen de intercambio de agua entre el mar y la laguna (V_X) fue mayor en invierno con relación al verano (**Fig. 6**).

Tasa de renovación del agua

Con base en los balances de agua y sal, la laguna exhibió tasas de renovación del agua de 22 días en verano y 10 días en invierno (**Fig. 6**).

Flujos de nutrientes

Los flujos de nutrientes mostraron que durante el verano la laguna funcionó como sumidero tanto de nitrógeno inorgánico disuelto ($\Delta\text{NID} = -0.836 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$) como de fósforo inorgánico disuelto ($\Delta\text{FID} = -0.122 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$). En invierno, la laguna funcionó como fuente tanto de nitrógeno inorgánico disuelto ($\Delta\text{NID} = +0.044 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$) como de fósforo inorgánico disuelto ($\Delta\text{FID} = +0.147 \text{ mmol/m}^2/\text{día}$) (**Fig. 6**).

Metabolismo neto

El metabolismo neto de la laguna fue autótrofo en verano a razón de $+13 \text{ mmol C/m}^2/\text{día}$ y heterótrofo en invierno a razón de $-16.36 \text{ mmol C/m}^2/\text{día}$. El proceso de fijación de nitrógeno dominó en verano y la desnitrificación en invierno (**Fig. 7**).

DISCUSIÓN

Las condiciones hidrobiológicas fueron distintas en verano e invierno en la laguna Santa María. Estos resultados son consistentes con las diferencias entre ambas estaciones del año en términos de la magnitud

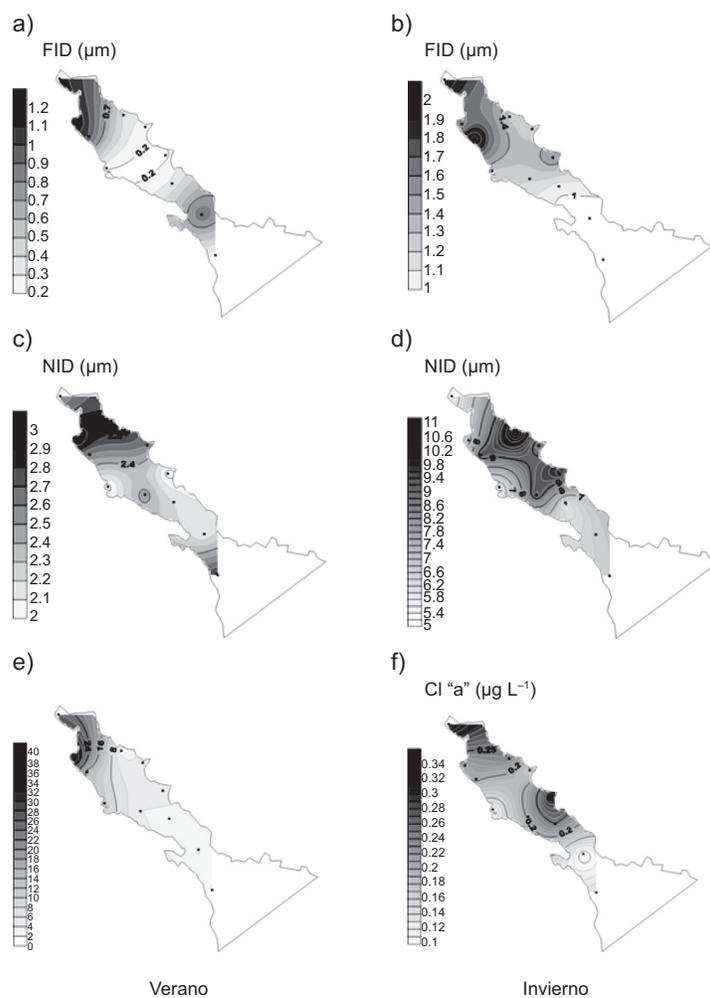


Fig. 3. Distribución espacial de las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (a y b), nitrógeno inorgánico disuelto (c y d) y clorofila *a* (e y f) en verano e invierno en la laguna Santa María.

