



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS**



**GRUPOS FUNCIONALES DEL FITOPLANCTON
Y ESTADO TRÓFICO DEL SISTEMA LAGUNAR
TOPOLOBAMPO-OHUIRA-SANTA MARÍA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

PRESENTA:

GERMÁN ARÓN AYALA RODRÍGUEZ

La Paz, B.C.S, Diciembre de 2008.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 19 del mes de Noviembre del 2008 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

“GRUPOS FUNCIONALES DEL FITOPLANCTON Y ESTADO TRÓFICO DEL SISTEMA LAGUNAR TOPOLOBAMPO-OHUIRA-SANTA MARÍA”

Presentada por el alumno:

AYALA
Apellido paterno

RODRÍGUEZ
materno

GERMÁN ARÓN
nombre(s)

Con registro:

B	0	5	1	1	9	2
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron *SU APROBACION DE LA TESIS*, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DRA. AÍDA MARTÍNEZ LÓPEZ

PRESIDENTE

DR. ÁNGEL RAFAEL JIMÉNEZ ILLESCAS

SECRETARIO

DRA. CHRISTINE JOHANNA BAND SCHMIDT

SEGUNDO VOCAL

MC. JOSÉ RICARDO PALOMARES GARCÍA

TERCER VOCAL

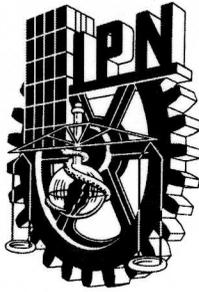
DR. GERARDO VERDUGO DÍAZ

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



IPN
CICIMAR
DIRECCION



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 20 del mes Noviembre del año 2008, el (la) que suscribe GERMÁN ARÓN AYALA RODRÍGUEZ alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS con número de registro B051192 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de: DRA. AÍDA MARTÍNEZ LÓPEZ y cede los derechos del trabajo titulado: "GRUPOS FUNCIONALES DEL FITOPLANCTON Y ESTADO TRÓFICO DEL SISTEMA LAGUNAR TOPOLOBAMPO-OHUIRA-SANTA MARÍA" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: man7003@gmail.com amartin@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BIÓL. GERMÁN ARÓN AYALA RODRÍGUEZ

nombre y firma

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas CICIMAR-IPN por la recepción de un servidor y por las facilidades para hacer uso de sus instalaciones para el desarrollo de mis estudios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para la realización de mis estudios.

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo hacia los proyectos CGPI: 20061157 y 20071127 para el desarrollo y culminación del presente estudio, así como a la beca PIFI derivada de estos proyectos y a la beca tesis para la culminación de los estudios de un servidor.

Al Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología del estado de Sinaloa, por los apoyos brindados hacia una parte de este proyecto.

A la Secretaria de Marina (Estación Oceanográfica Topolobampo) por las facilidades otorgadas para hacer uso de sus instalaciones y el apoyo brindado en algunos muestreos.

A la Dra. Aída Martínez López por el constante esfuerzo, apoyo, amistad y PACIENCIA hacia un servidor para la culminación de este proyecto, sus atinados comentarios, sugerencias y consejos y a la ayuda y conocimiento brindado a lo largo de estos años. GRACIAS.

A los miembros de mi comité revisor, Dra. Christine Band Schmidt, Dr. Gerardo Verdugo Díaz, Dr. Ángel Jiménez Illescas y M. C. Ricardo Palomares García quienes con sus comentarios y observaciones enriquecieron este trabajo.

Al C.P. Humberto Ceseña Amador, por su amistad y la atinada labor en este

tiempo en cuanto a los trámites administrativos a lo largo de mi estadía en este centro.

Al personal del Departamento y Laboratorio de Medio Ambiente CIIDIR-IPN Unidad Sinaloa (M. C. Diana C. Escobedo Urias, M. C. Ana Elsí Ulloa Pérez, M. C. Alan A. Zavala Norzagaray y C. Renato Leal) por su amistad y su excelente labor en campo hacia este proyecto, así como a todas las personas de este mismo centro que contribuyeron en parte para el desarrollo de este proyecto, así como la ayuda brindada durante las estancias de un servidor en la ciudad de Guasave.

Al personal de la biblioteca de CICIMAR-IPN por la disponibilidad y buen trato brindado en las visitas en busca de bibliografía.

A Gabriela, por ser siempre un apoyo constante a lo largo de esta travesía con su amor y compañía durante este proyecto (gracias por siempre estar).

A mis padres por nunca quitar el dedo del renglón y lograr que esto se hiciera realidad debido a su constante amor, cariño y consejos. LOS QUIERO VIEJOS.

A mis hermanos Iván, Marla, Eduardo, Mara, por sus constantes muestras de amor, cariño; apoyo y consejos durante toda la vida a pesar de la distancia.

A ese reciente y pequeñito rayo de luz en mi familia (Marely) por llegar.

A mi familia paceña adoptiva (Tía Mireya, Chapo, Claudia y Oli) por todo el apoyo brindado en mi estancia en esta ciudad, así como su compañía y amistad.

Infinitas gracias a la M. C. Gabriela Galindo Cortes por su excelente ayuda y asesorías en la cuestión logística referente a paquetes estadísticos y de graficas.

A todos los compañeros y amigos que he hecho a lo largo de estos años en el laboratorio, la escuela, el futbol, el basket y la convivencia paceña por la amistad brindada y aminorar un poco la lejanía de la familia, así como la agradable compañía y ayuda desinteresada, es una lista interminable pero creo que ellos saben quienes son. Gracias!!

Por último, a mis amigos de toda la vida con quienes nos hemos trazado metas para lograr ser mejores y mantener algo firme a lo largo de nuestra vida (Aarón, Paco, Tao, Kike y Cochi).

A mis amigos y profesores de la carrera de Biología del Tec Los Mochis por inspirarme a salir adelante.

DEDICATORIA

A Gabriela, por ser esa molécula creadora que me impulsa seguir adelante.

A mis padres, por toda su fortaleza, amor y apoyo constante a lo largo de todos estos años.

A mis hermanos por su espíritu de lucha y su amor.

A mis cuñadas por su cariño y el amor hacia mis hermanos.

A mi abuelita Petra, por siempre estar y al final no poder estar.

A ese pedacito de vida (Marely) que vino a iluminar todo.

ÍNDICE

ÍNDICE	I
LISTA DE FIGURAS	V
LISTA DE TABLAS	VIII
GLOSARIO	IX
RESUMEN	XIV
ABSTRACT.....	XV
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES	3
3. OBJETIVOS.....	8
3.1 General	8
3.1.1. Específicos	8
4. HIPÓTESIS	8
5. JUSTIFICACIÓN	9
6. ÁREA DE ESTUDIO	10
7. MATERIAL y MÉTODOS	12
7.1 Trabajo de campo	12
7.2 Análisis de Laboratorio	15
7.2.1 Determinación de nutrientes y variables relacionadas	15
7.2.2 Determinación de pigmentos	15
7.2.2.1 Espectrofotometría	15
7.2.2.2 Cromatografía Líquida de Alta Resolución (HPLC)	16
7.2.3 Análisis cuantitativo del fitoplancton de botella	17
7.3 Análisis de datos	17

7.3.1 Exploración y tratamiento de datos	17
7.3.2 Estado trófico	18
7.3.3 Determinación de Grupos Funcionales	19
7.3.4 Interacción de los grupos funcionales con las variables ambientales	19
7.3.5 Estimación de las clases algales presentes mediante Taxonomía Química (CHEMTAX)	20
7.3.6 Biomasa zooplanctónica y cuantificación de abundancias de microzooplancton	21
7.4 Coeficiente de atenuación vertical de luz difusa	22
8. RESULTADOS	23
8.1 Variables Meteorológicas	23
8.1.1 Dirección y Rapidez de los vientos dominantes	23
8.2 Variables Físico-Químicas	24
8.2.1 Temperatura	24
8.2.2 Salinidad	25
8.2.3 Transparencia y Coeficiente de Atenuación vertical de Luz Difusa (K_d) ..	26
8.2.4 Oxígeno Disuelto y pH	27
8.2.5 Sólidos Suspendidos Totales	28
8.2.6 Materia Orgánica Particulada	29
8.2.7 Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)	30
8.2.7.1 Componentes del NID	31
8.2.8 Fósforo Reactivo	33
8.2.9 Acido Silícico	33
8.2.10 Proporciones Redfield	34
8.2.10.1 Proporción N:P	34
8.2.10.2 Proporción Si:N	35

8.2.11 Caracterización trófica del sistema	36
8.3 Variables Biológicas	37
8.3.1 Clorofila a	37
8.3.2 Distribución espacio-temporal del fitoplancton	38
8.3.2.1 Fitoplancton Total	38
8.3.2.2 Microfitoplancton	40
8.3.2.3 Nanofitoplancton	42
8.3.3 Distribución vertical de los grupos morfológicos del fitoplancton en la Laguna Topolobampo (Est. 4 y 5)	43
8.3.4 Eventos de Proliferaciones algales nocivas	44
8.3.5 Huellas pigmentarias	46
8.3.5.1 Contribución de los grupos del fitoplancton al total de la clorofila a (CHEMTAX)	46
8.3.5.2 Contribución relativa de los grupos pequeños	51
8.3.5.3 Relación de los pigmentos marcadores con las abundancias de los grupos del fitoplancton	52
8.3.6 Grupos Funcionales	53
8.3.6.1 Laguna Santa María	53
8.3.6.2 Laguna Topolobampo	56
8.3.6.3 Laguna Ohuira	56
8.3.7 Influencia de las variables ambientales sobre el fitoplancton	58
8.3.7.1 Laguna Santa María	58
8.3.7.2 Laguna Topolobampo	60
8.3.7.3 Laguna Ohuira	60
8.3.8 Abundancia y biomasa del zooplancton	61
9. DISCUSIÓN	64
9.1 Variables Físico-Químicas	64
9.1.1 Temperatura	64
9.1.2 Salinidad	66

9.1.3	Transparencia	68
9.1.4	Saturación de Oxígeno Disuelto	69
9.1.5	Sólidos Suspendedos Totales y Materia Orgánica Particulada	70
9.1.6	Nutrientes	70
9.1.6.1	Nitrógeno Inorgánico Disuelto	70
9.1.6.2	Fósforo Reactivo	75
9.1.6.3	Ácido Silícico	75
9.1.6.4	Estado Trófico	77
9.2	Variables Biológicas	79
9.2.1	Fitoplancton	79
9.2.1.1	Nanofitoplancton	79
9.1.2.2	Microfitoplancton	85
9.1.2.2.1	Santa María	87
9.1.2.2.2	Topolobampo	95
9.1.2.2.3	Ohuira	98
9.1.2.3	Zooplancton	101
9.1.2.3.1	Microzooplancton (ciliados y tintínidos)	101
9.1.2.3.2	Biomasa Zooplanctónica	104
10.	CONCLUSIONES	108
11.	RECOMENDACIONES	110
12.	BIBLIOGRAFIA	112

Lista de Figuras

Figura 1.	Precipitación pluvial (promedio mensual) durante los años 2002-2005 en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María (Datos proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (CNA, 2006)) El área sombreada representa los meses cálidos	11
Figura 2.	Localización de los sitios de muestreo en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María	13
Figura 3.	Tubo muestreador segmentado compuesto por tramos acoplados (y desmontables), con llaves de paso que permiten obtener una muestra integrada de la columna de agua (0-1, 0-3, 3-8 m) (descrito por Sutherland, 1992 y modificado por Orellana <i>et al.</i> , 1999)	14
Figura 4.	Variación diaria de la dirección y rapidez ($m \cdot s^{-1}$) de los vientos en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Los datos presentados son promedios móviles de orden 5. El área sombreada representa los meses cálidos. Datos proporcionados por la Secretaria de Marina, Estación Oceanográfica de Topolobampo, Sin.	23
Figura 5.	Distribución espacio-temporal de valores de temperatura ($^{\circ}C$) y salinidad (ups) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.....	24
Figura 6.	Distribución espacio-temporal de valores de transparencia (disco de Secchi, m) y coeficiente de atenuación vertical de luz difusa (K_d , m^{-1}) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos	26
Figura 7.	Distribución espacio-temporal de valores de oxígeno disuelto ($mg \cdot l^{-1}$) y potencial de hidrogeno (pH) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.....	27
Figura 8.	Distribución espacio-temporal de sólidos suspendidos totales ($mg \cdot l^{-1}$) y materia orgánica particulada ($mg \cdot l^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos	29
Figura 9.	Distribución espacio-temporal de nitrógeno inorgánico disuelto μM ($NO_3+NO_2+NH_4$) para las lagunas de Santa María (a), Topolobampo (b) y Ohuira (c) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos.....	30
Figura 10.	Distribución espacio-temporal de las formas del Nitrógeno (NH_4 , NO_2 y NO_3 μM); para las lagunas de Santa María (a, b y c), Topolobampo (d, e y f) y Ohuira (g y h), durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006.	32

El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos

Figura 11.	Distribución espacio-temporal de fósforo reactivo (PO_4) μM y ácido silícico μM (SiO_3) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos	33
Figura 12.	Distribución espacio-temporal de la proporción N:P en las estaciones del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. La línea punteada indica la proporción ideal de Redfield	35
Figura 13.	Distribución espacio-temporal de la proporción Si:N en las estaciones del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Note la escala logarítmica. La línea punteada indica la proporción ideal de Redfield	36
Figura 14.	Distribución espacio-temporal de valores del índice trófico TRIX en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006	36
Figura 15.	Distribución espacio-temporal de clorofila <i>a</i> ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) para las lagunas de Santa María (a), Topolobampo (b) y Ohuira (c) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.....	38
Figura 16.	Distribución espacio-temporal de abundancia total de fitoplancton ($1\cdot 10^6 \text{ cél}\cdot\text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a), Topolobampo (b) y Ohuira (c) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. Note el corte y cambio de escala en el recuadro C. ND = ausencia de datos	39
Figura 17.	Distribución espacio-temporal de abundancia de microfitoplancton (dinoflagelados, cianobacterias, silicoflagelados y diatomeas planctónicas y no planctónicas, $\text{cél}\cdot\text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a-c), Topolobampo (d-f) y Ohuira (g y h) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. Note la diferencia en escala en el recuadro h. ND = ausencia de datos ...	41
Figura 18.	Distribución espacio-temporal de abundancia del nanofitoplancton (diatomeas, dinoflagelados y fitoflagelados, $\text{cél}\cdot\text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a-c), Topolobampo (d-f) y Ohuira (g y h) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos	43
Figura 19.	Proliferaciones algales nocivas registradas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María por los grupos del fitoplancton durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos	45
Figura 20.	Contribución total de los grupos del fitoplancton estimada por sus pigmentos en la clorofila <i>a</i> ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) utilizando taxonomía química (CHEMTAX), en el sistema lagunar Santa María (a, b y c), Topolobampo	47

(d, e y f) y Ohuira (g y h) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos

Figura 21.	Contribución porcentual de los grupos dominantes (diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias) y la suma de los grupos pequeños (otros grupos) en; a) Santa María (E-2), B) Topolobampo (E-6) y c) Ohuira (E-8) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. ND = ausencia de datos	50
Figura 22.	Contribución en porcentaje relativo de los grupos pequeños encontrados en el sistema lagunar Santa María (E-1, E2 y E3), Topolobampo (E4, E5 y E6) y Ohuira (E-7 y E-8) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos	52
Figura 23.	Regresión lineal entre los pigmentos marcadores de los grupos dominantes, diatomeas vs fucoxantina (a, d y g); dinoflagelados vs peridina (b, e y h) y las cianobacterias vs zeaxantina (c, f y i) en las lagunas del sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006.....	53
Figura 24.	Análisis de ordenación de Bray-Curtis mostrando los grupos funcionales encontrados en la laguna Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Grupos 1, 2, 3 y 4	54
Figura 25.	Análisis de ordenación de Bray-Curtis mostrando los grupos funcionales encontrados en la laguna Topolobampo durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Grupos 1, 2, 3 y 4	55
Figura 26.	Análisis de ordenación de Bray-Curtis mostrando los grupos funcionales encontrados en la laguna Ohuira durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Grupos 1, 2, 3 y 4	57
Figura 27.	Análisis de Correspondencia Canónica (ACC, ejes 1 y 2) de los grupos funcionales del fitoplancton (Grupos 1, 2, 3 y 4) para la laguna Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006	58
Figura 28.	Análisis de Correspondencia Canónica (ACC, ejes 1 y 2) de los grupos funcionales del fitoplancton (Grupos 1,2,3 y 4) para la laguna Topolobampo durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006	59
Figura 29.	Análisis de Correspondencia Canónica (ACC, ejes 1 y 2) de los grupos funcionales del fitoplancton (Grupos 1, 2, 3 y 4) para la laguna Ohuira durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006	61
Figura 30.	Abundancia de los organismos del microzooplancton (ciliados y tintínidos, $\text{org}\cdot\text{l}^{-1} \cdot 10^3$, en barras) y biomasa de macrozooplancton estandarizada a $\text{ml}\cdot 1000 \text{ m}^{-3} (* 10^2$, en líneas) en el sistema lagunar Santa María (a, b y c) Topolobampo (d, e y f) y Ohuira (g y h) durante el periodo Noviembre 2004-Febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. Nótese el cambio de escala en E-1 en abundancias de microzooplancton. ND = ausencia de datos	62

Lista de Tablas

Tabla 1.	Coordenadas de las estaciones de muestreo en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María	12
Tabla 2.	Índice del estado trófico, TRIX, y calidad del agua, de acuerdo a la legislación italiana en la evaluación del estado del agua de mar (Penna <i>et al.</i> , 2004)	19
Tabla 3.	Matriz de cocientes de pigmentos usada en el presente estudio tomada de Lewitus <i>et al.</i> (2005) y Schlüter <i>et al.</i> (2000). Abreviaciones de pigmentos: Per=peridinina, Fuco=fucoxantina, Alox=aloxantina, Viola=violaxantina, Zea=zeaxantina, β -Car= beta-caroteno, 19'-HF= 19'-hexanoyloxyfucoxantina, Diad=diadinoxantina, Cl <i>b</i> =clorofila <i>b</i> , Cl <i>c</i> =clorofila <i>c</i> y Cl <i>a</i> =clorofila <i>a</i>	20
Tabla 4.	Valores máximos, mínimos y promedios para las variables físico-químicas, el índice TRIX, razones de Redfield y clorofila <i>a</i> , registrados en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2002-febrero 2006	25
Tabla 5.	Porcentaje total de las formas nitrogenadas (amonio (NH ₄), nitratos (NO ₃) y nitritos (NO ₂)) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006 en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María	31
Tabla 6.	Valores de significancia obtenidos para los grupos morfológicos en los segmentos verticales de 0-3 y 3-8 m en la Laguna Topolobampo en el periodo de noviembre 2004-febrero 2006.* Valores de P significativos al 95% de confianza ($p < 0.05$).....	44
Tabla 7.	Abundancias de los taxa reportados formando Proliferaciones algales nocivas en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006	46
Tabla 8.	Contribución en porcentaje de los grupos del fitoplancton en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo analizado ...	48
Tabla 9.	Intervalo de valores y valor promedio para las variables: nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo reactivo (PO ₄) y ácido silícico (SiO ₃) para sistemas costeros de Sinaloa y de otras regiones geográficas. Valores promedio entre paréntesis	73

GLOSARIO

Antropogénico.- de origen humano o derivado de la actividad del hombre.

Autotrofia.- la capacidad de producir compuestos orgánicos de compuestos inorgánicos (*p. ej.* fijación de carbono) usando la energía luminosa (fotoautótrofos) o la energía química (quimioautótrofos).

Carotenoides.- pigmentos de color amarillo a naranja encontrados en todas las células fotosintéticas. Solubles en alcohol. Contienen un sistema de dobles enlaces conjugados del tipo polieno. Pueden ser hidrocarburos (carotenos) o hidrocarburos oxigenados (carotenoles o xantofilas) de 40 cadenas de carbono construidas de subunidades de isopreno. Los carotenoides están situados en las lamelas de los cloroplastos cerca de la clorofila. Se conocen alrededor de 600 carotenoides en la naturaleza. Involucrados en captación de luz y fotoprotección durante excesiva luz. .

CHEMTAX (Chemical Taxonomy).- programa informático que trabaja a partir de cocientes pigmentarios y la concentración de pigmentos de los grupos del fitoplancton estimados por HPLC, el cual mediante algoritmos matemáticos determina la contribución de cada grupo algal al total de clorofila a presente.

Clorofila.- pigmento común de todos los organismos fotosintéticos, constituyen alrededor del 4% de masa seca del cloroplasto y son solubles en alcohol y absorbe todas las longitudes de onda de la luz visible excepto el verde, el cual es reflejado y percibido por nuestros ojos. Están compuestos de una “cabeza” de porfirina y una cadena de fitol larga. El núcleo polar de porfirina (parte soluble) esta compuesto de un anillo tetrapirrol y un átomo de magnesio ($C_{20}H_{39}OH$).

Coefficiente de atenuación de luz difusa.- es la disminución exponencial de la irradiancia ambiental con la profundidad en la columna de agua, la cual comprende fotones hundiéndose en la columna de agua (campo luminoso) y

depende de la estructura direccional del campo luminoso ambiental. En ambientes de mezcla vertical dependen débilmente de la profundidad, pero sin embargo pueden servir como descriptores de cuerpos de agua. Se dice que estos coeficientes están fuertemente relacionados con la concentración de clorofila fitoplanctónica, por lo tanto comprenden una conexión entre la biología y la óptica.

Diatomeas.- grupo de algas microscópicas abundante en casi todos los sistemas acuáticos. Están caracterizadas por un amplio número de formas, pero son reconocidas por sus paredes celulares silíceas (opalinas), compuestas de 2 valvas, que juntas forman una frústula. El tamaño, la forma y la ornamentación de las paredes celulares de las diatomeas son caracteres diagnósticos para su identificación taxonómica.

Dinoflagelados.- son microorganismos unicelulares eucarióticos. Protistas de vida libre, con movimientos en espiral y 2 flagelos dimórficos. Poseen un núcleo grande con cromosomas condensados, mitocondrias y cuerpos de golgi. Bioquímicamente, las especies fotosintéticas tienen clorofila a y c, y pigmentos captadores de luz como peridinina, fucoxantina y xantofilas. Tienen reproducción asexual vía fisión binaria y algunas especies se reproducen sexualmente y forman quistes de reposo. Su nutrición puede ser autótrofa, heterótrofa y mixotrófica.

Eutrofización.- proceso natural o inducido por el hombre, el cual comprende la adición excesiva de nutrientes como fuentes orgánicas e inorgánicas de nitrógeno y fósforo, los cuales promueven la producción excesiva de materia orgánica provocando efectos desfavorables en los sistemas, en sus componentes animales y vegetales.

