

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

INFORME FINAL DEL SERVICIO SOCIAL
POR INVESTIGACIÓN

**Dinámica de la producción de biomasa
primaria microbiana y bacteriana y su relación
con la química de la columna de agua
y la físico-química de los sedimentos de la
Laguna de Mandinga, Veracruz**

QUE PRESENTA LA ALUMNA

Sol Alicia Castro Pantoja

Matrícula:
2203070902

ASESORES

Dr. José Roberto Ángeles-Vásquez (UAM-X, No. Eco. 39325)
Dra. María Jesús Ferrara-Guerrero (UAM-X, No. Eco. 22662)



ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
Objetivo general.....	3
Objetivos particulares	3
MATERIAL Y MÉTODOS	4
Área de estudio.....	4
Actividades de campo.....	5
Actividades de laboratorio.....	8
ACTIVIDADES REALIZADAS	15
METAS ALCANZADAS	15
RESULTADOS Y CONCLUSIONES	16
Perfil físico-químico	16
Oxígeno Disuelto (OD)	19
Materiales en suspensión (MES)	20
Nitritos, nitratos y amonio	21
Ortofosfatos	24
Nitrógeno Total	25
Fósforo Total.....	27
Carbono Orgánico Total.....	28
Materia orgánica y textura	29
Clorofila α y feopigmentos de la clorofila α en el agua de fondo y sedimentos..	31
Biomasa bacteriana heterótrofa (BBH)	34
Estado trófico.....	37
Análisis estadístico	38
CONCLUSIONES.....	39
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

RESUMEN

El sistema lagunar de Mandinga Veracruz, se ha visto afectado por el aprovechamiento intensivo de la cuenca debido al crecimiento demográfico, los cambios de uso de suelo, que actualmente representan la amenaza más primordial para cualquier ecosistema en vías de conservación, han evidenciado una degradación que finaliza con procesos graves de eutrofización, modificando por consiguiente la calidad de agua y las dinámicas bióticas y abióticas. La evaluación de la biomasa microbiana primaria (BMP) y de las bacterias heterótrofas (BBH), no son empleados como indicadores de salud en este tipo de ecosistemas a pesar de su importancia en su estructura y funcionamiento. Por lo que esta investigación tuvo por objetivo caracterizar el cuerpo de agua desde el punto de vista físico, químico y microbiológico en el agua de fondo y el sedimento buscando cuáles son los parámetros que afectan el comportamiento de la producción de BMP y BBH en sitios ecológicamente distintos dentro de este sistema lagunar. Para determinar la BBH, se ocupó el método de epifluorescencia utilizando como fluorocromo DAPI y se calculó la relación “volumen celular: carbono”; la BMP por medio de la medición de los espectros de absorción de la clorofila α ; los compuestos inorgánicos de N y P por técnicas colorimétricas; el pH, la temperatura, profundidad, transparencia y el ORP se midieron in situ. Se obtuvieron altos valores de BBH tanto en agua de fondo ($\pm 1.5 \text{ mgC/l}^{-1}$) como en sedimento superficial ($\pm 3.03 \text{ mgC/cm}^3$). Las concentraciones de BBH indican que estos microorganismos contribuyen de manera importante en los procesos de reciclaje de C y al enriquecimiento en nutrientes inorgánicos del sistema, reflejado en las altas concentraciones de BMP en los sedimentos superficiales. En el agua de fondo el MES y las elevadas concentraciones de N-NO_2^- y PO_4^{3-} contribuyeron favorablemente a la producción de BMP, que a su vez permite el enriquecimiento de la columna de agua y la presencia de O_2 , favoreciendo el funcionamiento de las redes tróficas aerobias al encontrarse en elevadas concentraciones durante el muestreo.

Palabras clave: clorofila a, bacterias heterótrofas, epifluorescencia, biomasa, laguna costera, análisis de correspondencia canónica.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son ecosistemas someros cuya principal distinción es el recambio de agua ante la subida de la marea, estas condiciones los hacen susceptibles a los cambios de precipitación, evaporación y viento, considerando a estos ecosistemas como sumideros importantes de carbono orgánico (Kennish & Paerl, 2010; Pérez-Ruzafa et al., 2019) Como consecuencia, estas fuentes de agua poseen cierta ocupación antrópica en todo el mundo debido a la cantidad de servicios ecosistémicos que proporciona, y que, lamentablemente, no muchos son valorados al estar vinculados al aspecto económico (Barbier et al., 2011). La mayor parte del estrés hacia los sistemas lagunares costeros se encuentra asociado a la alteración del paisaje natural adyacente, principalmente por el desarrollo urbano excesivo de las zonas costeras y el rápido crecimiento demográfico (Kennish & Paerl, 2010; Vitousek et al., 1997).

El Sistema Lagunar de Mandinga (SLM) ha cambiado a lo largo de los años debido a las perturbaciones resultantes de las actividades económicas y agropecuarias que se desarrollan en sus alrededores. La degradación de este ecosistema, especialmente por los cambios de uso de suelo, la contaminación y la alteración de los flujos hidrológicos, representan amenazas constantes a la red trófica en el ámbito ecológico y a la calidad de los recursos ecosistémicos en el ámbito social y económico (Aldasoro Said, 2015; Paniagua-Cano et al., 2018). Los múltiples servicios que ofrece esta cuenca a sus beneficiarios han orillado a la población local a buscar modos más sostenibles de aprovechamiento. En los últimos años, se han propuesto estrategias de diferentes tipos de análisis para la evaluación de este ecosistema, entre ellos la ocupación de los parámetros físico-químicos y la abundancia de las comunidades fitoplanctónicas o bacterianas como referentes para esclarecer el impacto y la regulación de ciertas prácticas empleadas por pobladores y empleadores de la laguna.

La determinación de la biomasa microbiana primaria (BMP) y la biomasa bacteriana heterótrofa (BBH), proporciona un mejor entendimiento de su importancia funcional en la salud del ecosistema. Las altas concentraciones de nutrientes (eutrofización) tienen un efecto sobre la microbiota del sedimento y la columna de agua debido a la disponibilidad de micro y macronutrientes (Caycedo et al., 2021). Hace algunos años se creía que las lagunas costeras eran más resilientes debido a su hidrodinámica, no obstante, fue hasta los años ochenta que los procesos de asimilación de nutrientes orgánicos (carbono, fósforo, nitrógeno) e inorgánicos (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos) comenzaron a ser un problema en los cuerpos de agua (Pedrozo & Ramírez, 2020). Por lo que, en este sentido, el objetivo de este trabajo es evaluar el papel de la microflora fotoautótrofa y de las bacterias heterótrofas en la producción de carbono, por medio del cálculo de la BMP, BBH y el perfil físico-químico de la columna de agua y del sedimento en sitios ecológicamente distintos dentro del SLM.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar el perfil físico y químico de la columna de agua y de sedimento superficial en sitios ecológicamente distintos dentro de la Laguna de Mandinga, Veracruz y su relación con la producción de biomasa primaria, microbiana y bacteriana.

Objetivos particulares

- Determinar la calidad química de la columna de agua y del agua de poro de los sedimentos superficiales.
- Calcular el estado trófico de las diferentes zonas de muestreo y la calidad del agua de acuerdo con el Índice del Estado Trófico.
- Evaluar las concentraciones de biomasa primaria microbiana y biomasa bacteriana heterótrofa.

- Analizar la influencia del perfil físico-químico del agua y de los sedimentos superficiales sobre la producción de biomasa primaria, microbiana y bacteriana heterótrofa.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El SLM, conformado por tres lagunas que lo clasifican como sistema lagunar o como “humedal costero” (Aldeco Ramírez, 2020), se ubica a 18 km del puerto de Veracruz, entre 18°59’N, 96°07’W y 19°05’N, 96°02’W (Salcedo-Garduño et al., 2016). El sistema lagunar, conformado por 3,250 ha, tiene un clima de tipo AW2 (w) (i’) w’ (INEGI, 2021) y se encuentra dentro de las delimitaciones del municipio de Boca del Río, Alvarado y Medellín, con el manglar como vegetación predominante al margen de la laguna (Paniagua-Cano et al., 2018).

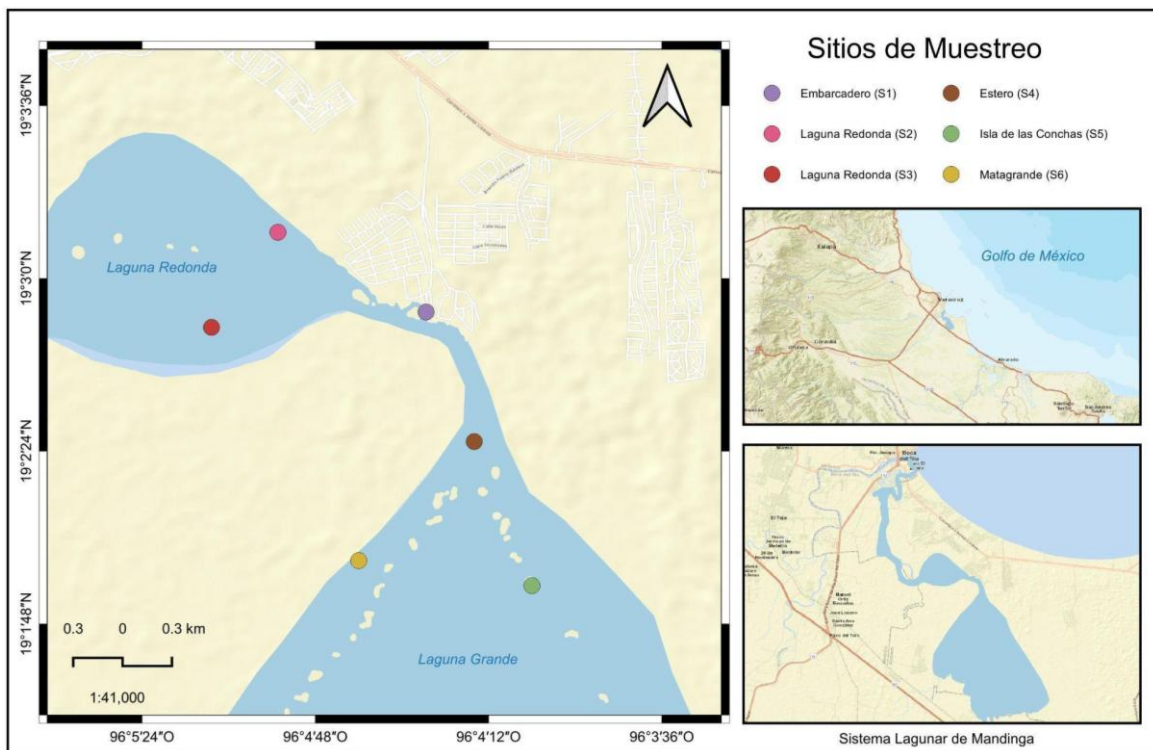


Figura 1. Mapa de la zona de estudio con los puntos de muestreo.

En cuanto a las características físicas y químicas del SLM, tomando en cuenta trabajos anteriores, se establecieron algunas concentraciones de nutrientes

orgánicos (NT, PT, COT) e inorgánicos (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}) esperables que previamente fueron medidas (**Tabla 1**).

Tabla 1. Parámetros de referencia del SLM. Donde (N) = datos en temporada de Nortes.

Parámetros	Concentraciones	Permisibles	Fuentes
T (°C)	25.56 ± 1.40 mg/l (N)	-	Salcedo-Garduño et al., 2022
Salinidad	11.7 UPS	-	Lanza-Espino, et al., 2020
OD	8.03 ± 1.08 mg/l (N)	-	Salcedo-Garduño et al., 2016
NT	34.2 µM	15-25 mg/l	NOM-001-SEMARNAT-2021; Lanza-Espino, et al., 2020
PT	0-2.2 mg/l	5-15 mg/l	NOM-001-SEMARNAT-2021; Garduño-Solórzano et al., 2024
COT	-	21-25 mg/l	NOM-001-SEMARNAT-2021
NO_3^-	0.202 ± 0.029 mg/l (N)	-	Salcedo-Garduño et al., 2016
	0-1 mg/m ³	-	Garduño-Solórzano et al., 2024
$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$	1.6 µM	-	Lanza-Espino, et al., 2020
NH_4^+	11.7 µM	-	Lanza-Espino, et al., 2020
PO_4^{3-}	0.135 ± 0.165 mg/l (N)	-	Salcedo-Garduño et al., 2016
Clorofila <i>a</i>	3-11 mg/m ³ , 0.1411 ± 0.0808 mg/ml (N)	-	Salcedo-Garduño et al., 2016; Garduño-Solórzano et al., 2024

Actividades de campo

Se tomaron las muestras en seis sitios distribuidos en el SLM durante los días 10, 11 y 12 de diciembre (temporada de Nortes) del año 2024, la ubicación de los sitios se muestreo en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Ubicación geográfica de los diferentes sitios de muestreo en el SLM.

Estación/Sitio	Longitud	Latitud
1. Embarcadero	19°02'53"N	96°04'25"W
2. Laguna Redonda	19°03'09.6"N	96°04'55.8"W
3. Laguna Redonda	19°02'49.8"N	96°05'09.6"W
4. Estero	19°02'26"N	96°04'15"W
5. Isla de las Conchas	19°01'56"N	96°04'03"W
6. Matagrande	19°02'01.2"N	96°04'39.0"W

La medición de las variables *in situ* en el agua de fondo y el sedimento superficial se muestra en la **Tabla 3**:

Tabla 3. Instrumental para la medición de variables *in situ*.

Variable	Equipo	Unidades
Salinidad	Refractómetro	Ppm
Temperatura	Termómetro de cubeta	° C
pH	Potenciómetro	H+
Profundidad y Transparencia	Disco de Secchi	m

Toma y preservación de muestras

a) Toma de muestras para determinar biomasa en agua de fondo y sedimento superficial.

La muestra de agua de fondo se tomó con una botella Van Dorn, 9 ml fue fijada en 1 ml de formaldehído al 20% saturado borato. La muestra de sedimento se tomó por buceo libre con nucleadores manuales obteniendo la biopelícula (1 cm de profundidad), 1 ml de sedimento superficial fue fijado en 9 ml de formaldehído saturados con borato. Ambas muestras fueron preservadas a 4° C hasta su procesamiento en laboratorio.

b) Toma de muestras de agua de fondo y sedimento para análisis químico

La muestra de agua para determinar nutrientes de N y P se tomó a través una botella Van Dorn, filtrada con un tamiz 0.25 mm de diámetro de malla para eliminar la materia orgánica particulada, se realizó una segunda filtración a través de un sistema Millipore al vacío utilizando membranas GF/C de fibra de vidrio de 0.45 µm marca Whatman.