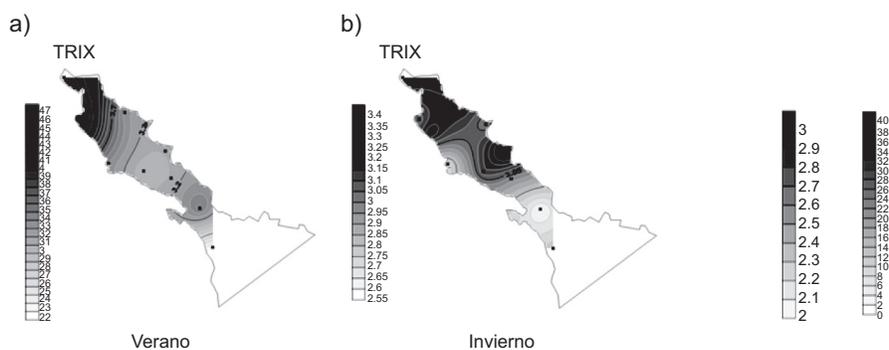


Fig. 4. Comportamiento espacial del estado trófico mostrado por los valores del índice TRIX durante verano (a) e invierno (b) en la laguna Santa María.

de los aportes de agua dulce y nutrientes de origen antrópico, y la temperatura del agua, que en conjunto contribuyen a explicar los efectos en los cambios estacionales de estado trófico, dinámica de nutrientes y metabolismo neto del ecosistema observado.

La diferencia en la temperatura del agua superficial (~ 10 °C) en verano e invierno está asociada con el cambio estacional de esta región subtropical. Específicamente, Ayala-Rodríguez (2008) observó un patrón con dos temporadas a lo largo del año: una fría (noviembre a marzo) y una cálida (abril a octubre), con periodos de transición en abril (de la temporada fría a la cálida) y octubre (de la temporada cálida a la fría). Los valores de salinidad del agua promedio fueron menores en verano (~ 31 ups) respecto al invierno (~ 34 ups); esto se atribuye a que en verano la laguna recibe mayor aporte de agua dulce ($\sim 588\,000$ m³/día) en comparación con el invierno ($\sim 422\,200$ m³/día), proveniente de lluvias y sus escorrentías, así como de aguas residuales agrícolas y urbanas. Este mayor aporte pluvial en verano tiene efectos en la disminución de la salinidad del agua en la laguna (~ 31 ups) en comparación con el mar adyacente (~ 35 ups). En verano e invierno, la laguna recibe volúmenes similares de aguas residuales, pero en invierno recibe menos del 1 % de agua dulce por lluvias y esto se manifiesta en valores de salinidad del agua de ~ 34 ups, que son mayores a los observados en verano (~ 31 ups) y menores a los del mar adyacente (35 ups). Esta variabilidad de salinidad del agua clasifica a la laguna como un sistema euhalino (30-40 ups) (Contreras-Espinosa y Warner 2004).

En ambas estaciones del año, las concentraciones promedio de oxígeno disuelto (OD) en el agua fueron de ~ 5 mg/L con mayor variación en verano, aunque no se observaron condiciones de hipoxia. Se ha explicado que en lagunas costeras de esta región árida subtropical la temperatura del agua más alta en verano (32 °C) favorece la disminución de la solubilidad del OD en el agua (4 mg/L), lo cual es inverso en el invierno (T: ~ 16 °C; OD: ~ 8 mg/L) (Valenzuela-Siu et al. 2007, Ruiz-Ruiz et al. 2016). Sin embargo, los valores de OD observados en verano en Santa María pudieron estar asociados a la actividad fotosintética cuando las concentraciones de Cl *a* fueron mayores, lo que se atribuye a la liberación de oxígeno producto del proceso de fotosíntesis, de manera similar a la evidencia de una correlación positiva ($r = 0.73$) entre los valores más altos de Cl *a* y los niveles de saturación de OD en el agua a nivel superficial aportada por Cervantes-Duarte et al. (2017).

Los resultados mostraron que en verano las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos en

el agua fueron menores y las concentraciones de Cl *a* mayores con relación al invierno. Las concentraciones promedio de Cl *a* ($\sim 10.6 \pm 17.7$ µg/L) más altas en verano sugieren que los nutrientes son asimilados rápidamente por el fitoplancton. Estos nutrientes provienen del reciclaje interno, así como de las escorrentías de lluvias y aportes de aguas residuales, y sus concentraciones fueron menores a las observadas en invierno, cuando la biomasa de fitoplancton indicada por las concentraciones promedio de Cl *a* es escasa ($\sim 0.2 \pm 0.1$ µg/L).

