



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA

**CARACTERÍSTICAS DE LA EUTROFIZACIÓN EN
LOS CANALES DE MANGLAR DE LA BAHÍA DE
SANTA MARÍA, SINALOA**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

INGENIERO BIOTECNOLOGO

PRESENTA

JOSÉ FRANCISCO ARMENTA ARIAS

CD. OBREGON SONORA

NOVIEMBRE DE 2006.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA

Los miembros del Jurado Examinador, recomendamos que la presente Tesis sea aceptada como requisito parcial para la obtención del Título de Ingeniero Biotecnólogo.

Comité Revisor:

Dr. Salvador Sánchez Carrillo

Mtro. Raúl Holguín Soto

Mtra. Maria Guadalupe Aguilar Apodaca

Mtro. Luciano Castro Espinosa

Ciudad Obregón, Sonora, a 03 de Noviembre de 2006

Dedicatorias

A la memoria de mis abuelos Ángel Guadalupe Armenta Palomares y Ernesto Urquides.

A mi incansable abuela Guadalupe Verduzco, por el apoyo que me ha dado durante toda la vida.

Con inmenso cariño y emoción a mis queridos padres: Marisela Arias Quintero y José Francisco Armenta Verduzco, quienes con su amor, trabajo, apoyo y paciencia me dieron la oportunidad de ser y crecer.

Con todo mi aprecio y cariño a mis hermanos: Cesar, Víctor y Marisela, por el gusto de haber estado siempre cerca de mí y por el apoyo que siempre me dan en todo lo que realizo en la vida.

A la persona que me ha acompañado en todos los momentos buenos y malos de mi vida desde hace un buen tiempo, quien maduró y creció conmigo, quien me enseñó el valor de la confianza, honestidad y lealtad, Claudia Parra Gascón.

Con admiración y respeto a mi asesor: Dr. Salvador Sánchez Carrillo, por haberme invitado a participar en esta investigación, así como de su ayuda y valiosa asesoría en la elaboración de esta investigación.

Con admiración y estima a la maestra Guadalupe Aguilar y al Ing. Rafael Angulo por su desinteresada ayuda, amistad y orientación en la elaboración y conclusión de este trabajo.

Agradecimientos

A mis padres Marisela Arias Quintero y José Francisco Armenta Verduzco, por su amor, apoyo y paciencia que siempre me han otorgado a lo largo de mi carrera profesional, así como mostrarme día con día que con esfuerzo, trabajo y dedicación se realizan los sueños.

A mis hermanos Julio cesar, Víctor Ernesto y Marisela Gpe. Armenta por el apoyo solidario que brindaron durante todos mis estudios y carrera profesional, así como su incondicional apoyo que me dan en todo lo que realizo.

A mi asesor de tesis Dr. Salvador Sánchez Carrillo, por haberme invitado a ser participe en este proyecto, por el apoyo y paciencia que me tuvo durante la realización de este trabajo de investigación.

Al Ing. Rafael Angulo y por sus consejos y amistad, así como su ayuda durante la realización de este trabajo. Al Instituto tecnológico de Sonora, por haberme dado dicha y oportunidad de ser un egresado de esta institución.

A mis revisores el Mtro. Raúl Holguín, Mtra. Lupita Aguilar y el Mtro. Luciano castro por su ayuda y apoyo en la finalización de este trabajo.

INDICE

	Pág.
ÌNDICE DE FIGURAS.....	i
ÌNDICE DE TABLAS.....	iii
RESUMEN.....	iv
I INTRODUCCIÒN.....	1
1.1 Antecedentes.....	3
1.2 Justificación.....	5
1.3 Planteamiento del Problema.....	6
1.4 Objetivo.....	6
1.5 Limitaciones Del Estudio.....	7
II MARCO TEORICO DE LA INVESTIGACIÒN.....	8
2.1 Grado trófico y eutrofización de un ecosistema.....	8
2.2 Concepto de nutriente limitante.....	9
2.3 Respuesta del fitoplancton a la carga de nutrientes.....	10
2.4 El fitoplancton como indicador de la calidad del agua.....	11
2.5 Actividades que impactan en los ecosistemas de manglares.....	12
III MATERIALES Y METODOS.....	14
3.1 Área de estudio.....	14
3.2 Material y métodos.....	16
IV RESULTADOS.....	18
4.1 Variación del nivel de agua.....	18
4.2 Variabilidad del oxigeno disuelto, salinidad, Transparencia y temperatura.....	19

4.3 Variabilidad de los sólidos y los nutrientes (Nitrógeno y fósforo) en los canales de manglar.....	20
4.4 Respuesta de los productores primarios (Clorofila-a): pautas de eutrofización.....	26
V DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	30
VI CONCLUSIONES.....	34
BIBLIOGRAFÍA.....	36

INDICE DE FIGURAS

Figura	DESCRIPCIÓN	Pág.
1.	Esquema mostrando el Estero de Santa María (Norte de Sinaloa) con la ubicación de los puntos de muestreo.....	16
2.	Variación del nivel máximo de agua en cada uno de los canales muestreados desde el 13 al 22 de septiembre de 2004.....	18
3.	Concentración de sólidos totales y suspendidos en cada punto de muestreo durante el periodo de muestreo.....	21
4.	Variación de la concentración del nitrato, amonio y nitrógeno total en cada punto de muestreo para el periodo de estudio.....	22
5.	Variación de la concentración de ortofosfato y fósforo total en cada punto de muestreo para el periodo de estudio.....	24
6.	Variaciones de la clorofila-a en relación con los diferentes escenarios de marea en los canales de manglar muestreados de la Bahía de Santa María.....	25

Figura	DESCRIPCIÓN	Pág.
7.	Relaciones entre producción primaria (medida como clorofila-a) y sólidos, salinidad, nivel de agua y nutrientes en el punto de muestreo 1.....	27
8.	Relaciones entre producción primaria (medida como clorofila-a) y sólidos, salinidad, nivel de agua y nutrientes en el punto de muestreo 2.....	28
9.	Relaciones entre producción primaria (medida como clorofila-a) y sólidos, salinidad, nivel de agua y nutrientes en el punto de muestreo 3.....	29

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Descripción	Pág.
1.	Variaciones de las concentraciones de salinidad, oxígeno disuelto y transparencia del agua (disco de secchi) en cada punto de muestreo y durante los diferentes escenario de marea).....	18
2.	Resumen del estado trófico de los sistemas acuáticos a partir de la clorofila-a ($\mu\text{g/L}$).....	31

RESUMEN

Hoy en día existen numerosas definiciones del concepto de eutrofización, las cuales toman en cuenta causas, efectos del fenómeno o ambos. Eutrofización se refiere al enriquecimiento natural o artificial del agua ocasionado por aportes adicionales de actividades antropogénicas. Tales como las relacionadas con la industria cervecera, azucarera, alimenticia, camaronicultura y efluentes municipales los cuales son una gran fuente de material orgánico.

Esto es el reflejo de un mayor crecimiento de la población con las implicaciones que trae consigo: mayor demanda de productos agrícolas e industriales, entre otros. En los estados de Sinaloa y Sonora, se nota una mayor contribución de tales actividades en el presupuesto global de la carga de ambos nutrientes, nitrógeno y fósforo.

La respuesta del sistema puede ser justificada a través del aumento de la actividad de las especies presentes o por cambios en la estructura del conjunto de las especies. Existe cierta discusión y debate sobre que elemento es el principal limitante, una aceptación general indica que el nitrógeno es el principal nutriente biolimitante en las aguas costeras y el fósforo en las aguas dulces.

Es por ello que el objetivo de esta investigación fue el de estimar el grado de eutrofización (*oligotrófico, mesotrófico, eutrófico o hipereutrófico*), en los humedales de la bahía de Santa María, así como su origen y dinámica. Para ello se realizó un muestreo entre los meses de Agosto-Septiembre de 2004 acorde a las variaciones de la marea, en tres canales maréales de manglar que comunican con la bahía de Santa María. En cada sitio de muestreo se tomaron muestras durante 3 días en cada pleamar y bajamar para un ciclo de marea muerta y otro de marea viva respectivamente.

Se analizaron los siguientes parámetros; In situ se determinó temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, Conductividad, y transparencia. El nivel de agua se registró en continuo por medio de sensores que fueron compensados barométricamente. En el laboratorio se determinaron: sólidos totales (ST), sólidos suspendidos (SS), sólidos disueltos (SD), nitratos (N-NO₃), nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺), nitrógeno orgánico (N-Org.), fósforo soluble disponible o ortofosfatos (SRP = PO₄³⁻), fósforo total (PT) y clorofila-a.

La marea registrada durante el tiempo de muestreo es de tipo semidiurno, durante la marea viva, con un periodo de 12:30 hrs, y diurno (24 hrs) durante la marea muerta. La concentración de oxígeno disuelto (OD) varió de 2.02 a 7.02 mg/l. En promedio, las mayores concentraciones se registraron en el punto 1 y las menores en el 3, excepto durante la pleamar en marea viva, que fue en promedio superior en el punto 2. La salinidad mostró un rango de 28.4 a 31.7 ppt en todo el sistema de canales.

Las concentraciones de ST y SST se comportaron de una manera similar en los tres puntos de muestreo. Las mayores se obtuvieron en S-1 (SST= 24.4 ±15.9 mg/l) y las menores en S-2 (SST= 20.9 ±8.3 mg/l). Los nitratos mostraron valores durante la marea viva de 0.01 a 0.03 mg/l en los tres puntos de muestreo, valores que aumentaron hasta 0.09 mg/l en fases de marea muerta, las concentraciones más altas se obtuvieron en el punto S-2 (0.03±0.02 mg/l), y las más bajas en el S-1 (0.02±0.01 mg/l). Los niveles de amonio (N-NH₃) fueron muy similares en todos los puntos de muestreo, siguiendo una tendencia parecida aunque sin relación con la dinámica de las mareas, las concentraciones alcanzaron registros de hasta 8 mg/l durante una fase de pleamar, el nivel más alto registrado se encontró en el punto S-2 (1.28±2.59 mg/l), muy por encima de los registrados en S-1 y S-3 (0.12±0.09 y 0.18±0.13 mg/l).

La concentración promedio de nitrógeno total fue muy elevada en S-2 (2.23 ± 3.42 mg/l), comparada con los otros puntos S-1 y S-2 las cuales oscilaron de 0.43 a 0.46 mg/l. Los ortofosfatos se comportaron de manera diferente en cada punto muestreado en S-2 (0.20 ± 0.17 mg/l) comparado con los otros S-1 (0.05 ± 0.02 mg/l) y S-3 (0.09 ± 0.04 mg/l). El fósforo total se comportó de manera muy similar en cada punto de muestreo durante la marea muerta, pero no ocurrió lo mismo durante el ciclo de marea viva, las concentraciones promedio fueron también superiores en S-2, aunque las diferencias fueron menores que con el ortofosfato S-2 (0.34 ± 0.16 mg/l), S-3 (0.21 ± 0.06 mg/l), S-1 (0.17 ± 0.05 mg/l).

El rango de variación de la clorofila a (chl-a) durante el periodo de muestreo y para todos los puntos de muestreo fue muy elevado (de 0.72 a 41.68 $\mu\text{g/l}$) para ambas fases de marea, los valores más altos se registraron en S-2, donde también se observó la mayor variabilidad (13.19 ± 12.84 $\mu\text{g/l}$), seguido de S-3 (8.59 ± 8.03 $\mu\text{g/l}$) y de S-1 (5.18 ± 5.87 $\mu\text{g/l}$); estas diferencias se acentuaron sólo en el ciclo de marea viva. Según los valores obtenidos de nutrientes en los canales de manglar, el sistema lagunar de Bahía de Santa María, varía de mesotrófico a eutrófico (1.22-13.21 $\mu\text{g/L}$), la mayor parte del año, y probablemente hipertrófico durante el verano.

Las altas cargas de nitrógeno y fósforo asociadas al agua residual observadas en el punto S-2 deberían confirmar una estrecha relación con las altas concentraciones de chl-a, sin embargo, no pudo establecerse ninguna relación entre ambas variables. Esto se debe, posiblemente, a un efecto de la temporal entre descargas y florecimientos algales, puesto que los muestreos fueron realizados en intervalos cortos de tiempo. Esto pone de manifiesto como las condiciones hidrodinámicas del sistema generan cambios muy importantes en la disponibilidad de los nutrientes en periodos muy cortos. Esto muestra la importancia de las descargas de aguas residuales en relación con las mareas.