Para cuantificar el NT, PT, COT se tomaron 100 ml de agua sin filtrar. El agua filtrada y sin filtrar se preservó a -20° C hasta su procesamiento en laboratorio.

c) Cuantificación de oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) se determinó por el método de Winkler (1888), cuyo principio se basa en la formación de precipitado de hidróxido manganoso que absorbe el oxígeno disuelto del agua, formando óxido mangánico, y posteriormente la acidificación por medio del yoduro libera yodo en cantidades equivalentes al OD. Las muestras de cada sitio se tomaron con una botella Van Dorn en botellas DBO, fijadas con sulfato manganoso y azida de yoduro alcalina, utilizando antes de titular ácido sulfúrico concentrado para acidificar la muestra. El cálculo de OD se sacó por medio de la siguiente fórmula (Guerra-Hernández y Cruz-Flores, 2014):

$$mgO_2 \cdot l^{-1} = \frac{(N \text{ titulante})(ml \text{ titulante})(8000)}{\frac{V \text{ muestra } (V \text{ botella} - v \text{ reactivo agregado})}{V \text{ botella}}}$$

d) Materiales en suspensión

La cuantificación del MES se realizó de acuerdo con lo establecido por Banse y colaboradores (1963), se filtró agua de fondo a través de filtros Whatman GF/C de 0.45 µm previamente cremados y pesados hasta su saturación y se registró el volumen de agua filtrada. La muestra fue preservada en sílica gel hasta su procesamiento en laboratorio.

e) Clorofila a del fitoplancton

La cuantificación de clorofila a se realizó de acuerdo con Lorenzen (1967), se filtró agua de fondo a través de filtros Whatman GF/C de 0.45 µm hasta su saturación, evitando la penetración de luz y agregando al filtro dos gotas de sulfato de magnesio (MgS) para preservar el centro de magnesio de la clorofila. La muestra fue preservada en sílica gel y en la obscuridad hasta su procesamiento en laboratorio.

f) Obtención de muestras de sedimento.

- i. Para obtención de agua de poro para análisis químico

Las muestras de sedimento para la obtención de agua de poro se tomaron por buceo libre con nucleadores manuales plexiglass. Se obtuvo la biopelícula

(primer cm superficial) hasta obtener 500 gr en frascos estériles, y la muestra fue preservada a -20° C hasta su procesamiento protegidos de la luz.

ii. Para la clorofila a del sedimento

Se tomaron 5 ml del sedimento superficial con una jeringa estéril, y colocados en frascos ambos forrados en papel aluminio, se le agregaron 5 gotas de sulfato de magnesio (MgS) para preservar el centro de magnesio de la clorofila y preservada a -20° C hasta su procesamiento en laboratorio.

iii. Para determinación de Materia Orgánica

Las muestras de sedimento para la determinación de MO se obtuvieron 25 ml de sedimento superficial, y fue preservado a temperatura ambiente en bolsas estériles.

iv. Para granulometría

Las muestras de sedimento para la determinación de textura se obtuvieron 500 gr de sedimento, en bolsas estériles y preservadas a temperatura ambiente hasta su procesamiento en laboratorio.

Actividades de laboratorio

Conteo directo y biomasa

Para agua de fondo, el procedimiento se realizó de acuerdo con Torrén (1992), la muestra se ultrasonificó a una amplitud de 50 y una pulsación de 2" por 3 minutos buscando separar la materia orgánica de las bacterias, se filtró al vacío en una membrana nucleopore negra con una porosidad de 0.2 µm previamente teñida, se añadió a la membrana 1.5 ml de fluorocromo 4'-6-diamino-2-fenilindol (DAPI) a una concentración de 5 µg/ml y se dejó reposar durante 10 minutos. Al final se enjuaga con 3 ml de agua estéril para eliminar el exceso de colorante.

Para sedimento el procedimiento se realizó de acuerdo con Torrén (1992), ocupando 1 ml de muestra de sedimento previamente homogeneizada, a la que se le adicionaron 9 ml de Tween 80 (1/100) y se dejó reposar durante 20 minutos antes de ultrasonificarla a una amplitud de 50 y una pulsación de 5" durante 3 minutos.

De la muestra ultrasonificada, se tomaron 250 µl y en otro frasco estéril se le adicionaron 10 ml de agua de mar artificial filtrada con azida de sodio, formando otra dilución de la cual se tomaron 3 ml de la muestra y se agregaron 1.5 ml de fluorocromo DAPI a una concentración de 5 µg/ml, almacenándose a 4 °C durante 12 horas antes de filtrar 1 ml sobre una membrana nucleopore negra de 0.2 µm de poro previamente teñida. Por último, se colocó en un portaobjetos para su revisión en el microscopio. Para conteo directo:

$$\text{número de bacterias}/N = \frac{d \times \text{número de campos}}{\text{ml} \times \frac{1}{v} \times \frac{10}{9}}$$

Donde:

N = número total de bacterias

n = media del número de bacterias por campo

d = dilución dentro de la torrecilla

v = volumen de la torrecilla

$10/9$ = corrección debido al formol

Tomando en cuenta la superficie de filtración efectiva en la torrecilla:

$$\pi r^2 = \text{mm}^2$$

La cuadrícula del microscopio que (objetivo de 100 y un ocular de 10x) y el cálculo del número de campos/ml:

$$\frac{\text{Superficie de filtración}}{\text{Superficie del microscopio}}$$

Para el cálculo de los biovolúmenes se ocupando dos diferentes fórmulas a de acuerdo con la forma de la célula al momento de la medición, la primera para cocos:

$$\text{volumen de la esfera} = \pi \times \frac{w^3}{6}$$

Donde:

w = ancho de la célula

Y la segunda para cocobacilos y bacilos:

$$\text{volumen de la esfera} = \pi \times \left(\frac{Lw^2}{4} - \frac{w^3}{2} \right)$$

Donde:

w = ancho de la célula

L = largo de la célula

Obtención de agua de poro en laboratorio

La muestra se dejó descongelar toda una noche a 4°C, colocando 30 ml de sedimento en tubos de centrifuga de 50 ml lavados previamente con extran y asegurados con papel Parafilm. Se centrifugó cada tubo a 6,000 rpm para sedimentos limo-arcillosos o 4,500 rpm para sedimentos arenosos por 10 minutos, obteniendo el sobrenadante con una jeringa estéril, para finalmente, colocar la muestra centrifugada en vasos de precipitado de 250 ml previamente esterilizados.

Determinación de amonio y nitritos en agua de fondo y agua de poro

El amonio se determinó por el método colorimétrico de NH_4^+ en aguas marinas de Aminot y Chaussepied (1983), basada en el método de Koroleff (1969) y la reacción de Berthelot, considera la presencia del $\text{NH}_{3,4}^+$ (nitrógeno amoniacal total) por medio de la formación de azul indofenol. La curva patrón se realizó con una gama de concentraciones de 0.5, 1, 2.5, 5, 10 y 20 μmol de N- NH_4 a través de una solución primaria de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (sulfato de amonio).

El nitrito se cuantificó por colorimetría de acuerdo con Bendschneider y Robinson (1952) mediante la reacción de Griess aplicada al agua de mar, donde los NO_2^- (iones nitrato) forman un compuesto diazoico en medio ácido ($\text{pH} < 2$) con sulfanilamida y posteriormente cambia de coloración al adicionar N-naftil-etilendiamina. Al igual que con el método para determinar NH_4^+ , se ocupó una curva patrón que tomaba concentraciones de 0.2, 0.4, 1, 2, 3, 4 μmol de N- NO_2 obtenidos a través de una solución primaria de NaNO_2 (nitrito de sodio anhídrido).

Ambos se midieron por medio de fotometría utilizando un SHIMADZU UV-1601 a una absorbancia de 540 nm (NO_2^-) y 630 nm (NH_4^+).

Determinación de nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos y totales en agua de fondo y en agua de poro

La determinación de nitratos (N- NO_3^-), ortofosfato (P- PO_4^{3-}), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y carbono orgánico total (COT), se realizaron mediante kits de la

marca HACH® bajo diferentes métodos y ajustados a sensibilidades variables (Tabla 4).

Tabla 4. Características y principios de los métodos con kits marca HACH® para el análisis químico en agua de fondo y agua de poro.

Análisis	Método	Sensibilidad
N-NO ₃ -	Reducción por cadmio (8039)	0.3 a 30.0 mg/l NO ₃ -
P-PO ₄ -	Molibdovanadato con Vanadio (8114)	0.3 a 45.0 mg/l PO ₄ ³⁻
NT	Digestión de persulfato alcalino (8114)	0.5 a 25.0 mg/L N
PT	Molibdovanadato con digestión de ácido persulfato (10127)	1.0 a 100 mg/L PO ₄ ³⁻
TOC	Directo (10129)	0.3 a 20.0 mg/L C

Cuantificación de clorofila α y feopigmentos de la clorofila α

La biomasa primaria se obtuvo por determinación de pigmentos fotosintéticos, leyendo los espectros de absorción de la clorofila α por espectrofotometría utilizando la modificación de Lorenzen (1967). Se calculó la concentración de clorofila α en mg/ml-1 para agua de fondo y mg/cm³ g⁻¹ de peso fresco con la siguiente ecuación:

$$Clo\ \alpha = K \times (A_{665} - A_{750}) - (Aa_{665}) - (Aa_{750}) \times 2.43 \times \frac{v}{(L \times P)}$$

Donde:

K = coeficiente derivado del coeficiente de extinción específico de la clorofila α en acetona 90% ($K = 1:91.1 \times 1000 = 11\ \mu\text{g cm}^{-1}\text{ ml}^{-1}$)

A_{665} y A_{750} = absorbancia de la turbidez causada por otras partículas antes o después de acidificar

v = el volumen de la acetona utilizado en la extracción (ml)

L = la trayectoria óptica

P = volumen filtrado para agua o peso (g) de sedimento.

Para feopigmentos se utilizó la fórmula:

$$Feopigmentos\left(\frac{\mu\text{g}}{\text{gsh}}\right) = \frac{28.917(1.7(Aa_{665} - Aa_{750}) - Ao_{665} - Ao_{750}) \times v}{PH \times \text{trayectoria óptica}}$$

$$Feopigmentos(\mu\text{g: gss}) = \frac{feopigmentos\left(\frac{\mu\text{g}}{\text{gsh}}\right)}{\left(\frac{\% P\ seco}{100}\right)}$$

Materiales en suspensión (MES)

En laboratorio, los filtros preservados en sílica gel fueron secados a 70° C durante dos horas, volviéndolos a pesar tomando en cuenta el peso antes y después de la filtración (Banse et al., 1963). Los valores de MES se obtuvieron a través de la siguiente fórmula:

$$MES\ mg.l^{-1} = \frac{P2 - P1}{V}$$

Donde:

P1 = peso del filtro antes de la filtración (mg)

P2 = peso del filtro después de la filtración (mg)

V = volumen filtrado

Cálculo del índice trófico (Índice TRIX)

El estado trófico del SLM se calculará a través del índice TRIX (Muciño-Márquez et al., 2017) que es el más ocupado en análisis de deterioro de cuerpos de agua costeros, categorizando el cuerpo de agua tomando en cuenta la clorofila a, el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, así como el nitrógeno y fósforo disueltos de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$TRIX = \frac{(\log \log 10(Cl\ a \times aD\%O \times NID \times PT) + k)}{m}$$

Donde:

Cl a = concentración de clorofila

aD%O = valoración absoluta de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto

NID = concentración de nitrógeno disuelto en $\mu g \cdot L^{-1}$

PT = concentración de fósforo total en $\mu g \cdot L^{-1}$

Las constantes $k = 1.5$ y $m = 12/10 = 1.2$, son valores de escala introducidos para ajustar el valor límite más bajo y la extensión de la escala trófica relacionada, considerando que el índice TRIX tiene valores de 0 a 10 y cubre cuatro estados tróficos (**Tabla 5**):

Tabla 5. Nivel trófico y calidad de agua asociada al índice TRIX

Escala TRIX	Nivel de estado trófico	Estado de calidad de agua	Característica del cuerpo de agua
0-4	Oligotrófico	Alta	Aguas poco productivas, nivel trófico bajo

4-5	Mesotrófico	Buena	Aguas moderadamente productivas, nivel trófico medio
5-6	Eutrófico	Mala	Aguas entre moderada y altamente productivas, nivel trófico alto
6-10	Hipertrófico	Pobre	Aguas altamente productivas, nivel trófico más alto

Texturas y materia orgánica de los sedimentos superficiales

a) Texturas

Para el cálculo de la textura se utilizó el método del hidrómetro de Bouyoucos, midiendo la proporción relativa de arena, limo y arcilla, basándose en la cantidad de partículas >2 mm. La muestra fue secada y tamizada a través de una malla de 0.25 mm, hasta obtener 60 g de sedimento, se añadieron 25 ml de peróxido de hidrógeno al 8% en un vaso de precipitado para oxidar la materia orgánica presente en el sedimento. Posteriormente, con ayuda de una mezcladora, se ocupan 50 g de suelo seco con peróxido y se añaden 5 ml de oxalato de sodio al 5%, metasilicato de sodio al 5% y agua destilada, agitando antes de verter el contenido resultante de la mezcladora en una probeta de 1000 ml. Se aforó la probeta y se hizo un blanco con la misma cantidad de agua destilada, agitando durante 1 min hasta homogeneizar para la primera lectura de la suspensión (La) y la temperatura (Lb). La segunda lectura de ambas variables (Lc y Ld) se realizó 2 h después, ocupando las siguientes fórmulas para determinar la textura:

$$\begin{aligned} \% \text{ de limos} + \% \text{ de arcillas} &= \frac{La - Lb \times 100}{\text{Peso del suelo seco}} \\ \% \text{ de arenas} &= 100 - (\% \text{ de limos} + \% \text{ de arcillas}) / g \text{ de sedimento} \\ \% \text{ de limos} + \% \text{ de arcillas} &= \frac{Lc - Ld \times 100}{\text{Peso del suelo seco}} \\ \% \text{ de arenas} &= 100 - (\% \text{ de limos} + \% \text{ de arcillas}) / g \text{ de sedimento} \end{aligned}$$

b) MO

La MO se determinó por el método de Walkey y Black (1934), se pesaron 0.5 gr de sedimento previamente secado y tamizado con una malla de 0.25 mm, se agregaron 10 ml de $Kr_2Cr_2O_7$ y 20 ml de H_2SO_4 concentrado y se mezcló todo antes de dejarlo

reposar durante 30 min. Antes de titular con disolución de sulfato ferroso 0.5 N, se añadieron H₃PO₄ al 85%, 0.2 de NAF y 15 gotas de indicador de difenilamina. La concentración de carbono orgánico se calculó con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de carbono orgánico} = 10(1 - T/S) \times 1.0N(0.003)(100/W)$$

Donde:

T = ml de la solución de FeSO₄ en la titulación de la muestra

S = ml de solución de FeSO₄ en la titulación del blanco

$0.003 = 12/4000$ = peso miliequivalente del carbono

$1.0N$ = normalidad del K₂Cr₂O₇

10 = volumen del K₂Cr₂O₇ en ml

W = peso de la muestra de sedimento en g

Luego de la determinación del %CO, se ocupó la escala integrada en la misma técnica para la interpretación de los resultados (Tabla 6).