La magnitud de las concentraciones de nutrientes y de la biomasa de fitoplancton explican el estado mesotrófico observado en la laguna, tanto en verano como en invierno, aunque los valores del índice TRIX fueron más altos en verano debido a la mayor biomasa de fitoplancton, mientras que en invierno el estado mesotrófico es sostenido por las concentraciones más altas de nutrientes inorgánicos disueltos comparadas con las observadas en verano. En esta laguna, Ayala-Rodríguez (2008) observó valores del TRIX durante un ciclo anual con un intervalo de 5.4-7.3 y promedio de 6.7. Esto indica variaciones del estado mesotrófico al eutrófico, pero con predominancia de condiciones eutróficas en el periodo de estudio, lo que sugiere la importancia de mantener un monitoreo de largo plazo.

La distribución espacial de nutrientes, clorofila *a* y valores del índice TRIX observados predominantemente en mayor magnitud en la parte más interna del sistema y en las inmediaciones de los sitios de descarga de aguas residuales, se explica por la ubicación de los vertimientos de aguas residuales, así como por la batimetría e hidrodinámica de la laguna que de acuerdo con Montaña-Ley et al. (2007) se caracteriza por velocidades máximas de corriente de aproximadamente 0.8 m/s en la porción del canal central y velocidades de 0.1 a 0.3 m/s en las zonas poco profundas correspondientes a la parte más interna de la laguna.

En otra laguna costera de esta región subtropical y receptora de efluentes de cultivo de camarón (El Rancho, Sonora) prevaleció el estado oligotrófico la mayor parte del año y se observó un incremento a estado mesotrófico en invierno, pero asociado al ingreso de nutrientes por surgencias costeras (Arreola-Lizárraga et al. 2016). En una laguna costera tropical hipersalina (Las Marites, Venezuela), el TRIX indicó un estado eutrófico, pero sin mostrar síntomas intermedios o avanzados de eutrofización y estacionalmente no hubo variaciones, por lo que la precipitación no alteró el estado trófico de la laguna (López-Monroy y Troccoli-Ghinaglia 2018).

En Santa María, un factor que parece favorece mayor biomasa de fitoplancton en verano es la tasa de renovación del agua estimada en 22 días, mientras que en invierno fue estimada en 10 días. Monbet (1992) aportó evidencia de que una mayor biomasa de fitoplancton se acumula con tasas de renovación de agua más prolongadas. Otras lagunas costeras de esta región árida subtropical (i.e., Guaymas, Lobos) mostraron baja susceptibilidad a la eutrofización debido a sus tasas de renovación del agua < 15 días, las cuales favorecen la dilución de nutrientes y limitan el aumento de la biomasa de fitoplancton (Ruiz-Ruiz et al. 2016, 2017). Asimismo, diversos estudios han aportado evidencia de que cuerpos de agua costeros con tasas de renovación del agua de varios días son más susceptibles a procesos de eutrofización; por ejemplo, el estuario Támesis, Inglaterra (Devlin et al. 2011); el sistema lagunar Piratininga-Itaipu, Brasil (Cerdeira et al. 2013), y el sistema lagunar Chantuto-Panzacola, México (Gómez et al. 2014).

El balance hidrológico de la laguna Santa María está influenciado por pérdidas de agua debidas a evaporación y por ganancias debidas al ingreso de agua procedente de lluvias y aguas residuales. El ingreso de agua dulce disminuye el recambio influenciado por el flujo y reflujo de marea, al superar en más de tres órdenes de magnitud al volumen perdido por evaporación. De tal forma que la tasa de renovación del agua más prolongada en verano (22 días) con relación al invierno (10 días) se explica por el mayor ingreso de agua por lluvias y aguas residuales al sistema. López-Monroy y Troccoli-Ghinaglia (2017) estimaron tasas de renovación del agua más extensas en días durante la temporada de lluvias en la laguna tropical Las Marites, Venezuela, factor que se consideró clave en el equilibrio hidrológico. En contraste, otras lagunas costeras dependen principalmente de la interacción con el océano, donde las pérdidas por evaporación son el principal impulsor en el intercambio de agua entre el mar y la laguna (Safak et al. 2015, Medina-Galván et al. 2021).