Ficobiliproteínas.- son tetrapirroles lineales estructuralmente parecidos a la clorofila, pero no tienen el fitol lateral en la cadena y el magnesio. Los cromatóforos de las ficobilinas están covalentemente ligados a los polipéptidos para formar ficobiliproteínas solubles en agua. Están relacionados con la captación de luz y se encuentran en rodofitas, criptofitas y cianobacterias.

Debido a que no son solubles en alcohol, no se pueden extraer con solventes orgánicos y a diferencia de las clorofilas y carotenos, no pueden ser detectadas en análisis de HPLC.

Fitoflagelados.- organismos cuyo medio de locomoción se da por medio de flagelos, pueden ser algas o protozoarios. Cuenta con representantes fotosintéticos y no fotosintéticos. De los grupos más importantes se tiene a dinoflagelados, haptofitas, crisófitas, criptofitas, prasinofitas, rafidofitas, euglenofitas y clorofitas volvocaceas.

Fitoplancton.- comprende a la mayoría de algas microscópicas autótrofas que habitan las aguas superficiales del océano, estuarios, lagos y estanques. Muchos son móviles, otros llevan a cabo migraciones verticales diurnas. Algunas formas no móviles regulan su flotabilidad. Sin embargo, sus capacidades de locomoción son limitadas y ellos son transportados a grandes distancias por movimientos verticales y horizontales en el agua (advección). El fitoplancton está compuesto de una gran variedad de algas, las diatomeas (clase Bacillariophyceae) y los dinoflagelados (clase Dinophyceae) son conspicuos en ambientes marinos, de agua dulce y estuarinos. Los Cocolitofóridos (clase Haptophyceae) son también productores primarios importantes en algunas áreas marinas, pero no se presentan en aguas dulces. El fitoplancton de agua dulce contiene algas de otras clases que no están presentes o son raras en ambientes oceánicos. Estos incluyen a las clorofitas (clase Chlorophyceae), las euglenofitas (clase Euglenophyceae), y miembros de la clase Prasinophyceae.

Fósforo.- nutriente mineral contenido principalmente en forma de fosfato, presente en forma disuelto, en las rocas. Es componente estructural de membranas celulares, coenzimas, ADN, ARN y ATP.

Grupos Funcionales.- asociaciones fitoplanctónicas de especies sin afinidad filogenética que van a estar respondiendo a patrones recurrentes o similares en la columna de agua, debido a que comparten caracteres de tipo morfológico o fisiológico.

HPLC.- Cromatografía Líquida de Alta Resolución; usada comúnmente para la separación, identificación, purificación y cuantificación de compuestos químicos.

Microfitoplancton.- organismos del fitoplancton en un rango de tamaño de 20 - 200 μm , usualmente dominado por diatomeas y dinoflagelados, aunque algunos fitoflagelados alcanzan más de 20 μm .

Mixótrofos.- es la capacidad de un organismo de presentar hábitos autótrofos o heterótrofos al mismo tiempo. Cuando un organismo puede sobrevivir en el agua como un autotrofo quimiolítico, y al mismo tiempo es capaz de ingerir y digerir compuestos orgánicos es llamado mixótrofo. Los microorganismos infecciosos componen un grupo pequeño de mixótrofos. El fenómeno de mixotrofia fue descubierto en ciliados y flagelados, pero después se observó que es algo muy común debido al avance en metodologías. La mixotrofia se presenta principalmente entre crisófitas planctónicas, primnesiofitas, criptofias, dinoflagelados, ciliados y sarcodinos.

Nanofitoplancton.- organismos planctónicos en un rango de tamaño de 2-20 μm , la mayoría de representantes comprenden a las distintas clases de fitoflagelados y algunos dinoflagelados desnudos.

Nitrógeno.- nutriente esencial biológicamente importante, el cual existe principalmente en estado natural en forma de gas dinitrógeno (N_2), sus formas inorgánicas principales son nitratos, nitritos, amonio y ácido nítrico, y una de las principales formas orgánicas es la urea. Es componente estructural importante de biomoléculas como proteínas, péptidos y enzimas.

Proliferaciones algales nocivas.- son debidas a proliferaciones de un heterogéneo grupo de microorganismos planctónicos o bentónicos pigmentados (microalgas, ciliados, cianobacterias) que pueden alcanzar concentraciones del orden de $10^6 \text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$ o incluso la presencia de pocas células puede llevar a efectos nocivos dependiendo del nivel de peligrosidad de sus

toxinas. Sus efectos adversos pueden afectar a la salud humana, las explotaciones de acuicultura y turísticas de zonas costeras y las poblaciones naturales de organismos marinos.

Pigmento.- presentes en todos los organismos fotosintéticos, compuestos principalmente de proteínas y funcionan como agentes captadores de luz para la fotosíntesis y fotoprotección. Se dividen en clorofilas, carotenoides y ficobiliproteínas. Se han usado como biomarcadores debido a su especificidad taxonómica aunque en la actualidad se ha descubierto una amplia gama de pigmentos en los distintos grupos del fitoplancton y eso contraviene la utilidad de ser biomarcadores. Con el uso de herramientas modernas como la técnica HPLC se han hecho estimaciones de la composición de la comunidad fitoplanctónica como una alternativa a los largos y difíciles conteos de microscopio.

Razón de Redfield: Es la proporción elemental del nitrógeno, fósforo y carbono del plancton marino. Esta proporción es similar a la del océano profundo (con ligeras variaciones) y son interdependientes. La proporción o razón de Redfield indica que por cada 106 átomos de carbono presentes en un organismo planctónico, existen a su vez 16 de nitrógeno y 1 de fósforo.

RESUMEN

Con el propósito de determinar el estado trófico actual del sistema lagunar Santa María-Topolobampo-Ohuira y las condiciones que están influenciando la dinámica del fitoplancton en este sistema, se llevaron a cabo muestreos mensuales de variables físico-químicas y fitoplancton durante noviembre de 2004 a febrero de 2006. El estado trófico actual del sistema se definió por medio del índice trófico TRIX, la relación de los grupos funcionales del fitoplancton con las condiciones físico-químicas se realizó mediante un análisis multivariado, y se determinó la participación de los organismos del nanofitoplancton ($< 20 \mu\text{m}$) en la comunidad fitoplanctónica mediante el análisis de taxonomía química (CHEMTAX). Los resultados de este estudio revelan diferentes respuestas para cada laguna del sistema, donde el estado trófico y los grupos fitoplanctónicos aparentemente estuvieron determinados por las características hidrodinámicas de cada laguna. El sistema en general presentó una limitación permanente por nitrógeno, lo que favoreció la dominancia del nanofitoplancton, el cual tuvo una alta contribución de los grupos: criptofitas, clorofitas, haptofitas, prasinofitas, rafidofitas y euglenofitas identificados mediante el análisis CHEMTAX. La laguna Santa María mostró los valores más altos de eutrofización, seguido de Ohuira y Topolobampo. Mediante un análisis multivariado se determinó que en Santa María los nutrientes derivados de los fertilizantes agrícolas aplicados en el periodo otoño-invierno, determinan que esta laguna presente el nivel trófico más alto y este a su vez favorecen la presencia de Proliferaciones Algales Nocivas (PANs) de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, además de un número grande de especies de diatomeas y dinoflagelados ($< 20 \mu\text{m}$) con estrategias fisiológicas para explotar ambientes enriquecidos. En Ohuira, no obstante que se registró un estado trófico más bajo, los altos tiempos de residencia del agua aparentemente favorecen el desarrollo de un mayor número de PANs de cianobacterias y dinoflagelados. En esta laguna es notable la participación de cianobacterias que pueden fijar nitrógeno, lo que resulta ventajoso en ambientes limitados por nitrógeno al ser este grupo más competitivo que el resto de la comunidad. Un menor grado de afectación se observó en la laguna Topolobampo, la cual presenta los menores tiempos de residencia del agua y el menor grado de eutrofización (menor valor de TRIX y menor ocurrencia de eventos PANs) de las tres lagunas del sistema, lo que refleja una menor relación con las actividades antropogénicas y una mayor respuesta a la dinámica regional estacional. Las diferencias observadas entre las tres lagunas dan evidencia de la complejidad de la dinámica del fitoplancton en estos ambientes costeros eutrofizados y de la dificultad que esto conlleva para establecer criterios generales de manejo y/o remediación.

Palabras clave: estado trófico, grupos funcionales, descargas, nutrientes, nanofitoplancton, PANs, tiempos de residencia, hidrodinámica, eutrofización.

ABSTRACT

Monthly surveys, from November 2004 to February 2006, were conducted at the Santa Maria-Topolobampo-Ohuira coastal lagoon system with the objective to determine the trophic state of and factors that influence phytoplankton dynamics of this system. The trophic state was estimated by the trophic index TRIX. Additionally, the relationships of phytoplankton functional groups with physical-chemical variables were analyzed through multivariate analysis. The Nannophytoplankton (< 20 μm) contribution was evaluated by chemical taxonomy analysis (CHEMTAX). The results of this study reveal distinctive responses in each lagoon. Trophic state and phytoplankton dynamic apparently were determined by differences in hydrodynamic characteristics. In general phytoplankton community was regulated by nitrogen in the entire lagoon system and because of this nannophytoplankton was dominant, with high contribution of nanoflagellates from algal classes cryptophytes, chlorophytes, haptophytes, prasinophytes, raphidophytes and euglenophytes. Santa Maria lagoon showed the highest eutrophication state followed by Ohuira and then Topolobampo. Multivariate analysis indicated that in Santa Maria, fertilizer nutrient runoff from the fall/winter agriculture cycle influenced the occurrence of Harmful Algae Blooms (HABs) of the diatom *Pseudo-nitzschia* and a high number of small dinoflagellates and diatoms species with strategies to exploit enriched environments. While in Ohuira, though it presented a lower trophic state; higher water residence times apparently favored the occurrence of a large number of HABs of dinoflagellates and cyanobacteria which had a competitive advantage due to nitrogen fixing capabilities. Topolobampo lagoon with the lowest water residence time and eutrophication (lowest HABs incidence) reflects a low relation with anthropogenic activities and a greater response to seasonal, dynamic regimes. Differences observed between these three lagoons give evidence to the complexity of phytoplankton dynamics in these coastal eutrophic environments and the implicit difficulty to establish general criteria of management and/or remediation.

Keywords: trophic state, functional groups, nutrients, nannophytoplakton, runoff, HABs, residence time, hydrodynamic, eutrophication.

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento excesivo de los grandes núcleos de población alrededor de la zona costera, se ha venido dando desde principios del siglo XX. Para inicios de los años noventa, más de la mitad de la población mundial vivía dentro de los 60 km adyacentes a la línea costera y casi la mitad de las poblaciones del mundo con cerca de un millón de habitantes o más, residía cerca de áreas costeras o bocas de ríos (Cohen, 1997; UNEP, 2007). El crecimiento de la agricultura tecnificada, que busca la optimización en los procesos de producción de alimentos para abastecer la demanda de alimentos, ha sido uno de los principales problemas para este tipo de ecosistemas. En la fertilización de estas zonas agrícolas se usan grandes cantidades de productos nitrogenados y fosforados, que son aplicados con una baja eficiencia, esto provoca que un gran porcentaje de los fertilizantes, sean desaprovechados y sean conducidos hacia los sistemas costeros, a través de vías subterráneas, atmosféricas y en gran parte, en las escorrentías producto de la irrigación (Beman, 2005; Glibert, 2006).

Aunado a esto, el vertimiento de otros tipos de aguas residuales de diversas actividades antropogénicas (domésticas, industriales y acuaculturales), han desencadenado una gran cantidad de alteraciones que se conjugan en estos sistemas ejerciendo una intensa presión sobre ellos, lo que trae por consecuencia, modificaciones a nivel físico, químico y biológico (Cloern, 2001). En conjunto, todas estos desbalances reciben el nombre de eutrofización. Este proceso puede ser definido como el incremento en los niveles de materia orgánica ante el sobrenriquecimiento de nutrientes, que provoca una serie de efectos adversos sobre los sistemas costeros principalmente (Nixon, 1998; OSPAR, 1998; Cloern, 2001).

Una vez que se desencadena el proceso de eutrofización, el desbalance en las razones de nutrientes es uno de los rasgos más distintivos. Este hecho es de fundamental importancia, ya que el incremento en los nutrientes y el cambio

en sus proporciones, creará finalmente un cambio en la ecología del fitoplancton y la composición de los grupos dominantes alterando en consecuencia, la cadena trófica (Harris, 1986; Sommer, 1994; Turner *et al.*, 1998). En algunos sistemas marinos, la limitación de nitrógeno caracteriza a grandes zonas oceánicas, aguas costeras y estuarinas (Justic *et al.*, 1995; Paerl, 1997; Philippart *et al.*, 2000). De igual forma, otros nutrientes juegan un papel fundamental en la limitación de algunos grupos, como es el caso del Silicio (Si) para las diatomeas (Davidson y Gurney, 1999). Una declinación de los cocientes Si:P, está acompañada por el incremento de proliferaciones del fitoplancton, además de evidenciar un reemplazo de las diatomeas como grupo dominante en la biomasa (Smayda, 1990) por flagelados de menor talla y por ende un cambio en la estructura del zooplancton que lo consume favoreciendo el componente microzooplanctónico.

Otro aspecto importante del proceso de eutrofización es su posible relación con el incremento en abundancia y frecuencia de las proliferaciones algales nocivas a nivel mundial (Paerl, 1997; Anderson *et al.*, 2002). Esto ha sido documentado para muchas especies o combinaciones de especies pertenecientes a diversos grupos como dinoflagelados, cianobacterias, diatomeas entre otros, que pueden causar proliferaciones potencialmente nocivas o tóxicas, causando efectos dañinos sobre las poblaciones de peces, bivalvos e incluso el hombre. Observaciones a nivel global de la ocurrencia de proliferaciones de especies no pertenecientes al grupo de las diatomeas en sistemas impactados no coincidentes con los patrones tradicionales descritos de dominancia de diatomeas en invierno-primavera, pasando a una comunidad de verano-otoño dominada por dinoflagelados, contraviene las primeras propuestas sobre la dinámica del fitoplancton realizadas a nivel de grupos filogenéticos (Cushing, 1959; Margalef, 1978) ya que, resultados de estudios en torno a la dinámica del fitoplancton, han encontrado que las asociaciones del fitoplancton compuestas de especies sin afinidad filogenética responden a condiciones recurrentes o similares de la columna de agua, debido a que presentan

características morfológicas y fisiológicas similares. Diversos autores han empleado distinta terminología para nombrar estas asociaciones, como “grupos funcionales”, “formas de vida” o “estrategias de vida” (Reynolds, 1988; Gitay y Noble, 1997; Smayda y Reynolds, 2001, 2003; Reynolds *et al.*, 2002; Vila y Masó, 2005), basada todas estas en esquemas propuestos para vegetación terrestre (Grime, 1977).

Bajo la hipótesis planteada, de que la estructura de la comunidad fitoplanctónica en un sistema costero, va a verse modificada por el desarrollo de las condiciones eutróficas derivadas de actividades antropogénicas, el presente trabajo se abocará a definir el estado trófico actual de las lagunas estudiadas y las asociaciones (de diverso origen filogenético, morfológico y fisiológico) fitoplanctónicas prevalecientes en el sistema lagunar. Así como a establecer si su variabilidad espacio-temporal está relacionada con las descargas de aguas residuales que reciben estos sistemas.

2. ANTECEDENTES

Las primeras investigaciones sobre fitoplancton en el Golfo de California se llevaron a cabo a inicios del siglo XX, siendo la institución SCRIPPS, la primera en realizar descripciones del fitoplancton y en reportar concentraciones de células por litro para una amplia red de estaciones (Cupp y Allen, 1938). Posteriormente el IPN realizó un estudio donde enumeró una cantidad de especies reportadas como nuevos registros para esta área principalmente de dinoflagelados provenientes de las zonas cálidas ecuatoriales (Osorio-Tafall, 1942). Gilbert y Allen (1943) y Round (1967), encuentran que las regiones central y norte son las más productivas del Golfo de California en lo que a poblaciones fitoplanctónicas se refiere. Klement en 1964, llevó a cabo un estudio frente a las costas de San Blas, Nayarit, hasta la región norte del Golfo de California, donde observó que los números y abundancias de las especies de *Protoperdinium*, disminuían conforme se internaba en el Golfo, mientras que, las

poblaciones de *Ceratium* mostraban un incremento. La flora predominante era de tropical a subtropical, sin poblaciones endémicas y la diversidad de las especies del fitoplancton fue mayor en la región sur del Golfo. Brinton *et al.* (1986), establecieron que los cambios en la composición y abundancia de las especies fitoplanctónicas están estrechamente relacionadas con los cambios estacionales e interanuales en la circulación y el clima del Golfo.

A la fecha, los sistemas lagunares del norte de Sinaloa cuentan relativamente con pocos antecedentes sobre la dinámica general del sistema (Páez-Osuna *et al.*, 1991; Hernández-Real y Escobedo-Urías, 1996). Los aportes agrícolas, pluviales y las descargas residuales municipales son factores generadores de una producción primaria elevada debido al aporte continuo de nutrientes a lo largo del año, especialmente durante septiembre y octubre (Hernández-Real y Escobedo-Urías, 1996; de Silva-Dávila *et al.*, 2006).

Respecto a la identificación y determinación de especies potencialmente tóxicas, existen pocos trabajos realizados en Sinaloa, destacando los elaborados por Cortés y Agraz (1994), quienes registraron la presencia de una proliferación del dinoflagelado *Prorocentrum minimum* en cultivos de camarón en granjas cercanas a la bahía de Mazatlán, asociándolo al debilitamiento del camarón aunado a la presencia enfermedades que afectan a este. Cortés-Altamirano *et al.* (1996), reportaron una gran influencia de las lagunas sobre el litoral adyacente, identificando que el aumento de la eutrofización de las costas de Sinaloa se debe al aporte de aguas residuales de zonas urbanas turísticas y aquellas provenientes de granjas acuícolas, favoreciendo el desarrollo de proliferaciones algales nocivas. Estudios a lo largo de 20 años en la Bahía de Mazatlán, demostraron que la frecuencia de las proliferaciones algales nocivas presentan un patrón de incremento en el tiempo, donde el 60% de éstas proliferaciones se han dado durante la última década debido a una creciente presión antropogénica (Cortés-Altamirano *et al.*, 1999). Alonso-Rodríguez *et al.* (2000), determinaron el impacto de las descargas antropogénicas sobre cambios

en el nivel trófico y en la estructura de la comunidad fitoplanctónica en esta misma bahía, concluyendo que ésta se encontraba en estado eutrófico debido a la descarga de aguas residuales urbanas.

En la línea costera del norte de Sinaloa también se han realizado estudios sobre las variaciones en la composición y distribución de las poblaciones fitoplanctónicas en relación con los aportes antropogénicos. Martínez-López *et al.*, (2001) documentaron la primera aparición de una proliferación algal del dinoflagelado *Prorocentrum minimum*, asociado con la mortandad de algunas especies de peces. Magaña-Álvarez (2004) realizó un estudio en la Laguna de Macapule, Guasave, Sin., relacionado con el aporte de aguas residuales, a través de determinaciones de nutrientes en estaciones de la laguna y aplicando dos índices para caracterizar el estado trófico del sistema; el de Carlson (1977) y el de Ignatiades *et al.* (1992). Este autor obtuvo diferencias en la caracterización trófica de la laguna con los dos índices utilizados y puntualiza, que estos índices no reflejan todas las variables de causa-efecto. Además señala que este tipo de índices representan solamente un enfoque univariado que no toma en cuenta los factores de respuesta necesarios para hacer una buena caracterización de estos sistemas. Por lo tanto, concluye que estos índices no son adecuados para estudiar este tipo de sistemas someros en la actualidad. Ulloa-Pérez (2005), llevó a cabo el análisis de seis campañas de muestreo en el litoral del Municipio de Guasave, Sin., donde describió una dominancia marcada por el nanofitoplancton, seguido por las diatomeas con algunas proliferaciones reportadas. Las más relevantes por su abundancia ocurrieron en la temporada de invierno y a principios de la primavera, causada por diatomeas y la desarrollada en primavera que fue ocasionada por dinoflagelados menores de 20 µm. Asimismo, se encontró un patrón de zonación descrito para los grupos del fitoplancton donde los grupos potencialmente nocivos o tóxicos se presentaron dentro de la zona de influencia de las aguas de la laguna de Navachiste. Martínez-López *et al.* (2006), encontraron en la laguna Navachiste proliferaciones de la rafidofita *Chattonella*

subsalsa con concentraciones máximas de 960 000 cél/l⁻¹ asociadas con temperaturas altas y concentraciones adecuadas de nutrientes atribuidas a la presión en el sistema por parte de las descargas de aguas residuales de origen agrícola, urbano y acuacultural.

Por su parte Poot-Delgado (2006), analizó un ciclo anual en 2 estaciones de la laguna Macapule durante el 2004 al 2005, encontrando como grupos dominantes a los nanoflagelados, diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias, respectivamente. Sin embargo, una estación presentó un estado mayor de carga de nutrientes, coincidente con un mayor número de taxa y abundancias mayores de dinoflagelados y cianobacterias, reportados como potencialmente nocivos o tóxicos. Martínez-López *et al.* (2007) llevaron a cabo un estudio en el sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule donde determinaron que los efectos combinados de la precipitación pluvial, las descargas agrícolas y urbanas, son los factores clave que determinan las proliferaciones algales nocivas de dinoflagelados y cianobacterias en esta área y que especies pequeñas de diatomeas como *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia longissima*, *Skeletonema costatum* y flagelados del nanofitoplancton tienden a dominar la comunidad fitoplanctónica cuando se presenta una limitación por Nitrógeno. Martínez-López *et al.* (2008) registraron proliferaciones del dinoflagelado *Prorocentrum minimum* en el litoral de la costa de Guasave, donde sugieren que estas proliferaciones se deben a un aumento en la temperatura del agua, nitratos disponibles de la temporada de surgencias, un patrón de vientos debilitado y amonio exportado desde el interior de la laguna Macapule, también se registraron quistes de esta especie, cuyo mecanismo de transporte a la zona iluminada de la columna de agua fueron las surgencias, lo que favoreció la proliferación.