Tabla 6. Tipos de sedimento de acuerdo con su contenido de MO.

% de carbono orgánico	Interpretación
0 – 0.25	Extremadamente pobre
0.26 – 0.50	Muy pobre
0.51 – 1	Pobre
1.01 – 2	Mediano
2.01 - 3	Rico
3.01 - 4	Muy rico
4.01 - 5	Extremadamente rico

Análisis Estadístico

Para conocer la relación entre los parámetros físicos y químicos con respecto a la producción de BBP y la BBH en el agua de fondo y el sedimento, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (Legendre & Legendre, 1998) en el software de análisis de datos PAST (Paleontological Statistics) versión 5.2.1 (Hammer et al., 2001), ocupando una distribución de datos Triplot para una mejor visualización de la distribución de los gradientes en el plano.

ACTIVIDADES REALIZADAS

- Redacción del protocolo de investigación y planteamiento de la metodología utilizada para el cumplimiento de los objetivos del trabajo de investigación.
- Preparación del material para la salida de campo, incluida la esterilización y etiquetado de frascos para la recoleta de muestras, la elaboración de reactivos y la obtención del instrumental necesario para la medición de los parámetros *in situ*.
- Medición de los parámetros físico-químicos (temperatura, pH, salinidad y transparencia) y colecta de las muestras en campo para biomasa bacteriana, clorofila α , análisis químico, materiales en suspensión, texturas y MO.
- Elaboración de las curvas patrón para determinar la concentración de NO_2^- y NH_4^+ .
- Medición de las concentraciones de nutrientes inorgánicos (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) y totales (NT, PT y COT) de agua de fondo y sedimento.
- Medición de la clorofila α y feopigmentos presentes en la columna de agua y el sedimento superficial.
- Elaboración de base de datos con la información recabada en campo, las mediciones por espectrofotometría y las variables ambientales.
- Análisis de correspondencia canónica (ACC) para evaluar la influencia de los parámetros físico-químicos en la biomasa microbiana primaria y la bacteriana heterótrofa.
- Elaboración del informe final del Servicio Social por Investigación.

METAS ALCANZADAS

- Cumplimiento de los objetivos planteados en el protocolo de investigación.
- Participación en el XVI Simposio Internacional del Carbono (2025) con el trabajo titulado “Dinámica de la producción de carbono microbiano primario y secundario en la columna de agua y los sedimentos de la Laguna de Mandinga, Veracruz”.

- Realización del informe final titulado “Dinámica de la producción de biomasa primaria microbiana y bacteriana y su relación con la química de la columna de agua y la físico-química de los sedimentos de la Laguna de Mandinga, Veracruz”, para la liberación del Servicio Social por Investigación.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Perfil físico-químico

El promedio de la temperatura ambiental fue de $\pm 33^{\circ}\text{C}$ (SD 3.10) con poca variabilidad entre los seis sitios de muestreo. La temperatura más baja se presentó en la Laguna Redonda (29°C), mientras que la más alta fue en el Estero (38°C) (**Tabla 7**). De acuerdo con diferentes estudios y trabajos referidos al SLM, en la temporada de muestreo (invierno) fue mayor según lo reportado por Paniagua-Cano y colaboradores (2018), que reportan temperaturas de 18 a 27°C y Aldeco-Ramírez (2020) reporta la temperatura en el agua de los 18°C hasta los 30°C .

En cuanto a la profundidad, el valor promedio fue de 1.04 m , siendo la Isla de las Conchas el punto de menor profundidad con 0.77 m y la Laguna Redonda (sitio 3) el punto de mayor profundidad con 1.69 m . El Embarcadero y Matagrande tuvieron una profundidad de 0.87 m , mientras que el Estero tuvo 0.97 m (**Tabla 7**). En trabajos como los de Arreguín-Sánchez (1982) se ha reiterado que el SLM es un cuerpo de agua de escasa profundidad y está sujeta a las condiciones medioambientales como la temperatura y la estación del año.

La transparencia promedio fue de $\pm 0.72\text{ m}$ (SD 0.23), siendo los puntos de menor y mayor transparencia la Isla de las Conchas con 0.48 m y la tercera estación ubicada en la Laguna Redonda con 1.08 m respectivamente (**Tabla 7**). La turbidez en lagunas costeras puede ser influenciada por la productividad primaria, el MES y las partículas suspendidas, en el caso del Embarcadero, la diferencia de 0.02 m entre la profundidad total y la transparencia nos indica que no hay interferencias en la columna de agua hasta su aproximación con el sedimento. El sitio que contó con más interferencias, de acuerdo con la diferencia existente entre la profundidad y la

transparencia medida con el disco de Secchi, fue la Laguna Redonda (sitio 3) con 0.61 m, mientras que la mayoría de las estaciones empezaron a tener una transparencia reducida a partir de los ± 0.30 m.

Tabla 7. Valores de transparencia, profundidad y temperatura de los sitios de muestreo.

Estación/Sitio	Transparencia (m)	Profundidad (m)	Temperatura (°C)
7. Embarcadero	0.85	0.87	34
8. Laguna Redonda	0.73	1.06	34
9. Laguna Redonda	1.08	1.69	29
10. Estero	0.69	0.98	38
11. Isla de las Conchas	0.48	0.77	32
12. Matagrande	0.48	0.87	31
Promedio	0.72	1.04	33
SD	0.23	0.33	3.10

En los valores de temperatura obtenidos, el agua de fondo presentó $\pm 26.33^{\circ}$ C (SD 1.63° C) y el sedimento $\pm 25.83^{\circ}$ C (SD 1.94° C), no teniendo variaciones significativas en ambos niveles (**Tabla 8**).

Se considera que la temperatura es una variable que incide directamente en las concentraciones de pigmentos fotosintéticos, enzimas y carbono orgánico, por ejemplo, a menor temperatura la cantidad de pigmentos fotosintéticos será mayor, mientras que en ambientes con temperaturas elevadas la absorción de nutrientes será eficiente (Valiela, 2015). En este caso, de acuerdo con lo reportado por Arreguín-Sánchez (1982), la temperatura del agua de superficie y fondo en el SLM debería oscilar entre los 16° - 32° C dependiendo de la estación del año, con las temperaturas más altas entre los meses de abril y junio. En trabajos más recientes, esta variable no parece tener variaciones con los datos obtenidos en el muestreo, ya que los promedios registrados en la misma temporada fueron de 25.56° C (Salcedo-Garduño, 2016). Por lo que en la temporada muestreada la temperatura registrada puede favorecer la absorción de nutrientes por los productores primarios y acelerar procesos metabólicos microbianos (Valiela, 2015).

La salinidad promedio en agua de fondo fue de ± 13.17 ppt o ups (SD 1.83) y en sedimento de ± 4 ppt (SD 1.26). En los sitios Embarcadero y Laguna Redonda se registraron las mayores concentraciones de sales disueltas (15 ppt) en el agua de fondo, por el contrario, las estaciones con la menor salinidad fueron la Isla de las Conchas y Matagrande (11 ppt). En los sitios Laguna Redonda (sitio 3), la Isla de las Conchas y Matagrande se registraron los valores más altos de salinidad (5 ppt) en los sedimentos, por el contrario, el más bajo fue la estación del Estero (2 ppt) (**Tabla 8**).

Estos valores de salinidad en el agua de fondo fueron bajos considerando que se ha registrado en la temporada de secas valore de salinidad que van de 13.9 hasta 34.6 ppt (De la Lanza & Hernández Pulido, 2018), pero debido a que el SLM cuenta con una sola conexión que comunica el medio marino por el estuario del río Jamapa, su influencia en la Laguna Redonda podría considerarse limitada (Aldasoro, 2015). Pudo haberse presentado mayor salinidad en el agua que en el sedimento por la dinámica eólica y el recambio existente entre el sedimento y la columna de agua, que al mismo tiempo permiten una mayor oxigenación del medio (Contreras-Espinosa et al., 2005; Salcedo-Garduño et al., 2016).

Tabla 8. Valores de temperatura y salinidad de agua de fondo y de sedimento en los sitios de muestreo.

Estación/Sitio	Estrato	Temperatura (°C)	Salinidad (ppt)	pH
1. Embarcadero	Agua de fondo	27	15	7.81
	Sedimento	27	3	7.32
2. Laguna Redonda	Agua de fondo	27	15	7.80
	Sedimento	26	4	7.48
3. Laguna Redonda	Agua de fondo	27	14	7.86
	Sedimento	26	5	8.53
4. Estero	Agua de fondo	23	13	7.95
	Sedimento	22	2	7.99
5. Isla de las Conchas	Agua de fondo	27	11	8.01
	Sedimento	27	5	8.05
6. Matagrande	Agua de fondo	27	11	8.01
	Sedimento	27	5	7.76
Promedio	Agua de fondo	26.33	13.17	7.91

SD	Sedimento	25.83	4	7.86
	Agua de fondo	1.63	1.835	0.096
	Sedimento	1.94	1.265	0.435

Oxígeno Disuelto (OD)

Hubo poca variabilidad de OD, con un promedio de $\pm 8.18 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.80), siendo el Embarcadero (6.82 mg/l^{-1}) la estación con la menor concentración y la Laguna Redonda el sitio con mayor concentración (9.09 mg/l^{-1}) (**Figura 1**).

El OD en las lagunas costeras se ven influenciado por la escasa profundidad y el recambio intermitente de agua entre sus efluentes, facilitando una mayor oxigenación en toda la columna debido al movimiento del agua (Contreras-Espinosa et al., 2005; Salcedo-Garduño et al., 2016). Además, de acuerdo con De la Lanza y Hernández Pulido (2018), el intervalo conocido de OD en el SLM es de 1.7 a 9 mg/l^{-1} , mientras que en un estudio del 2016 realizado en la misma zona los valores promedio alcanzaron desde los 7.5 hasta los 8.2 mg/l^{-1} en todas las temporadas (Salcedo-Garduño et al., 2016). Los sitios con menor cantidad de OD fueron el Estero y el Embarcadero con 7.72 y 6.82 mg/l^{-1} respectivamente, señalando este hecho con la ubicación de dichos sitios y su posible influencia antropogénica, partículas suspendidas o la actividad de los productores primarios (**Figura 1**).

De acuerdo con Willey y colaboradores (2008) los rangos de oxígeno encontrados generan condiciones adecuadas para la mayoría de los metabolismos aeróbicos, y, además, favorecen la demanda bioquímica de oxígeno, mientras que siguiendo la escala de clasificación de calidad de agua superficial y cuerpos de agua costeros de la CONAGUA (2025), el sistema se encontraría en condiciones buenas y aceptables en cuestión de OD.

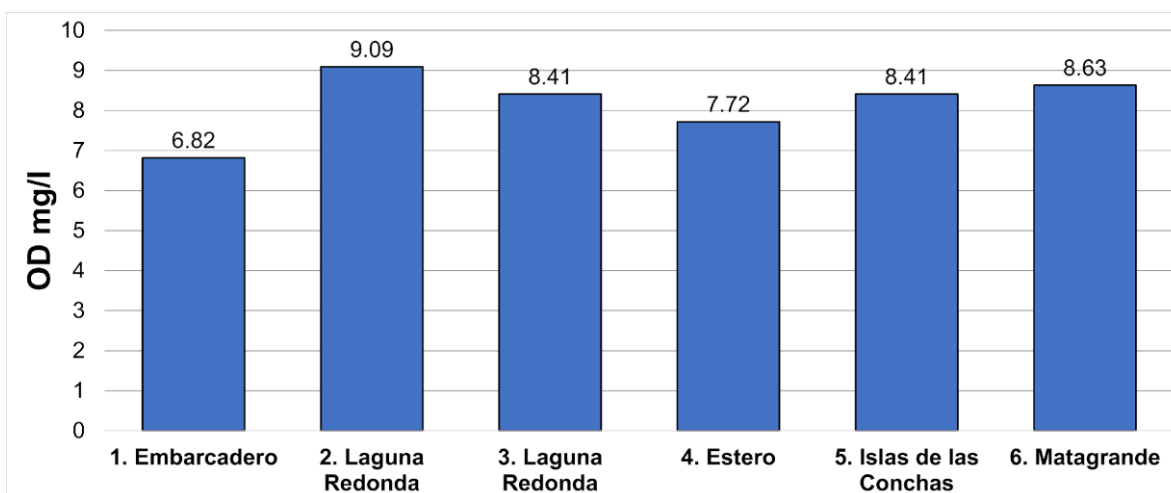


Figura 1. Concentraciones de oxígeno disuelto (OD) en el agua de fondo de los diferentes sitios.

Materiales en suspensión (MES)

El MES de todas las estaciones tuvo poca variación entre cada sitio con un promedio de $\pm 0.0019 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.0007). Se observó que en la estación de Isla de las Conchas se presentó la mayor cantidad de MES (0.0022 mg/l^{-1}), dejando a la Laguna Redonda (sitio 2) (0.0010 mg/l^{-1}) como la estación de menor concentración (**Figura 2**). En relación con la transparencia, deben tomarse en cuenta tanto la clorofila α como la cantidad de pigmentos disueltos, además del material y partículas suspendidas, dan cabida a una menor o mayor penetración de luz sobre la columna de agua (Fernández et al., 2022; Fraga, 1979). La transparencia fue casi total en cada una de las estaciones, lo que puede estar relacionado con las elevadas concentraciones de biomasa primaria y que los sólidos suspendidos pueden ser de diversa naturaleza contribuyendo al ciclado de materia en el sistema.