Los flujos de NID y FID mostraron que Santa María funcionó como sumidero en verano y como fuente en invierno. Las mayores tasas de transferencia de NID ocurrieron en verano, mientras que el FID tuvo tasas de transferencia ligeramente menores a las del invierno, pero en verano ambos nutrientes fueron asimilados en el sistema y esto sugiere que son un factor consistente con la mayor cantidad de biomasa de fitoplancton observada. Por otro lado, en invierno Santa María funcionó como fuente de NID y FID. En resumen, los resultados mostraron que en verano Santa María responde principalmente al aporte de nutrientes

de origen antrópico, funcionando como sumidero, mientras que en invierno exporta los nutrientes al mar adyacente con menores tasas de transferencia de NID y tasas ligeramente mayores de FID. La laguna Lobos, también ubicada en esta región del Golfo de California, respondió con incremento en los flujos de nutrientes comportándose como sumidero durante el invierno ante el aporte de nutrientes de aguas residuales y de surgencias costeras (Valenzuela-Siu et al. 2007). Asimismo, las lagunas El Rancho (receptor de efluentes camaronícolas) y El Soldado, Sonora (no recibe aguas residuales) funcionaron como sumideros de nutrientes la mayor parte del año. Aunque El Rancho tuvo mayor tasa de flujo de nutrientes durante verano y otoño por los aportes de efluentes del cultivo de camarón, ambas lagunas respondieron al abastecimiento de nutrientes por procesos de surgencias costeras en invierno con incrementos en los flujos de NID (Medina-Galván et al. 2021). Sin embargo, en otras lagunas se ha observado un comportamiento espacial; por ejemplo, zonas internas de la laguna Taringa, en Venezuela, funcionaron como sumideros, y la zona central, con mayor intercambio con el mar, funcionó como fuente de nutrientes al mar adyacente (González-Hernández y López-Monroy 2020). Los resultados del presente estudio aportan evidencia de que la laguna Santa María asimila mayor cantidad de nutrientes en verano y exporta mayor cantidad de nutrientes en invierno. Este funcionamiento del sistema, que retiene y remueve los aportes de NID y FID, parece ser eficiente, ya que mantiene un estado mesotrófico en ambas estaciones del año. Considerando que en Santa María las aguas residuales de las distintas fuentes son vertidas a zonas de manglar, las observaciones sugieren que esta vegetación funciona como filtro de retención y asimilación de una parte del aporte de nutrientes, como han demostrado diversos estudios (Sánchez-Carrillo et al. 2009, Reis et al. 2017). En consecuencia, el manglar mitiga en cierta medida procesos de eutrofización.

En verano predominaron el metabolismo autótrofo y la fijación de nitrógeno. Esta evidencia indica que los procesos de producción primaria exceden a los de respiración y es consistente con la mayor biomasa de fitoplancton y las menores concentraciones de NID y FID (Caffrey 2004). En invierno predominaron el metabolismo heterótrofo y la desnitrificación. La escasa biomasa de fitoplancton observada parece explicar la predominancia de los procesos de respiración sobre los de producción. Además, la predominancia de desnitrificación implica exportación de nitrógeno y esto es consistente con su funcionamiento como fuente de nutrientes en invierno. Estos resultados en Santa Ma-

ría, difieren de los observados en otras lagunas costeras semiáridas subtropicales de esta región del Golfo de California (27°-29° N: Lobos, El Rancho, El Soldado) localizadas al norte de Santa María, en las cuales domina el metabolismo heterotrófico con procesos de desnitrificación durante el verano y el metabolismo autótrofo con procesos de fijación de nitrógeno en el invierno (Valenzuela-Siu et al. 2007, Medina-Galván et al. 2021). Se sugiere que la explicación a este patrón inverso está asociada a una diferencia de temperatura del agua entre verano e invierno más estrecha en Santa María (~10 °C) que en Lobos, El Rancho y El Soldado (~16 °C), así como a la mayor cantidad de agua dulce por lluvias y aguas residuales que recibe Santa María.