I INTRODUCCIÓN

Al iniciar el siglo XXI no ha quedado duda de que gran parte de los cambios que se han presentado en nuestro planeta han sido provocados por el hombre (Seitzinger, 1997). Las actividades humanas están cambiando el uso del suelo, el hábitat, la química de la atmósfera terrestre y del agua así como el balance de los ciclos biogeoquímicos y la diversidad de la vida en la Tierra (Aranda, 2004).

Mientras que las sociedades desarrolladas forjaron un progreso significativo en la reducción de la descarga de los residuos incluyendo los industriales, la materia orgánica en las aguas residuales, el lodo, los sedimentos contaminados y otros materiales descargados en el mar, como compuestos tóxicos y aceites en las aguas costeras, ocasionaron un sobre-enriquecimiento de nutrientes que se intensificó y extendió entre los ambientes costeros del planeta durante la última mitad del siglo veinte (Cicin-Sain y Knecht, 1998).

Las costas de México se han estado poblando a una tasa más alta, en comparación al promedio nacional (Aranda, 2004). La concentración de la población humana en la zona costera provoca un serio deterioro ambiental al requerir de mayores recursos de energía y materia, que aunado a la inapropiada gestión y manejo de los desechos, hace que éstos ingresan al mar en cantidades mayores.

Estos nutrientes no vienen solamente de corrientes de agua sin tratamiento, sino también del escurrimiento sobre el terreno, particularmente de la agricultura y la deposición atmosférica de subproductos resultantes de la quema de combustibles fósiles, que cambian negativamente la salud de los ecosistemas (Goldberg, 1995).

Las respuesta a este estímulo se manifiesta en un proceso de eutrofización con cambios en la transparencia del agua, en la biomasa de las algas, en la sedimentación de carbono orgánico, en las proporciones del nitrógeno, fósforo y

silicio (Si:N y N:P), en florecimientos de algas tóxicas en la comunidad de fitoplancton, en la biomasa y comunidad del bentos, en la calidad y diversidad del hábitat, en el reciclado de los nutrientes, en la concentración del oxígeno molecular, en la mortalidad de peces e invertebrados y, finalmente, en la estructura de la cadena alimenticia (Aranda, 2004).

Para poder determinar el impacto causado por la introducción de cualquier fuente de contaminante en un ecosistema acuático, es imprescindible conocer tanto cualitativamente como cuantitativamente los parámetros que determinan la calidad del agua del cuerpo lagunar, con el fin de no alterar su estabilidad, persistencia y utilidad de recursos (Urías, 1997).

Por lo anterior, es sumamente importante que los estudios de caracterización y descripción de la hidrología de los cuerpos lagunares receptores de fuentes de contaminación por aguas residuales, se enfoquen al conocimiento de los procesos químicos que se llevan a cabo en la columna de agua (con especial énfasis en la zona de descarga), al análisis de las características físicas imperantes y al estudio de la dispersión de la masa contaminante incorporada. Ello permitirá no solo obtener información de la zona en términos descriptivos espacio-temporales, además de incorporar el aspecto físico que aporte mas elementos que permitan estimar la capacidad de soporte del medio y el impacto causado sobre las poblaciones autóctonas, con el fin de predecir el estado que eventualmente pudiera exhibir el sistema debido a alguna alteración de las condiciones originales (Urías, 1997).

1.1 Antecedentes

En todo el mundo el hombre realiza diferentes actividades, las cuales finalmente se traducen en una adición de nutrientes hacia las masas de agua adyacentes. Algunas actividades antropogénicas, tales como las relacionadas con la industria cervecera,

azucarera, alimenticia, camaronicultura y los efluentes municipales son una gran fuente de material orgánico (Cicin-Sain y Knecht, 1998).

Este aporte orgánico, además de incrementar la demanda de oxígeno y suministrar energía, altera la disponibilidad de los contaminantes, proporcionando, en la mayoría de los casos, un aporte adicional de nutrientes una vez que se descompone (Livingstone, 2001). A escala mundial, se ha observado que las aguas municipales y el empleo de fertilizantes constituyen la mayor parte de la carga de nitrógeno hacia las aguas costeras (Conley, 1993).

A pesar de que la controversia entre las estimaciones sobre el aporte antropogénico de nutrientes en el ambiente costero, existen pocas dudas de que la magnitud del flujo global antropogénico de nitrógeno y fósforo es comparable con el flujo natural, indicando con ello que las actividades humanas han provocado ya una perturbación significativa en la distribución y balance de los nutrientes en el planeta (Páez-Osuna, 2001). Un hecho que llama la atención notablemente por su relación con las actividades humanas es que, a escala mundial, se está produciendo 140 T/año ($1\text{T}/10^{12}\text{ g}$) de nitrógeno biológicamente accesible, el cual es de la misma magnitud que el movilizadado por todos los procesos naturales (90-130 T/año; Páez-Osuna, 2001). Esto, obviamente, es reflejo de un mayor crecimiento de la población con las implicaciones que trae consigo: mayor demanda de productos agrícolas e industriales, entre otros (e.g., la producción global de fertilizantes agrícolas se ha incrementado de 10 millones T de N en 1950 a casi 80 millones de T de N en 1990 (Páez-Osuna, 2001).

En un informe acerca del estado del medio ambiente marino, el GESAMP (1990) considera que mundialmente la eutrofización constituye la amenaza más importante para las aguas costeras. Esto concuerda con otras afirmaciones realizadas por otros autores (Vollenwieder, et al, 1992).

La eutrofización cultural de los sistemas costeros localizados entre los continentes y el océano abierto (la zona incluye entre otros a las lagunas, estuarios y bahías) se ha incrementado rápidamente en las últimas décadas, afectando a los procesos marinos que alteran el equilibrio dinámico natural y la composición biótica de los respectivos ecosistemas. Consecuentemente, la eutrofización se ha convertido en una amenaza para el funcionamiento de estos ecosistemas, al deteriorar su utilización racional como recurso para la recreación, turismo, pesquerías y acuicultura (Páez-Osuna, 2001). Este autor considera que algo similar ocurre en los estados costeros de México y, particularmente, en la región del noroeste, en los estados de Sinaloa y Sonora, donde se nota una mayor contribución de tales actividades en el presupuesto global de la carga de ambos nutrientes, nitrógeno y fósforo:

El aporte principal de nutrientes en Sonora y Sinaloa proviene generalmente de la agricultura, llegando a constituir el 56.9% y el 80.9% para el nitrógeno y el 74.3% y 33.8% para el fósforo, respectivamente. Comparado con el valor global de las cargas de todas las fuentes y todos los estados, Sonora y Sinaloa contribuyen con la mayor parte (93,654 ton de nitrógeno y 48,699 ton de fósforo). Las actividades agrícolas en estos estados se han incrementado de manera significativa a partir de la segunda mitad del siglo veinte, cerca de 1, 680,000 ha de tierras de irrigación son intensamente explotadas; con un aporte anual estimado que proviene de la agricultura de 49,356 ton de nitrógeno (52.7% de la carga total) y 26,119 ton de fósforo (53.6% de la carga total).

Cuando se examinan por separado estos dos estados, llama la atención el estado de Sinaloa en cuanto a la magnitud de los aportes de ambos nutrientes: así, mientras que para el nitrógeno la carga anual procedente de la camaronicultura es de 1,306 T N (3.5% de la carga total estatal) la carga procedente de las aguas municipales es de casi el doble 2,655 T N (7.2% de la carga total estatal).

Para el fósforo, el panorama es distinto, siendo la carga anual relacionada con la camaronicultura de 379 T de P (1.2% de la carga total estatal) y la proveniente de las aguas municipales de 929 T P (2.8% de la carga total estatal).

Sin embargo, hay una diferencia substancial entre las actividades mencionadas en cuanto a la manera de descargar los nutrientes. Mientras que la camaronicultura descarga todos sus efluentes directamente en aguas costeras adyacentes, la mayoría de los efluentes agrícolas y municipales lo hacen sobre la planicie costera a distancias a veces considerables, que pueden modificar significativamente los flujos (Páez-Osuna, 2001). Desde luego, que durante su recorrido los desechos municipales y agrícolas, van a sufrir diversos procesos que van a reducir la carga original liberada (por autopurificación). Esto último hace que comúnmente el impacto provocado por la agricultura y las aguas municipales pase inadvertido, a diferencia de la camaronicultura, que, al liberar las descargas directamente sobre las áreas costeras, los nutrientes y materia orgánica puede localmente provocar efectos adversos significativos en los ecosistemas costeros vulnerables (Páez-Osuna, 2001).

1.2 JUSTIFICACIÓN

La problemática relativa a la eutrofización costera está asociada al flujo de nutrientes (nitrógeno y fósforo) hacia los cuerpos de agua, así como a la excesiva acumulación de estos en los sedimentos. Es importante establecer los niveles de concentración de estos nutrientes para clasificar la calidad del agua en función de su estado trófico (*oligotrófico, mesotrófico, eutrófico o hipereutrófico*; Justic, 1991), de modo que podamos observar y controlar los cambios en la productividad primaria de estos ecosistemas y sus efectos nocivos. Las investigaciones sobre los atributos del estado trófico en las lagunas costeras muestran ciertas discrepancias en los intervalos de concentración de los nutrientes (N y P), del bioindicador (chl-a y biomasa algal) y de otros parámetros de control (transparencia).

Resulta difícil establecer el grado nocivo de los niveles tróficos altos debido a los diferentes atributos de cada ecosistema (Aranda 2004).y a la complejidad de las redes tróficas que soportan los ecosistemas lagunares costeros (Alongi, 1998).

Sin embargo, aún cuando la importancia ecológica y económica de este sistema lagunar es evidente por la gran cantidad de organismos de importancia comercial que son capturados en la zona, los estudios realizados son escasos, y la mayor parte de los mismos se refieren principalmente a las lagunas de Topolobampo y Ohuira (Urías, 1997).

En el presente trabajo se pretende investigar las relaciones entre las cargas de nutrientes, tanto naturales como antrópicas, y las respuestas del fitoplancton en términos de productividad, para establecer las pautas de eutrofización en relación con la posible degradación del ecosistema. Con esto se podrán plantear estrategias de ordenamiento de las actividades que regulan la dinámica de nutrientes y generan la alteración de los ecosistemas lagunares costeros.

1.3 PLANTAMIENTO DEL PROBLEMA

Cómo afectan las cargas de nutrientes al grado trófico de los humedales del manglar del Mar de Cortés.

1.4 OBJETIVOS

Objetivo general:

Estimación del grado de eutrofización en los humedales de la bahía de Santa María, así como su origen y dinámica.

Objetivos específicos:

Para lograr este objetivo general se establecieron los siguientes objetivos específicos;

- Determinar el estado trófico de los sistemas a partir de las concentraciones de clorofila (a), nitrógeno (N) y fósforo (P).
- Determinar la relación entre clorofila-(a), nitrógeno (N) y fósforo (P) en los sistemas para diferentes escenarios de mareas.
- Establecer una separación entre los escenarios de marea vivas y marea muerta.

1.5 LIMITACIONES DEL ESTUDIO

Las limitaciones de este estudio son temporales ya que únicamente se concentran en el análisis del estado de eutrofización del sistema en verano, si bien esta estación es la más crítica por las condiciones físicas del sistema (temperaturas elevadas, más horas de luz, mareas de menor amplitud y, por lo tanto, menor tasa de renovación del agua). También existe una limitación espacial ya que el estudio se realizó en los canales maréales, donde se desarrolla el mangle en los litorales, en los puntos de conexión del humedal con el estuario. La variabilidad espacial puede ser alta en estos sistemas, aunque se midió la concentración de nutrientes y clorofila-a en pleamares y bajamares para relacionar la eutrofización con la dinámica del flujo de agua de los sistemas. A pesar de ello, la reposición del flujo mareal genera un proceso de mezcla que homogeniza las condiciones en el sistema.

Otras limitaciones son las derivadas de la manipulación del equipo de muestreo, de la ubicación física de las áreas muestreada, y de los errores asociados a la metodología analítica seleccionada.