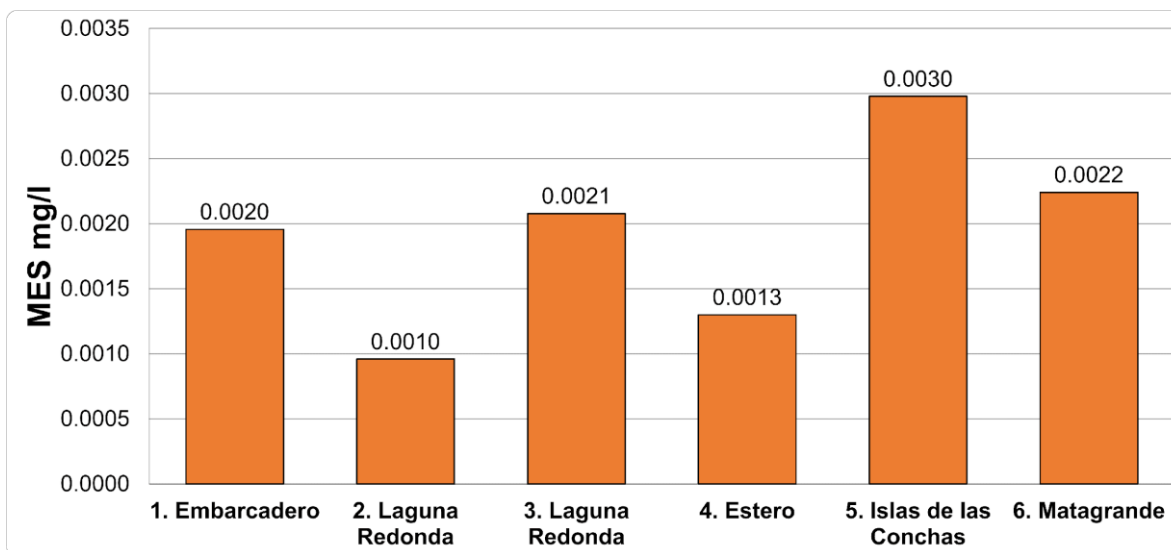


Figura 2. Cantidades de Materiales en Suspensión (MES) en el agua de fondo de los diferentes sitios.

Nitritos, nitratos y amonio

a) Concentración de NO_2^- en agua de fondo y sedimento

Se encontraron concentraciones significativamente mayores de N-NO_2^- en el sedimento con valores de $\pm 0.018 \text{ mg/l}^{-1}$, que en el agua de fondo con $\pm 0.004 \text{ mg/l}^{-1}$. La menor concentración perteneciente al agua de fondo se registró en la estación de Laguna Redonda (sitio 3) (0.002 mg/l^{-1}) y la mayor en el Embarcadero y Matagrande (0.010 mg/l^{-1}). En los sedimentos la mayor concentración perteneció al Embarcadero (0.032 mg/l^{-1}) y la menor a la Laguna Redonda (sitio 2) (0.007 mg/l^{-1}) (**Figura 3**).

Tomando en cuenta la investigación De la Lanza Espino y colaboradores (2020), el SLM registra en promedio una concentración de 0.0224 mg/l^{-1} ($1.6 \mu\text{M/l}^{-1}$) de $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, lo que nos indica un cuerpo de agua con valores diferentes entre los sitios de muestreo, pero con concentraciones que sobrepasan la estimada en el Embarcadero y Matagrande. En medios aeróbicos, el NO_2^- generalmente se reduce a NO_3^- con facilidad (Bolaños-Alfaro et al., 2017; Reddy & DeLaune, 2008), e igualmente, se considera que las mayores concentraciones de compuestos nitrogenados se alojan en el sedimento de los cuerpos de agua, porque es ahí donde se alojan los microorganismos encargados de los procesos de nitrificación y

desnitrificación, considerando lógico que los valores más altos hayan ocupado ese estrato dentro del muestreo (López-Monroy et al., 2017).

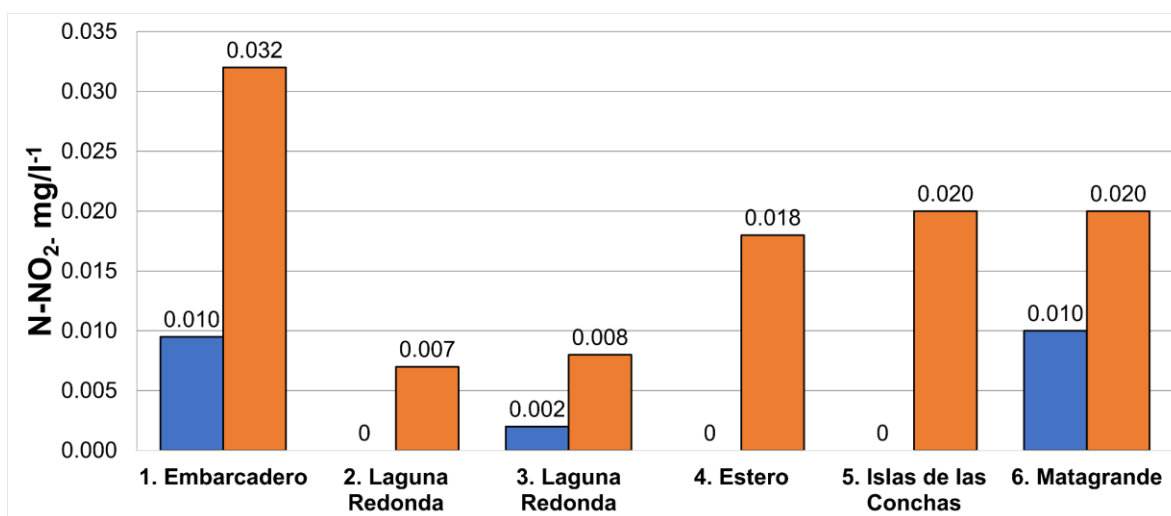


Figura 3. Concentraciones de N-NO_2^- en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios.

Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

b) Concentración de NO_3^- en agua de fondo y sedimento

A diferencia de nitritos, en los NO_3^- no hay una diferenciación significativa entre las concentraciones de este nutriente y en su mayoría resultaron elevadas, el promedio de NO_3^- fueron de $\pm 2.03 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.35), obteniendo valores similares tanto en el agua de fondo como en el sedimento. En el agua de fondo las concentraciones más altas pertenecieron al Estero (2.6 mg/l^{-1}) y al Embarcadero (2.3 mg/l^{-1}), mientras que, en el sedimento, Matagrande registró la concentración más alta (3.2 mg/l^{-1}), seguido por el Embarcadero, el Estero y la Isla de las Conchas (2.2 mg/l^{-1}) (**Figura 4**).

Los NO_3^- son la forma asimilable más conocida en los procesos de eutrofización en los cuerpos de agua, por lo que en transformaciones ocurridas en el sustrato del SLM, se podría asumir que las cantidades de NO_3^- son el resultado de su conversión desde los NO_2^- , estas concentraciones pueden favorecer la fertilización de los productores primarios ya que se encontró por arriba del promedio en estas lagunas costeras (Bolaño-Alfaro et al., 2017).

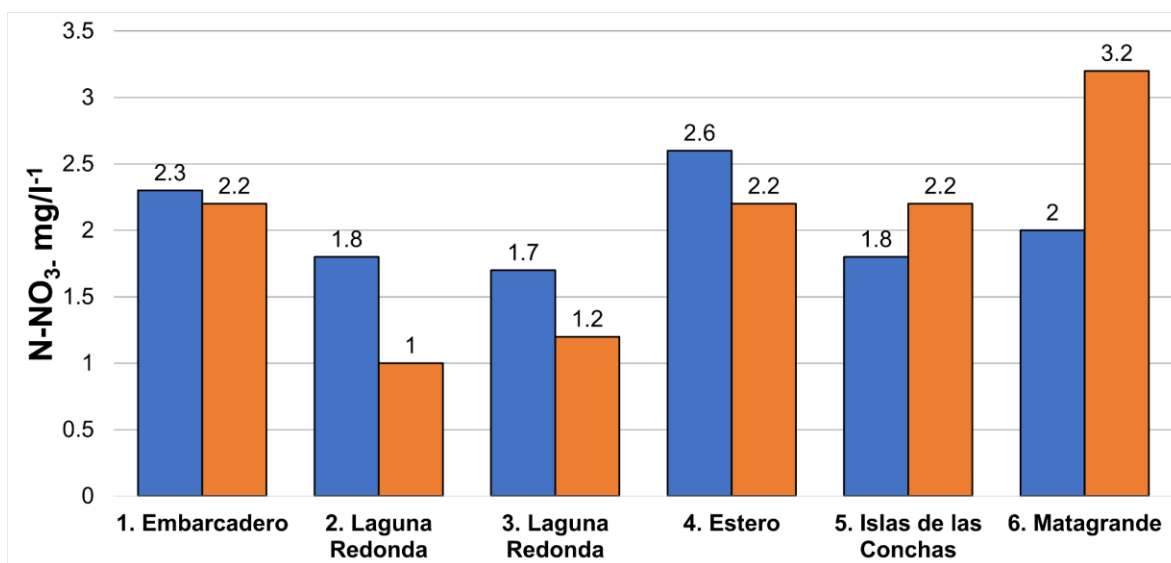


Figura 4. Concentraciones de N-NO_3^- en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios. Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

El NH_4^+ promedio fue de $\pm 0.09 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.12) en agua de fondo y $\pm 0.55 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.32) en sedimento superficial, obteniendo concentraciones más elevadas del nutriente en el agua de poro de los seis sitios muestreados. En el agua de fondo la Laguna Redonda (sitio 3) registró la concentración más baja de NH_4^+ (0.160 mg/l^{-1}) y Matagrande (0.309 mg/l^{-1}) la más alta. En el sedimento la estación del Estero tuvo el valor más bajo (0.165 mg/l^{-1}) y el más alto fue registrado en la Laguna Redonda (0.955 mg/l^{-1}) (**Figura 5**).

De acuerdo con De la Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta (2017) en esta clase de ecosistemas la precipitación de materia orgánica y nutrientes de la columna de agua al sustrato transforma el sedimento en un reservorio importante de ambos con el potencial de enriquecer o presentar niveles de toxicidad dentro de la laguna. La liberación de nutrientes como el NH_4^+ , entonces, puede volverse determinante en su transformación a NH_3 , aunque debido a las bajas concentraciones obtenidas, este proceso no parece ser un problema (De la Lanza Espino et al., 2020). Este autor junto a Hernández Pulido y Gutiérrez Mendieta (2020) también aclara que las concentraciones en este ecosistema son en promedio de 0.21 mg/l^{-1} por lo que al menos en el sedimento, los valores sobrepasan notoriamente esa concentración,

añadiendo que en la columna de agua de tres estaciones los valores se mantuvieron indetectables y el NH_4^+ mínimo fue aproximado al estimado antes mencionado.

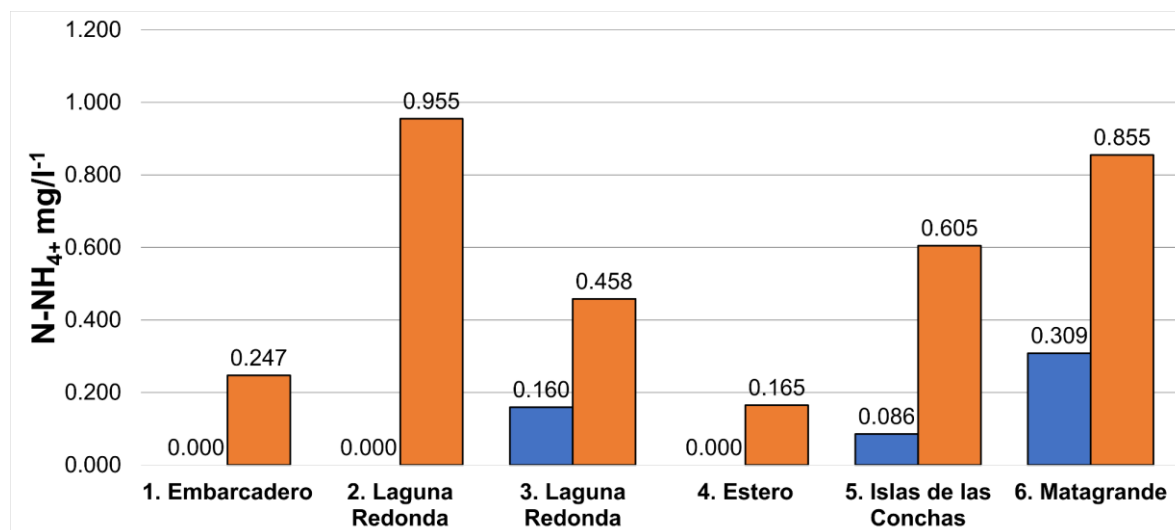


Figura 5. Concentraciones de N-NH_4^+ en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios.

Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

Ortofosfatos

Los PO_4^{3-} promedio en agua de fondo fueron de $\pm 2.42 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.92) y en sedimento de $\pm 3.93 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 4.05), manteniendo concentraciones más altas en las del agua de poro en comparación con las de agua de fondo. El Estero (1.1 mg/l^{-1}) se mantuvo como la estación con menor cantidad de PO_4^{3-} , y las de mayor concentración pertenecieron a la Isla de las Conchas (3.6 mg/l^{-1}) y el Embarcadero (3.3 mg/l^{-1}). En el sedimento, las estaciones con menores concentraciones registradas fueron la Laguna Redonda (sitio 3) y el Estero (0.2 mg/l^{-1}), mientras que el Embarcadero (9.2 mg/l^{-1}) se mantuvo como la estación de mayor concentración de PO_4^{3-} (**Figura 6**).

De acuerdo con una evaluación de parámetros físico-químicos del SLM realizada por Salcedo-Garduño y colaboradores (2016), la concentración estimada de PO_4^{3-} durante la temporada de Nortes (septiembre a mayo) (García Jiménez y Osorno Maldonado, 2023) fue inferior a 0.2 mg/l^{-1} , notablemente inferior a los valores adquiridos en la mayoría de las estaciones. El PO_4^{3-} es una forma biodisponible de

P para el crecimiento de los PP, pero debido a su tendencia a precipitarse como P mineral por su adhesión a partículas de arcilla o limo, gran cantidad de P permanece reservado en los sedimentos para evitar su rápido reciclaje (Emmanuel, 2021).