Sin embargo, los esfuerzos de investigación futuros deben incrementar el monitoreo con datos de series de tiempo mayores a un año y con datos de alta frecuencia, complementados con información de sensores remotos, para mejorar la comprensión del estado trófico y de los procesos biogeoquímicos que ocurren en lagunas costeras receptoras de nutrientes de origen antrópico (que son la mayoría en la región subtropical de la costa este del Golfo de California). Este conocimiento debe guiar la gestión ambiental para mantener los servicios que proporcionan estos ecosistemas a la sociedad.

CONCLUSIONES

La laguna Santa María, receptora de nutrientes por aportes de aguas residuales urbanas, camaronícolas y agrícolas, prevalece con estado mesotrófico en verano e invierno, aunque los valores del índice TRIX son más altos en verano y más bajos en invierno. Con base en los flujos de nutrientes la laguna funciona como sumidero en verano y como fuente en invierno. En verano, el metabolismo neto prevaleciente es autótrofo y predomina la fijación de nitrógeno, mientras que en invierno el metabolismo es heterótrofo y predomina la desnitrificación. La laguna tiene tasas de renovación del agua en verano-invierno de 22 y 10 días, respectivamente. Esta condición es clave para el mantenimiento de un estado mesotrófico, el cual funciona como un sistema con la capacidad de asimilar, diluir, transformar y exportar nutrientes de cargas antrópicas, mitigando procesos de eutrofización.

AGRADECIMIENTOS

María del Refugio López y Andrés Hernández (CIBNOR) proporcionaron apoyo técnico para la

recolección de muestras de agua y su análisis en el laboratorio. David Urías (CIBNOR) elaboró el mapa del área de estudio. Julio Medina Galván recibió una beca (#769282) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología para realizar estudios de doctorado. El estudio se realizó con financiamiento del proyecto SEMARNAT-CONACyT 2002-C01-0147.

REFERENCIAS

- Arreola-Lizárraga J.A., Padilla-Arredondo G., Medina-Galván J., Méndez-Rodríguez L., Mendoza-Salgado R. y Córdoba-Matson M.V. (2016). Analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 45, 112-120. <https://doi.org/10.1515/ohs-2016-0011>
- Ayala-Rodríguez G.A. (2008). Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas IPN, La Paz, Baja California Sur, 149 pp.
- Brito A.C., Newton A., Tett P. y Fernandes T.F. (2012). How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112, 98-104. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.09.002>
- Caffrey J.M. (2004). Factors controlling net ecosystem metabolism in U.S. estuaries. *Estuaries* 27, 90-101. <https://doi.org/10.1007/BF02803563>
- Cerda M., Nunes C.D., Scali C.N., de Andrade K. y Marques A.N. (2013). Nutrient budgets in the Piratininga-Itaipu lagoon system (southeastern Brazil): Effects of sea-exchange management. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41, 226-238. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue2-fulltext-3>
- Cervantes-Duarte R., Rodríguez-Mata L.M. y López-López S. (2017). Efecto de la marea en la concentración de nutrientes, clorofila *a* y parámetros físicos y químicos en una laguna costera subtropical (Bahía Magdalena, México). *Hidrobiológica* 27(2), 253-264. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n2/cervantesd>
- CONAGUA (2010). Mapas de climatología 1981-2010 [en línea] <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/mapas-de-climatologia-1981-2010>
- Contreras-Espinosa F. y Warner B.G. (2004). Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511(1), 233-245. <https://doi.org/10.1023/b:hydr.0000014097.74263.54>