II MARCO TEORICO DE LA INVESTIGACIÓN

2.1 Grado trófico y eutrofización de un ecosistema

Existen numerosas definiciones de eutrofización, las cuales toman en cuenta las causas, o los efectos del fenómeno y ambos. Eutrofización se refiere al enriquecimiento natural o artificial del agua, en materias nutritivas y los efectos asociados al incremento de biomasa de los productos primarios (Livingston, 2001 y Wetzel, 2001). Históricamente, el concepto surge con el estudio de los cuerpos de agua dulce, sin embargo, en los últimos quince años se han incrementado los estudios de este fenómeno en las aguas costeras y el término se ha incorporado con sus acepciones. Los ecosistemas pueden ser descritos utilizando términos respecto al suministro de los nutrientes biolimitantes, de allí que diversos investigadores han insistido en emplear tanto en lagos, ríos y aguas costeras los términos de Oligotrófico, mesotrófico y eutrófico para referirse a sistemas que reciben bajo, medio y alto suministro de nutrientes e Hipertrófico para aquellos sistemas que reciben excesivos aportes de nutrientes (Livingstone, 2001). A partir de esto, se define la eutrofización como el proceso por el cual los cuerpos de agua se vuelven más eutróficos a través de un incremento en su suministro de nutrientes (Páez-Osuna, 2001).

Rodríguez (2000) menciona que el problema de la eutrofización costera se ha destacado en años recientes a causa de la afluencia de cada vez más florecimientos de fitoplancton severamente tóxico en muchas áreas costeras del mundo. Los florecimientos de fitoplancton en las aguas costeras son de mayor preocupación que los que se presentan en los ecosistemas de agua dulce ya que la diversidad de especies tóxicas es mucho mayor y su presencia puede provocar impactos significativos sobre el valor comercial y la calidad de los mariscos y pescados para el consumo humano (Páez-Osuna, 2001).

En la literatura existen numerosos ejemplos de casos donde los productos marinos han sido afectados a causa de las toxinas producidas por ciertas especies tóxicas de fitoplancton (Páez-Osuna, 2001).

La secuencia de cambios que caracterizan a los estados progresivos de la eutrofización en las aguas costeras idealmente incluye a (GESAMP, 1990):

- Una elevada producción primaria, la cual se incrementa al inicio hasta que la luz se convierte en el factor inhibidor o limitante provocando mortandades significativas del fitoplancton durante la noche.
- Cambios en la composición de las especies de plantas y florecimientos muy densos y frecuentemente tóxicos. Se ha notado, para el caso del fitoplancton, que además del incremento del aporte de nutrientes, el cambio en la proporción del nitrógeno con respecto al fósforo puede provocar el reemplazo de un grupo fitoplanctónico por otro (e.g. las diatomeas son reemplazadas por florecimientos de fitoplancton nocivo).
- Efectos adversos sobre peces e invertebrados a consecuencia de la disminución del oxígeno disuelto por demanda de elevada para la descomposición de la elevada biomasa del fitoplancton (la fauna que tiene capacidad migratoria busca nuevas condiciones adecuadas, sin embargo, los organismos sésiles frecuentemente son eliminados).

2.2 Concepto de nutriente limitante

Para entender mejor el concepto de la eutrofización es necesario comprender algunos aspectos básicos de la respiración y la fotosíntesis. La principal fuente de suministro natural de materia orgánica en el mar y los cuerpos de agua dulce proviene de la producción primaria.

Esta producción primaria resulta del crecimiento de organismos autótrofos que son capaces de llevar a cabo la fotosíntesis y otras reacciones que les permite obtener energía, constituyéndose así en la base de la cadena alimenticia que culmina en peces y mamíferos en los océanos (Wetzel, 2001). Existen numerosos factores que regulan la magnitud de la productividad como la estacionalidad, la composición de especies de fitoplancton, la intensidad luminosa, temperatura, salinidad, nutrientes, metales “traza”, factores orgánicos, procesos de transporte físico y desde luego la biomasa de herbívoros presentes (Valiela, 1995, Millero, 1996).

Es importante mencionar entonces algunos aspectos sobre la limitación de los nutrientes, el efecto del suministro de nutrientes, sus usos, así como las transformaciones que resultan en términos de producción primaria neta en el ecosistema, las cuales pueden ser examinadas por cálculos estequiométricos a partir de reacciones aceptadas (Wetzel, 2001). El uso común del concepto de limitación por nutrientes recae en que la producción primaria neta del conjunto de las especies se incrementa después de que la tasa de suministro de un nutriente se incrementa. La respuesta del sistema puede ser evidenciada a través de incrementos en la actividad de las especies presentes o por cambios en la estructura del conjunto de las especies. A pesar de existir cierta discusión y debate sobre que elemento es el principal limitante, hay un consenso general que indica que el nitrógeno es el principal biolimitante en las aguas costeras y el fósforo en las aguas dulces; sin embargo se reconoce que otros nutrientes pueden llegar a ser limitantes secundarios, es decir, una vez que la fuente de nitrógeno es provista o satisfecha, hay una limitación secundaria debida al fósforo, así que la adición de ambos N y P da como resultado un mayor crecimiento (Valiela, 1995).

2.3 Respuesta del fitoplancton a la carga de nutrientes

La respuesta individual de las poblaciones de una especie de fitoplancton a la carga de nutrientes en los ecosistemas costeros ha sido estudiada ampliamente (Anderson y Garrison, 1997; Kraufvelin et al., 2006; Paerl, 2006). En un estudio más allá del análisis auto-ecológico, se estudió la complejidad de la respuesta de las diatomeas en estuarios de condiciones de hábitat variable del Golfo de Maine (Noreste de Estados Unidos), encontrando que la corriente y la salinidad son los factores más relevantes, demostrando que la distribución de las diatomeas marinas en el golfo está relacionada con ubicación geográfica de los sistemas respecto al mar (Livingston, 2001).

Las cianofíceas dominan en ambientes con alta carga orgánica, mientras que las algas verdes están casi ausentes, las cuales son indicativas de aguas con menor carga contaminante (Livingston, 2001). Sin embargo, en todos los estudios existen pocas consideraciones respecto a la respuesta de la comunidad fitoplanctónica a la carga de nutrientes.

Una constante en la evaluación de crecimiento de plancton, es el papel que juega la carga de nutrientes en la desestabilización de la población de plancton. La afluencia de algas dañinas está relacionada con la dinámica de macro nutrientes. El crecimiento de las diatomeas durante la floración asociada con nutrientes antropogénicos (N + P) puede ser inhibida por la disponibilidad de la sílice. Esto podría relacionarse al incremento de los cocientes N:Si y P:Si, que favorece al fitoplancton no silíceo. Los cambios de la relación N:P en el flujo de nutrientes pueden también causar cambios en la composición de las especies (Livingston , 2001).

El enriquecimiento de nutrientes con macronutrientes puede también estar indirectamente relacionado con la variación en la composición de la comunidad del fitoplancton por los cambios en la depredación, limitación de recursos, requerimientos de luz y efectos biológicos en los sedimentos. La alteración de los nutrientes puede también influenciar estos cambios. El rol ecológico de las toxinas asociadas a la floración en tales interacciones interespecíficas siguen siendo confusas (el hecho de que varios dinoflagelados no son comidos usualmente por el zooplancton comparados con otros no dinoflagelados podría ser indicativo de la generación de toxinas (Livingston, 2001). Las toxinas asociadas a los blooms algales podrían estar relacionadas con la protección de las poblaciones para reducir las pérdidas por predación (aunque tal protección podría entonces resultar en ventajas competitivas de esas especies produciendo la eliminación de otras en la competencia por los nutrientes, luz u otros factores limitantes potenciales).

2.4 El fitoplancton como indicador de la calidad del agua

Las algas planctónicas se han utilizado como bioindicadores de la calidad del agua durante mucho tiempo. Las determinaciones de biomasa desde el volumen celular de las algas bajo el microscopio son dificultosas e imprecisas; de esta forma, la gran mayoría de los estudios acuáticos han usado la clorofila-a, el pigmento fitoplanctónico dominante, como un índice de la biomasa de las algas (Kalf, 2003). La clorofila-a del fitoplancton se ha utilizado como una estimación del estado trófico en sistemas acuáticos y es un buen indicador de la carga de nitrógeno y de fósforo. Una comprensión mejor de los mecanismos y las tendencias de las sucesiones del fitoplancton o los “blooms” algales y sus interacciones con las actividades humanas puede desempeñar un papel importante en la supervisión de la eutrofización costera (Linton y Warner, 2003).

La comunidad del fitoplancton es un indicador estable, sensible, confiable y eficiente de la calidad del agua en lagunas costeras con mangle, en condiciones eutróficas (Linton y Warner, 2003).

Para conocer el nivel de eutrofización de un sistema determinado se suele medir el contenido de clorofila-a en la columna de agua y este valor se combina con otros parámetros como el contenido de fósforo y de nitrógeno y el valor de penetración de la luz (Linton y Warner, 2003).

2.5 Actividades que impactan en los ecosistemas de manglares

Los humedales constituyen una parte importante de las áreas costeras de México. Pocos, si los hay, de los humedales en estas zonas están en condiciones primitivas. La mayoría de los humedales han sido afectados en cierto grado por las actividades humanas, algunos han sido alterados levemente, en cambio otros han sido deteriorados gravemente.

Además hay una historia larga donde los humedales costeros han sido destruidos para ser utilizados en otras aplicaciones tales como la agricultura, lugares recreacionales, actividades industriales y como áreas urbanizadas (Contreras y Warner, 2004).

Actividades que utilizan el suelo y los cambios en la corriente de agua han afectado significativamente a los humedales en la costa. La erosión y el transporte de sedimento por mareas altas, han causado aumentos dramáticos de sedimentos río abajo, los cuales reducen los substratos utilizados por crustáceos y pescados durante su desarrollo.

El transporte de fertilizantes de las actividades agrícolas, aguas residuales humanas en la corriente de las aguas ha contribuido a una extensa eutrofización en los humedales costeros.

La construcción de presas ha conducido a flujos irregulares y volúmenes reducidos del agua que alcanzaban los humedales. Las actividades de dragado en las orillas, construcción de puertos o embarcaderos y muelles fuera y cerca de la costa han interferido en patrones naturales de circulación de agua de riego que mantiene la hidrogeomorfología natural y características de intercambios de agua en humedales a lo largo de la costa (Contreras y Warner, 2004).

Las zonas grandes del hábitat costero de los humedales han sido destruidas por la extensión urbana y turística del recurso. El ecosistema natural de los humedales ha sido convertido en artificial para la instalación de granjas de camarón y producción de sal. Esto ha dado lugar a una disminución de la biodiversidad y una pérdida crítica para la fauna migratoria redonda y estacional del año. La pesca excesiva ha contribuido a declinaciones severas e incluso a la pérdida completa de muchas especies en el ecosistema de los humedales (Contreras y Warner, 2004).

III MATERIALES Y METODOS

3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en los humedales de manglar de la bahía llamada Santa María. Esta laguna se encuentra situada en el Noroeste del Estado de Sinaloa entre los 25°33' y los 25°42' de latitud Norte y los 109°09' y 109°16' de longitud Oeste. Junto con las lagunas de Topolobampo y Ohuira forma un sistema lagunar de 225 Km² de superficie denominado Sistema Lagunar de Topolobampo (Urías, 1997).

Esta laguna es la más pequeña de los tres cuerpos lagunares con un área de aproximadamente 40 Km² (Phleger y Ayala-Castañares, 1969). Hacia su parte Este presenta varios esteros, entre los que destacan por su extensión el desecho y el Esterón, de los cuales el último, transporta las aguas residuales de la Cd. de los Mochis y de la amplia zona agrícola aledaña. En la parte Oeste se separa del Golfo de California por una isla de barrera (isla Santa María) que tiene una longitud de 21.721 km por 1.601 km de ancho hacia el Sur se localiza el estrecho que la comunica con la laguna de Topolobampo (Urías, 1997).

El área tuvo su origen durante el Pleistoceno como producto de la acción del antiguo delta del río Fuerte sobre las rocas de la sierra Navachiste. Durante esa época el área se consideraba tectónicamente activa representada por levantamientos corticales acompañados por vulcanismo y regresiones marinas. Dicho vulcanismo dio lugar a la actual Sierra de San Ignacio.