El primer estudio de que se tiene conocimiento referente a las poblaciones fitoplanctónicas realizado en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María, fue el realizado por Gilmartin y Revelante (1978), en la Laguna Ohuira (Bahía Ohuira). Este trabajo determinó que la Laguna Ohuira era

una de las zonas más productivas del lado del macizo oriental del Golfo de California, en cuanto a producción de materia orgánica se refiere. Además, puntualizó al nanofitoplancton (organismos menores de 20 μm) como grupo dominante, que aportaba, aproximadamente el 74 % de la concentración total de clorofila *a*. Posteriormente, personal de la Armada de México de la Estación Oceanográfica de Topolobampo, Sin., se abocó al estudio cualitativo del microfitoplancton del sistema. De estos estudios se definió a las diatomeas como grupo dominante seguido de dinoflagelados y cianobacterias (Meráz del Ángel, 1997; Meráz del Ángel y Espinoza-Carreón, 1998; Alcocer, *et al.*, 1979).

En el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María, no existen antecedentes que involucren la relación de las poblaciones fitoplanctónicas con el medio físico-químico circundante, y además se sabe que al igual que la laguna de Macapule, este sistema también se encuentra impactado por las descargas de aguas residuales, lo cual implica un riesgo potencial para la salud pública en cuanto a la presencia de proliferaciones fitoplanctónicas nocivas o tóxicas. La observación por primera vez del dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* dentro del Golfo de California, específicamente en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María (Martínez-López *et al.*, 2007), concuerdan con la posibilidad mencionada de la existencia de un incremento reciente de especies formadoras de proliferaciones algales nocivas. Sin embargo, aun es tema de discusión si su incremento es debido al clima o al proceso de eutrofización. Algunos estudios en el sistema lagunar Topolobampo han dado evidencia del impacto sufrido por el sistema lagunar con el aporte de aguas residuales (Muhech, 1990; Hernández-Real y Escobedo-Urías, 1996; Escobedo-Urías, 1997). No obstante, estos trabajos no involucraron todos los elementos necesarios para determinar la relación entre la respuesta biológica y el grado de eutrofización del medio.

3. OBJETIVOS

3.1 General

Determinar los grupos funcionales del fitoplancton y su correspondencia con el nivel trófico del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira- Santa María.

3.1.1 Específicos

- 1) Determinar el estado trófico del sistema.
- 2) Estimar la composición y la abundancia del fitoplancton a lo largo de 14 meses de observaciones.
- 3) Evaluar la contribución de cada grupo del fitoplancton al total de la biomasa fitoplanctónica.
- 4) Caracterizar los grupos funcionales del fitoplancton.
- 5) Determinar la correlación de los grupos funcionales con las variables ambientales.

4. HIPÓTESIS:

La variabilidad espacio-temporal y la composición de los grupos fitoplanctónicos en el sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María van a estar determinadas por las condiciones físico-químicas encontradas en cada laguna del sistema.

5. JUSTIFICACIÓN

El litoral sinaloense ocupa el cuarto lugar en cuanto a extensión en el país y cuenta con aproximadamente 670 km de litoral y genera cerca del 10% de la producción pesquera nacional (INEGI, 1988). La línea de costa destaca principalmente por poseer una gran cantidad de lagunas costeras y estuarios, que están caracterizados por su alta producción pesquera y actividades de interés turístico. Estas lagunas han cobrado particular interés a nivel global y regional durante las últimas décadas debido a la creciente presión antropogénica que provoca el vertimiento de las aguas residuales sin tratamiento de origen agrícola, industrial, doméstico y acuacultural.

Durante las últimas décadas, se ha notado una degradación en estos sistemas costeros, debido al incremento de incorporación de nutrientes derivados de actividades antropogénicas, llevando a los mismos a condiciones de eutrofización a través del tiempo (Nixon, 1998; Smayda, 2005). Desde décadas atrás, se ha planteado que los eventos de proliferaciones algales nocivas tienen una estrecha relación con la eutrofización (Lam y Ho, 1989; Cloern, 2001; Anderson *et al.*, 2002; Sellner *et al.*, 2003; Glibert *et al.*, 2005), en México se ha visto una tendencia al incremento en la biomasa, frecuencia y duración de este tipo de florecimientos (Mee *et al.*, 1984; Cortés-Altamirano *et al.*, 1989, Hernández-Becerril *et al.*, 2000; Ochoa, 2003, Alonso-Rodríguez y Ochoa, 2004) y la diversidad de los grupos responsables documentados ha ido en aumento (Band-Schmidt *et al.*, 2004; Bravo-Sierra, 2004).

Sin embargo, en lo que respecta a la identificación de las formas menores de 20 μm del fitoplancton falta mucho por hacer, debido a la dificultad de su identificación por su tamaño y la carencia de estructuras rígidas; por lo tanto se requiere la implementación y estandarización de nuevas técnicas de muestreo para la perfecta documentación de este tipo de flagelados, debido a que sus

eventos se han venido reportado con mayor frecuencia en nuestro país durante los últimos años (Band-Schmidt *et al.*, 2004; Bravo-Sierra, 2004).

En el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María hay antecedentes que han evidenciado que la tasa de suministro de nutrientes y materia orgánica ha presentado una tendencia a la alza, sin embargo no se cuenta con una serie de estudios complementarios que nos permitan describir la evolución de este sistema en el tiempo. Por lo tanto, este trabajo trata de abordar un enfoque multidisciplinario que nos permita definir las condiciones actuales del sistema y principalmente la influencia de las variables físico-químicas sobre las poblaciones fitoplanctónicas para tratar de establecer un antecedente sólido sobre el estado actual del sistema y como está respondiendo al vertimiento constante y el aumento de las aguas residuales de la región.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María se encuentra compuesto de estas tres lagunas del mismo nombre (Díez-Pérez y Ramírez-García, 1976). Se encuentra situado en el Noroeste del estado de Sinaloa entre los 25° 33' y los 25° 42' N, y los 109° 09' y 109° 16' W, con una superficie aproximada de 225 km². Santa María en su borde oriental presenta varios esteros, entre los que destacan por su extensión El Desecho y El Esterón, de los cuales el último vierte sin tratamiento alguno, las aguas residuales de la ciudad de Los Mochis y de la 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 21.72 km por 1.60 km de ancho. Además de que presenta tiempos de residencia de 2.5 días aproximadamente (Escobedo-Urias, 1997).

Topolobampo, es la laguna con mayor influencia oceánica ya que está en comunicación permanente con el Golfo de California, cuenta con una boca de

aproximadamente 3 km de longitud que esta delimitada desde Punta Copas hasta la Isla Santa María.

Ohuira presenta profundidades alrededor de 1 m en promedio y mayores tiempos de residencia de agua (aprox. 30 días, Jiménez-Illescas, *com. pers.*), además de contar con una boca estrecha con velocidades de corrientes altas; donde se comunica con Topolobampo. Es receptora de una gran cantidad de drenes agrícolas, así como de aguas residuales domésticas de las poblaciones aledañas sin tratamiento previo.

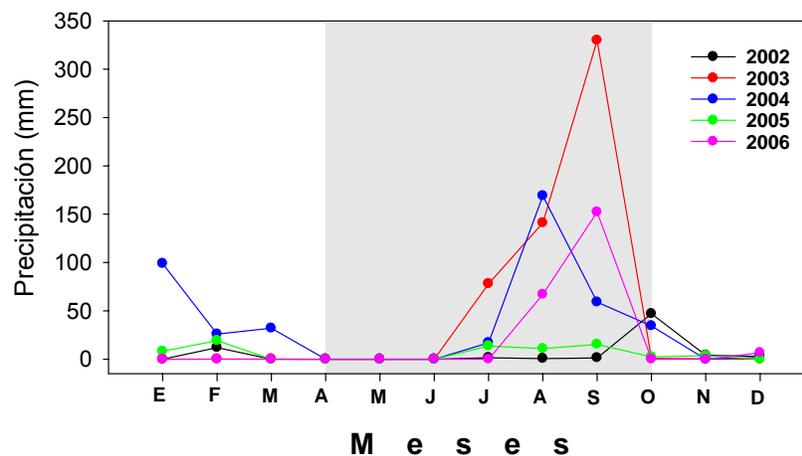


Figura 1. Precipitación pluvial (promedio mensual) durante los años 2002-2005 en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María (Datos proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (CNA, 2006)) El área sombreada representa los meses cálidos.

El sistema lagunar Topolobampo-Ohuira- Santa María cuenta con extensos bosques de manglar, compuestos principalmente de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y suculentas del género *Salicornia*, que albergan grandes poblaciones de recursos pesqueros (peces, crustáceos y moluscos), así como también un gran número de aves migratorias y residentes (Lecuanda, 1967; Phleger y Ayala, 1969). El clima de la región es 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 30.5 °C. La temperatura mínima anual es de 12 °C, siendo enero y febrero los meses más fríos (Secretaría de Marina, 1980). La precipitación es escasa, con

un promedio anual de 224 mm, y un patrón de lluvias a finales del verano y principios del otoño, aunque en algunos años las lluvias de los primeros meses del año también son abundantes (Fig. 1).

Otro fenómeno climático importante en la zona es la incidencia de ciclones tropicales durante el verano. Los vientos dominantes presentan el patrón monzónico descrito para el Golfo de California, con vientos del noroeste durante octubre a mayo con una velocidad promedio de $2.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, mientras que, de junio a septiembre son del suroeste con la misma magnitud (Phleger y Ayala, 1969).

7. MATERIAL Y MÉTODOS

7.1 Trabajo de campo

Se realizaron muestreos mensuales durante un ciclo comprendido en el periodo de noviembre de 2004 a febrero del 2006 en 8 sitios (Tabla 1) del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María (Fig. 2). Para diferenciar las estaciones de muestreo entre las lagunas se tomó la siguiente nomenclatura: estaciones 1, 2 y 3: Bahía Santa María (SM), estaciones 4, 5 y 6: Bahía Topolobampo (TOP) y las estaciones 7 y 8 en la Bahía Ohuira (OHU).

Tabla 1. Coordenadas de las estaciones de muestreo en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.

Laguna	Estación	Latitud N	Longitud O
Santa María	1	25.663	-109.204
	2	25.647	-109.188
	3	25.621	-109.169
Topolobampo	4	25.554	-109.131
	5	25.562	-109.087
	6	25.590	-109.061
Ohuira	7	25.634	-109.001
	8	25.661	-108.956

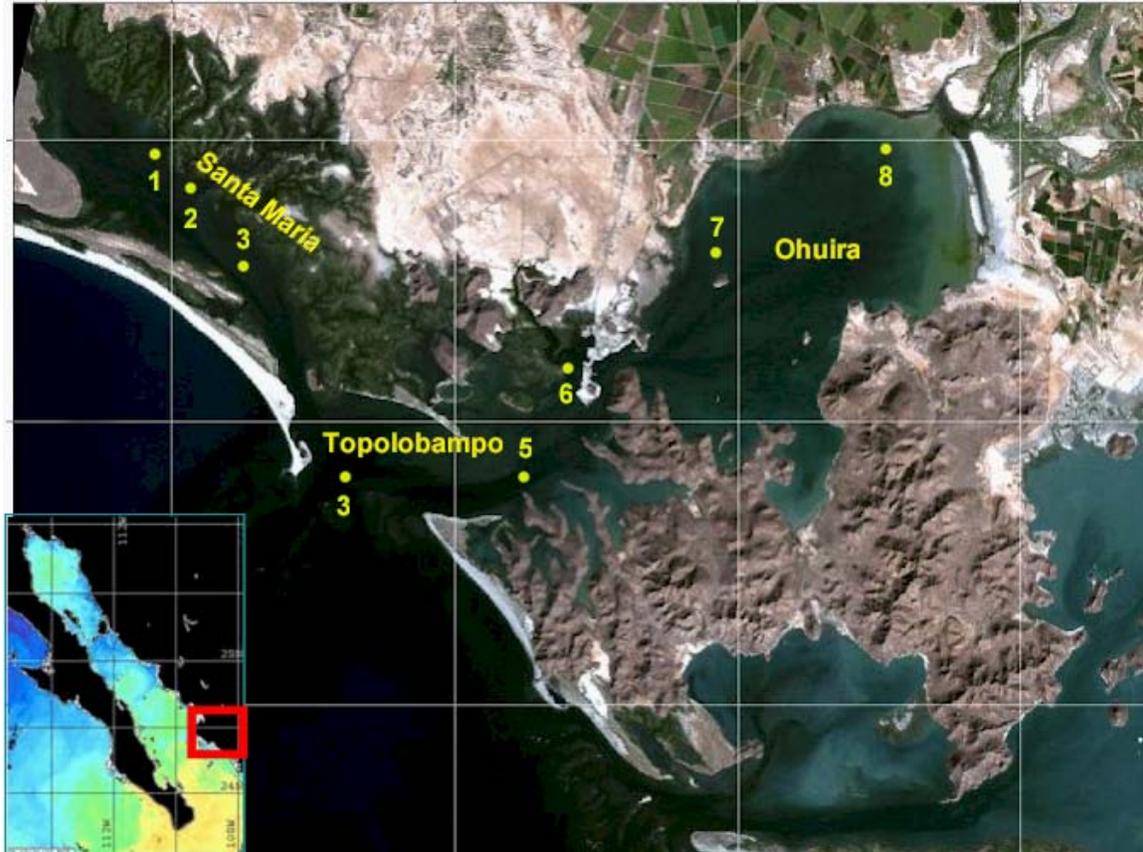


Figura 2. Localización de los sitios de muestreo en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.

En cada estación de muestreo se determinaron *in situ*; temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto mediante un medidor de calidad de agua Horiba modelo U-10, y se determinó la profundidad de disco de Secchi.

En las ocho estaciones seleccionadas se recolectaron muestras de agua con un tubo muestreador segmentado (TMS) (Fig. 3) descrito por Sutherland *et al.* (1992) y modificado por Orellana *et al.* (1999), que permite obtener un perfil vertical de la columna de agua por segmentos. Dependiendo de la profundidad y las condiciones del mar, se obtuvieron segmentos de 0-3 m para SM y OHU (en la estación 8, solo se obtuvo el segmento 0-1 m por ser zona somera) y la estación 6 de TOP, mientras que para las estaciones 4 y 5 de TOP se tomaron los segmentos 0-3 y 3-8 m, por contar éstas con una mayor profundidad.

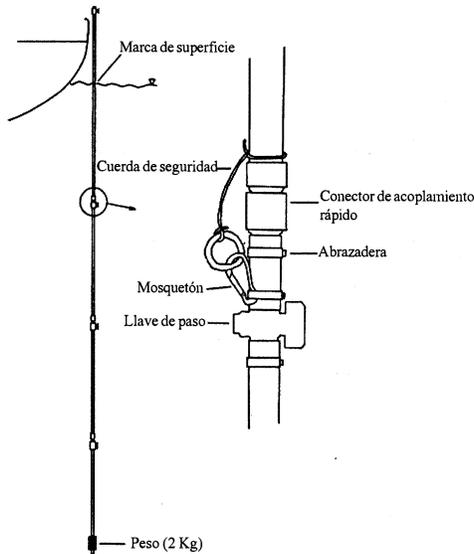


Figura 3. Tubo muestreador segmentado compuesto por tramos acoplados (y desmontables), con llaves de paso que permiten obtener una muestra integrada de la columna de agua (0-1, 0-3, 3-8 m) (descrito por Sutherland, 1992 y modificado por Orellana *et al.*, 1999).

De cada segmento se tomaron muestras para el análisis de nutrientes (nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), amonio (NH_4), fósforo reactivo (PO_4), ácido silícico (SiO_3), clorofila *a* ($\text{Cl } a$), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica particulada (MOP) y pigmentos. Las muestras se mantuvieron en un recipiente plástico en hielo y se trasladaron al laboratorio de análisis ambiental del CIIDIR-IPN Unidad Sinaloa para su posterior análisis. Adicionalmente, de cada segmento se tomó una muestra de agua de 125 ml, para la estimación de la abundancia del fitoplancton fijándose con una solución de Lugol al 1%, a la cual después de 24 horas se le agregó una solución de formol al 4%, neutralizado con borato de sodio.

Se realizaron arrastres horizontales con una red cónica de 20 μm de luz de malla para obtener suficiente material para la identificación taxonómica y para la detección de especies que se presentan por debajo del límite de detección del método de Utermöhl ($10\text{-}40 \text{ cél}\cdot\text{l}^{-1}$, Sar *et al.*, 2002), realizándose su fijación con el mismo procedimiento que las muestras para estimación de abundancias.

También se recolectaron muestras mensuales de zooplancton de cada estación, utilizando una red cónica simple de 505 μm con bridas en el frente (0.6 m diámetro de boca provista con un flujómetro calibrado), y un flotador colocado por fuera del aro de la boca de la red. Los arrastres se realizaron por cinco minutos de manera superficial siguiendo la metodología de Smith y Richardson (1979). Las muestras fueron etiquetadas y fijadas con formalina al 4% neutralizada con una solución saturada de borato de sodio, llevándolas a un volumen de 1 litro.

7.2 Análisis de Laboratorio

7.2.1 Determinación de nutrientes y variables relacionadas

Las muestras para la determinación de nutrientes se analizaron de acuerdo a la metodología y recomendaciones de Strickland y Parsons (1972). La determinación del amoníaco se llevó a cabo inmediatamente después del muestreo siguiendo el método de Solórzano (1969), la de los nitratos según la técnica de Morris y Riley (1963) modificada por Grasshoff (1964). Para los nitritos se siguió el método de Shinn (1941) aplicado al agua de mar por Bendschneider y Robinson (1952). Para el fósforo reactivo se siguió la metodología de Murphy y Riley (1962), mientras que el silicato reactivo se determinó de acuerdo a Riley (1963). Todas las lecturas de los nutrientes se realizaron en un espectrofotómetro Termo Spectronic Genesys 2.

Las muestras para Sólidos Suspendidos Totales y Materia Orgánica Particulada se filtraron al llegar al laboratorio utilizando filtros Whatman GF/C y se siguió el método gravimétrico (APHA, 1989) para su análisis.

7.2.2 Determinación de pigmentos

7.2.2.1 Espectrofotometría.- Para la determinación de Cl_a , las muestras se filtraron a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F 0.7 μm . Estos filtros

se almacenaron a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ en un congelador hasta su análisis. Posteriormente la extracción de pigmentos se realizó en una solución de acetona al 90%, y se analizó de acuerdo a la técnica espectrofotométrica descrita en Strickland y Parsons (1972). El cálculo de la concentración de Cl a se efectuó según la ecuación de Jeffrey y Humphrey (1975).

7.2.2.2 Cromatografía Líquida de Alta Resolución (HPLC, por sus siglas en inglés).- Para la determinación de huellas pigmentarias de grupos del fitoplancton, se filtró un volumen de agua conocido a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F $0.7\text{ }\mu\text{m}$. Los pigmentos se extrajeron con acetona grado HPLC, éstos se congelaron en viales y se llevaron al Laboratorio de Cromatografía de Líquidos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Unidad La Paz. En el laboratorio, las muestras se centrifugaron a 4000 rpm durante 15 min a $5\text{ }^{\circ}\text{C}$. El extracto se filtró a través de una membrana de fibra de vidrio de $0.45\text{ }\mu\text{m}$ de poro. El volumen se recuperó en viales eppendorf y se almacenaron a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$; posteriormente se extrajeron $20\text{ }\mu\text{l}$ y se inyectó en el cromatógrafo de líquidos de alta resolución (HPLC, modelo 1100, Hewlett Packard). Para la separación de los pigmentos, se siguió el método descrito por Vidussi *et al.* (1996), utilizando una fase móvil conjugando dos soluciones (soluciones A y B). La solución A fue una mezcla de metanol: acetato de amonio 1N en una proporción 70:30 v/v, y la solución B fue metanol grado HPLC al 100%. La fase estacionaria utilizada fue una columna Hypersil C8, de 10 cm de longitud, de 0.45 cm de diámetro y rellena de partículas de sílice de $5\text{ }\mu\text{m}$. El detector utilizado fue un arreglo de diodos con un rango de longitud de onda de 190-900 nm y capacidad para determinar 5 longitudes de onda fijas. La identificación se realizó tomando en cuenta dos criterios: a) tiempo de retención del estándar del pigmento (SIGMA-Lot. 17K7060) y b) espectro de absorción luminosa (350-750 nm) obtenidos con el detector de arreglo de diodos. La cuantificación se realizó construyendo una curva de calibración con concentraciones de 20, 40, 60, 80 y $100\text{ ng}\cdot\text{ml}^{-1}$ del estándar del pigmento.

7.2.3 Análisis cuantitativo del fitoplancton de botella

Las abundancias del fitoplancton se cuantificaron, mediante el método de Utermöhl (Hasle, 1978). Para ello, se tomaron 10 ml de la muestra, y se depositaron en una cámara de sedimentación por espacio de 24 h, esto con la finalidad de que todo el material que compone la muestra se sedimente para su posterior identificación y cuantificación en un microscopio invertido *Olympus®* CK2 con objetivos 10x, 20x, 40x y 100x, con contraste de fases. Para contabilizar a los organismos pertenecientes al nanofitoplancton (< 20 µm) y microfitoplancton (mayores de 20 µm) (Dussart, 1965; Malone, 1980), se revisó un transecto horizontal y otro vertical a lo largo del fondo de la cámara de sedimentación. Después del análisis de los transectos se procedió a una revisión completa del fondo de la cámara, con el propósito de registrar especies con bajas abundancias. La identificación de las especies se hizo con claves taxonómicas especializadas, para diatomeas: Cupp (1943), Sundström (1986), Moreno *et al.*, (1996) y Hasle y Syversten (1997); para dinoflagelados: Schiller (1933, 1937), Taylor (1976), Balech (1988) y Steidinger y Tangen (1997) y para cianobacterias: Geitler (1933), Bakes y Bold (1970) y Prescott (1970).

7.3 Análisis de datos

7.3.1 Exploración y tratamiento de datos

Para las variables ambientales se hicieron análisis de normalidad mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas (homocedasticidad) se evaluó con la prueba de Bartlett (Marques, 2004). Las posibles diferencias entre las lagunas, las estaciones de las lagunas y los meses cálidos (abril-octubre de 2005) y fríos (noviembre 2004-marzo 2005 y noviembre 2005-marzo 2006), se definieron a través de un análisis de varianza y pruebas no paramétricas de Mann-Whitney con un nivel de significancia de $p < 0.05$. Asimismo, se hicieron regresiones lineales de la salinidad con las variables (NO_3 , NO_2 , NH_4 , SiO_3 , PO_4 , SST, MOP y Cl a) para denotar la influencia de los aportes del agua residual en cada

sistema sobre cada variable. En las estaciones 4 y 5 de TOP donde se tomaron 2 segmentos, se aplicó la prueba de Mann-Whitney a todas las variables físico-químicas y a las abundancias de los grupos morfológicos del fitoplancton (*p. ej.* diatomeas planctónicas, dinoflagelados, cianobacterias, *etc.*) para evaluar posibles diferencias significativas entre los 2 segmentos (0-3 y 3-8 m).