- Devlin M., Bricker S. y Painting S. (2011). Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies. *Biogeochemistry* 106, 177-205. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9588-9>
- Díaz J.R., Rosenberg R., Rabalais N.N. y Levin A.L. (2009). Dead zone dilemma. *Marine Pollution Bulletin* 58(12), 1767-1768. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.030>
- Escobedo-Urías D. (1997). Hidrología, nutrientes e influencia de las aguas residuales en la Laguna de Santa María, Sinaloa. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN, La Paz, Baja California Sur, México, 87 pp.
- Filloux J.H. (1973). Tidal patterns and energy balance in the Gulf of California. *Nature* 243, 217-221. <https://doi.org/10.1038/243217a0>
- García E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 246 pp.
- Gómez R., Tovilla C., Barba E., Castañeda O., Valle F.J., Romero E.I. y Ramos E. (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, 47-57.
- González-Hernández A.D. y López-Monroy F. (2020). Modelaje de la interacción entre el humedal RAMSAR laguna de La Restinga (Isla de Margarita, Venezuela) y el Mar Caribe. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 54 (2), 145-163.
- Gordon D.C. Jr., Boudreau P.R., Mann K.H., Ong J.E., Silvert W.L., Smith S.V. y Yanagi T. (1996). LOICZ biogeochemical modelling guidelines. *LOICZ Reports & Studies* 5, 1-96. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.5003.4401>
- Heip C., Philippart K. y Middelburg J.J. (2011). Functioning of ecosystems at the land-ocean interface. En: *Treatise on estuarine and coastal science* (Wolanski E. y Mcluskay D., Ed.). Academic Press, 1-3. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374711-2.00701-4>
- Kemp W.M. y Testa J.M. (2011). Metabolic balance between ecosystem production and consumption. En: *Treatise on estuarine and coastal science*, vol. 5 (Wolanski E. y Mcluskay D., Ed.). Academic Press, 83-118. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374711-2.00706-3>
- Lankford R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. En: *Estuarine process* (Wiley M. Ed.). Academic Press, 182-215. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-751802-2.50022-9>
- Levin L.A., Liu K.K., Emeis K.C., Breitbart D.L., Cloern J., Deutsch C., Giani M., Goffart A., Hofmann E.E., Lachkar Z., Limburg K., Liu S.M., Montes E., Naqvi W., Ragueneau O., Rabouille C., Sarkar S.K., Swaney D.P., Wassman P. y Wishner K.F. (2015). Comparative biogeochemistry-ecosystem-human interactions on dynamic continental margins. *Journal of Marine Systems* 141, 3-17. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.04.016>
- López-Monroy F. y Troccoli-Ghinaglia L. (2017). Modelaje de la interacción entre la laguna costera tropical Las Marites (Isla de Margarita, Venezuela) y el Mar Caribe adyacente. *Ciencias Básicas y Tecnología* 29, 534-545.
- López-Monroy, F. y Troccoli-Ghinaglia L. (2018). Aplicación de índices de estado trófico en la laguna costera tropical Las Marites (Isla de Margarita, Venezuela). *Saber* 30, 151-159.
- Mackenzie F.T., De Carlo E.H. y Lerman A. (2011). Coupled C, N, P, and O biogeochemical cycling at the land-ocean interface. En: *Treatise on estuarine and coastal science* (Wolanski E. y Mcluskay D., Ed.). Academic Press, 317-342. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374711-2.00512-x>
- Medina-Galván J., Osuna-Martínez C.C., Padilla-Arredondo G., Frías-Espericueta M.G., Barraza-Guardado R.H. y Arreola-Lizárraga J.A. (2021). Comparing the biogeochemical functioning of two arid subtropical coastal lagoons: the effect of wastewater discharges. *Ecosystem Health and Sustainability* 7(1), 1892532. <https://doi.org/10.1080/20964129.2021.1892532>
- Monbet Y. (1992). Control of phytoplankton biomass in estuaries: A comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries. *Estuaries* 15(4), 563-571. <https://doi.org/10.2307/1352398>
- Montaño-Ley Y., Peraza-Vizcarra R. y Páez-Osuna F. (2007). The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environmental Pollution* 147, 282-290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.07.007>
- Nixon S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199-229. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>
- Nixon S.W. (2009). Eutrophication and the microscope. *Hydrobiologia* 629, 5-19. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3385-7_2
- Páez-Osuna F., Ramírez-Reséndiz G., Ruiz-Fernández C. y Soto-Jiménez M.F. (2007). La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 303 pp. (serie Lagunas Costeras de Sinaloa, Páez Osuna F., Ed.).