Para ello el Río Fuerte vertía sus aguas en el mar al Norte de Topolobampo, dando lugar a una delta cuyos sedimentos fueron redistribuidos por el oleaje y las corrientes de marea y depositados en la desembocadura del sistema formando una barra que limita la Bahía del Colorado y la de Santa María llamada actualmente “Isla Santa María” (Urías, 1997).

La marea de la región es de tipo semidiurno con un rango medio de 1.14 m (UNAM, 1989). El oleaje incidente es de dos tipos: el formado por olas largas oceánicas que provienen del SW, con periodos de 15 a 20 segundos y longitud de 350 a 620 m que incide sobre la isla Copas con ángulos pequeños; y el oleaje del WNW formado por olas irregulares de características variables y periodos cortos (de 3 a 5 segundos) que se forman en el Golfo de California y que deben su irregularidad precisamente a su cercanía a la zona donde se generan (Urías, 1997).

El clima de la región es muy cálido y seco, del tipo Bw (h') hw (e). La temperatura media anual es de 25.1 °C, siendo julio, agosto y septiembre los meses de mayores temperaturas, con un promedio máximo de 30.05 °C. La temperatura extrema mínima anual es de 12 °C, siendo enero y febrero los meses más fríos. La precipitación es escasa, con un promedio anual de 224 mm, y un patrón de lluvias finales del verano y principio del otoño. Otro fenómeno climático importante en la zona es la incidencia de ciclones tropicales durante el verano (Urías, 1997).

Los vientos dominantes en los meses de octubre a mayo son del noroeste con intensidad promedio de 2.5 m/seg, mientras que durante los meses de junio a septiembre son del suroeste con la misma intensidad (Urías, 1997).

Debido al clima, el fenómeno de brisas es importante, ya que el calentamiento de la capa del aire está en contacto con la tierra disminuye su intensidad y asciende por convección, ocasionando la sustitución de esta capa por aire mas fresco y más húmedo proveniente de la capa que se encuentra en contacto con el mar.

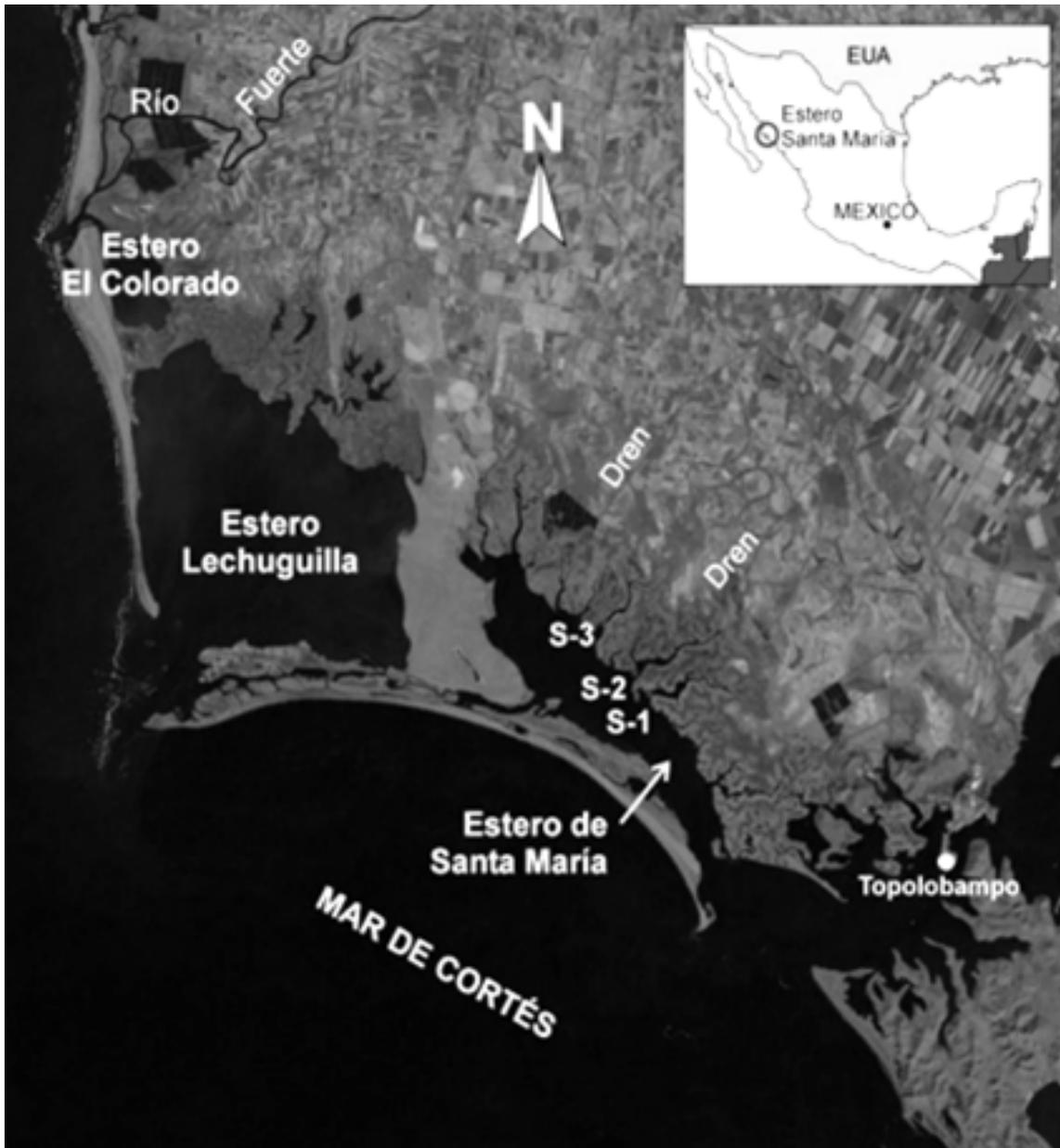


Fig. 1. Esquema mostrando el Estero de Santa María (Norte de Sinaloa) con la ubicación de los puntos de muestreo mencionados en la metodología.

3.2 Material y métodos

El muestreo se realizó entre los meses de Agosto-Septiembre de 2004 acorde a las variaciones de la marea, en tres canales maréales de manglar que comunican con la bahía de Santa María (Figura 1). En cada sitio de muestreo se tomaron muestras durante 3 días en cada pleamar y bajamar para un ciclo de marea muerta y otro de marea viva respectivamente.

Las muestras se recolectaron en botellas de plástico de 4 L, previamente lavadas con HCl y enjuagadas con agua destilada, fueron preservadas por debajo 4 °C durante su transporte al laboratorio hasta su análisis posterior.

In situ se determinó la temperatura (T), la salinidad (Sal), el oxígeno disuelto (OD), la Conductividad (C), con una sonda multiparamétrica YSI-85, y la transparencia (disco de Secchi). El nivel de agua se registró en continuo por medio de sensores de nivel Leveloggers Lt-m10 (Solinst), que fueron compensados barométricamente con los datos registrados en un Barologger (Solinst). Las medidas de nivel fueron calibradas con medidas manuales tomadas en el instante de sumergir el sensor en el agua.

En el laboratorio se determinaron: sólidos totales (ST), sólidos suspendidos (SS), sólidos disueltos (SD), nitratos (N-NO_3), nitrógeno amonico (N-NH_4^+), nitrógeno orgánico (N-Org.), fósforo soluble disponible o ortofosfatos ($\text{SRP} = \text{PO}_4^{3-}$) y fósforo total (PT) de acuerdo al Standard Methods (APHA, 1998). La clorofila-a fue medida espectrofotométricamente después de su extracción con metanol (Stricker y Parsons, 1972).

IV RESULTADOS

4.1 Variación del nivel de agua

La marea registrada durante el tiempo de muestreo en la laguna de Santa María es de tipo semidiurno, durante la marea viva, con un periodo de 12:30 hrs, y diurno (24 hrs) durante la marea muerta. Tanto en marea viva como en marea muerta no se observó ninguna tendencia de aumento o disminución del nivel general en todos los canales (Fig. 2). La amplitud entre máximos y mínimos, fue, para todo el periodo de muestreo, de 179 cm en el punto 1 y de 127 cm en los puntos 2 y 3. Esa amplitud fue muy similar en ambos ciclos de marea en el punto 1 (alrededor de 144 cm), mientras que en los puntos 2 y 3 fue superior durante la marea viva (126 y 99, en marea viva y muerta, respectivamente)

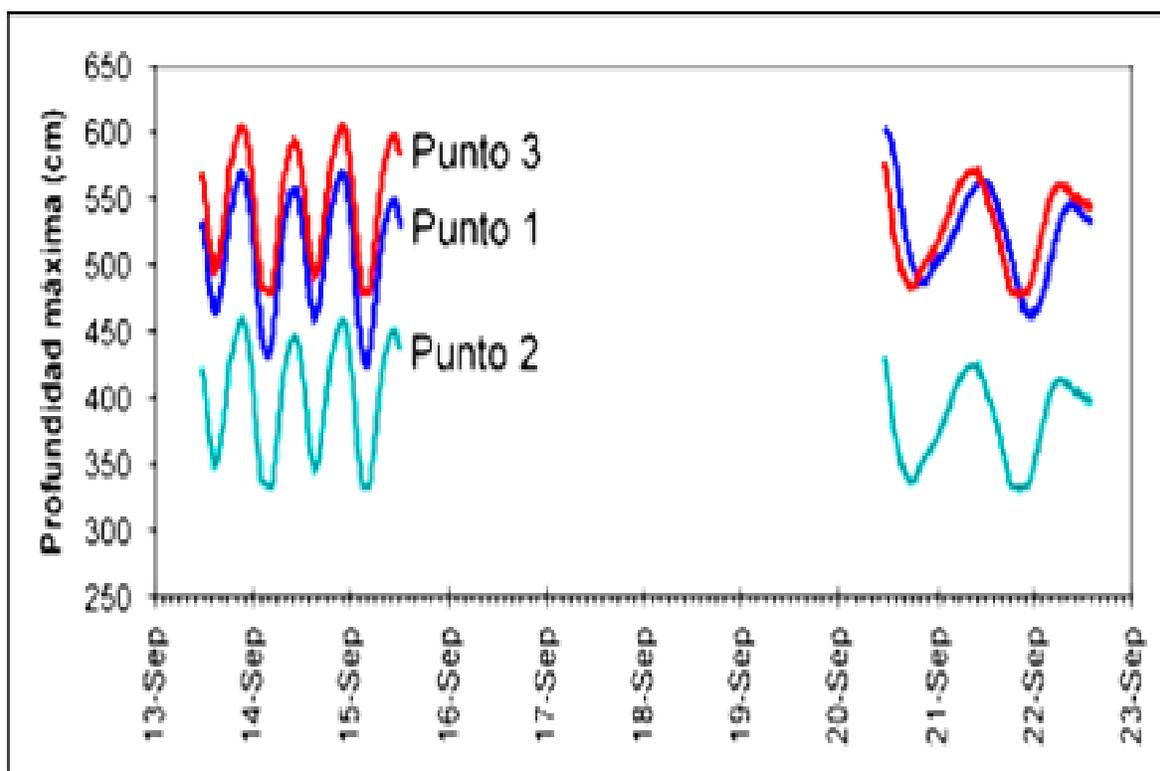


Fig. 2. Variación del nivel máximo de agua en cada uno de los canales muestreados desde el 13 al 22 de septiembre de 2004. Los datos intermedios no existentes corresponden al periodo no muestreado

Tabla 1. Variaciones de las concentraciones de salinidad, oxígeno disuelto y transparencia del agua (disco de secchi) en cada punto de muestreo y durante los diferentes escenarios de marea. Se muestran los promedios para cada pleamar (P) y bajamar (B) de cada ciclo, el promedio para marea viva (V) y muerta (M) y el promedio global para todo el periodo de muestreo (SD: desviación estándar).