7.3.2 Estado trófico

Para la caracterización del estado trófico actual del sistema se utilizó un índice multivariado llamado Índice del estado trófico *TRIX* (Vollenweider *et al.*, 1998):

$$TRIX = (\text{Log}_{10} (Cl\ a \times aD\%O \times NID \times PRS) + k) / m$$

Donde cada uno de los 4 componentes representa un estado trófico variable, al decir que:

a) factores que son expresión directa de productividad:

- **Cl a** = concentración de clorofila *a*, en $\mu\text{g l}^{-1}$;

- **aD%O** = es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto,

Es decir, $|100 - \%OD|$

b) factores nutricionales:

- **NID** = nitrógeno inorgánico disuelto N (como $\text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NH}_4$), en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$;

PRS = fósforo reactivo soluble, en unidades de $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Las constantes $k=1.5$ y $m=12/10 = 1.2$, son valores de escala introducidos para ajustar el valor límite más bajo del índice y la extensión de la escala trófica relacionada, de 0 a 10 unidades *TRIX*.

Dependiendo de los resultados se ubicó a cada laguna en un estado trófico siguiendo el criterio establecido en la Tabla 2.

Tabla 2. Índice del estado trófico, TRIX, y calidad del agua, de acuerdo a la legislación italiana en la evaluación del estado del agua de mar (Penna *et al.*, 2004).

Escala TRIX	Estado de la calidad del agua	Características del agua
2-4	Alta	Agua pobremente productiva Nivel trófico bajo
4-5	Buena	Agua moderadamente productiva Nivel trófico medio
5-6	Mala	Agua entre moderada y altamente productiva Nivel trófico alto
6-8	Pobre	Agua altamente productivo Nivel trófico más alto

7.3.3 Determinación de Grupos Funcionales

La determinación de los grupos funcionales del fitoplancton se hizo mediante un análisis de ordenación de Bray-Curtis en el software PC-ORD 4.25 para Windows® definida por las abundancias totales de cada especie (Gitay y Noble, 1997). Para esto, se hizo una matriz biológica con las abundancias de las especies para cada laguna (se hizo una depuración de especies para representar a las que tenían más del 10% de la frecuencia del total de observaciones de esa especie en el periodo de estudio de cada laguna). Posteriormente se procedió a la transformación de los datos aplicando raíz cuadrada a cada uno de éstos; esto se hace para reducir el peso de los taxa más abundantes tomando en cuenta consideraciones estadísticas y biológicas (Clarke y Warwick, 1994; Salmaso y Padisak, 2007).

7.3.4 Interacción de los grupos funcionales con las variables ambientales

Se hizo un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para contrastar la relación existente entre los grupos funcionales del fitoplancton y las variables ambientales, para esto se utilizó el ACC mediante el software PC-ORD 4.25 para Windows® para cada laguna y para el período analizado que comprende de

noviembre de 2004 a febrero de 2006. Para esto se hicieron 2 matrices. La matriz principal corresponde a los datos biológicos y ubica las abundancias de cada grupo funcional (la suma de todas las abundancias de cada especie que corresponde al grupo), estos se transformaron a raíz cuadrada para su normalización. La matriz secundaria correspondió a las variables ambientales y su transformación se hizo mediante la ecuación $\log(X+1)$ (McCune y Medford, 1999; Salmaso y Padisak, 2007).

7.3.5 Estimación de las clases algales presentes mediante taxonomía química (CHEMTAX)

Para la determinación de la contribución de cada grupo fitoplanctónico a la biomasa fitoplanctónica total (Cl a), se usó el programa CHEMTAX® 1.95 Beta (Mackey *et al.*, 1996).

Este programa trabaja a partir de un archivo base del programa Excel® compuesto de 3 matrices; la primera contiene las concentraciones de pigmentos de clorofilas y carotenoides medidas por HPLC (Tabla 3), la otra es la matriz inicial de referencia de cocientes pigmentarios de cada grupo algal a determinar y la última matriz contiene los límites para la matriz inicial de cocientes.

Tabla 3. Matriz de cocientes de pigmentos usada en el presente estudio tomada de Lewitus *et al.* (2005) y Schlüter *et al.* (2000). Abreviaciones de pigmentos: Per=peridina, Fuco=fucoxantina, Alox=aloxantina, Viola=violaxantina, Zea=zeaxantina, β -Car= beta-caroteno, Diad=diadinoxantina, Cl b=clorofila b, Cl c=clorofila c y Cl a=clorofila a.

Clase/Pigmento	Per	Fuco	Alox	Viola	Zea	β -Car	Diad	Cl b	Cl c	Cl a
Diatomeas	0	0.546	0	0	0	0	0.124	0	0.239	1
Dinoflagelados	0.787	0	0	0	0	0	0.211	0	0.568	1
Cianobacterias	0	0	0	0	0.368	0.396	0	0	0	1
Criptofitas	0	0	0.389	0	0	0	0	0	0.292	1
Clorofitas	0	0	0	0.060	0.002	0.048	0	0	0.322	1
Prasinofitas	0	0	0	0.073	0	0.127	0	0.48	0	1
Haptofitas	0	0.356	0	0	0	0	0.238	0	0.127	1
Rafidotas	0	0.573		0.266	0.064	0	0.046	0	0.185	1
Euglenofitas	0	0	0	0	0.020	0.029	0.086	0.82	0	1

El principio básico del programa se basa en el análisis de factores y un algoritmo descendiente abrupto para encontrar el mejor ajuste a las lecturas, basado en una matriz inicial de cocientes de pigmentos, estos cocientes iniciales vendrían a ser la proporción que guardan los pigmentos contenidos en cada grupo respecto a la clorofila *a*, cada grupo de pigmentos de los grupos fitoplanctónicos tienen valores de cocientes diferentes para cada uno de estos. Debido a la dificultad de contar con una matriz de cocientes de referencia por lo complejo de esta metodología, en el presente estudio se decidió utilizar una matriz de referencia, mediante la conjugación de los trabajos hechos por Lewitus *et al.* (2005) y Schlüter *et al.* (2000) para muestras fitoplanctónicas tomadas de estuarios y lagunas costeras con síntomas de eutrofización, con condiciones parecidas a nuestra área de estudio.

Adicionalmente al análisis de taxonomía química (CHEMTAX), se hizo un análisis de regresión lineal para tratar de establecer si había una correspondencia entre los pigmentos marcadores típicos de los grupos mayores del fitoplancton y las abundancias de células estimadas por microscopia invertida. Las combinaciones de datos fueron las siguientes; diatomeas vs. fucoxantina, dinoflagelados vs. peridina y cianobacterias vs. zeaxantina.

7.3.6 Biomasa zooplanctónica y cuantificación de abundancias de microzooplancton

El microzooplancton fue cuantificado de cada muestra por medio del método *Utermöhl* (Hasle, 1978) haciendo un barrido completo del fondo de la cámara de sedimentación, agrupándolos en las categorías gruesas de ciliados y tintínidos.

La determinación de la biomasa zooplanctónica se hizo mediante la técnica de volumen desplazado de Beers (1976) y estandarizado de acuerdo a lo propuesto por Smith y Richardson (1977) a $\text{ml} \cdot 1000 \text{ m}^{-3}$.

7.4 Coeficiente de atenuación vertical de luz difusa

Se calculó el coeficiente de atenuación vertical mediante la ecuación:

$$K_d = a / s_D b$$

K_d: coeficiente de atenuación vertical de luz difusa.

a: constante; en estas se utilizó la constante 1.4, para las estaciones más turbias (1, 2, 3, 6, 7 y 8) obtenidas por Holmes (1970), y 1.6 en las estaciones 7 y 8 obtenidas por Reyes-Salinas (1999) para zonas con características más oceánicas.

s_D b: valor del disco de Secchi.

8. RESULTADOS

8.1 Variables Meteorológicas

8.1.1 Dirección y rapidez de los vientos dominantes

El patrón de vientos durante la temporada de estudio siguió el patrón monzónico descrito para el Golfo de California (Roden y Groves, 1959), donde durante la temporada invierno-primavera los vientos son más fuertes y soplan en dirección Noroeste (NO), lo cual se pudo apreciar en el periodo noviembre de 2004 a abril de 2005 y de mediados de septiembre de 2005 a febrero de 2006, registrándose vientos de hasta $5.7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Fig. 4). Durante los meses cálidos el patrón de vientos se invierte y los vientos que soplan principalmente en dirección SE son más débiles, presentando valores de rapidez tan bajos como $3.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, esto se da principalmente en los meses de mayo a octubre de 2005 (Fig. 4).

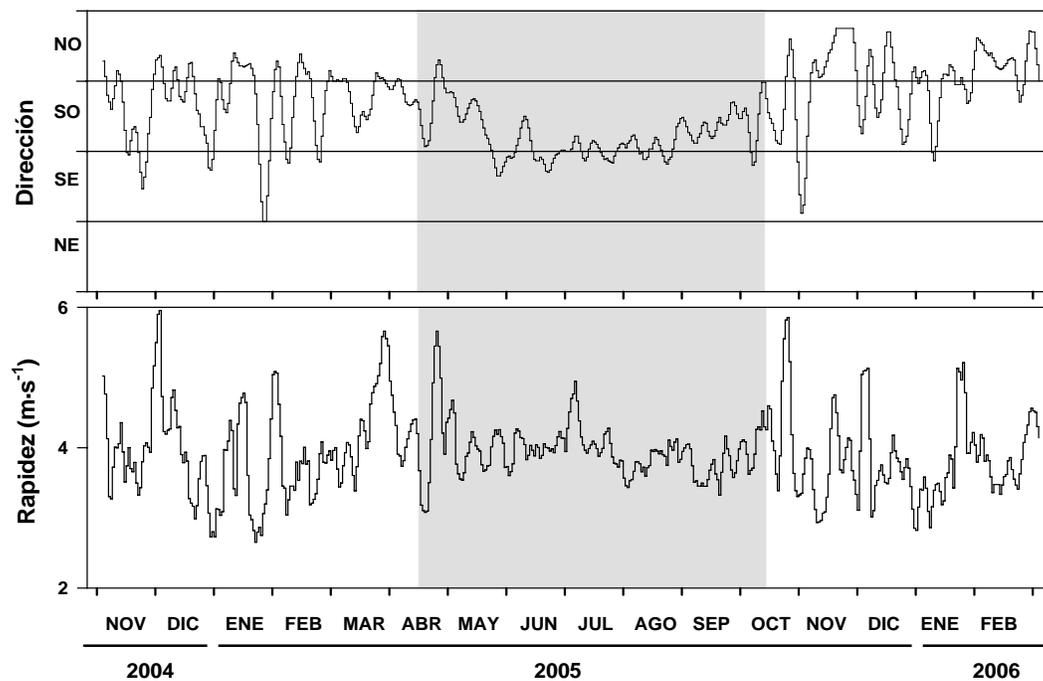


Figura 4. Variación diaria de la dirección y rapidez ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) de los vientos en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Los datos presentados son promedios móviles de orden 5. El área sombreada representa los meses cálidos. Datos proporcionados por la Secretaría de Marina, Estación Oceanográfica de Topolobampo, Sin.

8.2 Variables Físico-Químicas

8.2.1 Temperatura

Los valores de temperatura superficial registrados en el sistema lagunar en la serie de tiempo analizada, presentaron un intervalo desde los 17.3 °C a los 33.5 °C (Figs. 5a, 5c y 5e). Los valores menores se observaron durante noviembre de 2004 a marzo de 2005 y noviembre de 2005 a febrero de 2006, mientras que, los valores mayores se presentaron entre abril y octubre de 2005. En la distribución espacial la temperatura presentó un patrón homogéneo en las 3 lagunas, con promedios de 25.49, 24.96 y 26.23 °C para SM, TOP y OHU, respectivamente (Tabla 4).

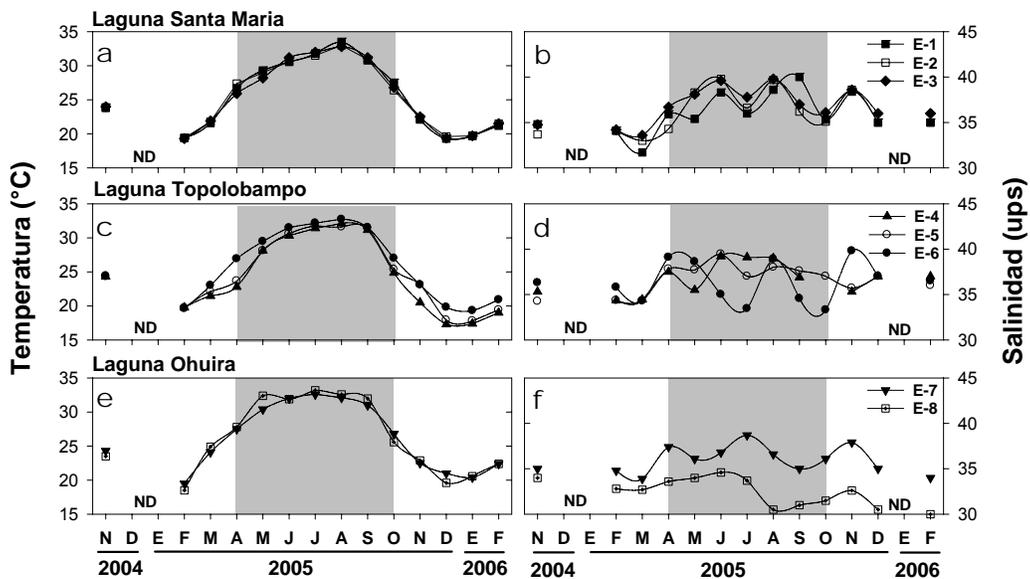


Figura 5. Distribución espacio-temporal de valores de temperatura (°C) y salinidad (ups) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

El máximo valor se registró en agosto en la estación 1 en SM (33.5 °C, Fig. 5a), mientras que, la más baja (17.3 °C) se presentó en diciembre en la estación 4 de TOP (Fig. 5c). De acuerdo al análisis estadístico no se obtuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las lagunas, ni entre sus estaciones respecto a los valores de temperatura.

8.2.2 Salinidad

La distribución de la salinidad presentó diversos gradientes espaciales en el sistema lagunar, mostrando la importancia de las entradas de agua dulce en las 3 lagunas (Figs. 5b, 5d y 5f). OHU presentó diferencias significativas con las otras 2 lagunas respecto a la salinidad. Asimismo, fue la única laguna que mostró diferencias entre meses fríos y cálidos y entre sus estaciones de muestreo.

Tabla 4. Valores máximos, mínimos y promedios para las variables físico-químicas, el índice TRIX, razones de Redfield y clorofila *a*, registrados en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2002-febrero 2006.

Variable	Santa María			Topolobampo			Ohuira		
	Min	Max	Prom	Min	Max	Prom	Min	Max	Prom
Temperatura (°C)	19.30	33.50	25.49	17.30	32.70	24.96	18.50	33.20	26.23
Salinidad (ups)	31.70	40.00	36.31	33.30	39.80	36.57	30.00	38.70	34.18
pH	7.56	8.25	7.85	7.89	8.54	8.09	7.94	8.86	8.23
Oxígeno (mg·l ⁻¹)	2.90	10.23	6.56	4.59	11.93	7.40	7.05	14.31	8.30
Sat OD	46.89	155.78	99.36	61.12	161.72	110.92	81.37	236.53	127.41
SST (mg·l ⁻¹)	9.57	154.97	47.73	20.19	99.44	45.37	18.02	240.00	82.54
MOP (mg·l ⁻¹)	2.64	26.60	10.01	4.42	17.38	9.10	5.74	42.80	15.08
NID (µM)	0.24	18.34	6.13	0.57	10.15	3.01	0.41	10.59	2.78
NO ₃ (µM)	0.12	10.10	2.13	0.03	4.60	1.12	0.03	8.57	1.08
NO ₂ (µM)	0.01	4.02	0.43	0.00	8.13	0.41	0.01	2.55	0.39
NH ₄ (µM)	0.21	16.29	3.92	0.14	4.02	1.57	0.04	4.36	1.51
PO ₄ (µM)	0.24	3.43	1.83	0.12	3.60	1.02	0.19	2.81	1.04
SiO ₃ (µM)	7.90	141.98	57.45	1.01	30.84	9.18	2.30	129.30	45.17
TRIX	5.4	7.27	6.68	4.79	7.18	5.99	5.04	6.95	6.13
Si:N	1.63	69.04	16.21	0.38	31.63	4.23	1.75	96.39	22.17
N:P	0.39	12.62	3.22	0.36	22.67	4.30	0.07	14.87	3.09
Cl <i>a</i> (mg·m ⁻³)	3.09	22.43	8.77	1.52	24.17	7	1.74	47.01	10.78

Los valores promedio de salinidad más bajos se presentaron en OHU con 34.18 ups, mientras que TOP y SM promediaron 36.57 y 36.31 ups, respectivamente (Figs. 5b, 5d y 5f, Tabla 4). Los máximos valores de salinidad se presentaron en los meses cálidos, con el mayor valor registrado en

septiembre en la estación 1 de SM (40 ups, Fig. 5b), mientras que, los mínimos se presentaron durante los meses fríos, con el valor más bajo de 30 ups en OHU en febrero de 2006 (Fig. 5f).

8.2.3 Transparencia y coeficiente de atenuación vertical de la luz difusa (K_d)

Los valores de transparencia en el sistema lagunar fluctuaron de 0.10 m en OHU a 6.5 m en TOP en la estación 4 situada en la boca del sistema que llegó a presentar características más oceánicas (Figs. 6a, 6c y 6e). TOP registró el valor promedio más alto de transparencia en el sistema con 2.27 m, SM con 1.13 m y OHU exhibió menores transparencias con 0.89 m en promedio.

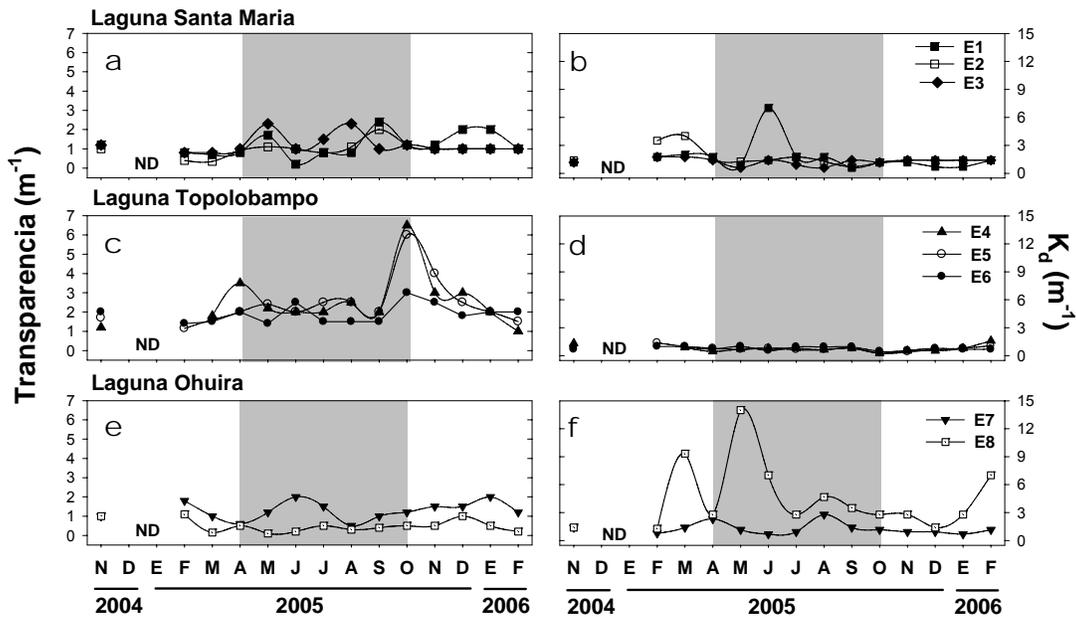


Figura 6. Distribución espacio-temporal de valores de transparencia (disco de Secchi, m⁻¹) y coeficiente de atenuación vertical de luz difusa (K_d , m⁻¹) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

SM presenta una mayor variabilidad a lo largo del periodo de estudio donde esta influencia pudiera estar dada por los periodos de irrigación agrícola que se llevan a cabo durante los meses fríos y el patrón de lluvias durante los meses de verano (Fig. 6a), mientras que, OHU presenta las transparencias más bajas durante toda la serie analizada (Fig. 6e).

Respecto al análisis estadístico realizado agrupando meses fríos y cálidos, se puede ver en SM y TOP una tendencia al incremento de los valores de transparencia durante los meses cálidos, mientras que, OHU durante estos mismos meses presentan sus menores valores de transparencia principalmente en la estación 8. Asimismo, TOP fue la única laguna que se separó estadísticamente de las demás. Asimismo, ninguna laguna presentó diferencias significativas entre meses fríos y cálidos y solo OHU presentó diferencias significativas entre sus estaciones. Los valores de K_d (Figs. 6b, 6d y 6f) se incrementaron en SM y TOP durante los meses más fríos y en OHU durante los meses más cálidos, siendo la estación 8, la que presentó los valores mayores de K_d (14 m^{-1} , Fig. 6f).

8.2.4 Oxígeno Disuelto y pH

Los valores de oxígeno disuelto observados durante el periodo de estudio fluctuaron entre los 2.9 a $14.31 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Figs. 7a, 7c y 7e), con SM alcanzando las concentraciones promedio más bajas ($6.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), seguido de TOP ($7.3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y OHU presentando los valores promedio más altos ($8.3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Figs. 7a, 7c y 7e, Tabla 4).