- Parsons T.R., Maitia Y. y Lalli C.M. (1984). A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamon Press, Oxford, 135 pp.
- Pérez-Ruzafa A., Campillo S., Fernández-Palacios J.M., García-Lacunza A., García-Oliva M., Ibañez H., Navarro-Martínez P.C., Pérez-Marcos M., Pérez-Ruzafa I.M., Quispe-Becerra J.I., Sala-Mirete A., Sánchez O. y Marcos C. (2019). Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science* 6, 26. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00026>
- Redfield A.C. (1934). On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. En: James Jhonstone memorial. University Press of Liverpool. Liverpool, England, 176-192.
- Reis C.R.G., Nardoto, G.B. y Oliveira, R.S. (2017). Global overview on nitrogen dynamics in mangroves and consequences of increasing nitrogen availability for these systems. *Plant Soil* 410, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3123-7>
- Ruiz-Ruiz T.M., Arreola-Lizárraga J.A., Morquecho L., Mendoza-Salgado R.A., Martínez-López A., Méndez-Rodríguez L.C. y Enríquez-Flores J. (2016). Assessment of eutrophication in a subtropical lagoon in the Gulf of California. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 19(4), 382-392. <https://doi.org/10.1080/14634988.2016.1242950>
- Ruiz-Ruiz T.M., Arreola-Lizárraga J.A., Morquecho L., Méndez-Rodríguez L.C., Martínez-López A. y Mendoza-Salgado R.A. (2017). Detecting eutrophication symptoms by means of three methods in a subtropical semi-arid coastal lagoon. *Wetlands* 37, 1105-1118. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0944-y>
- Safak I., Wiberg P., Richardson D. y Kurum M. (2015). Controls on residence time and exchange in a system of shallow coastal bays. *Continental Shelf Research* 97, 7-20. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.01.009>
- Sánchez-Carrillo, S., Sánchez-Andrés R., Alatorre L.C., Angeler D. G., Álvarez-Cobelas M. y Arreola-Lizárraga J.A. (2009). Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82, 654-662. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.002>
- SEMARNAT (2015). Acuerdo por el que se da a conocer el resultado de los estudios técnicos de aguas nacionales superficiales de la Subregión Hidrológica Río Fuerte de la Región Hidrológica número 10 Sinaloa. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Mejora Regulatoria. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo, México.
- Strickland J.D. y Parsons T.R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. Bulletin Fisheries Research Board of Canada (2a. ed.). Ottawa, Canadá, 203 pp.
- Swaney D.P., Scavia D., Howarth R.W. y Marino R.M. (2008). Estuarine classification and response to nitrogen loading: Insights from simple ecological models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77, 253-263. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.09.013>
- Valenzuela-Siu M., Arreola-Lizárraga J.A., Sánchez-Carrillo S. y Padilla-Arredondo G. (2007). Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17(3), 193-202.
- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G. y Rinaldi A. (1998). Characterization of the trophic conditions of the marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9, 329-357. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-095x\(199805/06\)9:3<329::aid-env308>3.0.co;2-9](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-095x(199805/06)9:3<329::aid-env308>3.0.co;2-9)

MATERIAL SUPLEMENTARIO

CUADRO SI. CALIDAD DEL AGUA EN VERANO E INVIERNO EN SITIOS DE MUESTREO UBICADOS EN LA LAGUNA SANTA MARÍA Y EL MAR ADYACENTE.