	Salinidad (ppt)			Oxígeno disuelto (mg/l)			Transparencia (m)		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
VB	31.4	28.6	29.2	4.5	3.8	4.2	1.2	0.9	0.9
±SD	0.25	1.96	0.78	0.72	1.85	1.03	0.03	0.04	0.08
VP	31.8	30.3	29.7	3.9	4.3	3.3	1.1	0.9	0.9
±SD	0.25	1.96	0.78	0.72	1.85	1.03	0.03	0.04	0.08
Promedio-V	31.6	29.3	29.4	4.3	4.0	3.9	1.2	0.9	0.9
±SD	0.3	1.7	0.6	0.6	1.3	0.9	0.1	0.0	0.2
MP	31.5	31.1	30.9	4.9	3.7	2.4	1.2	0.8	1.0
±SD	0.20	0.49	0.49	1.00	0.11	0.01	0.33	0.11	0.11
MB	31.4	30.7	30.7	5.4	4.6	4.8	1.1	0.9	1.1
±SD	0.15	0.49	0.38	0.84	2.11	1.67	0.31	0.16	0.20
Promedio-M	31.4	30.9	30.7	5.1	4.3	3.9	1.2	0.8	1.1
±SD	0.2	0.5	0.4	0.9	1.6	1.8	0.3	0.1	0.2
Promedio	29.1	27.6	27.5	4.4	3.9	3.6	1.1	0.8	0.9
±SD	8.7	8.3	8.5	1.4	1.5	1.5	0.4	0.3	0.3

4.2 Variabilidad del oxígeno disuelto, salinidad, transparencia y temperatura

La concentración de oxígeno disuelto (OD) varió de 2.02 a 7.02 mg/l. Parece que los niveles de oxígeno fueron ligeramente inferiores durante la marea viva, aunque no significativamente (test de Wilcoxon; $p > 0.05$; Fig. 3). En promedio, las mayores concentraciones se registraron en el punto 1 y las menores en el 3, excepto durante la pleamar en marea viva, que fue en promedio superior en el punto 2 (Tabla 1). La salinidad mostró un rango de 28.4 a 31.7 ppt en todo el sistema de canales.

Los valores fueron siempre superiores en el punto S-1 y estos fueron, además, menos variables durante la marea muerta que durante la viva (Tabla 1). S-2 mostró la mayor variabilidad con valores ligeramente inferiores durante la marea viva; sin embargo, no existieron diferencias significativas entre los pleamares y bajamares (Test de Wilcoxon, $p>0.05$).

Parece existir un ligero aumento de la salinidad durante la marea muerta aunque no pudo ser confirmado estadísticamente. La peculiar variabilidad registrada en S-2 puede estar relacionada con los aportes de agua residual urbana y agrícola procedentes de un dren (dren esterón) que descarga aguas arriba del canal (véase Fig. 1).

A pesar de esto, la mayor transparencia se registró en S-1 y la menor en S-2 (probablemente relacionado con una elevada carga de materia orgánica particulada procedente del dren; Tabla 1), si bien no existieron diferencias ni entre pleamares y bajamares ni entre mareas vivas y muertas (test de Wilcoxon, $p>0.05$). Finalmente, los valores de conductividad (C) obtenidos si mantienen una estrecha correlación con el tipo de marea, ya que estos aumentan durante la marea muerta y disminuyen durante la marea viva en los tres puntos de muestreo (Fig. 2).

La temperatura del agua no mostró un gradiente de incremento hacia el interior de la laguna (donde serían de esperar mayores tiempos de residencia del agua) y, sin embargo, los valores mayores se dieron en S-1 y, en general – pero no siempre –, los menores en S-3, probablemente relacionado con la descarga de agua desde el continente por los drenes (véase Fig. 1). De cualquier modo, los registros oscilaron levemente temporal y espacialmente, con valores de 30.8 a 32.4° C durante la marea viva y de 30.3 a 32.4° C durante la marea muerta.

4.3 Variabilidad de los sólidos y los nutrientes (nitrógeno y fósforo) en los canales de manglar

Los sólidos totales (ST) y suspendidos totales (SST) se comportaron de una manera similar en los tres puntos de muestreo.

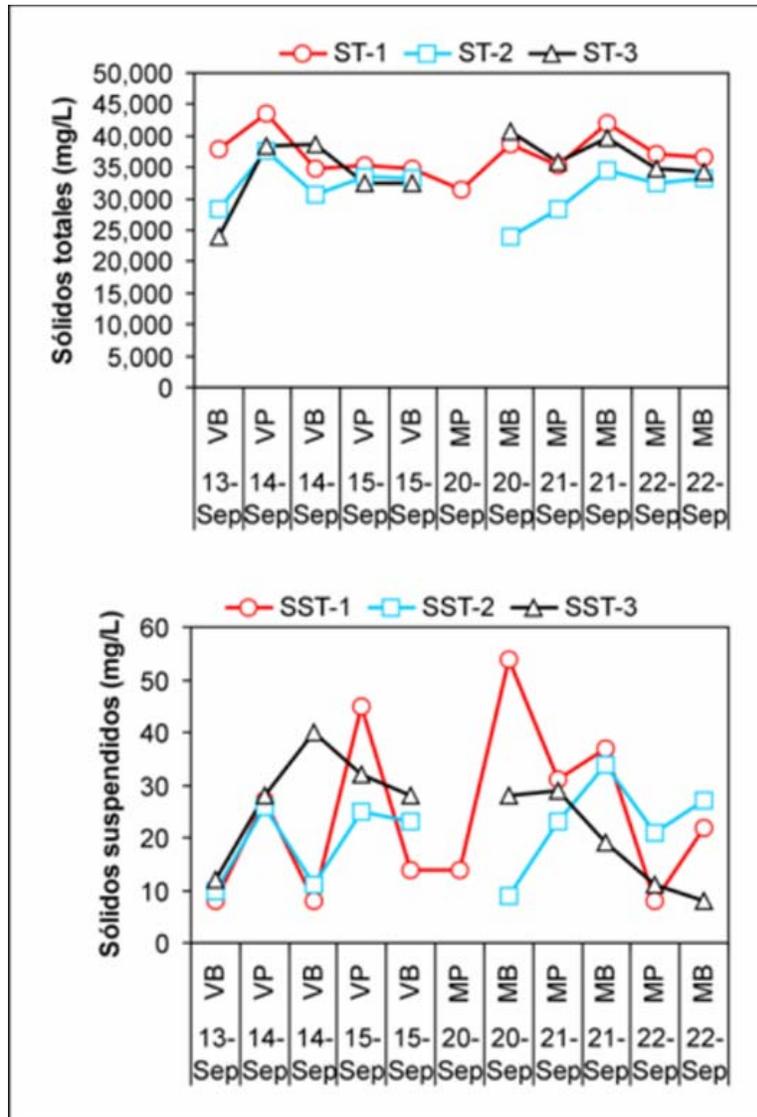


Fig. 3. Concentración de sólidos totales y suspendidos en cada punto de muestreo durante el periodo de muestreo (V:

La concentración de estos aumenta, por lo general, durante la pleamar de la marea viva y la bajamar de la marea muerta, y tiende a disminuir drásticamente durante la bajamar de la marea viva, y la pleamar de la marea muerta (Fig. 3) . A pesar de ello, en todos los puntos de muestreo la tendencia es muy variable: descendente durante la marea viva y ascendente durante la marea muerta, ascendente en ambas o ascendente durante la marea viva y descendente durante la muerta (Fig. 3).

Esta irregularidad parece estar más relacionada con los detritus orgánicos—procedentes de las descargas residuales — y del manglar que con las variaciones de salinidad ($R^2=0.001$; $p>0.05$).

Sin embargo, en promedio las concentraciones mayores se obtuvieron en S-1 (SST= 24.4 ± 15.9 mg/l) y las menores en S-2 (SST= 20.9 ± 8.3 mg/l), aunque la menor variabilidad de esta puede estar denotando la continua descarga orgánica por el dren.

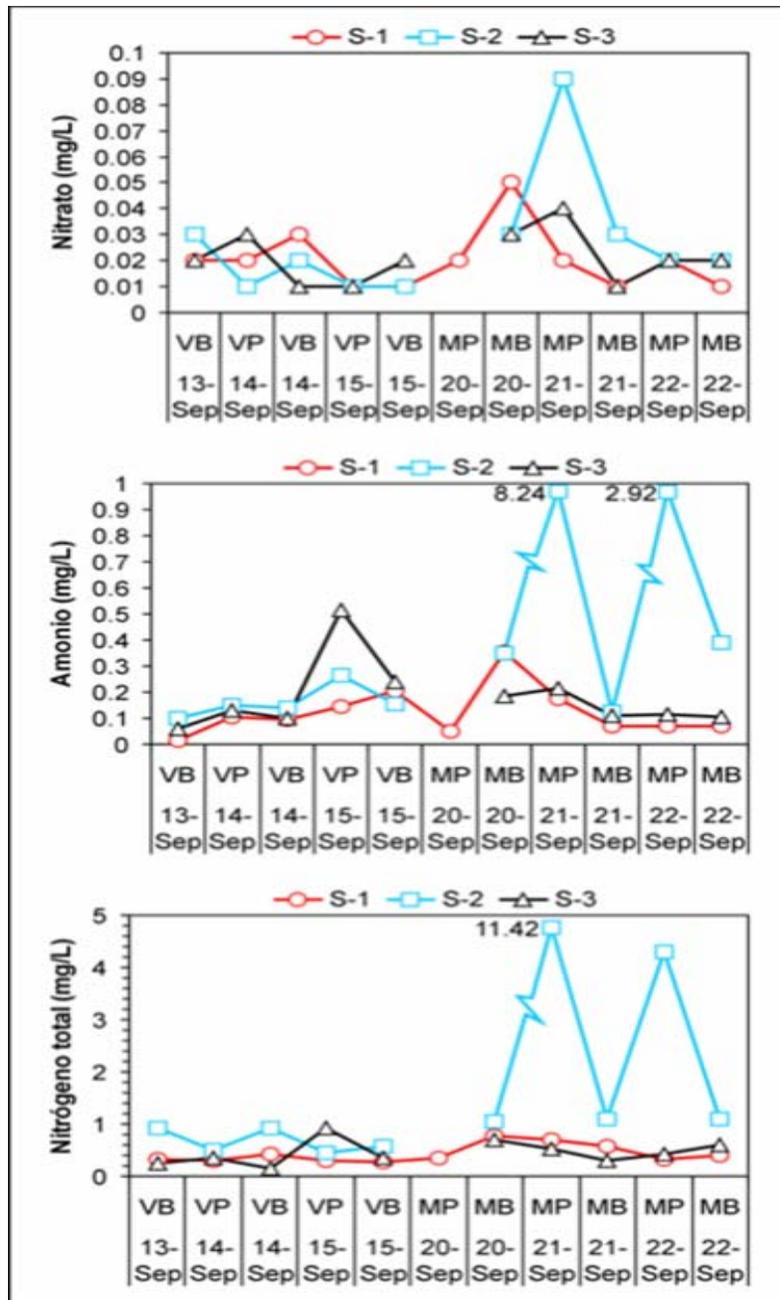


Fig. 4. Variación de la concentración del nitrato, amonio y nitrógeno total en cada punto de muestreo para el periodo de estudio (la leyenda del eje x puede consultarse en la Fig. 3). Los rótulos de los datos indican valores fuera del rango marcado por el eje de abscisas.

Los nitratos (NO_3) mostraron concentraciones durante la marea viva de 0.01 a 0.03 mg/l en los tres puntos de muestreo, valores que aumentaron hasta 0.09 mg/l en fases de marea muerta (Fig. 4).

En el punto S-2, las concentraciones más altas se presentan cuando la marea se encuentra en marea viva-bajamar y marea muerta-pleamar, con mayores valores durante la marea muerta (Fig. 4). En promedio, las concentraciones más altas se obtuvieron en ese punto (0.03 ± 0.02 mg/l), y las más bajas en el S-1 (0.02 ± 0.01 mg/l), si bien las diferencias no fueron significativas (test de Wilcoxon, $p>0.05$).