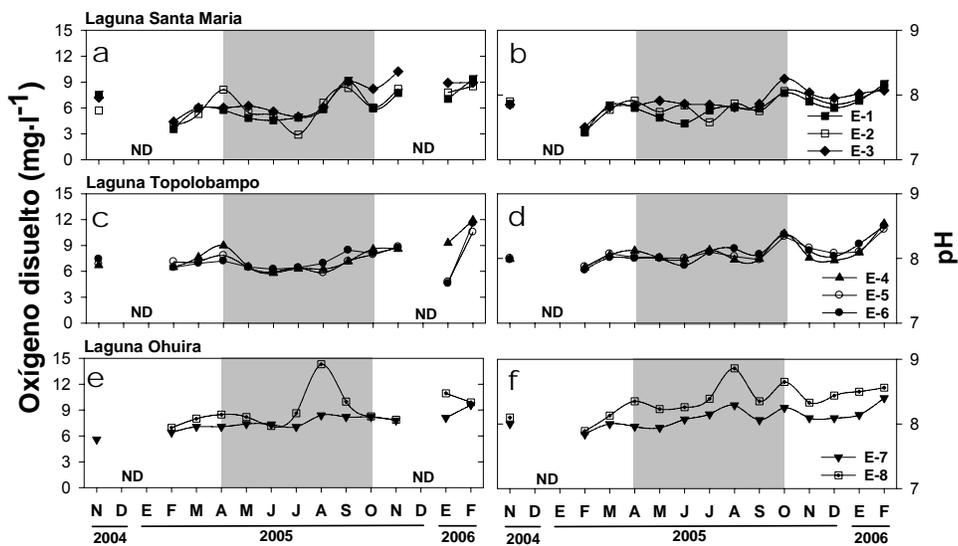


Figura 7. Distribución espacio-temporal de valores de oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y potencial de hidrogeno (pH) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

Las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto se registraron en la laguna SM (Figs. 7a y 7b) principalmente durante los primeros meses fríos de la serie y los meses cálidos, en algunas observaciones incluso llegándose a detectar valores cercanos a la hipoxia ($< 2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ O}_2$; Justic *et al.*, 1996). OHU en contraparte, presentó el valor más alto de la serie durante agosto ($14.31 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Fig. 7e), y registró el promedio más alto durante los meses fríos del final del periodo de estudio. De acuerdo al análisis estadístico, todas las lagunas presentan diferencias significativas entre si, y OHU es la única que presenta diferencias significativas entre sus estaciones respecto a los valores de OD. Los valores de pH (Fig. 7b, 7d y 7f) mostraron una tendencia similar al comportamiento del oxígeno disuelto, SM presentando los valores menores de pH principalmente durante el primer componente de los meses fríos (7.7; promedio) y OHU registrando las concentraciones más altas de pH durante los meses cálidos (8.27; promedio, Tabla 4) con la estación 8 que presentó valores tan altos como 8.86. Al igual que con el oxígeno, todas las lagunas son diferentes significativamente entre ellas, no habiendo diferencias entre meses fríos y cálidos; y OHU presenta diferencias significativas entre sus estaciones de muestreo.

8.2.5 Sólidos Suspendidos Totales

Las concentraciones promedio de SST más altas por laguna, se presentaron en OHU ($82.54 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Tabla 4) al final del periodo de estudio durante los meses fríos, mientras que SM y TOP presentaron sus máximos valores promedio por temporada durante los meses de verano (54.91 y $54.69 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, respectivamente). El máximo valor registrado ($240 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Fig. 8e, Tabla 4) se observó en OHU en la estación 8, siendo también esta laguna la que registró las concentraciones promedio más altas ($82.54 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Fig. 8e) para todo el sistema, a comparación de SM con $47.73 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y TOP; $45.37 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Figs. 8a, 8c). De acuerdo al análisis estadístico, OHU se separa estadísticamente de las otras 2 lagunas al respecto de esta variable, habiendo diferencias significativas

entre meses cálidos y fríos en las 3 lagunas, no así entre sus estaciones de muestreo ($p < 0.05$).

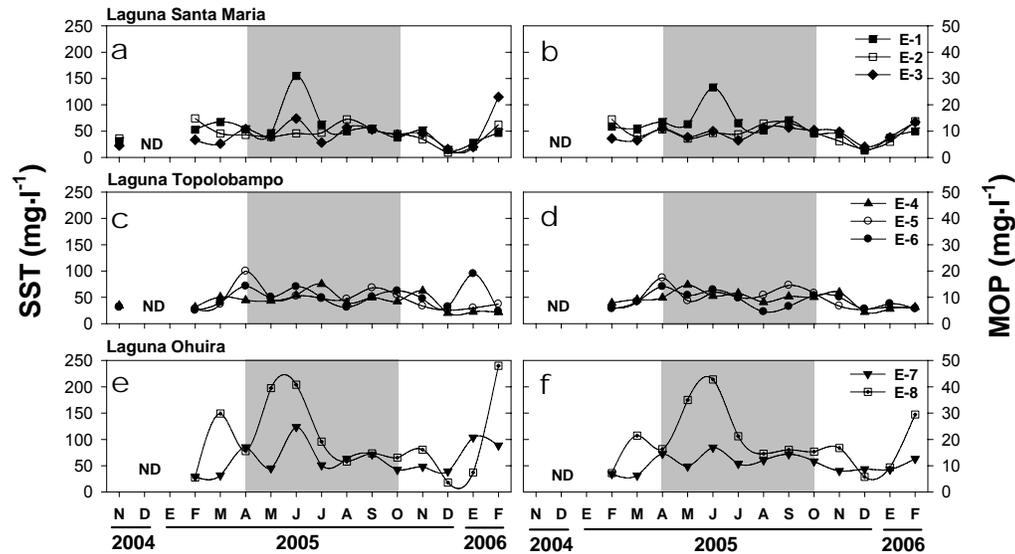


Figura 8. Distribución espacio-temporal de sólidos suspendidos totales ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y materia orgánica particulada ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

8.2.6 Materia Orgánica Particulada

Las concentraciones de MOP tendieron a incrementarse en las 3 lagunas durante los meses cálidos, OHU presentó los valores promedio más altos ($17.94 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Fig. 8f) durante dichos meses y SM y TOP registraron 11.36 y $10.88 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, respectivamente (Figs. 8b y 8d). OHU también exhibió las mayores concentraciones promedio (Tabla 4) y el valor máximo registrado ($42.80 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Fig. 8f). SM y TOP tendieron a presentar un comportamiento similar a lo largo de la serie con concentraciones promedio cercanas a $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; ligeramente mayores en SM, donde también se presentó una observación alta en junio en la estación 1 ($26.60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Figs. 8b y 8d). Respecto al análisis estadístico, OHU al igual que con otras variables anteriores, también se separó de las demás lagunas significativamente ($p < 0.05$), además de que todas las lagunas presentaron diferencias significativas entre meses fríos y cálidos.

8.2.7 Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)

Para la serie de datos analizada de NID, las concentraciones promedio más altas se registraron durante los meses fríos; en SM, los mayores valores promedio (7.21 μM) se obtuvieron al inicio del periodo de estudio, aunque todo el año se observaron incrementos de NID (Figs. 9a, 9b y 9c). Los valores promedio más altos (3.97 y 3.57 μM , respectivamente, Tabla 4) para OHU y TOP se alcanzaron al final del periodo de estudio también durante los meses fríos (Figs. 9b y 9c). Las estaciones de SM presentaron valores altos en la concentración de NID a lo largo del año (principalmente en la estación 1 y 2) donde se registraron hasta 15.62 μM en la estación 1 y 15.82 μM en la estación 2 en febrero de 2005 (Fig. 9a).

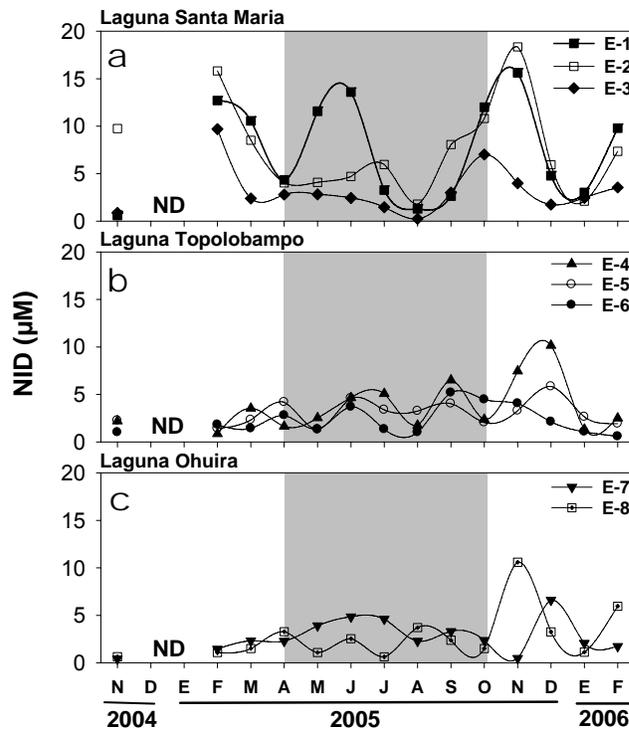


Figura 9. Distribución espacio-temporal de nitrógeno inorgánico disuelto μM ($\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$) para las lagunas de Santa María (a), Topolobampo (b) y Ohuira (c) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

TOP y OHU no presentaron concentraciones mayores a 10 μM durante todo el periodo de estudio; con excepción del valor de noviembre de 2005 en la estación 8 (10.59 μM , Fig. 9c) y TOP presentando algunos incrementos en los

meses de noviembre y diciembre de 2005 en la estación 4 con valores cercanos a 10 μM (Fig. 9b). SM presentó las concentraciones promedio más altas (6.12 μM) en comparación con TOP y OHU que solo alcanzaron 3.01 y 2.77 μM , respectivamente (Figs. 9b y 9c, Tabla 4). De acuerdo al análisis estadístico SM mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) con las otras 2 lagunas, y los meses fríos y cálidos no presentaron diferencias significativas en las 3 lagunas.

8.2.7.1 Componentes del NID

En el desglose de los componentes del NID, se pudo apreciar que el NH_4 fue el componente mayoritario en todo el sistema lagunar, principalmente en SM donde alcanzó un 62.45%, seguidos de OHU, donde registró un 52.65% y TOP con 52.18% (Tabla 5). El segundo componente de mayor importancia, fue los nitratos. En todas las lagunas alcanzó un porcentaje del 30 al 35% aproximadamente, siendo TOP la que presentó las contribuciones más altas de estos, y la fracción de los nitritos alcanzó su contribución más alta en TOP con el 13.21%, OHU con 13.14 y SM con el 6.8% (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje total de las formas nitrogenadas (amonio (NH_4), nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2)) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006 en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.

Laguna	Porcentaje de las formas nitrogenadas (%)		
	NH_4	NO_3	NO_2
Santa María	62.45	30.74	6.81
Topolobampo	52.18	34.61	13.21
Ohuira	52.66	34.19	13.15

Las concentraciones de amonio promedio más altas se encontraron en SM (3.92 μM) seguidos de TOP con 1.57 μM y OHU con 1.57 (Figs. 10a-10h, Tabla 4). Las estaciones 1 y 2 de SM fueron las más importantes respecto a esta variable principalmente en los meses fríos (Figs. 10a y 10b) donde se alcanzaron los valores máximos, principalmente en febrero y noviembre de 2005 en la estación 2 con 15.78 y 16.29 μM , respectivamente. En TOP y OHU, el

componente amonio también fue muy importante, aunque nunca sobrepasó los 5 μM (Figs. 10d-10h). SM fue significativamente diferente de las otras 2 lagunas en el amonio de acuerdo al análisis estadístico.

El componente nitratos, presentó sus mayores concentraciones principalmente durante los meses cálidos en SM y TOP, mientras que en OHU llegó a ser mayor su contribución durante los meses fríos, alcanzando el valor máximo de 8.57 μM en noviembre de 2005 en la estación 8 (Fig. 10h, Tabla 4). En el análisis estadístico con los nitratos; SM también se separó del resto de las lagunas al presentar diferencias significativas ($p < 0.05$). El componente de los nitritos estuvo pobremente representado con valores promedio de 0.25, 0.11 y 0.22 para SM, TOP y OHU, respectivamente (Fig. 10, Tabla 4).

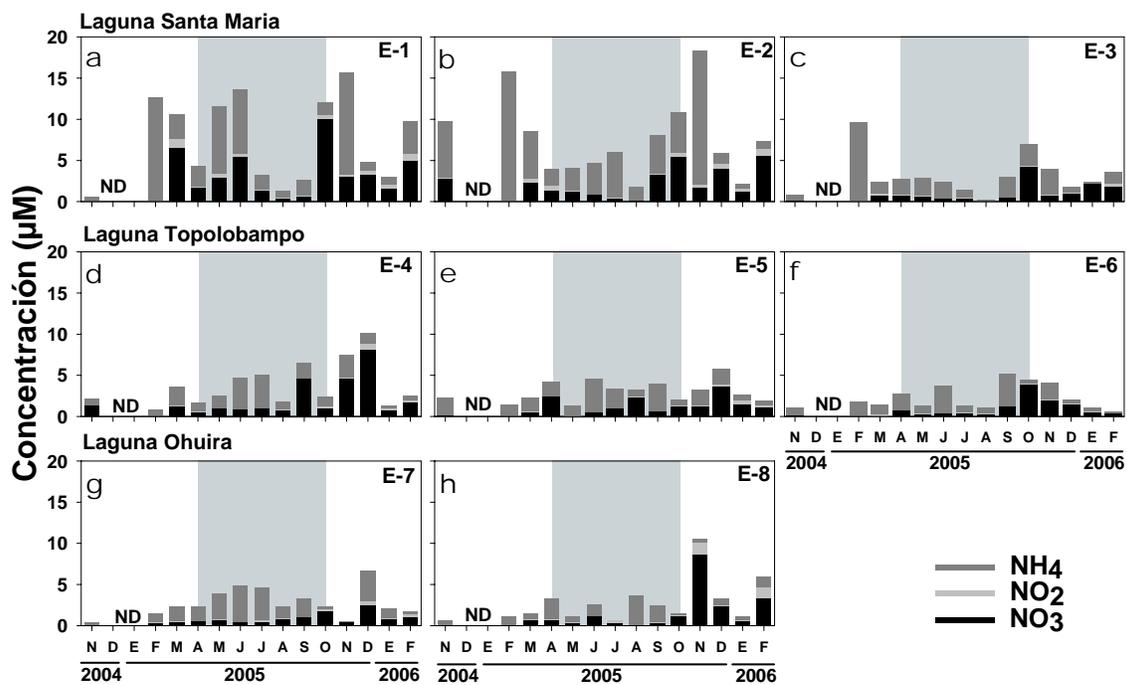


Figura 10. Distribución espacio-temporal de las formas del nitrógeno (NH_4 , NO_2 y NO_3 μM); para las lagunas de Santa María (a, b y c), Topolobampo (d, e y f) y Ohuira (g y h), durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

8.2.8 Fósforo Reactivo

Las mayores concentraciones de Fósforo reactivo en el sistema lagunar estuvieron presentes durante los meses cálidos (Figs. 11a, 11c y 11e). Los valores promedio agrupando meses cálidos y fríos, se presentaron más altos principalmente en los meses cálidos con promedios por lagunas de 2.22, 1.20 y 1.15 μM para SM, TOP y OHU, respectivamente, Tabla 4).

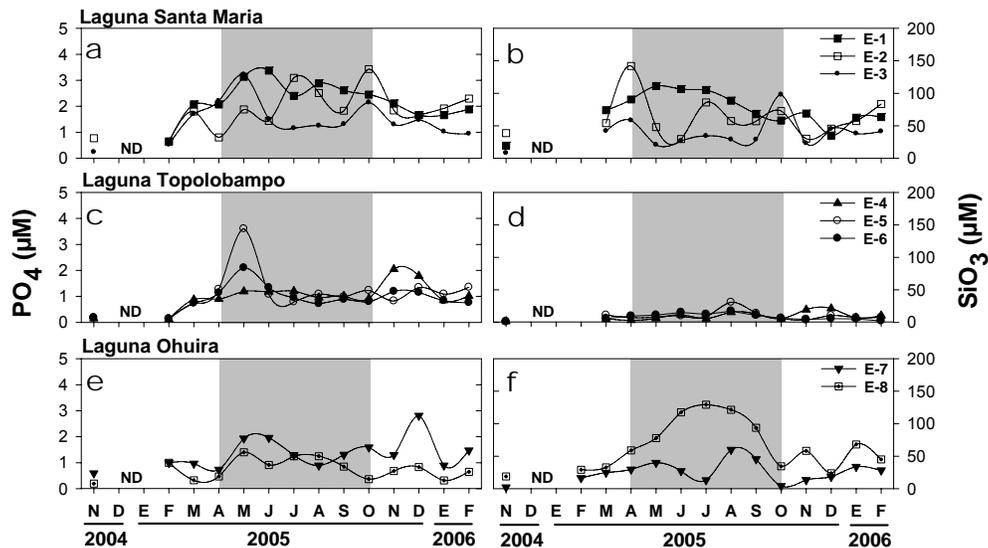


Figura 11. Distribución espacio-temporal de fósforo reactivo (PO_4) μM y ácido silícico μM (SiO_3) para las lagunas de Santa María (a y b), Topolobampo (c y d) y Ohuira (e y f) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

Los valores máximos y mínimos de la serie se encontraron en TOP (3.6 y 0.122 μM , Fig. 11c, Tabla 4). En SM, el fósforo reactivo presentó diferencias significativas para el periodo de estudio; separándose de las otras 2 lagunas y SM y OHU presentando diferencias entre meses cálidos y fríos.

8.2.9 Ácido Silícico

De manera general, se observó una clara prevaencia del ácido silícico principalmente durante los meses cálidos en SM y OHU (Figs. 11b y 11f). SM presentó en los meses cálidos, el valor promedio más alto (67.32 μM), seguido de OHU (60.87 μM) y TOP (10.83 μM , Fig. 11d) (Tabla 4). El valor puntual máximo se registró en la estación 2 de SM (141.98 μM , Fig. 11b), aunque OHU también presentó valores altos de hasta 129.29 μM en junio, en la estación 8

(Fig. 11f). TOP mantuvo valores relativamente bajos durante el periodo de estudio, con un valor máximo de 30.28 μM en agosto en la estación 5. Se encontraron diferencias significativas entre las 3 lagunas en los valores de ácido silícico, y SM es la laguna que presentó menor variabilidad en cuanto a los aportes de éstos a lo largo del año, en tanto que OHU fue la única laguna que presentó un patrón bien definido de máximos en verano y mínimos en invierno-primavera (Fig. 11f).

8.2.10 Proporciones Redfield

8.2.10.1 Proporción N:P

Respecto al balance estequiométrico de los nutrientes con relación a la proporción de Redfield Si:N:P 16:16:1. En general, todo el sistema presentó desviaciones a la proporción N:P en la serie analizada; indicándonos una clara limitación por Nitrógeno, excepto en algunas observaciones puntuales en TOP donde el Fósforo fue el elemento limitante. Las proporciones promedio nos mostraron que en general, los meses fríos son los que tendieron a acercarse más a la proporción de Redfield (N:P 16:1). En general, la laguna TOP fue la que presentó en promedio, los valores más cercanos a la proporción N:P (4.3, Tabla 4), siendo los meses fríos los más cercanos a ésta (Fig. 12). SM y OHU alcanzaron valores promedio de 3.22 y 3.09 unidades, respectivamente; con los valores menos desviados de la proporción en los meses fríos al igual que SM (Fig. 12). El análisis estadístico no arrojó diferencias significativas entre las 3 lagunas en las razones N:P, y SM presentó diferencias entre sus meses cálidos y fríos.

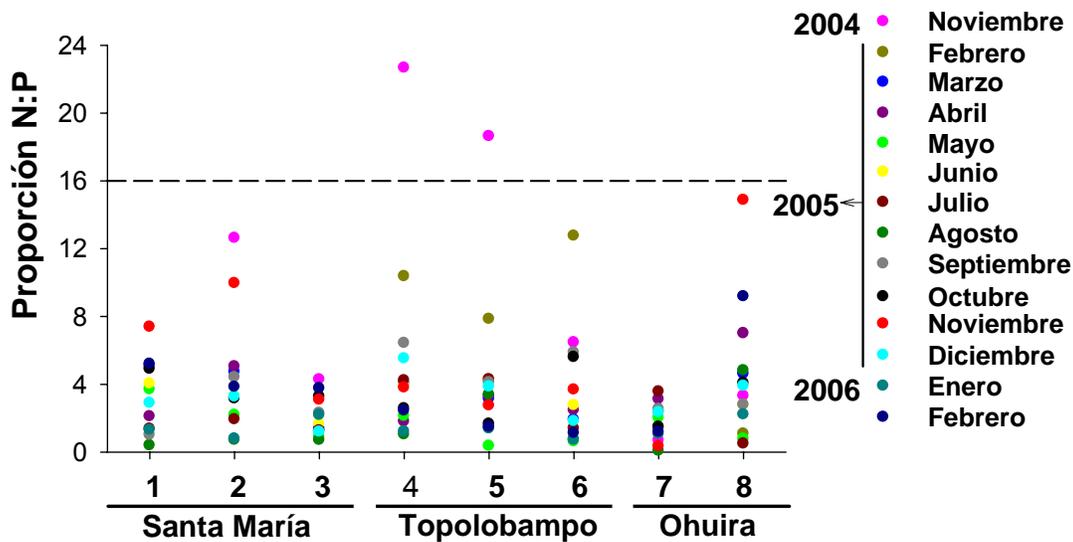


Figura 12. Distribución espacio-temporal de la proporción N:P en las estaciones del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. La línea punteada indica la proporción de Redfield de 16:1.

8.2.10.2 Proporción Si:N

Respecto de la proporción Si:N; TOP es la laguna que presentó las menores desviaciones de la proporción de Redfield Si:N 16:16 (Fig. 13), principalmente durante los meses fríos, teniendo un promedio de 4.23 unidades, mientras que SM y OHU exhibieron valores de 16.21 y 22.17, respectivamente (Tabla 4). En general el sistema presentó una limitación por Nitrógeno respecto al Sílice, a excepción de 2 valores de noviembre en TOP, donde el sílice llegó a ser limitante. SM y OHU también mostraron algunos valores cercanos a la proporción ideal, en los meses fríos (Fig. 13). El análisis estadístico arrojó que TOP se separa significativamente de las 3 lagunas, y no hay diferencias entre los meses cálidos y fríos de las lagunas.

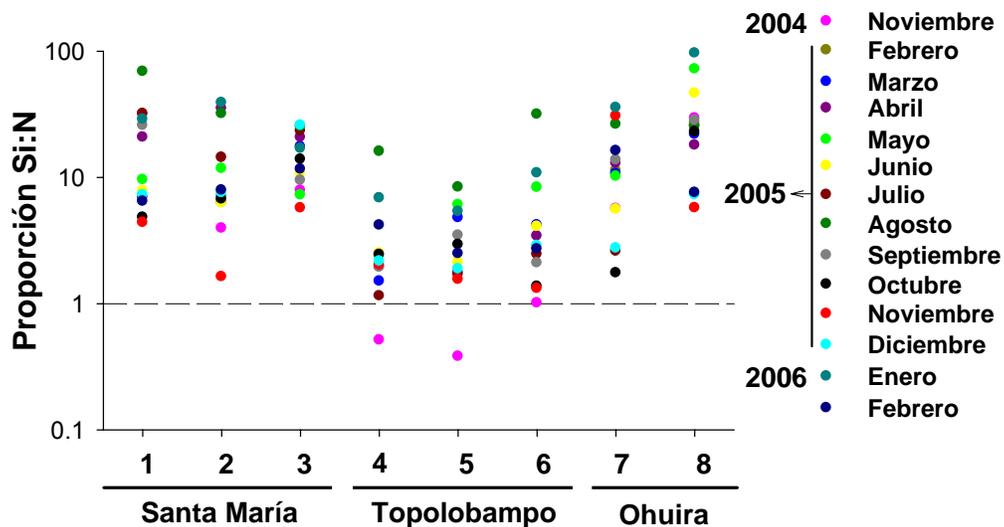


Figura 13. Distribución espacio-temporal de la proporción Si:N en las estaciones del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. Note la escala logarítmica. La línea punteada indica la proporción de Redfield de 16:16.