	Sitio de muestreo	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	OD (mg/L)	NO ₂ + NO ₃ (µM)	NH ₄ (µM)	PO ₄ (µM)	Cl <i>a</i> (µg/L)
Verano								
Laguna	1	30.9	27.7	9.6	1.6	1.2	2.1	48.2
	2	31.6	30.1	7.4	2.9	1.2	1.6	71.7
	3	30.9	30.3	6.5	2.5	1.1	0.2	26.7
	4	31.4	30.5	6.6	2.6	0.7	0.6	5.8
	5	31.0	30.6	5.4	1.3	1.1	0.2	20.5
	6	33.0	32.0	3.9	2.1	1.3	0.0	9.5
	7	31.9	27.5	4.7	1.5	1.3	0.0	7.9
	8	31.9	30.9	5.0	1.3	1.1	0.2	10.5
	9	31.6	32.7	5.2	1.5	1.1	0.2	5.4
	10	31.5	32.7	5.2	1.2	1.0	0.5	6.6
	11	31.3	32.8	5.2	1.6	0.7	0.2	1.5
	1	31.2	29.5	8.2	1.3	1.0	0.2	3.4
	2	31.8	30.3	7.0	0.9	1.0	0.8	6.8
	3	31.1	30.9	6.7	0.8	0.8	1.8	2.6
	4	31.4	30.8	6.8	1.1	1.3	0.2	0.4
	5	31.3	31.0	5.5	0.7	0.8	0.2	0.6
	6	33.5	32.0	4.1	0.6	1.2	0.5	0.2
	7	32.2	28.1	4.4	1.1	1.1	0.3	0.2
	8	32.3	31.2	5.1	0.7	0.7	0.1	1.2
	9	32.3	32.9	5.3	0.6	1.2	0.5	0.2
	10	31.9	33.0	5.3	0.8	1.2	1.3	0.2
	11	31.8	33.1	5.2	2.7	0.7	0.3	2.2
Mar	1	30.8	34.3	5.5	0.9	0.4	0.3	0.4
	2	31.0	34.1	5.4	1.0	0.3	0.0	0.7
	3	31.0	34.2	5.5	1.3	1.1	0.6	2.5
	1	31.2	34.3	5.6	0.8	0.8	0.4	0.2
	2	31.4	34.2	5.5	1.4	1.0	0.6	0.2
	3	31.3	34.3	5.7	1.4	1.4	0.2	0.4

CUADRO SI. CALIDAD DEL AGUA EN VERANO E INVIERNO EN SITIOS DE MUESTREO UBICADOS EN LA LAGUNA SANTA MARÍA Y EL MAR ADYACENTE.

	Sitio de muestreo	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	OD (mg/L)	NO ₂ + NO ₃ (µM)	NH ₄ (µM)	PO ₄ (µM)	Cl <i>a</i> (µg/L)
Invierno								
Laguna	1	21.4	33.4	4.5	48.2	6.5	3.5	0.2
	2	21.8	33.4	4.7	71.7	6.4	2.0	0.2
	3	21.8	33.9	4.6	26.7	10.0	2.5	0.2
	4	21.7	33.3	4.6	5.8	5.0	1.0	0.2
	5	21.9	34.1	4.5	20.5	3.8	1.0	0.2
	6	22.0	34.2	4.8	9.5	6.7	0.9	0.1
	7	21.9	34.1	4.9	7.9	3.7	1.3	0.2
	8	22.1	33.8	4.7	10.5	6.4	1.9	0.4
	9	22.1	34.2	4.6	5.4	5.9	1.2	0.3
	10	22.0	34.4	5.0	6.6	4.0	1.0	0.0
	11	21.5	34.7	4.1	1.5	4.2	0.9	0.0
	1	21.3	34.1	5.0	3.4	2.8	0.5	0.4
	2	22.7	34.2	5.5	6.8	2.9	1.0	0.2
	3	22.0	33.2	4.8	2.6	4.0	1.6	0.2
	4	23.2	33.3	5.9	0.4	2.3	1.5	0.2
	5	22.7	34.0	5.6	0.6	2.3	1.5	0.0
	6	21.5	34.0	5.9	0.2	2.5	1.5	0.2
	7	22.1	33.8	6.3	0.2	2.3	1.2	0.2
	8	22.2	33.9	6.3	1.2	2.6	1.2	0.2
	9	21.5	34.1	6.2	0.2	3.3	0.9	0.2
	10	22.6	34.2	6.0	0.2	2.4	0.8	0.2
	11	23.1	34.3	6.4	2.2	2.3	1.0	0.2
Mar	1	21.5	34.7	4.4	2.3	2.4	0.5	0.0
	2	21.9	34.9	4.9	2.2	2.4	0.5	0.0
	3	21.4	34.8	4.5	2.2	2.3	0.6	0.0
	1	21.4	35.0	6.8	2.1	2.3	0.7	0.2
	2	21.5	35.0	7.1	2.2	2.1	0.7	0.0
	3	21.7	35.2	7.0	2.2	2.5	0.8	0.0