Los niveles de amonio ($N-NH_3$) fueron muy similares en todos los puntos de muestreo, siguiendo una tendencia parecida aunque sin relación con la dinámica de las mareas (Fig. 4). Sólo existieron cambios muy marcados en el punto S-2, durante la marea muerta, donde las concentraciones alcanzaron registros de hasta 8 mg/l durante una fase de pleamar (Fig. 4). Esta situación también puede estar relacionada con las descargas de agua residual procedente del dren y los altos niveles durante la fase de marea alta se deben al efecto de barrera impuesta por la entrada de agua del mar que impide la salida de las aguas residuales con altas cargas de amonio. Así, los niveles de amonio fueron muy superiores, en promedio, en S-2 (1.28 ± 2.59 mg/l), muy por encima de los registrados en S-1 y S-3 (0.12 ± 0.09 y 0.18 ± 0.13 mg/l, respectivamente).

Con estas condiciones, la concentración promedio de nitrógeno total durante el periodo de muestreo fue muy elevada en S-2 (2.23 ± 3.42 mg/l), prueba de una importante descarga de aguas procedentes de la agricultura. En S-1 y S-2 las concentraciones medias de nitrógeno total oscilaron de 0.43 a 0.46 mg/l respectivamente (desviación estándar: 0.17 y 0.23 mg/l, respectivamente).

La fracción orgánica es la de mayor peso en el cómputo global del nitrógeno total, excepto en S-2, donde el contenido en amonio es en ocasiones la fracción más importante.

Las pautas del nitrógeno total fueron muy irregulares excepto en S-2, con valores menores durante las mareas vivas, que presentó una clara oscilación de máximos en bajamar y mínimos en pleamar, al contrario de lo observado en marea muerta (Fig. 4).

Los ortofosfatos se comportaron de una manera diferente en cada punto muestreado (Fig. 5): en marea viva en los puntos 1 y 3 parece haber una tendencia al descenso mientras que en el punto 2 ocurre lo contrario; en marea muerta los puntos 1 y 3 no muestran ningún patrón (aunque los valores son más bajos que en marea viva) mientras que en el punto 2 se observa una clara diferencia entre pleamares (mayores) y bajamares, aunque con una reducción de la variabilidad al final del ciclo.

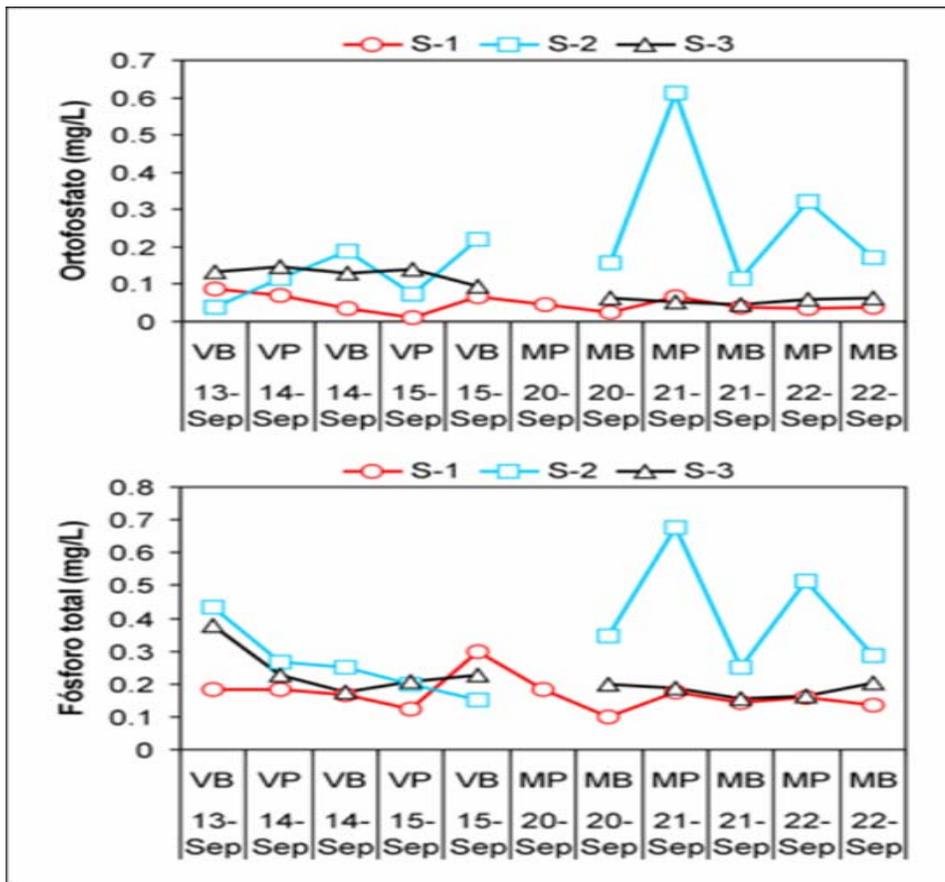


Fig. 5. Variación de la concentración de ortofosfato y fósforo total en cada punto de muestreo para el periodo de estudio (la leyenda del eje de ordenadas puede consultarse en la Fig. 3).

Este comportamiento estuvo en concordancia con la concentración registrada en cada punto, que fue muy superior en S-2 (0.20 ± 0.17 mg/l) comparado con los otros dos (0.05 ± 0.02 y 0.09 ± 0.04 mg/l, en S-1 y S-3 respectivamente). Esta diferencia también está posiblemente relacionada con las descargas del dren en el canal donde se encuentra el punto S-2.

El fósforo total se comportó de manera muy similar al ortofosfato registrado en cada punto de muestreo durante la marea muerta, pero no ocurrió lo mismo durante el ciclo de marea viva (Fig. 5). Esto demuestra la importancia del ortofosfato (procedente principalmente de los detergentes incluidos en las aguas residuales) en el ciclo del fósforo en el sistema durante los ciclos más estables de marea (muerta).

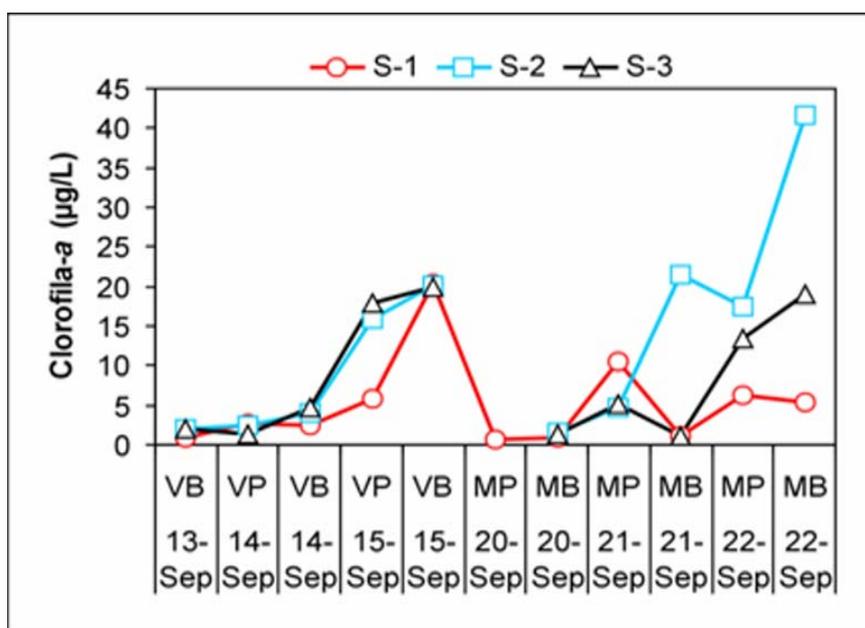


Fig. 6. Variaciones de la clorofila-a en relación con los diferentes escenarios de marea en los canales de manglar muestreados de la Bahía de Santa María.

Por el contrario, el fósforo total durante la marea viva siguió un patrón muy similar en todos los puntos de muestreo con una tendencia a la reducción de la concentración hacia el final del periodo (Fig. 5).

Las concentraciones promedio también fueron superiores en S-2, aunque las diferencias fueron menores que con el ortofosfato (0.34 ± 0.16 , 0.21 ± 0.06 y 0.17 ± 0.05 mg/l, en S-2, S-3 y S-1 respectivamente).

4.4 Respuesta de los productores primarios (Clorofila-a): pautas de eutrofización.

El rango de variación de la clorofila a (chl-a) durante el periodo de observación y para todos los puntos de muestreo fue muy elevado (de 0.72 a 41.68 $\mu\text{g/l}$). En promedio para ambas fases de marea, los valores más altos se registraron en S-2, donde también se observó la mayor variabilidad (13.19 ± 12.84 $\mu\text{g/l}$), seguido de S-3 (8.59 ± 8.03 $\mu\text{g/l}$) y de S-1 (5.18 ± 5.87 $\mu\text{g/l}$); sin embargo, esas diferencias sólo se acentuaron en el ciclo de marea viva.

No fue posible observar diferencias entre pleamares y bajamares, pero apareció una clara pauta en la que se observa un aumento de la concentración de chl-a hacia el final de cada ciclo (viva y muerta), si bien fue mucho más claro y homogéneo entre puntos durante la marea viva. Este patrón no fue confirmado en S-1 durante la marea muerta, donde la chl-a fue más variable (Fig. 7).

La clorofila-a (chl-a) no parece estar condicionada por la variación del nivel de agua – cambios de marea – en ninguno de los puntos de muestreo. También existe independencia con respecto a la concentración de sólidos en el sistema (Fig. 7, 8 y 9).

La limitación a la producción primaria se muestra condicionada por el PT (Fig 8, S-1), sin embargo, las relaciones entre nutrientes y fitoplancton son muy variables en el sistema. Esto muestra la existencia de otros condicionantes que marcan las pautas de los productores primarios en el humedal.

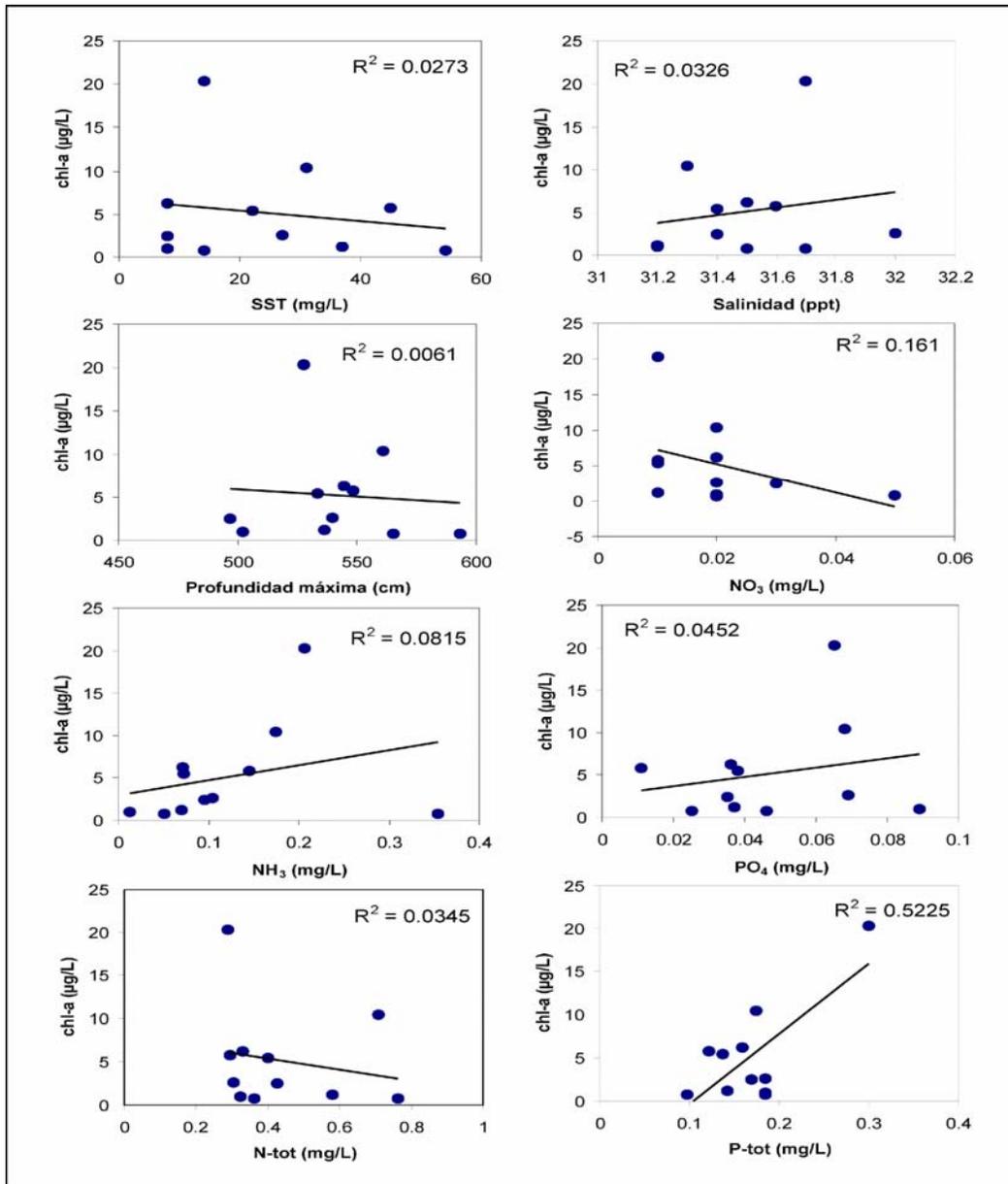


Fig. 7. Relaciones entre producción primaria (medida como clorofila-a) y sólidos, salinidad, nivel de agua y nutrientes en el punto de muestreo 1.