8.2.11 Caracterización trófica del sistema

Se utilizó el índice trófico multivariado TRIX para caracterizar el estado trófico de las 3 lagunas del sistema, el intervalo de variación para todo el periodo de estudio en el sistema fue de 4.79 a 7.27 unidades TRIX (Fig. 14, Tabla 4).

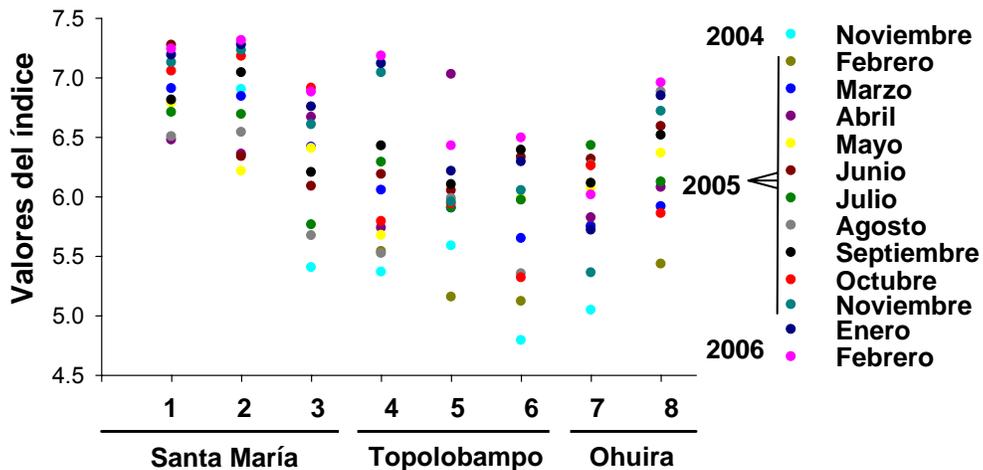


Figura 14. Distribución espacio-temporal de valores del índice trófico TRIX en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006.

Los valores más altos a lo largo del año se encontraron en SM con un promedio de 6.68 unidades, siguiéndole OHU y TOP con 6.13 y 5.99 unidades TRIX, respectivamente (Fig. 14, Tabla 4).

A nivel espacial, los valores más altos se alcanzaron en SM arriba de 6 unidades TRIX en la mayoría de los meses, e incluso casi la tercera parte de las observaciones en esta laguna alcanzan las 7 unidades TRIX (Fig. 14), durante casi todos los meses del año, que lo sitúan de acuerdo a la clasificación de Vollenweider *et. al.* (1998) en el nivel trófico más alto con aguas altamente productivas y con un estado de calidad de agua pobre (Tabla 2). OHU y TOP, también presentaron valores por encima de las 6 unidades TRIX en varios meses del año, principalmente en la estación 8, lo que las ubicó en un estado trófico de malo a moderado, con características de aguas altamente productivas (Fig. 14, Tabla 2), aunque algunas observaciones en TOP estuvieron arriba de 7 unidades TRIX, los valores promedio mayores se alcanzaron en OHU. El análisis de varianza reveló diferencias significativas entre lagunas en los valores TRIX, pero no presentó diferencias entre meses cálidos y fríos.

8.3 Variables Biológicas

8.3.1 Clorofila *a*

Durante el periodo de estudio, la clorofila *a* presentó un intervalo de variación de 1.52 a 47.01 mg·Cl *a* ·m⁻³, con valores promedio de 8.77, 7 y 10.78 mg·Cl *a* ·m⁻³ para SM, TOP y OHU, respectivamente (Tabla 4).

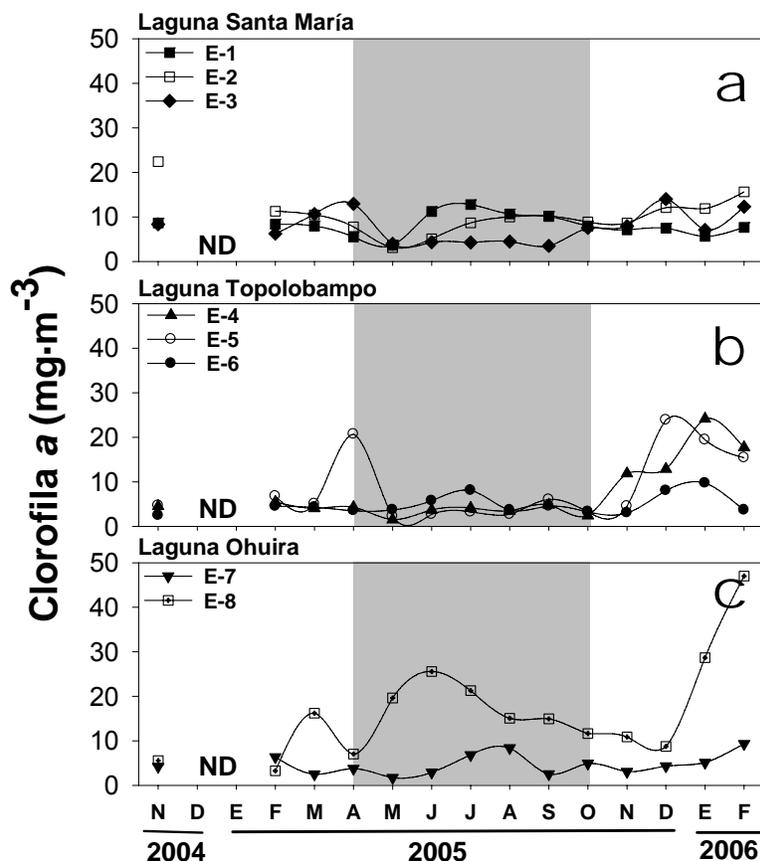


Figura 15. Distribución espacio-temporal de clorofila a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) para las lagunas de Santa María (a), Topolobampo (b) y Ohuira (c) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

Los valores más altos para las 3 lagunas se registraron principalmente durante los meses fríos, particularmente en OHU al final de la serie de estudio ($14.65 \text{ mg}\cdot\text{Cl } a \cdot\text{m}^{-3}$, Fig. 15c). SM y TOP presentaron los valores promedio más bajos por meses cálidos en verano (7.45 y $4.66 \text{ mg}\cdot\text{Cl } a \cdot\text{m}^{-3}$). De acuerdo al análisis estadístico, TOP fue significativamente diferente a las otras 2 lagunas en cuanto a valores de clorofila a.

8.3.2 Distribución espacio-temporal del fitoplancton

8.3.2.1 Fitoplancton Total

Las abundancias totales de fitoplancton presentaron patrones diferentes en las 3 lagunas, en SM y TOP las abundancias totales estuvieron influenciadas principalmente por las células de organismos del nanofitoplancton (menores de

20 μm), que con excepción de las cianobacterias en la estación 8 de OHU fueron las que presentaron mayores abundancias (Fig. 16c).

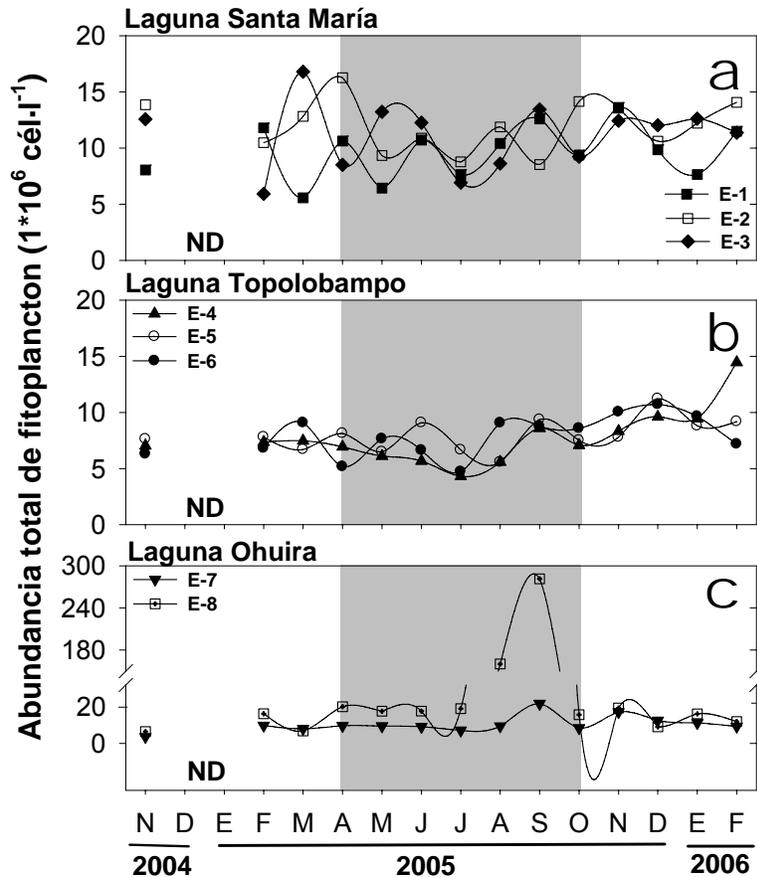


Figura 16. Distribución espacio-temporal de abundancia total de fitoplancton ($1 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a), Topolobampo (b) y Ohuira (c) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. Note el corte y cambio de escala en el recuadro C. ND = ausencia de datos.

SM presentó densidades celulares mayores en marzo de 2005 en la estación 3 con $16.79 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ y en la estación 1 con $5.56 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ (Fig. 16a). Las densidades celulares se mantuvieron constantes en esta laguna, pero se pudieron notar pequeños incrementos durante los meses fríos determinados por las proliferaciones de diatomeas. En TOP se registraron las densidades más bajas de todo el periodo de estudio y de todas las lagunas con valores cercanos a los $3 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ (Fig. 16b), con repuntes máximos en el segundo componente de meses fríos, donde se puede ver un incremento en las densidades celulares principalmente en la estación 4, donde se alcanzó un valor máximo de $13.56 \cdot 10^6$

cél·l⁻¹ en febrero de 2006 debido en su mayor parte a una proliferación de *Asterionellopsis glacialis*. Las abundancias totales de fitoplancton en la laguna OHU, se comportaron siempre un poco más altas que en las otras 2 lagunas con valores cercanos a los $15 \cdot 10^6$ células·l⁻¹, a excepción de la estación 8 en agosto y septiembre de 2006 que presentaron proliferaciones de cianobacterias del género *Lyngbya*, elevando las densidades hasta 160.11 y $281.41 \cdot 10^6$ células·l⁻¹, valores máximos alcanzados para todo el sistema durante todo el periodo de estudio (Fig. 16c). El análisis estadístico separó a OHU de las otras 2 lagunas, presentando diferencias significativas respecto a las abundancias totales de fitoplancton.

8.3.2.2 Microfitoplancton

Las abundancias de microfitoplancton (células mayores de 20 µm) en SM durante los primeros meses fríos de la serie, estuvieron dadas principalmente por diatomeas planctónicas, codominando con dinoflagelados y en menor cantidad: silicoflagelados y diatomeas no planctónicas (Figs. 17a-17c). Las máximas abundancias de microfitoplancton se observaron en el orden de $2.64 \cdot 10^6$ células·l⁻¹, influenciadas principalmente por proliferaciones de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* y en menor grado por dinoflagelados del género *Prorocentrum*. En los meses cálidos, el mismo componente de diatomeas planctónicas se encontró gradualmente reemplazado como dominante, por las cianobacterias principalmente al final de los meses cálidos. Así mismo, se observó un ligero incremento en las diatomeas no planctónicas (Figs. 17a, 17b y 17c). En el segundo componente de meses fríos en SM, se puede ver la misma dominancia de las diatomeas planctónicas mostrado al inicio de la serie en el primer componente de meses fríos, solo que los géneros dominantes fueron distintos y se encontraron en menores abundancias (Figs. 17a-17c). En TOP, el primer componente de meses fríos, mostró el mismo patrón de SM, con diatomeas planctónicas dominando solo que en un orden de magnitud menor (Figs. 17d-17f). El componente de los meses cálidos estuvo compuesto de mayores abundancias de cianobacterias (filamentos, reportados en células·l⁻¹) y una

mayor presencia de géneros oceánicos de dinoflagelados. El componente de diatomeas planctónicas se mantuvo igual en bajas abundancias, pero siempre se encontró presente.

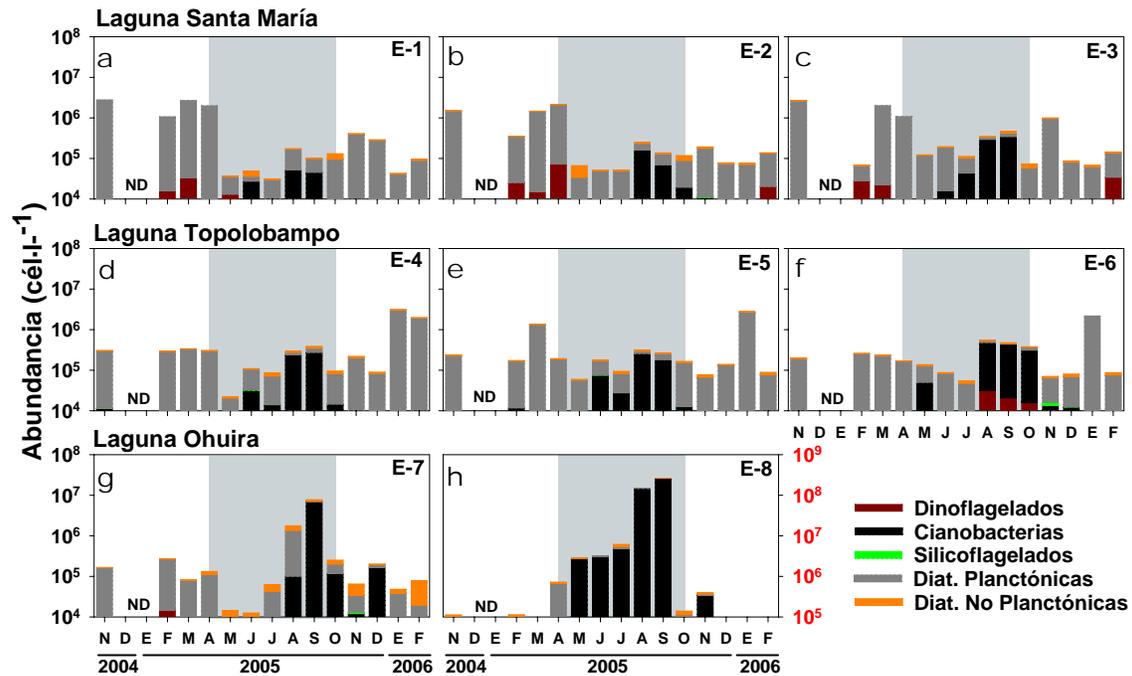


Figura 17. Distribución espacio-temporal de abundancia de microfitoplancton (dinoflagelados, cianobacterias, silicoflagelados y diatomeas planctónicas y no planctónicas, $\text{cél}\cdot\text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a-c), Topolobampo (d-f) y Ohuira (g y h) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. Note la diferencia en escala en el recuadro h. ND = ausencia de datos.

El componente del final de la serie en los meses fríos estuvo conformado principalmente por diatomeas planctónicas, con las abundancias mayores en enero de 2006 en las 3 estaciones y presentes también en mínimas abundancias diatomeas no planctónicas y silicoflagelados (Figs. 17d-17f).

En OHU se observó una variabilidad muy diferente, respecto a las abundancias de microfitoplancton que lo registrado en las otras 2 lagunas, notándose incluso diferencias entre sus dos estaciones; donde la estación 7 llega a presentar un patrón estacional más parecido al de SM, con diatomeas planctónicas en los meses fríos y cianobacterias en los meses cálidos (Fig. 17g).

Los meses cálidos estuvieron representados por altas densidades de cianobacterias principalmente en la estación 8, la cual presentó proliferaciones de *Lyngbya* sp con densidades de hasta $260.69 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹. En la estación 7, el componente de cianobacterias en los meses cálidos también fue muy importante llegando a alcanzar densidades de $7.02 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹. Los meses fríos de la estación 8 estuvieron caracterizados por bajas abundancias de microfitoplancton, siendo el componente mayor; las diatomeas planctónicas y no planctónicas, además de un componente aislado de cianobacterias (Fig. 17g y h). De acuerdo al análisis estadístico, no se encontraron diferencias significativas entre las 3 lagunas respecto a la abundancia de microfitoplancton.

8.3.2.3 Nanofitoplancton

El componente nanofitoplanctónico en las 3 lagunas presentó un comportamiento bastante homogéneo respecto a sus abundancias, con el componente de fitoflagelados no identificados, como el dominante; con concentraciones cercanas al orden de $1 \cdot 10^7$ cél·l⁻¹ (Fig. 18).

En SM, los fitoflagelados contribuyeron aproximadamente con el 90% del total de las abundancias del nanofitoplancton, seguido de diatomeas penales y dinoflagelados tecados. Asimismo, no se observó un patrón estacional bien definido de máximos y mínimos de abundancias del nanofitoplancton entre meses cálidos y fríos. SM y TOP, fueron las lagunas más parecidas en cuanto a densidades celulares se refiere, solo que TOP presentó una variabilidad menos marcada de grupos, con diatomeas y dinoflagelados en menores abundancias (Figs. 18d-18f). En OHU se puede ver una mayor variabilidad de los grupos del nanofitoplancton principalmente en la estación 8 (Fig. 18h), donde se pudo observar una alta contribución del grupo de las diatomeas en la primera parte de los meses cálidos y un incremento bien definido de los dinoflagelados al final de estos mismos meses de verano, dado principalmente por las proliferaciones de *Alexandrium* sp, *Pentaparsodinium* sp, *Prorocentrum minimum* y otros géneros no identificados de dinoflagelados tecados. De acuerdo al análisis estadístico,

esta laguna presentó diferencias significativas con las otras 2, en cuanto a la abundancia de este tipo de organismos.

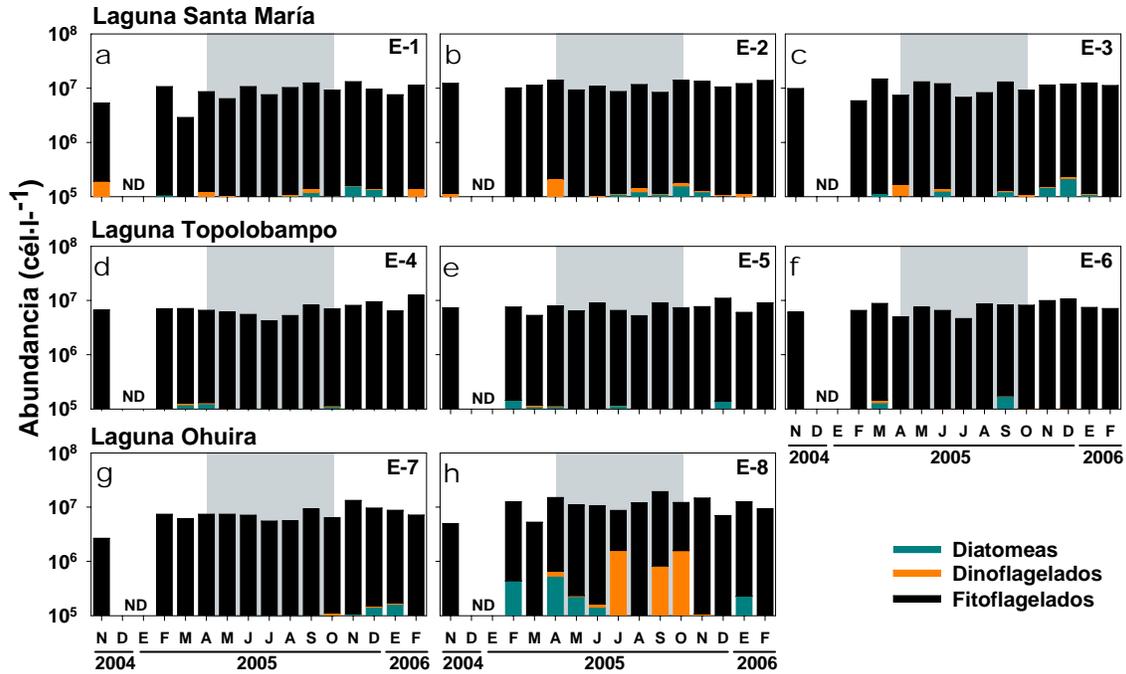


Figura 18. Distribución espacio-temporal de abundancia del nanofitoplancton (diatomeas, dinoflagelados y fitoflagelados, $\text{cél}\cdot\text{l}^{-1}$) para las lagunas de Santa María (a-c), Topolobampo (d-f) y Ohuira (g y h) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

8.3.3 Distribución vertical de los grupos morfológicos del fitoplancton en la Laguna Topolobampo (Est. 4 y 5)

En las estaciones 4 y 5 que presentaban profundidades cercanas a los 20 m y características más oceánicas, se pudieron muestrear 2 estratos verticales de la columna de agua (0-3 y 3-8 m) para evaluar una posible estratificación entre las variables físico-químicas y los grupos fitoplanctónicos. Se presentaron diferencias significativas (Mann Whitney, $p < 0.05$) entre los segmentos verticales, únicamente para las abundancias de fitoplancton total y flagelados influenciados principalmente por el grupo de los flagelados desnudos que presentaron las mayores concentraciones de células en el segmento 0-3 m.

Los grupos morfológicos restantes presentaron una distribución vertical homogénea a lo largo de los 2 segmentos muestreados (Tabla 6).

Tabla 6. Valores de significancia obtenidos para los grupos morfológicos en los segmentos verticales de 0-3 y 3-8 m en la Laguna Topolobampo en el periodo de noviembre 2004-febrero 2006.* Valores de P significativos al 95% de confianza ($p < 0.05$).