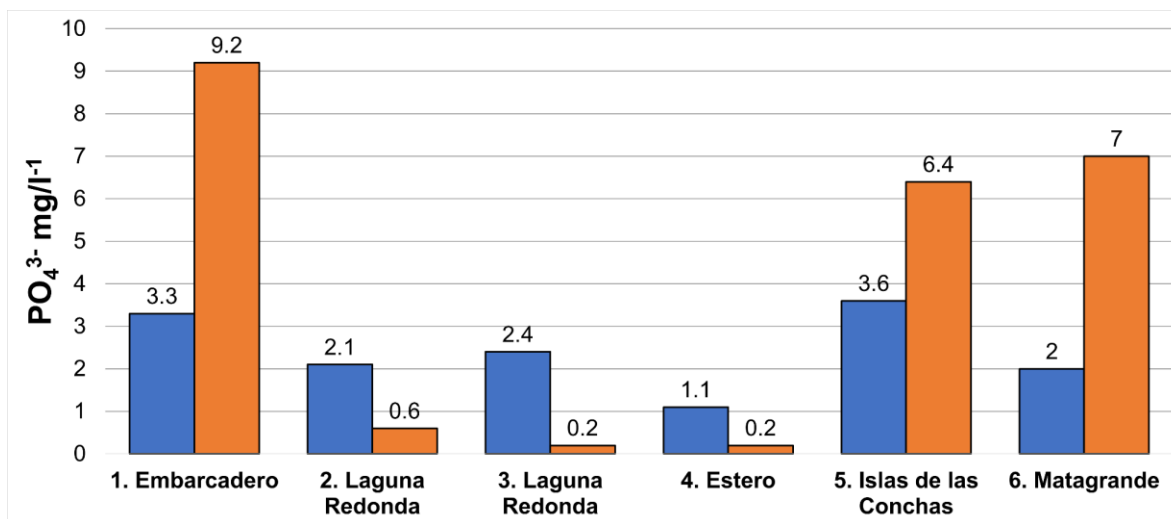


Figura 6. Concentraciones de PO_4^{3-} en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios.

Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

Nitrógeno Total

En cuanto a las concentraciones promedio de NT, el muestreo de diciembre obtuvo valores de $\pm 3.3 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 0.45) en agua de fondo y $\pm 44.60 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 43.46) en el sedimento. En el agua de fondo, las concentraciones rondaron $2.5 - 3.7 \text{ mg/l}^{-1}$, siendo Matagrande (2.5 mg/l^{-1}) la estación de menor concentración contra la Laguna Redonda (sitio 2 y 3) (3.6 mg/l^{-1} y 3.5 mg/l^{-1}) que fue la de mayor concentración. Las concentraciones más elevadas se encontraron en el sedimento de las seis estaciones, observando que la Laguna Redonda (sitio 2) fue la estación con menos NT y Matagrande (123.9 mg/l^{-1}) fue el sitio con mayor concentración de este nutriente (**Figura 7**).

Como se había mencionado con anterioridad, el nitrógeno suele acumularse en el fondo de estos ecosistemas, principalmente porque ahí ocurren los procesos de asimilación y mineralización (Kennish y Pearl, 2010; López-Monroy et al., 2017). Por

lo que, en esencia, que las concentraciones de nitrógeno hayan arrojado valores altos en el sedimento, nos muestra un funcionamiento adecuado en la dinámica de estos nutrientes. López-Monroy y colaboradores (2017) también destacan que en ambientes oxigenados predominan los procesos de nitrificación, debido a que las bacterias nitrificantes son estrictamente aerobias, mientras que, en ambientes hipóxicos, la desnitrificación y la amonificación toman lugar.

De acuerdo con los límites permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 publicada en el Diario Oficial de la Federación (2022), se establece que el límite permisible de N en los cuerpos de agua naturales propiedad de la nación es de 30 mg/l^{-1} en el caso embalses, lagos y lagunas. Se observó que en el agua de fondo las concentraciones cumplen con lo establecido por esta norma, con un promedio de $\pm 3.3 \text{ mg/l}^{-1}$, por el contrario, en el agua de poro de la Laguna Redonda (sitio 3), Isla de las Conchas y Matagrande se sobrepasa de manera considerable lo estipulado por la norma, con concentraciones que van de 46.7 mg/l^{-1} a 123.9 mg/l^{-1} . Este exceso de N acumulado en los sedimentos puede ocasionar eutrofización en la columna de agua debido al recambio natural o artificial de la columna de agua (Figura 7).

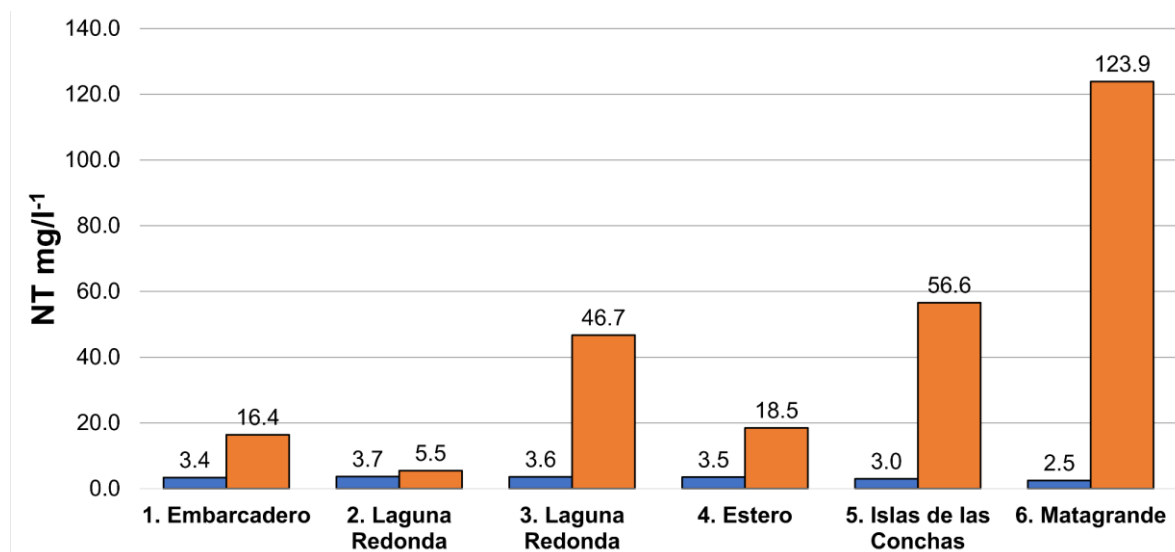


Figura 7. Concentraciones de NT en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios. Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

Fósforo Total

Los valores promedio de PT en agua de fondo y sedimento fueron de $\pm 1.80 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 1.84) y $\pm 34.50 \text{ mg/l}^{-1}$ (SD 34.48). Las concentraciones más bajas en agua de fondo se situaron en el Estero (0.2 mg/l^{-1}), y las más altas estuvieron situadas en Isla de las Conchas (4.4 mg/l^{-1}) y la Laguna Redonda (sitio 3) (3.8 mg/l^{-1}). En el agua de poro de los sedimentos superficiales, la concentración más alta se registró en la Isla de las Conchas (100 mg/l^{-1}), contrario al Estero (6.1 mg/l^{-1}) que fue la estación con menor cantidad de PT (**Figura 8**).

Considerando los valores más bajos, tanto en agua de fondo como en sedimento el Estero fue la estación con más baja concentración de PT (**Figura 8**). La NOM-001-SEMARNAT-2021 publicada en el Diario Oficial de la Federación (2022), establece que la concentración máxima permitida de P debe rondar entre los 5 - 15 mg/l^{-1} , por lo tanto, en todos los sitios el sedimento superficial no cumple con la norma (porcentaje por cuanto sobrepasa) y resulta en una fuente de enriquecimiento de la columna de agua a través de su resuspensión. En cuanto a otros trabajos dentro del SLM, Garduño-Solórzano y colaboradores (2024) determinaron que la concentración promedio había alcanzado los 2.2 mg/l^{-1} , por lo que inclusive en estudios recientes, el sedimento termina sobrepasando la cantidad medida.

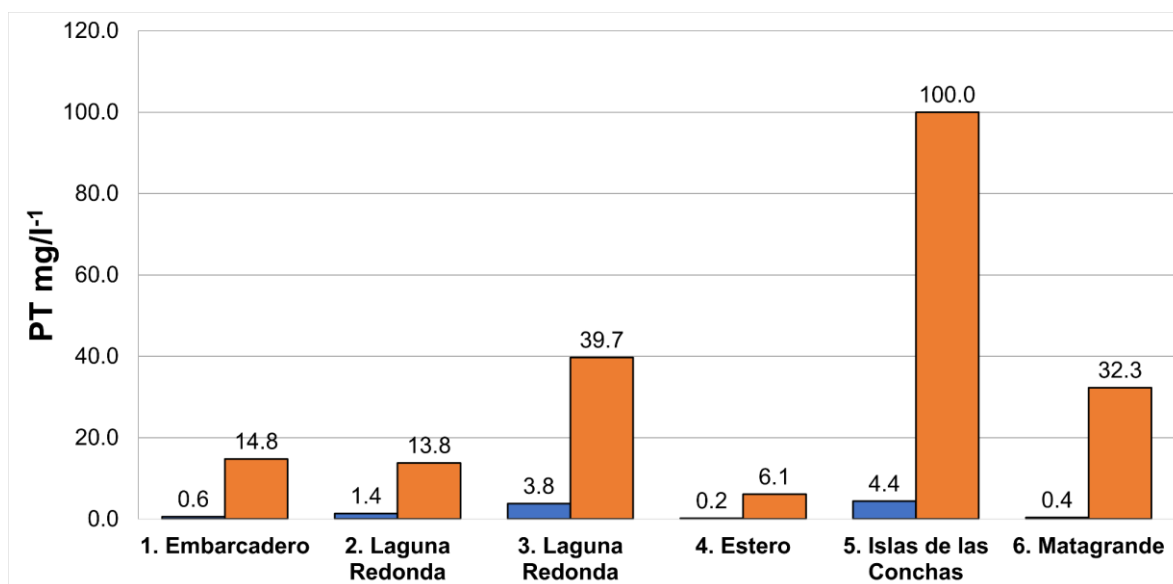


Figura 8. Concentraciones de PT en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios. Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

Carbono Orgánico Total

Los valores promedio de COT en agua de fondo y sedimento fueron de ± 175.17 mg/l⁻¹ (SD 9.17) y ± 185.50 mg/l⁻¹ (SD 18.85). Las estaciones como el Embarcadero y la Laguna Redonda (sitio 2) obtuvieron las concentraciones más altas con 183 y 186 mg/l⁻¹ en agua de fondo, mientras que lo respectivo a sedimento, fueron Matagrande, Isla de las Conchas y Laguna Redonda (sitio 2) los sitios con una mayor concentración de COT con 200 y 197 mg/l⁻¹ (**Figura 9**).

En este caso, la cantidad de carbono orgánico, de acuerdo con Calva B. y Torres Alvarado (2000) están influenciadas por la circulación del agua, el tamaño de grano en los sedimentos, la PP y la tasa de mineralización. Dada la tendencia del material orgánico a sedimentarse, que el CO sea superior en el sustrato en la mayoría de los sedimentos es esperable (Sandoval Alejandre, 2017), pero de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-2021 publicada en el Diario Oficial de la Federación (2022), la cantidad máxima de COT en mg/l⁻¹ es de 25 en embalses, lagos y lagunas y 21 en zonas marinas, clasificando al SLM como un cuerpo de agua con exceso de CO (150.04%).

En ecosistemas marinos, el C no se considera un nutriente limitante para el crecimiento de fitoplancton, principalmente por emplear los aportes provenientes de la atmósfera como el CO₂ y los alojados en el fondo como producto de la sedimentación de MO (Rosso y Giannuzzi, 2017). No obstante, una abundancia desmedida de este nutriente puede alterar la capacidad de asimilación de C en este ecosistema, interfiriendo en la generación de ácido carbónico (H₂CO₃) y posteriormente en bicarbonato HCO₃⁻, iones de carbonato (CO₃²⁻) o protones (H₃⁺) que determinan aspectos como el pH (Flores y Romero, 2025).

Los valores más altos no fueron tan variables de un estrato a otro, pero los más altos podrían explicarse en las dinámicas físicas que existen en cada uno de los

puntos de muestreo, si la textura del sedimento y la circulación del agua influyen en la acumulación de CO (Calva B. & Torrez Alvarado, 2000), el Estero podría ser un punto importante en cuanto al intercambio por su ubicación geográfica en la boca de la cuenca más grande del SLM, mientras que en el resto de las estaciones, su cercanía o el parecido de sus condiciones o exposición a ciertas actividades, pudo haber influido en su cantidad de CO.

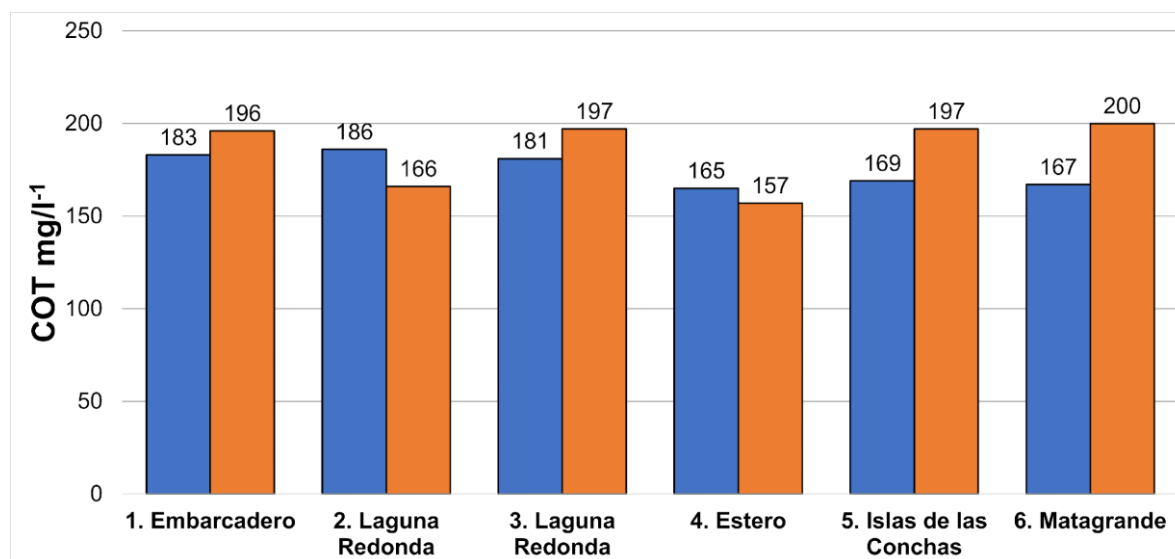


Figura 9. Concentraciones de COT en el agua de fondo y sedimento de los diferentes sitios. Donde las columnas azules son equivalentes a los valores de agua de fondo y las columnas anaranjadas son equivalentes a los valores de sedimento.

Materia orgánica y textura

Se presentó una variabilidad significativa en cuanto al contenido de MO, ya que los sedimentos en los diferentes sitios de muestreo presentan diferente porcentaje de MO que los clasifica de muy pobres a muy ricos. En el Embarcadero, la Laguna Redonda (sitio 2) y la Laguna Redonda (sitio 3) se encontraron sedimentos extremadamente ricos en MO, además el único sitio que fue catalogado como un sedimento muy pobre en MO fue el Estero y la Isla de las Conchas, los valores y porcentajes de MO de los diferentes sitios se observan en la **Tabla 9**.