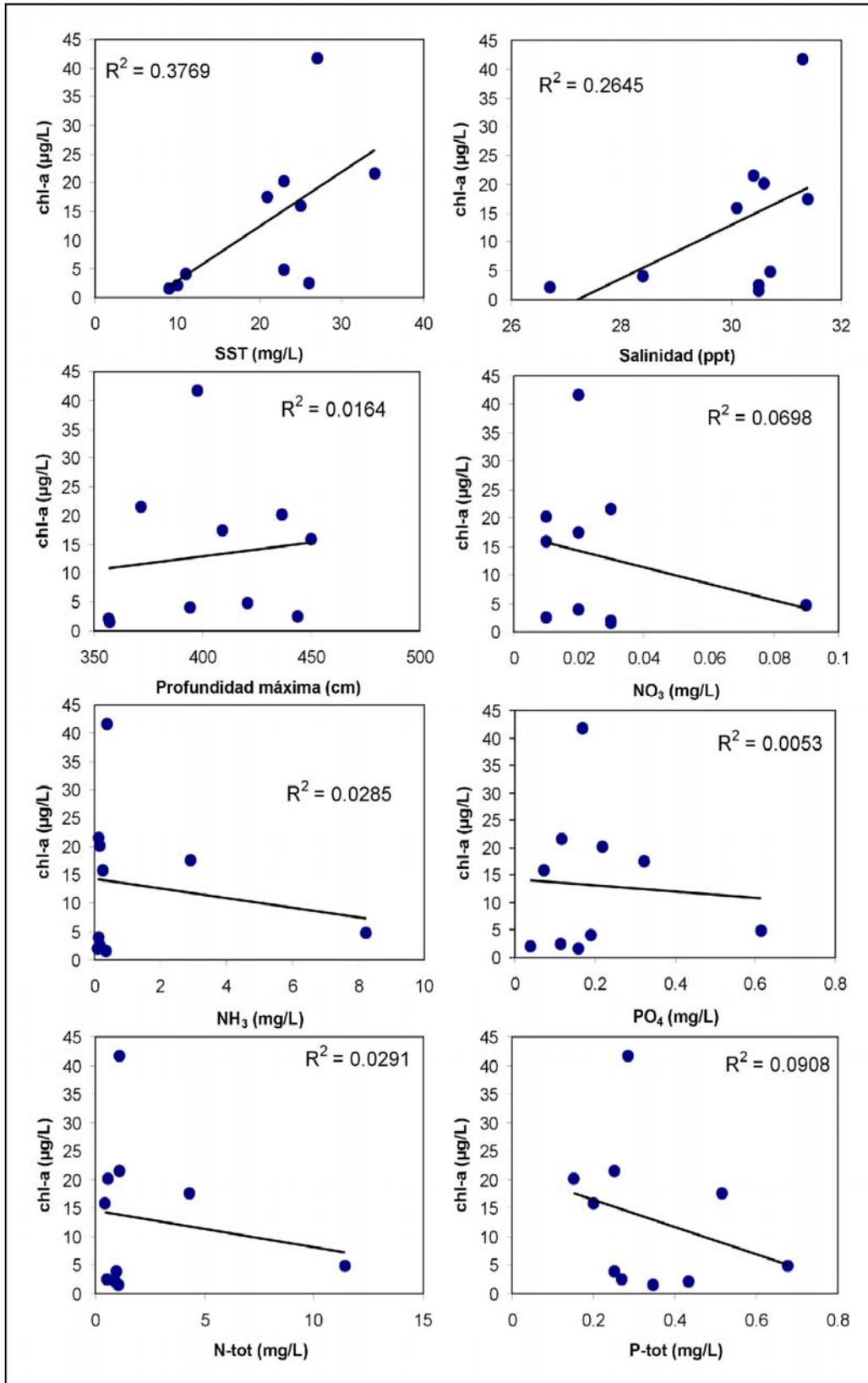


Fig. 8. Relaciones entre producción primaria (medida como clorofila-a) y sólidos, salinidad, nivel de agua y nutrientes en el punto de muestreo 2.

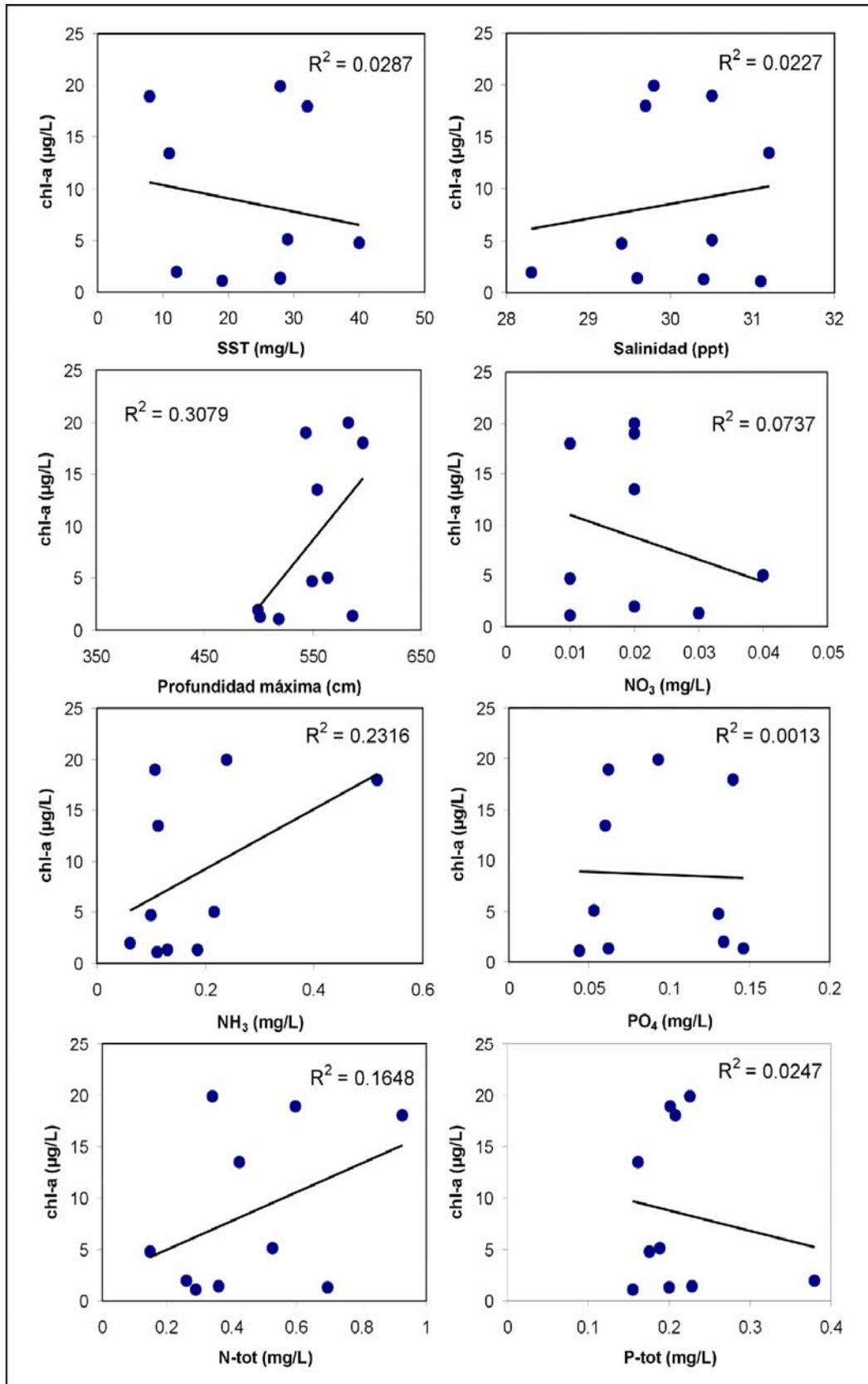


Fig. 9. Relaciones entre producción primaria (medida como clorofila-a) y sólidos, salinidad, nivel de agua y nutrientes en el punto de muestreo 3.

V DISCUSIÓN

Decíamos al inicio de este documento y en reiteradas ocasiones que la clorofila-a, presente en todas las algas fotosintéticas del ambiente marino, es un indicador de amplio uso para medir la biomasa fitoplanctónica en ciencias acuáticas. El contenido de clorofila-a en el fitoplancton marino varía alrededor de 1/40 – 1/60 de la biomasa de carbón total de las algas, pero este cociente cambia en función de la composición de las especies del plancton y del estado fisiológico de las algas. De este modo, aunque es un indicador fiable, las comparaciones de concentración de clorofila-a en espacio y tiempo deben relacionarse con cuidado.

La concentración de los nutrientes es, a menudo el factor limitante del desarrollo de la biomasa del fitoplancton. La relación entre concentración de nutriente en un periodo determinado y la concentración de clorofila-a en la columna de agua en el periodo subsecuente (invierno - verano) no es cerrada debido a que la dinámica bioquímica de los dos parámetros es completamente diferente (Aertebjerg et al., 2001); durante la primavera y el verano la mayor parte de los nutrientes son tomados por las algas y convertidos en biomasa; sin embargo, la biomasa del fitoplancton es procesada continuamente en la red trófica y perdida de la columna de agua en un cierto instante de tiempo.

La combinación de nutrientes produce un máximo teórico de biomasa fitoplanctónica, aunque este nivel puede no ser alcanzado nunca (Livingston, 2001). Ese máximo (bloom) ocurre típicamente durante periodos cortos de tiempo. Los patrones de las fluctuaciones en la clorofila-a pueden indicar condiciones eutróficas si muchos y sucesivos blooms ocurren, pero estos pueden no ser apreciados en los programas de monitoreo debido a la baja resolución de los mismos en el tiempo.

Tabla 2. Resumen del estado trófico de los sistemas acuáticos a partir de la clorofila-a ($\mu\text{g/L}$).

<i>Sistema Acuático</i>	<i>Estado Trófico</i>	<i>Wetzel (2001)</i>	<i>Ryding y Rast (1989)</i>	<i>Smith (1998)</i>
Agua dulce	Eutrófico	3-78	6.7 – 31	9 – 25
	Mesotrófico	3-11	3 – 7.4	3.5 – 9
	Oligotrófico	0.3 – 4.5	0.8 – 3.4	< 3.5
Marino	Eutrófico	-	-	3 – 5
	Mesotrófico	-	-	1 – 3
	Oligotrófico	-	-	< 1

La eutrofización varía de un área a otra no solo por acción atrófica, sino también por causas naturales. Aertebjerg et al. (2001) propone diferentes niveles de eutrofización basados en la producción primaria del fitoplancton (medida como carbono) con lo que es posible evaluar nuestro sistema lagunar. Otros autores a través de numerosos artículos, han sintetizado índices, desde diversos ambientes acuáticos (e.g. Wetzel 2001; Ryding y Rast 1989, Smith 1998) para describir las condiciones que fueron investigadas para reflejar su estado trófico (Tabla 2).