Variable	Valor de P
Cl a	0.105153
Fitoplancton Total	0.010453*
Flagelados	0.015210*
Cianobacterias	0.628215
Silicoflagelados	0.664853
Dinoflagelados	0.050819
Dinoflagelados (nano)	0.175179
Diatomeas planctónicas.	0.908738
Diatomeas no planctónicas.	0.789078
Diatomeas no planctónicas. (nano)	0.422238

8.3.4 Eventos de proliferaciones algales nocivas

Se registraron diversas proliferaciones de organismos fitoplanctónicos pertenecientes a los distintos grupos. Los eventos registrados en SM y TOP (Figs. 19a y 19b, Tabla 7) estuvieron dados principalmente por diatomeas planctónicas durante los meses de invierno-primavera, resaltando los del género *Pseudo-nitzschia* en SM en el mes de marzo en las 3 estaciones del sistema, donde se registraron densidades cercanas a las $2.5 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹, extendiéndose hasta el mes de abril estas mismas proliferaciones en la estación 1 solamente y se volvieron a presentar estas PAN de *Pseudo-nitzschia* spp. hasta noviembre de 2005 con densidades muy cercanas a $1 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹ (Tabla 7), en este mismo mes también se presentó una proliferación de la euglenofita *Eutreptiella* sp. Las proliferaciones que se registraron en TOP estuvieron compuestas principalmente por diatomeas, además que fue la laguna que presentó el menor número de proliferaciones y taxa potencialmente nocivos o tóxicos.

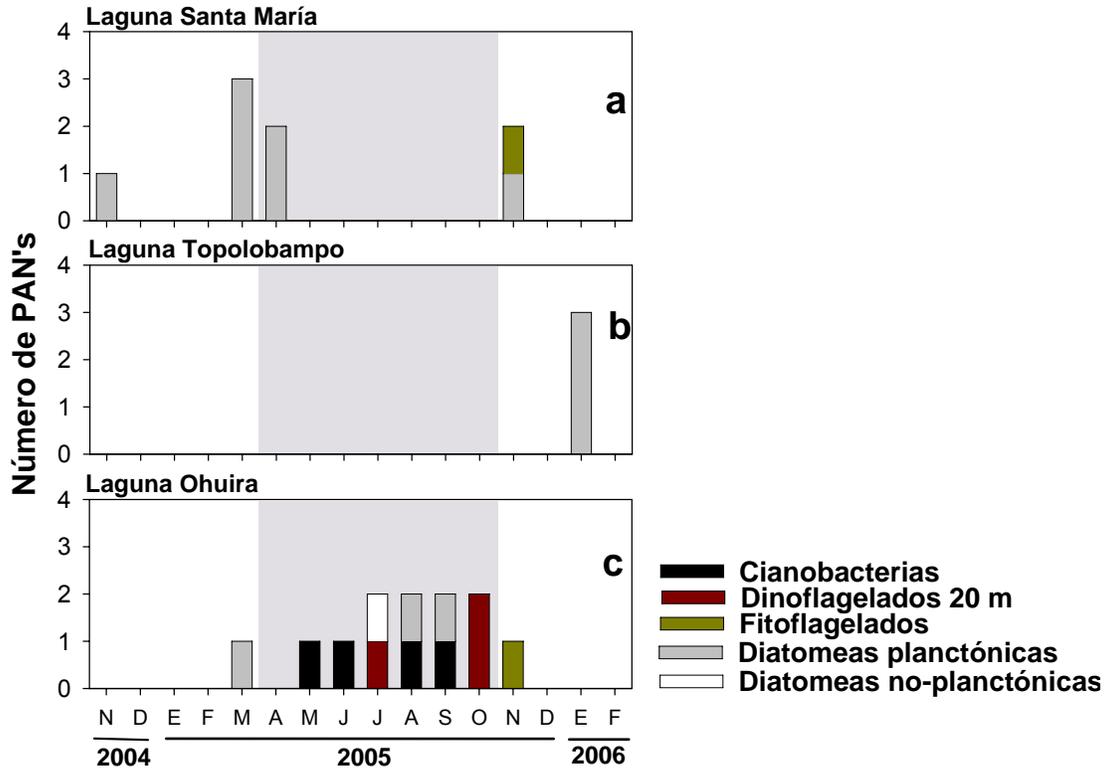


Figura 19. Proliferaciones algales nocivas registradas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María por los grupos del fitoplancton durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos.

El mayor evento registrado en TOP, fue debido a la diatomea *Asterionellopsis glacialis* en enero de 2006 donde se registró en las 3 estaciones de la laguna registrando las abundancias máximas de $3.5 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹ en la estación 4 en la boca del sistema (Fig. 19b, Tabla 7). OHU fue la laguna que presentó el mayor número de proliferaciones y representantes potencialmente nocivos o tóxicos, llegando a alcanzar las más altas densidades de todo el sistema, dado por una proliferación de *Lyngbya* sp ($260.67 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹, Tabla 7) que se prolongó durante 2 meses (agosto y septiembre) y se observó codominando con la diatomea *Cylindrotheca closterium*. Los eventos registrados en esta laguna se presentaron a lo largo de todo el año y se llegaron a registrar otros taxa potencialmente nocivos, como cianobacterias de los géneros *Anabaena* y *Lyngbya* y los dinoflagelados *Pentapharsodinium* sp, *Peridinium quinquecorne* y *Prorocentrum minimum*, así como una proliferación de la prasinofita *Pyramimonas* sp (Fig. 19c, Tabla 7).

Tabla 7. Abundancias de los taxa reportados formando Proliferaciones algales nocivas en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006.

Laguna	Organismo PAN	Abundancia (cel·l ⁻¹)	Observación (año, mes_ estación)
Santa María	<i>Eutreptiella</i> sp	6.86 * 10 ⁵	0511_1
	<i>Guinardia striata</i>	1.09 * 10 ⁶	0411_3
	<i>Leptocylindrus minimus</i>	1.16 * 10 ⁶	0504_2
	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	2.34 * 10 ⁶	0503_1
	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	1.07 * 10 ⁶	0504_1
	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp 1	1.18 * 10 ⁶	0503_2
	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	1.86 * 10 ⁶	0503_3
	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp 1	8.86 * 10 ⁵	0511_3
Topolobampo	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	3.5 * 10 ⁶	0601_4
	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	3.03 * 10 ⁶	0601_5
	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	2.08 * 10 ⁶	0601_6
Ohuira	<i>Pyramimonas</i> sp	1.08 * 10 ⁶	0511_8
	<i>Pleurosigma</i> > 200 µm	8.2 * 10 ⁵	0507_8
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	4.33 * 10 ⁶	0508_8
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	1.35 * 10 ⁶	0509_8
	<i>Rhizosolenia setigera</i>	5.33 * 10 ⁵	0504_8
	<i>Anabaena</i> sp	2.7 * 10 ⁶	0505_8
	<i>Anabaena</i> sp	3.1 * 10 ⁶	0506_8
	<i>Lyngbya</i> sp	160.11 * 10 ⁶	0508_8
	<i>Lyngbya</i> sp	281.41 * 10 ⁶	0509_8
	<i>Pentaparsodinium</i> sp	1.2 * 10 ⁶	0507_8
	<i>Peridinium quinquecorne</i>	1.49 * 10 ⁵	0510_8
	<i>Prorocentrum minimum</i>	1.38 * 10 ⁶	0510_8

8.3.5 Huellas pigmentarias

8.3.5.1 Contribución de los grupos del fitoplancton al total de la clorofila a

La contribución de cada clase algal a la clorofila *a* en el sistema lagunar fue determinada mediante el software de taxonomía química CHEMTAX (Mackey *et al.*, 1996), y mostró como componente dominante al grupo de las diatomeas principalmente durante los meses fríos en SM (Figs. 20a-20c) y TOP (Figs. 20d-20f). En las 3 lagunas el grupo de las diatomeas registró el mas alto porcentaje aportado en lo que respecta a grupos individuales, llegando a representar hasta el 44.86% de la comunidad en TOP, seguido de SM con 40.89% y OHU con el 36.76% (Tabla 8). Aunque en OHU también se presentó

una contribución notable de diatomeas en los meses de verano, principalmente en la estación 8 (Figs. 20h).

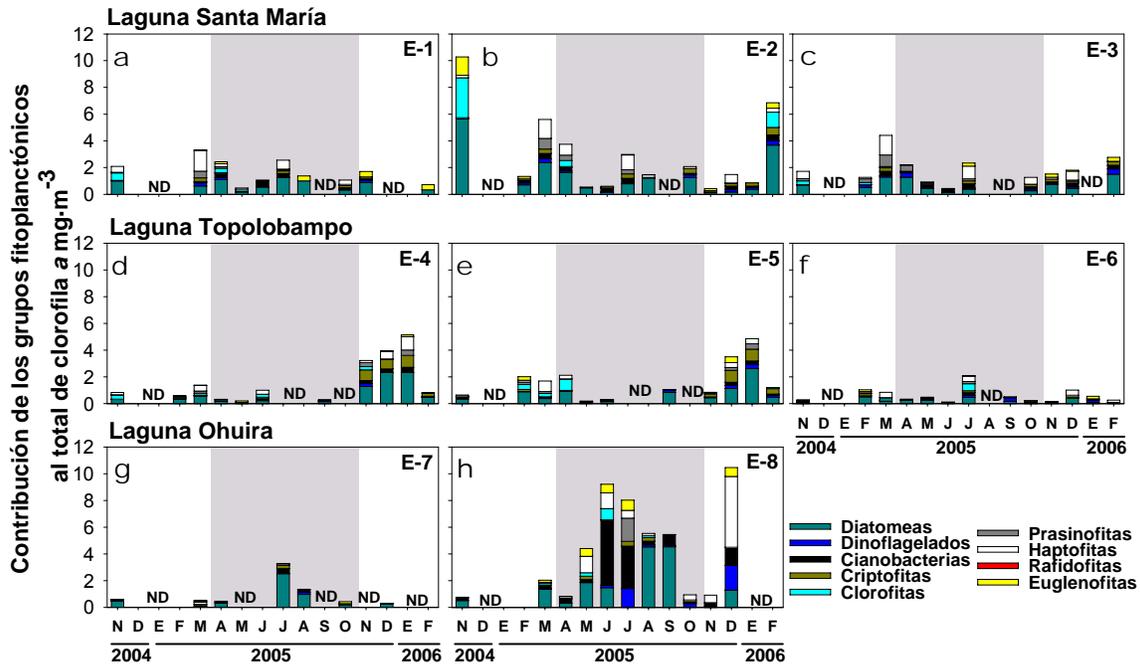


Figura 20. Contribución total de los grupos del fitoplancton estimada por sus pigmentos en la clorofila *a* ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) utilizando taxonomía química (CHEMTAX), en el sistema lagunar Santa María (a, b y c), Topolobampo (d, e y f) y Ohuira (g y h) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

Los valores más altos de la contribución de las diatomeas a la clorofila *a* en SM fueron 5.65 y $3.68 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3} \text{ Cl a}$ en la estación 2 (Fig. 20b), en tanto que en OHU, valores de 4.56 y $4.57 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3} \text{ Cl a}$ se registraron como máximos en la estación 8 durante agosto y septiembre (Fig. 20h). En TOP en la estación 4 y 5 se registraron los valores máximos por la contribución de las diatomeas a la clorofila *a* durante los meses fríos con valores cercanos a los $2.5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3} \text{ Cl a}$ (Figs. 20d y 20e) y los mas altos porcentajes expresados por este grupo en todo el sistema (44.86% , Tabla 8). El segundo grupo mayormente representado en OHU, fueron las cianobacterias, que alcanzaron concentraciones de hasta 4.86 y $3.12 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3} \text{ Cl a}$ (Figs. 20g y 20h) y su aporte llegó a representar hasta el 8.53% a la biomasa fitoplanctónica (Tabla 8), este componente también fue evidente en

los otras 2 lagunas, solo que resaltó mayormente en OHU durante los meses cálidos.

Tabla 8. Contribución en porcentaje de los grupos del fitoplancton en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo analizado.

Laguna	Porcentaje de los grupos a la biomasa fitoplanctónica (%)			
	Diatomeas	Dinoflagelados	Cianobacterias	Suma de los Grupos pequeños
Santa María	40.89	5.62	9.84	43.62
Topolobampo	44.86	4.53	15.83	34.77
Ohuira	36.76	6.64	8.53	48.04

La contribución de los dinoflagelados al total de la clorofila *a*, siguió en orden de contribución a las diatomeas y cianobacterias, OHU presentando los aportes más grandes de este componente en la estación 8, con valores tan altos como $1.83 \text{ mg}\cdot\text{Cl } a\cdot\text{m}^{-3}$ (Fig. 20h) y esta laguna exhibió los porcentajes más altos por laguna (6.64%, Tabla 8). Adicionalmente, también se estimó la contribución de la fracción de los grupos pequeños del fitoplancton a la clorofila *a*. Estos grupos no pueden ser fácilmente identificados y cuantificados correctamente en muestras preservadas tradicionalmente; a esta fracción pertenecen los grupos de criptofitas, clorofitas, prasinofitas, haptofitas, rafidofitas, euglenofitas.

En general, se pudieron detectar una gran diversidad de estos grupos de fitoflagelados pequeños en las 3 lagunas. En SM se llegaron a registrar concentraciones tan altas como 2.99 y $1.36 \text{ mg}\cdot\text{Cl } a\cdot\text{m}^{-3}$ contribuidas por clorofitas y euglenofitas, respectivamente (Fig. 20b), mientras que OHU fue la laguna que contribuyó con el porcentaje mas alto de estas formas pequeñas (48.04%, Tabla 8). El grupo con mayor participación en TOP, fueron las criptofitas, que se presentaron en concentraciones relevantes principalmente en los meses fríos en las estaciones 4 y 5 (Figs. 20d y 20e y Fig. 20). Como esquema general, en SM y TOP, los grupos dominantes como las diatomeas, tienden a aumentar principalmente durante los meses fríos, mientras que la dominancia de los grupos pequeños sufre una alternancia entre meses fríos y

cálidos (Fig. 20 y Fig. 21). OHU se presentó igual de diverso en cuanto a grupos, solo que los grupos pequeños estuvieron mayormente diversificados en los meses cálidos, con ligeros repuntes durante los meses fríos, principalmente en la estación 8 (Fig. 20h y Fig. 21) donde se presentaron las mayores concentraciones de todos los grupos.

El análisis de datos de los grupos dominantes (diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias) contra la suma de los grupos pequeños (menores de 20 μm ; criptofitas + clorofitas + prasinofitas + haptofitas + rafidofitas + euglenofitas + rafidofitas) se hizo con la finalidad de estimar la contribución que tienen estos últimos a la clorofila *a* en el sistema lagunar, ya que su identificación no puede llevarse a cabo mediante microscopía de luz debido a su tamaño o a su desintegración con los preservadores usados (Bravo-Sierra, 2004).

El aporte de los grupos pequeños estimados por el programa CHEMTAX fue muy significativo ya que la suma de grupos pequeños estuvo representado en las 3 lagunas con porcentajes desde 43.62 al 48.04% (Tabla 8) y se puede observar que su variación (en la categoría de otros grupos) a lo largo del periodo analizado es muy importante a lo largo de esta serie (Fig. 21).

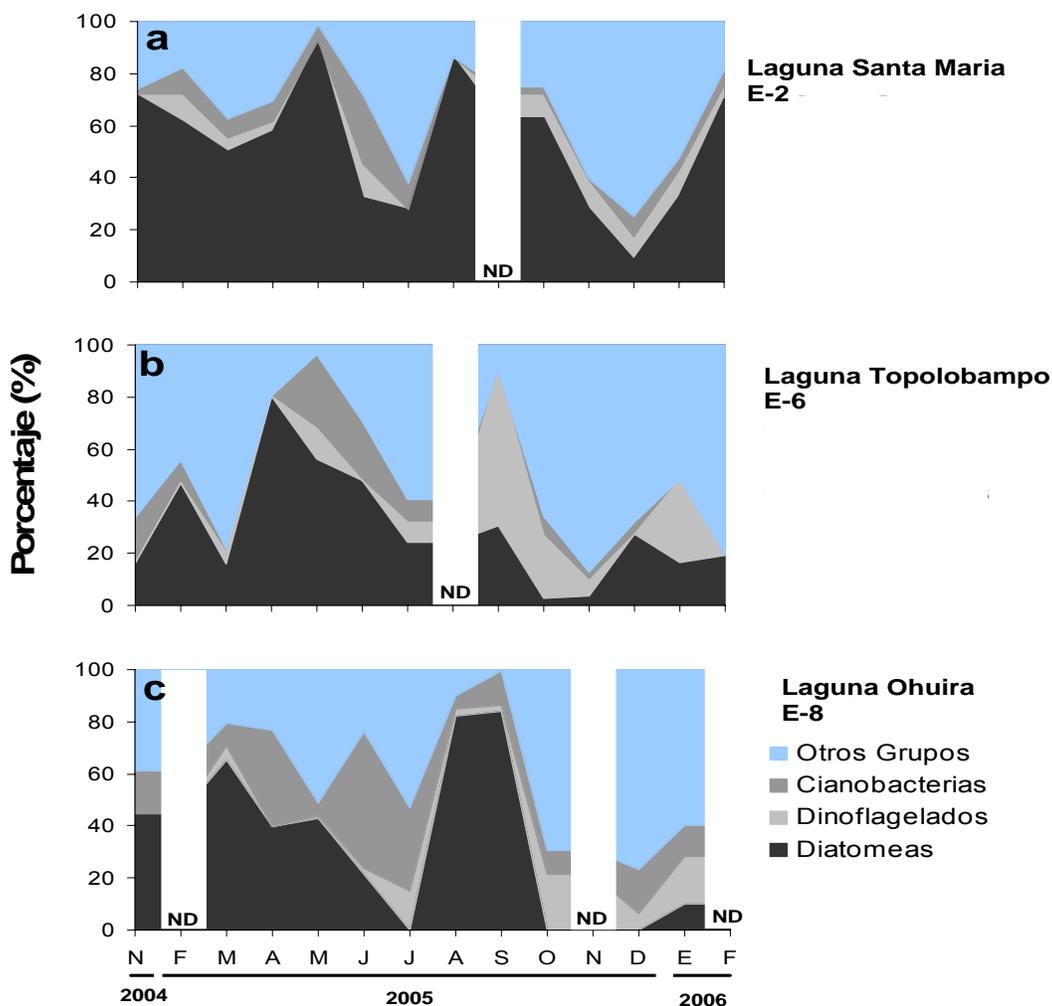


Figura 21. Contribución porcentual de los grupos dominantes (diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias) y la suma de los grupos pequeños (otros grupos) en; a) Santa María (E-2), B) Topolobampo (E-6) y c) Ohuira (E-8) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. ND = ausencia de datos.

La contribución del componente de grupos pequeños fue alta en lo que respecta a la contribución a la clorofila *a*. En SM, presentó una contribución del 43.62% del porcentaje total, seguido del componente de diatomeas con un 40.89% del porcentaje total, las cianobacterias y dinoflagelados contribuyeron con el 9.84 y 5.62% del porcentaje total, respectivamente (Tabla 8).

En TOP, el grupo de las diatomeas exhibió el mayor porcentaje con 44.86%, seguido por el componente de grupos pequeños en orden de importancia, constituyendo el 34.77% de la comunidad, seguido por

cianobacterias y dinoflagelados, representando el 15.83 y el 4.53%, respectivamente (Tabla 8).

OHU también mostró una contribución relativamente alta de los grupos pequeños ya que representaron el 48.04% de los grupos fitoplanctónicos, las diatomeas representaron el siguiente mayor porcentaje (36.76%), seguido de las cianobacterias que también fueron un componente muy importante con 8.53% y los dinoflagelados con el 6.64% del total de la biomasa fitoplanctónica (Tabla 8).

8.3.5.2 Contribución relativa de los grupos pequeños

Se hizo una suma de la contribución de todos los grupos pequeños en cada uno de los meses en las lagunas del sistema, esta sumatoria se expresó como el 100% para esos grupos pequeños, para así estimar la participación de cada uno en las diferentes lagunas (Tabla 8, Fig. 22). En general, se pudo notar que la mayoría de los grupos pequeños estuvieron representados y que presentaron variabilidad espacial y temporal en las 3 lagunas a lo largo de la serie analizada. Los mayores contribuyentes en el sistema lagunar, fueron las criptofitas, haptofitas y euglenofitas, aunque también se pudieron observar casos de nula o baja contribución de clorofitas y rafidofitas OHU. Un ejemplo de la importancia de estos grupos se observó en la E-2 de SM donde las rafidofitas contribuyeron con el 100% (Fig. 22) y en la E-6 de TOP en junio cuando las haptofitas representan el 100%.

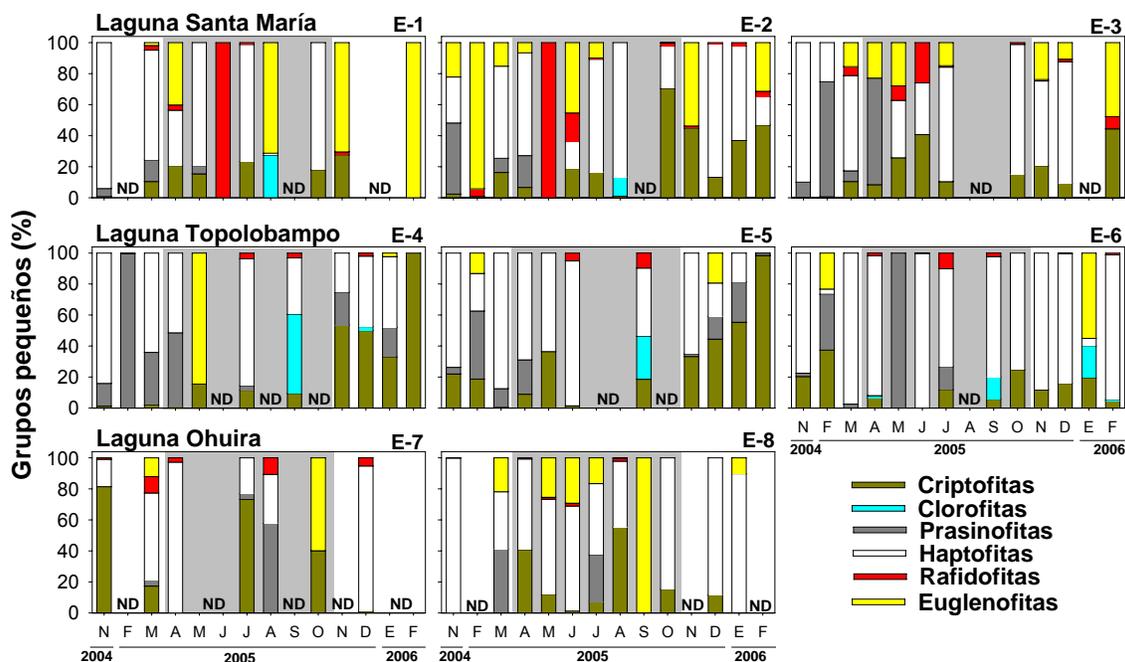


Figura 22. Contribución en porcentaje relativo de los grupos pequeños encontrados en el sistema lagunar Santa María (E-1, E-2 y E-3), Topolobampo (E-4, E-5 y E-6) y Ohuira (E-7 y E-8) durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. ND = ausencia de datos.