La mayoría de los sitios presentan alto contenido de CO en los sedimentos, por lo que estos podrían considerarse un reservorio de carbono que puede ser

aprovechado por las comunidades heterótrofas bentónicas y presentarse una elevada actividad mineralizadora microbiana que contribuyen al ciclaje de nutrientes en el sistema (Sandoval Alejaldre, 2017).

En el Embarcadero, se registró uno de los mayores porcentajes de CO, que podría explicarse en la deposición de MO de origen antropogénico debido a las actividades económicas que se llevan en el sitio (servicios turísticos y actividad antrópica). En la Laguna Redonda (sitio 2), que fue el punto de mayor %CO (6.44), se considera que la predominancia de limo pudo incidir en una acumulación mayor de MO por el tamaño de las partículas en el sedimento (Rodríguez-Varela, 2022).

Tabla 9. Porcentaje de carbono orgánico de los sitios de muestreo.

Estación	%CO	Interpretación
1. Embarcadero	5.70	Extremadamente Rico
2. Laguna Redonda	6.44	Extremadamente Rico
3. Laguna Redonda	5.57	Extremadamente Rico
4. Estero	0.30	Muy pobre
5. Isla de las Conchas	0.79	Pobre
6. Matagrande	2.01	Rico

Fueron más abundantes las arenas sobre el limo y las arcillas, la Laguna Redonda, la Isla de las Conchas y Matagrande presentaron mayor porcentaje de limos y arcillas, que corresponde a aquellos sitios donde hubo mayor concentración de MO. La proporción de arena, limo y arcilla en todos los sitios de muestreo demostró que el Embarcadero, la Laguna Redonda (sitio 3) y el Estero tiene un tipo de suelo arenoso (>90% arenas), la Isla de las Conchas tiene un suelo de arenoso franco (85% arena y 15% limos y arcillas) y Matagrande un suelo franco arenoso (74% arena y 26% limos y arcillas). El sitio que obtuvo una proporción menor de arenas entre todos los sitios de muestreo fue la Laguna Redonda (sitio 2), que fue clasificado como franco limoso (70% limos y arcillas y 30% arenas) (**Figura 10**).

El estudio realizado por Rodríguez-Varela (2022) en el SLM, reafirma a través del trabajo de Reyes (2011) que las arenas son el sustrato predominante en la laguna, y que al mismo tiempo son el componente dominante del sedimento en lagunas costeras del Golfo de México. Por lo que es relevante mencionar que el contenido orgánico está estrechamente relacionado con la textura del sedimento, obteniendo una mayor retención de MO ante una predominancia de limo y arcilla (Calva B. y Torrez Alvarado, 2000; Sandoval-Alejandre, 2017). La posible modificación del entorno por sus actividades extractivas o acuícolas, pudieron incidir en los sitios de muestreo que tuvieron una predominancia de limos, considerando el dragado o el azolvamiento como actividades registradas en Mandinga que podrían generar ese cambio en la textura del sedimento (Rodríguez-Varela, 2022).

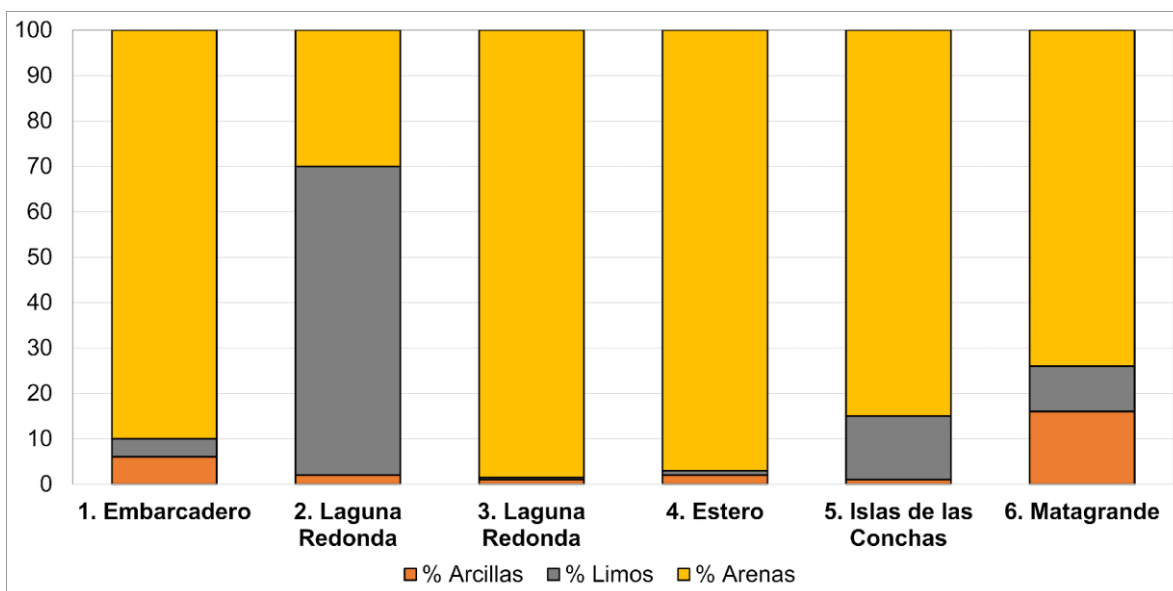


Figura 10. Porcentajes de arcillas, limos y arenas en el sedimento de los diferentes sitios.

Clorofila α y feopigmentos de la clorofila α en el agua de fondo y sedimentos

a) Clorofila y feopigmentos en el agua de fondo

Las concentraciones de clorofila α promedio en agua de fondo fueron de ± 0.00021 mg/l⁻¹ (SD 0.00016). Siendo la Isla de las Conchas con 0.00051 mg/ml⁻¹ el sitio con mayor cantidad de clorofila α , a diferencia de la Laguna Redonda (sitio 2) (0.00005

mg/l⁻¹) y la Laguna Redonda (sitio 3) (0.00012 mg/l⁻¹) que se posicionaron como las de menor concentración en este estrato durante todo el estudio (**Figura 11**).

Las estimaciones de clorofila α promedio reportadas por Lara-Domínguez y colaboradores (2011) fueron de 0.030 a 0.040 mg/l⁻¹ y por Fuentes-Zuno (2015) fueron de 0.003-0.011 mg/l⁻¹ o 0.007 ± 0.004 mg/l⁻¹ en temporada de nortes (Salcedo-Garduño et al., 2019), por lo que tomando como referencia estos valores, las concentraciones obtenidas en la temporada de muestreo se encuentran por debajo de lo reportado en el SLM.

La baja concentración de clorofila α puede estar asociada a la transparencia, la textura del sedimento y los materiales suspendidos en el SLM, debido al escaso contenido de MES, la penetración de luz permite una mayor actividad fotosintética para los productores primarios, y por lo tanto, la parte activa será mayor en los sedimentos por la sedimentación y biodisponibilidad de nutrientes en el fondo de la laguna en comparación con las clorofilas suspendidas en el agua (Gutiérrez Mendieta, 2006).

La cantidad promedio de feopigmentos en agua de fondo fue de ± 0.00031 mg/l⁻¹ (SD 0.00019), registrando la concentración mínima en la estación de la Laguna Redonda (sitio 2) (0.00011 mg/l⁻¹) y la máxima en Isla de las Conchas (0.00066 mg/l⁻¹). Gil-Águilar y colaboradores (2013) establecen que la utilidad de la determinación de los feopigmentos es esclarecer la cantidad fotosintéticamente activa de la inactiva, siendo ésta última un indicador equivalente a la biomasa primaria presente en la cuenca. En comparación con la clorofila α , se observa que existe una mayor cantidad de feopigmentos o clorofilas degradadas en medio.

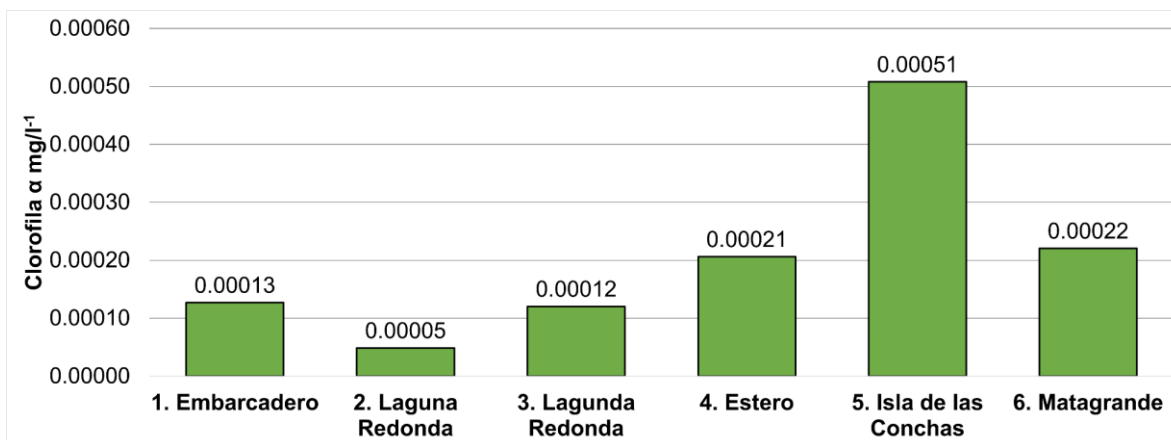


Figura 11. Concentraciones de clorofila α en mg/l⁻¹ de agua de fondo.

b) Clorofila y feopigmentos en el sedimento superficial

En el sedimento superficial, la concentración promedio de clorofila α fue de ± 6.17 mg/ml⁻¹ de sh (sedimento húmedo) (SD 2.01), siendo los sitios de mayor concentración la Laguna Redonda (sitio 3) (8.71 mg/ml⁻¹ de sh) y el Estero (8.47 mg/ml⁻¹ de sh) y los de menor concentración Matagrande (3.80 mg/ml⁻¹ de sh) y el Embarcadero (4.62 mg/ml⁻¹ de sh) (**Figura 12**). Se observa que la cantidad de biomasa primaria en los sedimentos es superior en comparación con la del agua de fondo, y de acuerdo con lo reportado por Lara-Domínguez y colaboradores (2011) y Fuentes Zuno (2015) (126%).

Debido a que el SLM es un ecosistema somero, la resuspensión de los sedimentos o la recirculación de nutrientes en la zona bentónica puede generar condiciones heterogéneas o dependientes de la estación del año o las condiciones climáticas (Bornn & Ruíz-Zamites, 1982). No obstante, existe una mayor oxidación de las clorofilas en el sistema de acuerdo con la cantidad de feopigmentos registrada durante el estudio.

Los feopigmentos de la clorofila α fueron predominantes en los sedimentos de todas las estaciones, siendo la Laguna Redonda (sitio 3) (69.14 mg/cm³) y el Estero (67.69 mg/cm³), los sitios con mayor cantidad de feopigmentos en este estrato. Los feopigmentos también están asociados con las formas naturales resultantes del

pastoreo, la senectud o la descomposición del fitoplancton, que resultan de utilidad en el entendimiento del PP en los ecosistemas acuáticos (Barreiro Güemes & Signoret Poillon, 1999).

La abundancia de feopigmentos en el sedimento podrían ser el resultado de una precipitación de clorofilas degradadas, contribuyendo a la MO del fondo y fungiendo como indicador de la BBP (De la Lanza Espino et al., 2020), se ha considerado también que al tratarse de un ecosistema somero, gran parte de las clorofilas y feopigmentos se alojan en el sustrato del sistema acuático por la presencia de luz ante la escasa profundidad y cantidad de MES, formando parte de los procesos de fotosíntesis hasta su degradación en ese estrato.

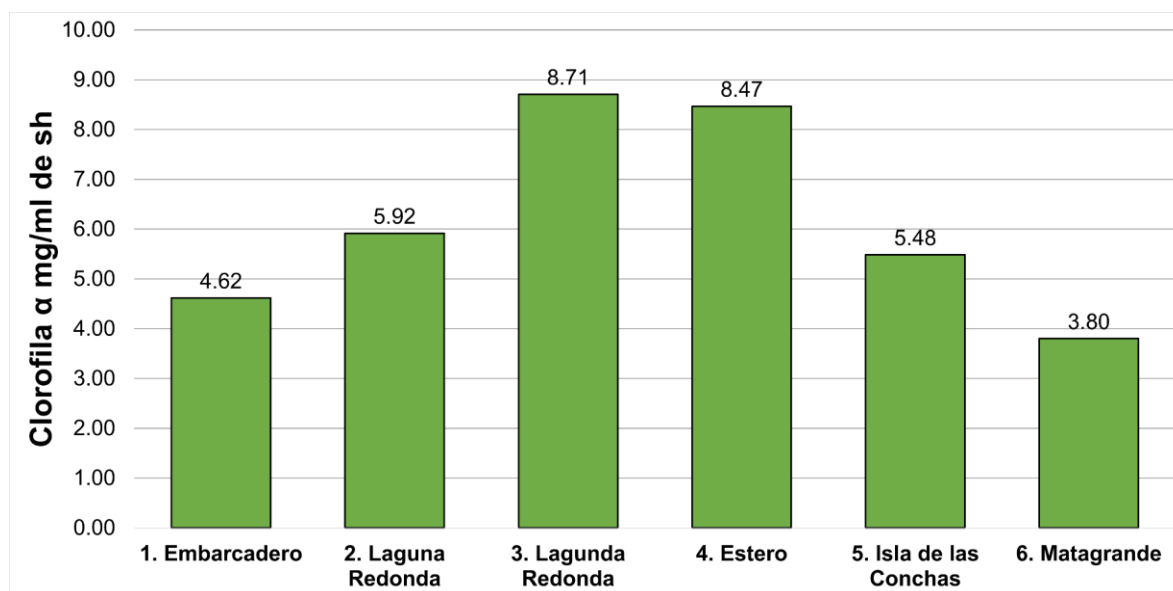


Figura 12. Concentraciones de clorofila α en mg/ml de sh (sedimento húmedo).

Biomasa bacteriana heterótrofa (BBH)

a) BBH en agua de fondo

La producción BBH promedio en el agua de fondo fue de $\pm 1.15 \text{ mgC/l}^{-1}$ (SD 4.87), las estaciones con mayor biomasa se presentaron en la Isla de las Conchas (1.87 mgC/l^{-1}) y en el Embarcadero (1.50 mgC/l^{-1}), y los menores en las Laguna Redonda (sitio 2) (0.66 mgC/l^{-1}) y el Estero (0.59 mgC/l^{-1}) (**Figura 12**).