Los valores medios más altos de nitrógeno total y fósforo total se presentaron en el punto numero dos de muestreo, en relación con la descarga de un dren (Juárez) de aguas residuales urbanas, agrícolas e industriales del área entorno a la ciudad de Mochis. Urías (1997) estimó que las descargas diarias hacia la Bahía suponen 641 kg/día de PO_4 y 671 kg/día de NT, que se concentran principalmente en el esterón (punto 2) y en la zona central de la laguna.

Estas importantes descargas deben tener fuertes implicaciones en las respuestas de los productores primarios del ecosistema y en el reciclaje de los nutrientes vía detrítica. Según esto, el sistema lagunar de Bahía de Santa María, en los canales de manglar y basándonos en los rangos propuestos por Smith (1998), más acorde con nuestras unidades de medida ($\mu\text{g/L}$), varía de mesotrófico a eutrófico (1.22-13.21 $\mu\text{g/L}$), la mayor parte del año, y probablemente hipertrófico durante el verano.

Las altas cargas de nitrógeno y fósforo asociadas al agua residual observadas en el punto S-2 deberían confirmar una estrecha relación con las altas concentraciones de chl-a observadas en el mismo punto siguiendo las pautas propuestas por Vollenweider (1968); es decir, debería confirmar una relación entre carga de nutrientes y respuesta del fitoplancton. Sin embargo, no pudo establecerse ninguna relación entre ambas variables. Esto no se debe, posiblemente, a un efecto de la temporal entre descargas y florecimientos algales, puesto que los muestreos fueron realizados en intervalos cortos de tiempo. Quizá la luz surta un efecto limitante más importante sobre el sistema que genere una respuesta irregular del fitoplancton. Otra hipótesis podría plantearse entorno a efectos alelopáticos por los detritos generados por el mangle que dificultan el desarrollo del fitoplancton, como se ha observado con algunos macrófitos en humedales de agua dulce (Mulderij et al. 2006).

En cualquier caso, parece claro que la variación del nivel por acción de las mareas no genera un significativo control de los blooms algales. Aunque tradicionalmente se considera al nitrógeno como nutriente limitante de los humedales de manglar (al menos en el sistema vegetativo; Alongi, 1998), parece existir – aunque de manera débil – una limitación por fósforo, quizá más significativa que la del nitrógeno.

En cualquier caso, la complejidad de los sistemas costeros y el dominio de la vía detrítica en los manglares dificulta o enmascara las pautas de eutrofización y establece una mayor complejidad en la disponibilidad y reciclado de nutrientes tanto espacial como temporalmente (Boto y Wellington, 1984).

La productividad real y potencial de las lagunas costeras ha sido considerada como una de las más altas del mundo, rebasando inclusive, a algunos sistemas terrestres cultivados por el hombre con técnicas modernas (Alongi, 1998; Mitsch y Gosselink, 2000). La condición principal de dicha productividad radica en las altas tasas de reciclaje de nutrientes derivadas de una fuerte actividad metabólica y de una alta actividad de las bacterias heterótrofas para descomponer la alta producción de detritus generado en el humedal.

Evidentemente, la frecuencia de las inundaciones maréales, la salinidad, el potencial redox, el pH y la composición vegetal específica (arbórea, macrófita o fitoplanctónica), son determinantes en las pautas temporales de la productividad. Así, por ejemplo, en este sistema lagunar, si exceptuamos la influencia de las descargas de agua residual en el punto S-2, las mareas generan un comportamiento muy variable de unos nutrientes a otros. Mientras que el nitrógeno parece favorecido (altas concentraciones) por la marea muerta y particularmente con bajamar (probablemente por la falta de flujo y por el lavado de detritus desde el suelo del manglar), el fósforo lo está por la marea viva.

Esto pone de manifiesto como las condiciones hidrodinámicas del sistema generan cambios muy importantes en la disponibilidad de los nutrientes en periodos muy cortos. Urías (1997) apunta sobre la importancia de las descargas de aguas residuales en relación con las mareas y muestra, al igual que nosotros, como las pleamares están generando un arrastre de la contaminación hacia el interior del estero.

Este problema llega a multiplicar por hasta 10 la concentración de fósforo y nitrógeno en el sistema y limita tanto la capacidad de autopurificación del sistema como la capacidad de exportación de detritus hacia otros sistemas costeros fuertemente dependientes.

VI Conclusiones

- 1) Las mareas dominantes durante el estudio fueron diurnas (24 horas) y semidiurnas (12 horas), con una amplitud máxima que varió de 1.27 a 1.79 m.
- 2) El sistema lagunar presenta un régimen de salinidad de polihalino poco variable temporalmente, con un gradiente negativo hacia el interior de la bahía, probablemente condicionado por los aportes de agua dulce procedentes de los drenes.
- 3) En relación con la concentración de nutrientes y clorofila- a, el estado trófico de la bahía de Santa María es mesotrófico-eutrófico, pudiendo llegar a hipertrófico en condiciones extremas.
- 4) La turbidez es elevada y está relacionada principalmente con la concentración de detritus orgánico procedente del manglar y de las descargas de aguas residuales.
- 5) Las condiciones hidrodinámicas del sistema lagunar generan cambios muy importantes en la disponibilidad de los nutrientes en periodos de tiempo muy cortos, así el nitrógeno parece favorecido (altas concentraciones) por la marea muerta el fósforo lo está por la marea viva.
- 6) Las pleamares están generando un arrastre de la contaminación hacia el interior del estero, llegando a multiplicar por hasta 10 la concentración de fósforo y nitrógeno en el sistema y limitando tanto la capacidad de autopurificación del sistema como la capacidad de exportación de detritus hacia otros sistemas costeros fuertemente dependientes.

-
- 7) En general, ni el nitrógeno ni el fósforo fueron limitantes del fitoplancton en el sistema lagunar y principalmente en la bahía, si bien el fósforo mostró algo más de significación. La turbidez del sistema debido al detritus orgánico y a las altas cargas de nutrientes y la compleja interrelación entre inundaciones mareales, salinidad, potencial redox, pH y composición vegetal específica, genera una respuesta muy irregular del fitoplancton que no permite establecer una pauta de eutrofización.

BIBLIOGRAFÍA

AERTEBJERG G.; CARSTENSEN, J.; DAHL, K.; HANSEN J.; NYGAARD K.; RYGG B.; SORENSEN K.; SEVERINSEN G.; CASARTELLI S.; SCHILLER C.; DRUON J. N. 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. European environment Agency Topic report 7/2001 (http://reports.eea.eu.int/Topic_report_2001_7/en/Topic_Repor_7_2001.pdf).

ALONGI, D. M., 1998. Coastal Ecosystem Processes. Editorial CRC PRESS. Florida, Estados Unidos. pp 60.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th Edition), Edited by Lenore S. Clesceri, Arnold E. Greenberg and Andrew D. Eaton. Published by the American Water Works Association and the Water Environment Federation.

ARANDA CIREROL N, 2004, Eutrofización y Calidad del Agua de una Zona Costera Tropical, Tesis de Doctoral, Universidad de Barcelona, España, pp 246.

BOTO, K.G. Y WELLINGTON, J.W. 1984. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest *Estuaries*, 7: 117-128.

CICI-SAIN B, KNECHT RW. Integrated coastal and Ocean Management: Concepts and Practices, Washington, Island Press, 1998, pp 517.

CONLEY, D.J. 1993., Modification of the Biogeochemical Cycle of Silica with Eutrophication, *Marine Ecology Progress Series*, pp 101.

DULCIE M. LINTON, GEORGE F. WARNER, 2003. Biological Indicators in the Caribbean Coastal Zone and their role in Integrated Coastal Management, *Ocean & Coastal Management*, pp. 262-276.

ESCOBEDO URÍAS D.C., 1997. "Hidrológica, Nutrientes e Influencia de las Aguas Residuales en la Laguna Santa María, Sinaloa". Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional, México, pp 87.

FRANCISCO CONTRERAS, BARRY G. WALNER, 2004. Ecosystem Characteristics and Management Considerations for Coastal Wetlands in Mexico, *Hydrobiology* 511: 233-245.

GABI MULDERIJ, ALFONS J. P. SMOLDERS, ELLEN VAN DONK, 2006. Allelopathic effect of the aquatic macrophyte, *Stratiotes aloides*, on natural phytoplankton, *Freshwater Biology*, 51: 554-563.

GESAMP, 1990. The State of the Marine Environment. (IMO/ FAO / UNESCO / WMO / IAEA / UN / UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of the Marine Pollution). Blackwell Scientific Publications Oxford, Melbourne. 146 p.

Goldberg, E.D. 1995. Emerging Problems in the Coastal Zone for the Twenty-First Century, *Marine Pollution Bulletin*, 31 pp.

HANS W. PAERL, 2006. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*, 26: 40-54.

JUSTIC, D. 1991. "A Simple Oxygen Index for Trophic State Description". *Marine Pollution Bulletin*, 224 pp.

KALFF, J., 2003. *Limnology*. Prentice Hall. New Jersey, Estados Unidos.

LIVINGSTON ROBERT J. 2001. "Eutrophication processes (in Coastal Systems), Origin and Succession of Plankton Blooms and Effects on Secondary production in Gulf Coast Estuaries" Edit. CRC Press, Boca Raton, New York, Washington d.c. pp 327.

MILLERO F. J. 1996, Chemical Oceanography, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp 469 .

MITSCH WILLIAM, J. Y GOSELINK JAMES G.,2000. Wetlands. Third edition. John Willey and Sons, pp 920.

PÁEZ OSUNA F., 2001a. La calidad del agua, eutroficación y la camaronicultura. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México.

PÁEZ OSUNA F., 2001b. Eutroficación y Camaronicultura. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp 159-170.

PÁEZ OSUNA F., 2001c. Flujos y Balance de Masas de Nutrientes en Estanques Camaronícolas. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 177-188.

PÁEZ OSUNA F., 2001d. Descarga de Nutrientes Procedentes de la Camaronicultura, Agricultura y las Aguas Municipales en la Zona Costera del Golfo de California. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 193-204.

PÁEZ OSUNA F., 2001e. La Camaronicultura y La Contaminación Costera en México. En: Camaronicultura y Medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 209-218.

PATRIK KRAUFVELIN, SONJA SALOVIUS, HARTVIG CHRISTIE, FRITHJOF E. MOY, ROLF KAREZ AND MORTEN F. PEDERSEN, 2006. Eutrophication-induced changes in benthic algae affect the behaviour and fitness of the marine amphipod *Gammarus locusta*. Aquatic Botany, 84: 199-209.

PHLEGER, F.B Y A. AYALA CASTAÑARES, 1969., Marine Geology of Topolobampo Lagoons, Sinaloa, Mexico, En: Lagunas Costeras, Un Simposio, Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras, UNAM-Unesco pp. 101-136

RODRÍGUEZ ALONSO, R. PÁEZ OSUNA, F. CORTEZ ALTAMIRANO, R. 2000. Trophic Conditions and Stoichiometric Nutrient Balance in Subtropical Waters Influenced by Municipal Sewage Effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California), Marine Pollution Bulletin, pp 339.

RYDING, S. O. Y RAST, W., 1989. The control of eutrofication of lakes and reservoirs. Man and the Biosphere Series, Volume I, UNESCO, Partherion Publicacion Group, Park Ridje, New Jersey, Estados Unidos. pp 314.

SEITZINGER, S.P. AND SANDERS, R.W. 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, pp 159.

SMITH, V. H., 1998. Cultural eutrophication of inland, estuarine and coastal waters. In: pace, M. L y Groffman P. M. (eds.), Successes, limitation d Fonters in ecosystem Science. Springerverlaz, New York, Estados Unidos. pp. 7-49

STRICKLAND, J. AND PARSONS, T. 1972. "A practical handbook of seawater analysis". Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, pp 167.

VALIELA I. 1995, MARINE Ecological Processes, Second edition, Springer Verlag, New York, pp 686.

VOLLENWEIDER, R. A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic cooperation and development, DAS/CSI/68.27, Paris, Francia. pp 192.

VOLLENWIEDER, R. A., MARCHETTI, R. Y VIVIANI, R., 1992. Marine Coastal Eutrophication. Elsevier, The Netherlands. pp 1310.

WETZEL, R. G., 2001. Limnology lake and river ecosystems, 3rd Edition. Academic Press, New York, Estados Unidos. pp 1006.