El MES juega un papel importante en los productores primarios y las comunidades bacterianas heterótrofas, las bacterias suelen emplear las partículas suspendidas, la materia orgánica particulada o disuelta, como una fuente de nutrientes necesarios en la asimilación del C (Crump & Baross, 1996). La estación con más MES, que en este caso fue la Isla de las Conchas, también fue la estación con más BBH, teniendo una de las asociaciones más predecibles por la biodisponibilidad del material orgánico suspendido para la actividad microbiana (Caron et al., 2000).

La disponibilidad de ciertos nutrientes, como el N y el P que son necesarios para crecimiento bacteriano en ecosistemas acuáticos, pueden ser determinante en la producción de biomasa, como en el caso de la Isla de las Conchas cuya biomasa puede relacionarse con las altas concentraciones de PT (Caron et al., 2000; Schmitz Fontes et al., 2018). Los PO_4^{3-} , como una forma biodisponible de P, también pudo influir en la BBH del embarcadero, que fue la segunda más alta después de Isla de las Conchas y pueden ser resultado de la resuspensión del sedimento al tratarse de un área concurrida de gran actividad económica como prestación de servicios, zona de embarque, transporte de mercancía, etc. (**Figura 12**).

b) BBH en sedimentos superficiales

En el sedimento se presentó mayor concentración de BBH con respecto al agua de fondo en la mayoría de los sitios, con concentraciones promedio de 3.03 mgC/cm^3 (SD 2.66). Las estaciones Matagrande (6.62 mgC/cm^3) y el Estero (5.88 mgC/cm^3) tuvieron las concentraciones más altas registradas, y la Laguna Redonda (sitio 2) (0.53 mgC/cm^3) y el Embarcadero (0.26 mgC/cm^3) los más bajos (**Figura 13**).

Esto puede deberse a que en los sedimentos existe mayor disponibilidad de nutrientes orgánicos e inorgánicos principalmente de N y el P que son asociados al desarrollo bacteriano y que es determinante en la producción de biomasa (Caron et al., 2000) (**Figura 13**).

Aunque no se observó que las concentraciones de MO influyeran sobre la abundancia de las altas concentraciones de biomasa en el sedimento, las altas concentraciones

de oxígeno (8.18 mg/l) en el agua de fondo pudieron favorecer el desarrollo de las poblaciones bacterianas principalmente aerobias.

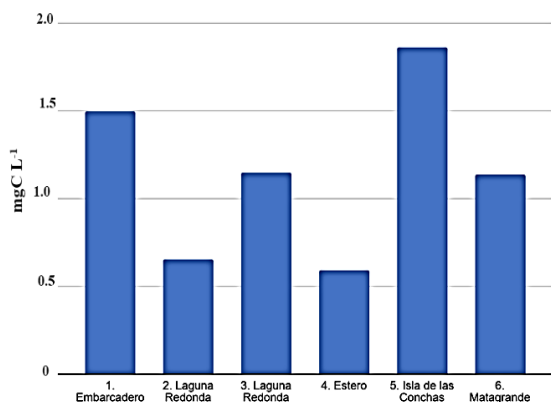


Figura 12. Concentración de biomasa en el agua de fondo en los diferentes sitios del SLM.

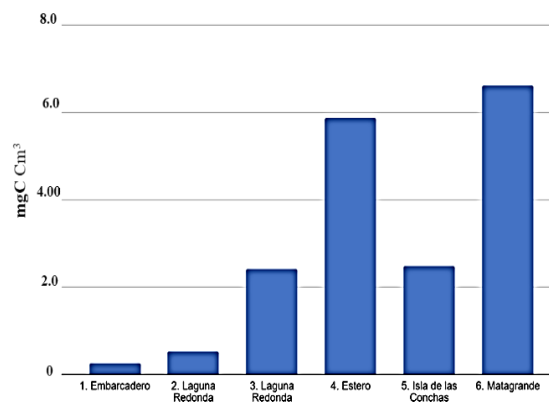


Figura 13. Concentración de biomasa en sedimentos superficiales en los diferentes sitios del SLM.

c) Tamaño de las bacterias

Se observó que, aunque la biomasa fue mayor en los sedimentos, los mayores biovolúmenes se presentaron en el agua de fondo. Tomando en cuenta los volúmenes promedio de las bacterias medidas, las encontradas en el agua de fondo fueron de $0.665 \mu\text{m}^3$ y las encontradas en el sedimento fueron de $0.370 \mu\text{m}^3$, teniendo una diferencia significativa de tamaño entre las bacterias de ambos estratos (76.67%).

En ecosistemas estuarios someros como las lagunas costeras, se presenta una precipitación de nutrientes en el sistema, en donde intervienen la BBH sobre la degradación de la MO sedimentada, lo que se refleja en la biodisponibilidad y su participación en la nutrición de compuestos orgánicos e inorgánicos en el sistema (Perez-Quirino, 2007; Ferrara et al., 2007). La estación con más biomasa en sedimentos es también la más abundante en NT y COT, siendo estos lo que presumiblemente influyen en mayor medida a la BBH en la estación Matagrande.

En estudios anteriores, como los de Ferrara-Guerrero y colaboradores (2007), la densidad de bacterias heterótrofas situadas en los primeros mm del sedimento tiende a ser de 100 a 1000 veces superior a las encontradas en agua. Siendo entonces una consecuencia de la heterogeneidad y biodisponibilidad en el sustrato para los distintos grupos conformantes de la microbiota (Palumbo et al., 1984).

Estado trófico

De acuerdo a los resultados del índice TRIX, el cual considera el porcentaje de OD, las concentraciones de clorofila a, el PT y el NID (nutrientes), todos los sitios se clasificaron como hipertróficos (Tabla 8). Con base en la tabla de Fiori y colaboradores (2016), las implicaciones de los cuerpos de agua hipertróficos consideradas en el índice TRIX incluyen: una alta productividad y turbidez en el agua, susceptibilidad a episodios de hipoxia o anoxia cerca del sedimento, una alteración de las comunidades bentónicas y por consiguiente una pérdida en la biodiversidad.

A pesar de que todos los sitios son hipertróficos, el sistema presenta niveles aceptables de biomasa primaria, MO y OD que pueden favorecer el funcionamiento y equilibrio, estas variables pueden favorecer la producción de BBH y autótrofa y posibilitar interacciones entre los diferentes niveles tróficos (Rosso & Giannuzzi, 2017).

El Estero, que fue el sitio con el intervalo más bajo con 7.93, pudo haber tenido una menor concentración de nutrientes debido a su ubicación geográfica en la boca de la Laguna Grande, lo que facilita su dispersión por la laguna a través de corrientes de agua, a diferencia del resto de las estaciones donde se puede tomar en cuenta el MO el P y el N (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) presentes como los responsables del aumento del intervalo. El aspecto más significativo para definir el estado eutrofizado del SLM es la Clorofila a, porque debido a sus altas concentraciones en comparación con estudios anteriores, podría significar un claro aumento de la biodisponibilidad para la biota o los organismos alojados tanto en la columna de agua como en el bentos.

Tabla 8. Resultado e indicadores del Índice TRIX. Donde: Clorofila *a*, NID (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) y PT están contempladas en $\mu\text{g/l}$.

Estación	aD%O	Clo <i>a</i>	NID	PT	TRIX	Estado
1. Embarcadero	0.85	126.97	2,310	600	8.06	Hipertrófico
2. Laguna Redonda	1.13	48.60	1,800	1,400	8.04	Hipertrófico
3. Laguna Redonda	1.05	120.29	1,862	3,800	8.71	Hipertrófico
4. Estero	0.96	206.04	2,600	200	7.93	Hipertrófico
5. Isla de las Conchas	1.05	507.87	1,886	4,400	9.29	Hipertrófico
6. Matagrande	1.07	220.52	2,319	400	8.20	Hipertrófico

No obstante, aunque el índice haya señalado una condición hipertrófica, debemos considerar que difícilmente una escala universal de TRIX puede describir satisfactoria y arbitrariamente las condiciones tróficas de un ecosistema, al menos contemplando que las variables ocupadas están intercorrelacionadas y no toman en cuenta a detalle los aspectos cualitativos, pudiendo omitir algunas características importantes para una evaluación integral (Pimpas & Karydis, 2011). Además, aun con el exceso de clorofila *a*, los niveles adecuados de OD y las diferentes concentraciones de nutrimentos encontrados, replantea que incluso bajo aparentes condiciones hipertróficas, muchos procesos para el sostenimiento de los PP siguen llevándose a cabo.

Análisis estadístico

El análisis ACC relaciono positivamente los bajos niveles de MES y las elevadas concentraciones de N-NO_2^- y PO_4^{3-} (**Figura 14**). El NO_2^- es una de las tres formas de N más comunes en agua y normalmente se encuentran en menor proporción que los NO_3^- o los iones NH_4^+ , pero al conformar una parte de todo el NT, también aportan al crecimiento del PP en ambientes acuáticos (Emmanuel, 2021).

De manera similar, la forma disponible de P en los ecosistemas acuáticos son los PO_4^{3-} , (Tapia-Torres et al., 2013), siendo parte influyente en las concentraciones de clorofila. La baja concentración de MES en este ecosistema estuarino, que permite la entrada de irradiancia casi en su totalidad, genera una fuente energética propicia para la producción de biomasa primaria.

EL ACC en el sedimento no muestra correlaciones entre el perfil físico y químico y los valores obtenidos de BMP y BBH, ya que los sedimentos, al ser un depósito de nutrientes orgánicos e inorgánicos, estos no son un factor limitante para la actividad biológica microbiana.

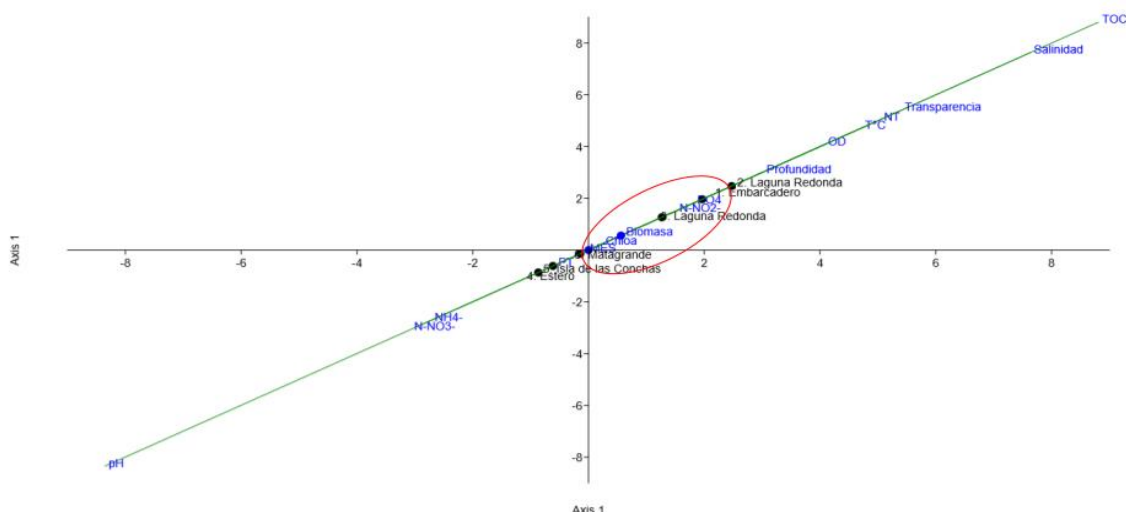


Figura 14. Análisis de Correspondencia Canónica de Agua de Fondo.

CONCLUSIONES

1. En el sedimento se lleva a cabo la mayor producción de BMP ($\pm 6.17 \text{ mg/ml}^{-1}$ de sh) y de BBH ($\pm 1.15 \text{ mgC/l}^{-1}$) con respecto al agua de fondo ($\pm 0.00021 \text{ mg/l}^{-1}$ y 3.03 mgC/cm^3) debido a que en sistemas acuáticos someros existe mayor disponibilidad de nutrientes orgánicos e inorgánicos, los cuales favorecen el desarrollo bacteriano y de producción de biomasa primaria.
2. En el agua de fondo el MES y las elevadas concentraciones de N-NO_2^- y PO_4^{3-} contribuyeron favorablemente a la producción de BMP. La falta de grandes concentraciones de MES permite una mayor actividad fotosintética y demanda de nutrientes por parte de los productores primarios, que además ocupan otras formas de derivadas del N y P para su crecimiento, como en este caso fue el N-NO_2^- y PO_4^{3-} .
3. La elevada producción de BMP podría enriquecer con O_2 el sistema, ya que las concentraciones de OD (cuantas) favorecen el funcionamiento de las

redes tróficas aerobias presentes en el sistema. En algunos sitios con actividad antrópica, la profundidad es escasa y debido a la dinámica eólica es posible que se facilite la oxigenación del medio contribuyendo positivamente la cantidad de OD presente en el sistema.

4. Las concentraciones de BBH indican que estos microorganismos contribuyen de manera importante en los procesos de producción y reciclaje del C y al enriquecimiento en nutrientes inorgánicos del sistema, lo que se refleja en las altas concentraciones de BMP en los sedimentos.
5. El SLM juega un papel ecológico como reservorio de C reducido en BMP y BBH y que ambos son una fuente de carbono considerable para los organismos heterótrofos.
6. Esta investigación tuvo por objetivo caracterizar el cuerpo de agua desde el punto de vista físico, químico y microbiológico buscando que parámetros afectan el comportamiento de la producción de pigmentos fotosintéticos microalgales y la producción de biomasa bacteriana heterótrofa de la laguna. Reiterando que el estudio contribuye al entendimiento de las dinámicas tróficas y la evaluación de salud de un sistema.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aldasoro, G. A. (2015). *La microcuenca de Mandinga: Aportaciones a su historial ambiental* [Tesis de Maestría]. Universidad Veracruzana.
<https://cdigital.uv.mx/>
- Aldeco, J., Cortés Avalos, G., y Jurado Molina, J. (2015). Adaptaciones culturales y económicas a cambios provocados por tala de mangle y deterioro pesquero en Mandinga, Veracruz. *SOCIEDADES RURALES, PRODUCCIÓN Y MEDIO AMBIENTE*, 15(29), 138-158 pp.

- Aldeco Ramírez, J. (2020). Posibles respuestas del humedal costero de Mandinga, México, a algunas presiones por el Cambio Climático Global. *Revista de Investigación Proyección Científica*, 2(1), 35-45 pp.
- Aminot, A. y Chaussepied, M. (1983). *Manuel des Analises chimiques en milieu marin*. Editions Jouve, CNEXO, Paris, 395 p.
- Anthony, A., Atwood, J., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Fry, C., Gold, A., Hagos, K., Heffner, L., Kellogg, D., Lellis-Dibble, K., Opaluch, J., Oviatt, C., Pfeiffer-Herbert, A., Rohr, N., Smith, L., Smythe, T., Swift, J., y Vinhateiro, N. (2009). Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society*, 14. <https://doi.org/10.5751/ES-02719-140108>
- Arreguín-Sánchez, F. (1982). Contribución al conocimiento de la hidrobiología de las lagunas de Mandinga, Veracruz, México. *Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 26(1), 111-134 pp.
- Banse, K., Falls, C. P., y Hobson, L. A. (1963). A gravimetric method for determining suspended matter in sea water using Millipore filters. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 10(5), 639-642 pp. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(63\)90005-6](https://doi.org/10.1016/0011-7471(63)90005-6)
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., y Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barreiro Güemes, T., y Signoret Poillon, M. (1999). *Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros: Métodos de evaluación*. Universidad Autónoma Metropolitana.

- Bendschneider, K., y Robinson, R. (1952). A New Spectrophotometric Method for the Determination of Nitrite in Sea Water. *Journal of Marine Research* (11): 87-96 pp.
- Bolaños-Alfaro, J. D., Codero-Castro, G., y Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología en Marcha*, 30(4), 15-27 pp.
http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0379-39822017000400015&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Bornn, D. L., y Ruíz-Zamites, R. I. (1982). Análisis cuantitativo de fósforo en la Laguna de Mandinga, Edo. de Veracruz, México [Tesis]. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.
- Brito, A. C., Newton, A., Tett, P., y Fernandes, T. F. (2011). *How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation*. ResearchGate.
https://www.researchgate.net/publication/231544500_How_will_shallow_coastal_lagoons_respond_to_climate_change_A_modelling_investigation
- Calva B., L. G., y Torres Alvarado, R. (2000). Distribución de carbohidratos, carbono y nitrógeno orgánico en sedimentos de tres lagunas costeras del Golfo de México. *Hidrobiológica*, 10(2), 101-114 pp.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0188-88972000000200004&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Caron, D. A., Lim, E. L., Sanders, R. W., Dennet, M. R., y Berninger, U. G. (2000). Responses of bacterioplankton and phytoplankton to organic carbon and

- inorganic nutrient additions in contrasting oceanic ecosystems. *AQUATIC MICROBIAL ECOLOGY*, 22. <https://scispace.com/pdf/responses-of-bacterioplankton-and-phytoplankton-to-organic-3n6l0sm615.pdf>
- Caycedo, L., Corrales, Lucía Constanza, y Trujillo, D. M. (2021). Las bacterias, su nutrición y crecimiento: Una mirada desde la química. *NOVA*, 19(36), 49-94 pp.
- Contreras, F., Castañeda, O., Torres-Alvarado, R., y Gutiérrez, F. (1996). Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical*, 44(2A), Article 2A.
- Contreras-Espinosa, F., Rivera-Guzmán, N. E., y Segura-Aguilar, R. (2005). Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México. *Hidrobiología*, 15(3), 299-310 pp.
- Crump, B. C., y Baross, J. A. (1996). A coupled latitudinal and depth analysis of microbial respiration in the northeast Pacific Ocean. *Limnology and Oceanography*, 41(7), 1492-1502 pp.
- De la Lanza, G., y Hernández Pulido, S. (2018). Water quality in a complex geomorphological lagoon at the Gulf of Mexico, based in recent and compared with information 30 years ago. *Journal of Aquaculture & Marine Biology*, 7(5), 253-256 pp. <https://doi.org/10.15406/jamb.2018.07.00216>
- De la Lanza, G., Hernández Pulido, S., Gutiérrez Mendieta, F. J. (2020) Inconvenientes del uso de promedios de parámetros fisicoquímicos no conservativos, ejemplos de caso lagunas costeras mexicanas. Universidad

Distrital Francisco José de Caldas. *Tecnura*, 24 (65), 85-101 pp.

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0123-921X2020000300085&lng=en&nrm=iso&tlng=es

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2025). Indicadores de Calidad del Agua. <https://www.gob.mx/conagua/es/articulos/indicadores-de-calidad-de-agua>

Diario Oficial de la Federación (DOF) (2022). *NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-SEMARNAT-2021, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN CUERPOS RECEPTORES PROPIEDAD DE LA NACIÓN*.
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0

Emmanuel, O. T. (2021). Study On The Balance Of Phosphate And Nitrate Concentrations In The Lagos Lagoon's Water System. *African Journal of Environment and Natural Science Research*, 4(1), 14-44 pp.

Fernández, D., Muñoz, L., y Coronale, E. F. (2022). PROFUNDIDAD DE DISCO DE SECCHI Y SU RELACIÓN CON LA TURBIDEZ Y CLOROFILA "A" EN EL EMBALSE SAN JACINTO, TARIJA, BOLIVIA. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 957-965 pp. 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.2.80136

Ferrara-Guerrero, M. J., Castellanos-Páez, M. E., y Garza-Mouriño, G. (2007). Variation of a benthic heterotrophic bacteria community with different respiratory metabolisms in Coyuca de Benítez coastal lagoon (Guerrero, Mexico). *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 157-169 pp.

- Fiori, E., Zavatarelli, M., Pinardi, N., Mazziotti, C., y Ferrari, C. (2016). Observed and simulated trophic index (TRIX) values for the Adriatic Sea basin. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 16(9), 2043-2054 pp.
<https://nhess.copernicus.org/articles/16/2043/2016/nhess-16-2043-2016.html>
- Fraga, F. (1979). Descenso de la productividad en la ría de Vigo a causa de la atenuación de la luz por la arcilla en suspensión. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España.
<https://digital.csic.es/handle/10261/88791>
- Fuentes Zuno, S. A. (2019). *Fitoplancton en la laguna costera de Mandinga, Veracruz: Estado-trofico* [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional Autónoma de México.
<https://es.studenta.com/content/111307570/fitoplancton-en-la-laguna-costera-de-mandinga-veracruz-estado-trofico>
- Garduño-Solórzano, G., González-Fernández, J. M., y Fuentes-Zuno, S. A. (2024). Phytoplankton from a brackish lagoon in the central region of Veracruz, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 72:e51160.
<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.51160>
- García Jiménez, C., y Osorno Maldonado, G. (2023). Calendario de Temporadas y Fenómenos Meteorológicos para el Estado de Veracruz. Universidad Veracruzana. <https://www.veracruz.gob.mx/proteccioncivil/wp-content/uploads/sites/5/2023/02/Calendario-Temporadas.pdf>
- Gil-Águilar, J., Labastida-Estrada, E., Mineros-Ramírez, R., Ramírez-Pérez, E., y Tenorio-Romero, R.M. (2023). Estimación de la producción primaria y

- biomasa del fitoplancton y su relación con algunas condiciones ambientales en la Laguna de Chautengo, Guerrero (febrero de 2009). E-Bios, 2(4).
- Gutiérrez Mendieta, F. J., Varona-Cordero, F., y Contreras Espinosa, F. (2017). Caracterización estacional de las condiciones físico-químicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *HIDROBIOLÓGICA*, 16(2), 137–146 pp.
<https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/1024>
- Guerra-Hernández, E. A. y Cruz-Flores, G. (2014). *Métodos de Evaluación y Diagnóstico para Agua y Suelo*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Kennish, M. J., y Paerl, H. W. (2010). Chapter 1— Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change. En Kennish, M. J., y Paerl, H. W. (Eds.) *Coastal lagoons: Critical habitats of environmental change* (pp. 1-15). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/EBK1420088304>
- Kjerfve, B. (1994). Chapter 1 Coastal Lagoons. En B. Kjerfve (Ed.), *Elsevier Oceanography Series* (Vol. 60, 1-8 pp.). Elsevier.
[https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(08\)70006-0](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70006-0)
- Koroleff, F. (1969). Direct determination of ammonia in natural waters as indo-phenol blue. ICES, 9,4 pp.
- Lara-Domínguez, A. L., Contreras-Espinosa, F., Ofelia Castañeda-López, Barba-Macías, E., y Pérez-Hernández, M. A. (2011). Lagunas costeras y estuarios. En A. Cruz-Angón (Ed.), *La Biodiversidad en Veracruz un estudio de estado* (1.ª ed., 297-313 pp.).
https://www.researchgate.net/publication/234004458_Lagunas_costeras_y_estuarios

- Legaria Moreno, L. (2001). *Patrones espacio-temporales de algunas variables físicas, químicas y de la comunidad fitoplanctónica en la laguna costera "La Mancha", Veracruz*. [Trabajo recepcional]. Universidad Veracruzana.
<https://cdigital.uv.mx/bitstream/handle/1944/51855/LegariaMorenoLyz.pdf?sequence=1>
- López-Monroy, F. M., Troccoli-Ghinaglia, L. E., y Valerio-González, L. R. (2017). Dinámica de los nutrientes en una laguna costera tropical. *Revista Bio Ciencias*, 4(6). <https://doi.org/10.15741/revbio.04.06.04>
- Lorenzen, C. J. (1967). Determination of Chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12, 343-346 pp. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
- Marín-Leal, J. C., Méndez-Farfa, M., Urdaneta-Ospino, G., y Fernández-Álva, A. (2023). Estado trófico y nutriente limitante de la producción biológica en una laguna tropical somera. *Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y Ecológicas*, 2(2), e502. <https://doi.org/10.51252/reacae.v2i2.502>
- Miththapala, S. (2013). *Lagoons and estuaries* (Vol. 4). IUCN Sri Lanka Country Office. <https://portals.iucn.org/library/node/44945>
- Muciño-Márquez, R. E., Aguirre-León, A., Figueroa-Torres, M. G., Muciño-Márquez, R. E., Aguirre-León, A., y Figueroa-Torres, M. G. (2017). Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*, 27(3), 281-291 pp.
- Navarro, C. L. (2018). *Organización territorial e identidades de los pueblos de la Laguna de Mandinga, Veracruz* [Tesis de Maestría, Centro de Investigación

en Geografía y Geomática].

<http://centrogeo.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1012/241>

Palumbo, A. V., Ferguson, R. L., y Rublee, P. A. (1984). Size of Suspended Bacterial Cells and Association of Heterotrophic Activity with Size Fractions of Particles in Estuarine and Coastal Waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 48(1), 157-164 pp.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC240350/>

Paniagua-Cano, E. I., Granados-Sánchez, D., y Granados-Victorino, R. L. (2018). Estructura, bienes y servicios del manglar de Mandinga, Veracruz. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(2), Article 2.

<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.05.034>

Pedrozo, A., y Ramirez, N. (2020). La eutrofización de cuerpos de agua: Un síntoma antropogénico que requiere atención. *PERSPECTIVAS IMTA*, 8, 3.

<https://doi.org/10.24850/b-imta-perspectivas-2020-08>

Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A., y Marcos, C. (2019). Chapter 15 - Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. En E. Wolanski, J. W. Day, M. Elliott, & R. Ramachandran (Eds.), *Coasts and Estuaries* (253-276 pp.). Elsevier.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0>

Pérez-Quirino, E. (2007). Variación temporal y estacional de bacterias planctónicas de la Laguna de Mecoacán, Tabasco [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional Autónoma de México, FES Iztacala.

- Primpas, I., y Karydis, M. (2011). Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178(1), 257-269 pp. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1687-x>
- Reddy, K. R., y DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications* (1ª ed.). CRC Press.
- Rodríguez-Varela, A. C. (2022). Caracterización sedimentológica del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz, México. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 15: 1077-1104 pp.
- Romero, M., y Flores, A. (2025). CO₂ y una vida marina: una conexión que debemos entender. *Revista Digital Universitaria*, 26(1). <http://doi.org/10.22201/ceide.16076079e.2025.26.1.1>
- Rosso, L. y Giannuzzi, L. (2017). Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas. En: *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud*. Ministerio de Salud de la Nación. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/72655>
- Salcedo-Garduño, M. G., Castañeda-Chávez, M. del R., Galaviz-Villa, I., y Lango-Reynoso, F. (2016). Evaluación de la concentración de nutrientes y Clorofila a en la Laguna de Mandinga Ver. Durante un Ciclo Anual. En *Innovando el Agro Veracruzano 2016: Frente a los retos de la relación Sociedad-Naturaleza* (1ª ed.). Colegio de Postgraduados. https://www.researchgate.net/publication/340916024_EVALUACION_DE_LA_CONCENTRACION_DE_NUTRIENTES_Y_CLOROFILA_a_EN_LA_LAGUNA_DE_MANDINGA_VER_DURANTE_UN_CICLO_ANUAL

- Sandoval Alejaldre, T. (2017). Importancia ecológica de la composición microbiana en sedimentos de una laguna costera de Boca Efímera (La Mancha, Veracruz) [Tesis de Maestría]. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Schmitz-Fontes, M. L., Fernandes, H., Brandão, M., Coutinho Hennemann, M., Aparecida Loss, R., Alves de Souza Grinevicius, V. M., Tonetta, D., Cesca, K., Hessel Silveira, M., Bedin, M., Recouvreux, D., y Vasconcellos Antonio, R. (2018). Bacterioplankton Activity in a Meso-eutrophic Subtropical Coastal Lagoon. *International Journal of Microbiology*.
<https://doi.org/10.1155/2018/3209605>
- Tapia-Torres, Y., y García-Oliva, F. (2013) La disponibilidad del fósforo es producto de la actividad bacteriana en el suelo en ecosistemas oligotróficos: Una revisión crítica. *Terra Latinoamericana*, 31(3), 231-242 pp.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0187-57792013000400231&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Torrénton, J. P. (1992). *Importance des bactéries hétérotrophes aérobies dans une lagune eutrophe tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire) : biomasse, production, exportation*. Université d'Aix Marseille.
<https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:35385>
- Valiela, I. (2015). *Marine Ecological Processes* (3ª ed.). Springer.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., y Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499 pp.
<https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

- Wagner, T., y Erickson, L. E. (2017). Sustainable Management of Eutrophic Lakes and Reservoirs. *Journal of Environmental Protection*, 08(04), 436-463 pp.
<https://doi.org/10.4236/jep.2017.84032>
- Walkey, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the Degjareff method for determining organic carbon in soils. Effect of variations in digestion conditions and inorganic soil constituents. *Soil Science*, 37, 29-38 pp.
<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Willey, J. M., Sherwood, L. M. y Woolverton, C. J. (2008) *Microbiología* (7^a ed.). McGraw-Hill Interamericana.