En TOP y SM a nivel estacional, es posible ver a las rafidofitas durante los meses cálidos y las criptofitas principalmente durante los meses fríos. En tanto que OHU presentó un patrón de distribución estacional menos definido.

8.3.5.3 Relación de los pigmentos marcadores con las abundancias de los grupos fitoplanctónicos

Se hizo un análisis de regresión lineal para corroborar la posible correspondencia entre las abundancias de los grupos que solamente se pueden cuantificar mediante microscopía invertida y su pigmento marcador característico (Fig. 23), contrastando las abundancias obtenidas mediante conteos de microscopía invertida con las concentraciones del pigmento obtenidas por HPLC. En general, para las 3 lagunas, la relación entre pigmentos y abundancias de grupos fue baja, mostrando valores de r^2 bajos. Los valores más altos de correlación se encontraron en SM, de la relación entre diatomeas vs. fucoxantina ($r^2 = 0.1260$, Fig. 23a) y en TOP también para diatomeas vs.

fucoxantina ($r^2 = 0.2596$, Fig. 23d) y OHU para dinoflagelados vs. peridinina ($r^2 = 0.2254$ correlación, Fig. 23h).

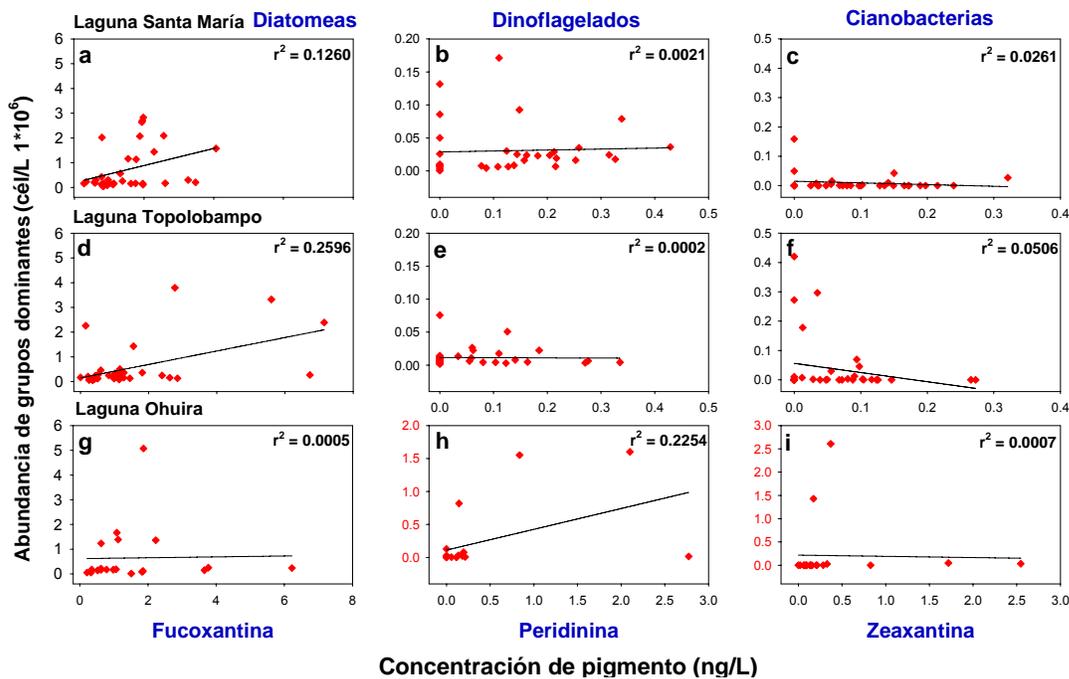


Figura 23. Regresión lineal entre los pigmentos marcadores de los grupos dominantes, diatomeas vs fucoxantina (a, d y g); dinoflagelados vs peridinina (b, e y h) y las cianobacterias vs zeaxantina (c, f y i) en las lagunas del sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006.

8.3.6 Grupos Funcionales

8.3.6.1 Laguna Santa María

De acuerdo al análisis de ordenación de Bray-Curtis hecho, con base en las asociaciones mediante las abundancias de las especies identificadas; en la laguna SM, se pudieron observar distintos tipos de agrupaciones pertenecientes a mezclas de géneros de los distintos grupos morfológicos. En este análisis se pudo constatar la presencia de 4 grupos formados por diferentes taxa filogenéticos que comparten características de éxito bajo diversas condiciones ambientales (Fig. 24). El primer grupo estuvo compuesto principalmente por dinoflagelados del género *Prorocentrum* (mayores de 20 μm), dinoflagelados tecados menores de 20 μm y diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* que cuentan con estrategias fisiológicas que los hacen tener éxito en ambientes enriquecidos en nutrientes. Así como una mezcla de diatomeas costeras de

tamaño mediano, todos estos taxa se presentaron durante la temporada invierno-primavera en esta laguna.

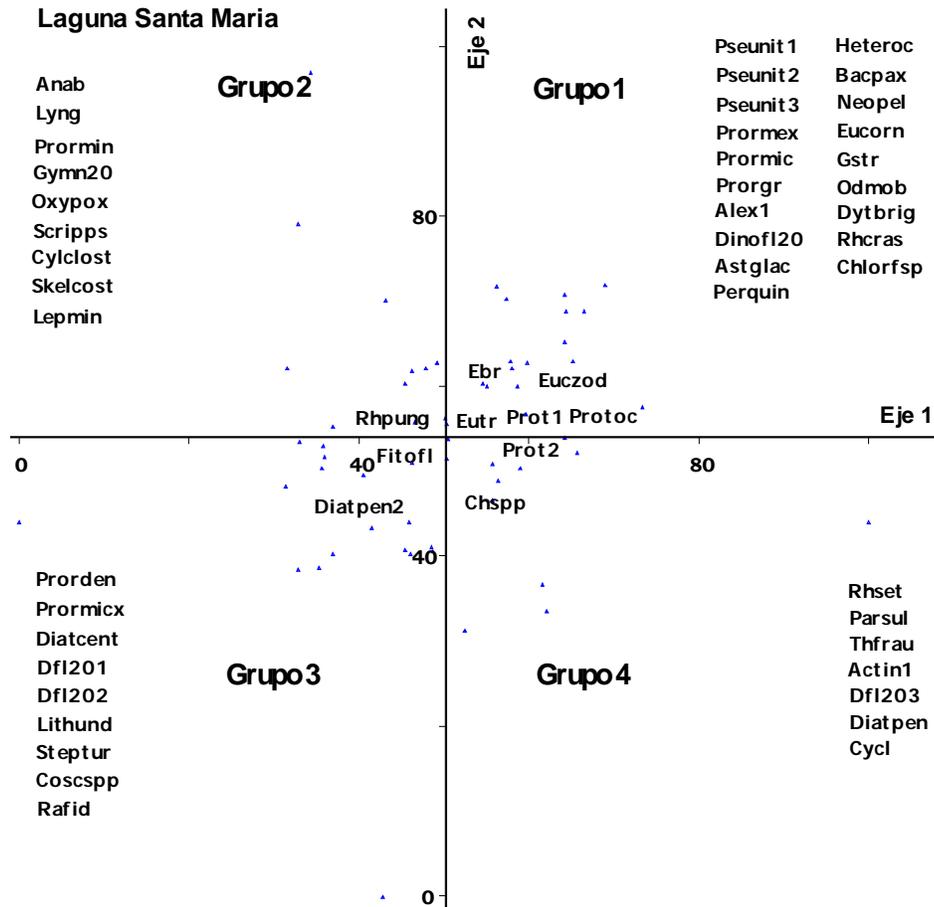


Figura 24. Análisis de ordenación de Bray-Curtis mostrando los grupos funcionales encontrados en la laguna Santa María durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. **GRUPO 1**; Pseunit1-*Pseudo-nitzschia* sp1, Pseunit2-*Pseudo-nitzschia* sp2, Pseunit3-*Pseudo-nitzschia* sp3, Prormex-*Prorocentrum mexicanum*, Prormic-*Prorocentrum micans*, Prmgr-*Prorocentrum gracile*, Alex1-*Alexandrium* sp1, Dinofl20-Dinoflagelados menor de 20 μ m, Astglac-*Asterionellopsis glacialis*, Perquin-*Peridinium quinquecorne*, Heter-*Heterocapsa* sp, Bacpax-*Bacillaria paxillifera*, Neopel-*Neodelphineis pelagica*, Eucorn-*Eucampia cornuta*, Gstr-*Guinardia striata*, Odmob-*Odontella mobiliensis*, Dytbrig-*Dytilum brightwellii*, Rhcras-*Rhizosolenia crassispina*, Chlorsp-*Chaetoceros lorenzianus*. **GRUPO 2**; Anab-*Anabaena* sp, Lyng-*Lyngbya* sp, Prormin-*Prorocentrum minimum*, Gymn20-*Gymnodinium* sp menor 20 μ m, Oxypox-*Oxyphysis oxytoxoides*, Scripps-*Scripsiella* sp, Cylclost-*Cylindrotheca closterium*, Skelcost-*Skeletonema costatum*, Lepmin-*Leptocylindrus minimus*. **GRUPO 3**; Prorden-*Prorocentrum dentatum*, Prormicx-*Prorocentrum micans* menor 20 m, Diatcent-Diatomeas centrales, Dfl201-Dinoflagelado menor 20 μ m sp1, Dfl202-Dinoflagelado menor 20 μ m sp2, Lithund-*Lithodesmium undulatum*, Steptur-*Stephanopyxis turris*, Coscspp-*Coscinodiscus* sp, Rafid-Rafidofitas. **GRUPO 4**; Rhset-*Rhizosolenia setigera*, Parsul-*Paralia sulfata*, Thfrau-*Thalassionema frauenfeldii*, Actin1-*Actinoptychus* sp 1, Dfl203-Dinoflagelados menor 20 μ m sp 3, Diatpen-Diatomeas pennales, Cycl-*Cyclotella* sp.

El grupo 2, estuvo compuesto de una mezcla de cianobacterias y dinoflagelados y diatomeas de tamaños pequeños, que tienen éxito en ambientes limitados en nutrientes como los dinoflagelados menores de 20 μ m;

Prorocentrum minimum, *Scrippsiella* sp y las diatomeas; *Skeletonema costatum* y *Cylindrotheca closterium*; así como las cianobacterias *Anabaena* sp y *Lyngbya*

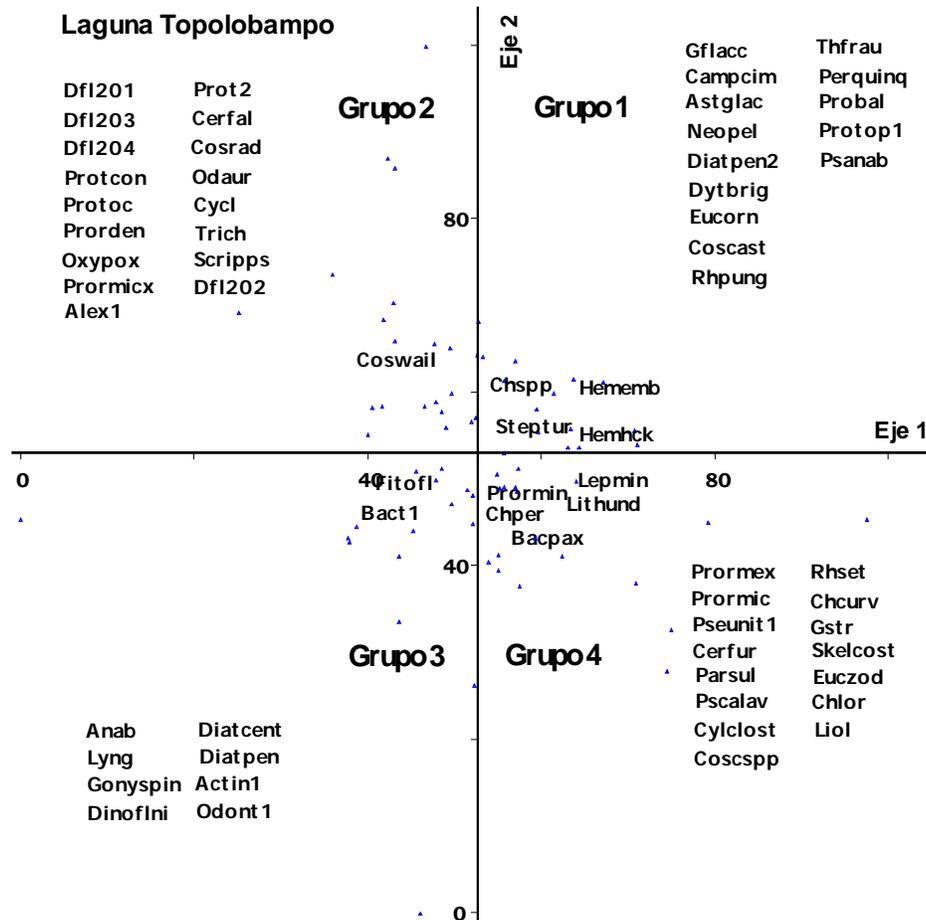


Figura 25. Análisis de ordenación de Bray-Curtis mostrando los grupos funcionales encontrados en la laguna Topolobampo durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. **GRUPO 1**; Gflacc-*Guinardia flaccida*, Campcim-*Campylosira cimbellaformis*, Astglac-*Asterionellopsis glacialis*, Neopel-*Neodelphineis pelagica*, Diatpen2-Diatomeas pennales menor 20 µm, Dytbrig-*Dytilum brightwellii*, Eucorn-*Eucampia cornuta*, Coscast-*Coscinodiscus asteromphalus*, Rhpung-*Rhizosolenia pungens*, Thfrau-*Thalassionema frauenfeldii*, Perquinq-*Peridinium quinquecorne*, Probal-*Prorocentrum balticum*, Protop1-*Prorocentrum* sp1, Psanab-*Pseudanabaena* sp. **GRUPO 2**; Dfl201-Dinoflagelado menor 20 µm sp1, Dfl204-Dinoflagelado menor 20 µm sp4, Dfl203-Dinoflagelado menor 20 µm sp3, Protcon-*Prorocentrum conicum*, Protoc-*Prorocentrum oceanicum*, Prorden-*Prorocentrum dentatum*, Oxypox-*Oxyphysis oxytoxoides*, Prormicx-*Prorocentrum micans* 20m, Alex1-*Alexandrium* sp1, Prot2-*Prorocentrum* sp2, Cerfal-*Ceratium falcatum*, Cosrad-*Coscinodiscus radiatus*, Odaur-*Odontella aurita*, Cycl-*Cyclotella* sp, Trich-*Trichodesmium* sp, Scripps-*Scrippsiella* sp, Dfl202-Dinoflagelado menor 20 µm sp2. **GRUPO 3**; Anab-*Anabaena* sp, Lyng-*Lyngbya* sp, Gonyspin-*Gonyaulax spinifera*, Dinoflni-Dinoflagelados no identificados, Diatcent-Diatomeas centrales, Diatpen-Diatomeas pennales, Actin1-*Actinoptychus* sp1, Odont1-*Odontella* sp 1. **GRUPO 4**; Prormex-*Prorocentrum mexicanum*, Prormic-*Prorocentrum micans*, Pseunit1-*Pseudo-nitzschia* sp1, Cerfur-*Ceratium furca*, Parsul-*Paralia sulfata*, Pscalav-*Pseudosolenia calcar avis*, Cyloclost-*Cylindrotheca closterium*, Coscsp-Coscinodiscus spp, Rhset-*Rhizosolenia setigera*, Chcurv-*Chaetoceros curvisetus*, Gstr-*Guinardia striata*, Skelcost-*Skeletonema costatum*, Euczod-*Eucampia zodiacus*, Chlor-*Chaetoceros lorenzianus*, Liol-*Lioloma* sp.

sp, todos estos taxa se presentaron en SM con mayores abundancias principalmente en los meses cálidos de verano (Fig. 24). El grupo 3 también estuvo formado de una mezcla de dinoflagelados pequeños, como especies pequeñas del género *Prorocentrum* (< 20 µm), así como de rafidofitas que son especies costeras típicas de ambientes impactados. El grupo 4 estuvo compuesto de diatomeas costeras del microfitoplancton típicas de los meses de invierno (Fig. 24).

8.3.6.2 Laguna Topolobampo

El análisis de agrupación para TOP, mostró 4 grupos al igual que en las otras 2 lagunas (Fig. 25). El grupo 1 estuvo compuesto principalmente de diatomeas costeras y litorales que presentaron sus máximas abundancias en los meses de invierno-primavera en esta laguna, con algunas proliferaciones registradas. También en este grupo se identificaron dinoflagelados pequeños como *Peridinium quinquecorne* y *Prorocentrum balticum*. El grupo 2 presentó, una mezcla de dinoflagelados oceánicos de aguas oligotróficas, así como pequeños dinoflagelados menores de 20 µm, propios de ambientes enriquecidos (Fig. 25). En tanto que el grupo 3, incluyó cianobacterias y dinoflagelados pequeños y el grupo 4 fue una mezcla de especies del género *Prorocentrum* (> 20 µm), así como una mezcla de diatomeas grandes en cadena y diatomeas de menor tamaño.

8.3.6.3 Laguna Ohuira

Los grupos encontrados en la laguna OHU estuvieron principalmente compuestos de dinoflagelados, cianobacterias y diatomeas pequeñas (Fig. 26). El grupo 1 que estuvo formado principalmente por los organismos que presentaron altas abundancias durante los meses de verano, como cianobacterias (*Lyngbya* sp), dinoflagelados pequeños y diatomeas pequeñas, todos estos reportados como favorecidos en condiciones altas de amonio y altas temperaturas. El grupo 2 estuvo compuesto de diatomeas costeras,

cianobacterias y dinoflagelados pequeños. Mientras que el grupo 3 fue una mezcla de especies del género *Prorocentrum* (pequeños y grandes), entre otros (Fig. 26). El grupo 4 estuvo compuesto de dinoflagelados pequeños, cianobacterias y fitoflagelados, bajo condiciones desfavorables para el crecimiento de diatomeas.

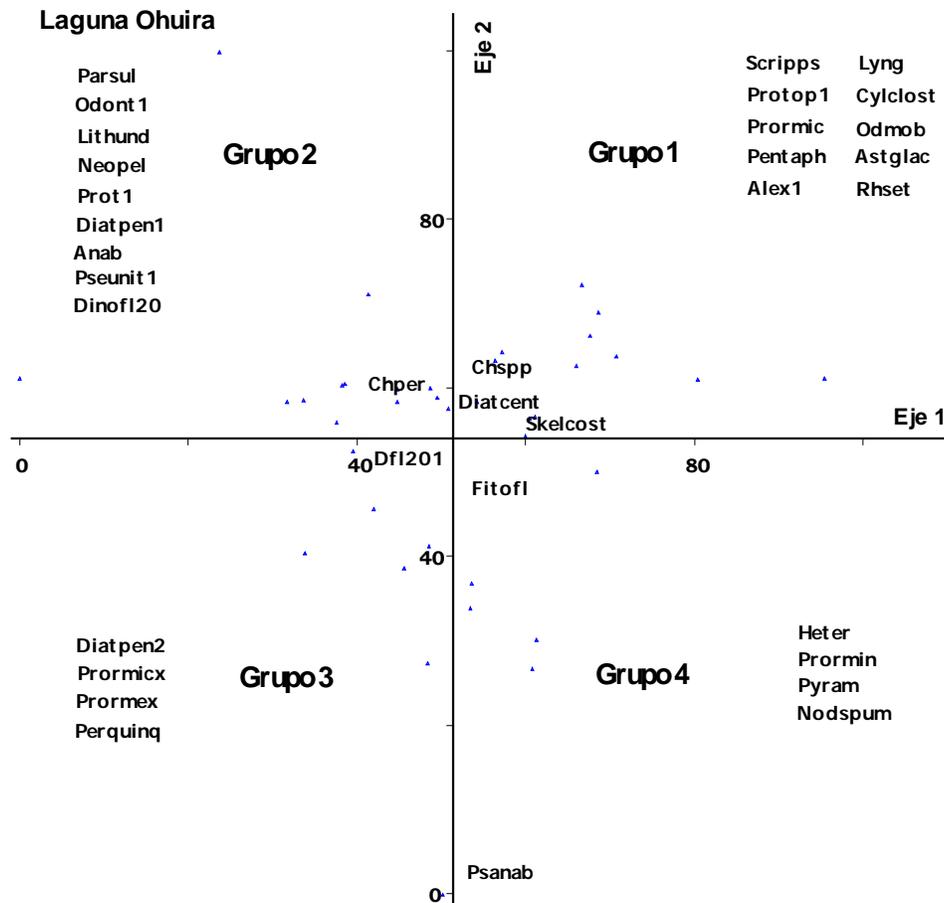


Figura 26. Análisis de ordenación de Bray-Curtis mostrando los grupos funcionales encontrados en la laguna Ohuira durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006. **GRUPO 1**; Scripps-*Scrippsiella* sp, Protop1-*Protoperidinium* sp1, Prormic-*Prorocentrum micans*, Pentaph-*Pentapharsodinium* sp, Alex1-*Alexandrium* sp1, Lyng-*Lyngbya* sp, Cylclost-*Cylindrotheca closterium*, Odmob-*Odontella mobiliensis*, Astglac-*Asterionellopsis glacialis*, Rhset-*Rhizosolenia setigera*. **GRUPO 2**; Parsul-*Paralia sulcata*, Odont1-*Odontella* sp1, Lithund-*Lithodesmium undulatum*, Neopel-*Neodelphineis pelagica*, Prot1-*Protoperidinium* sp1, Diatpen1-Diatomeas pennaes, Anab-*Anabaena* sp, Pseunit1-*Pseudo-nitzschia* sp1, Dinofl20-Dinoflagelados menor 20 μ m, Diatpen-Diatomeas pennaes. **GRUPO 3**; Diatpen2-Diatomeas pennaes 20 m, *Prorocentrum micans* menor 20 μ m, Prormex-*Prorocentrum mexicanum*, Perquinq-*Peridinium quinquecorne*, **GRUPO 4**; Heter-*Heterocapsa* sp, Prormin-*Prorocentrum minimum*, Pyram-*Pyramimonas* sp, Nodspum-*Nodularia spumigena*.

8.3.7 Influencia de las variables ambientales sobre el fitoplancton

8.3.7.1 Laguna Santa María

Se utilizó el análisis de correspondencia canónica; una herramienta multivariada de ordenación para explicar los niveles de correlación que existen entre los distintos grupos funcionales y las variables físico-químicas que están determinando la distribución de las distintas fracciones del fitoplancton. Los 2 primeros ejes para SM nos explican el 55 % de la varianza total (Fig. 27); teniendo más peso el eje 1 que nos explica la mayor parte de la varianza (35.2%) o nos dice las variables que mayormente están definiendo la distribución de los distintos grupos funcionales.

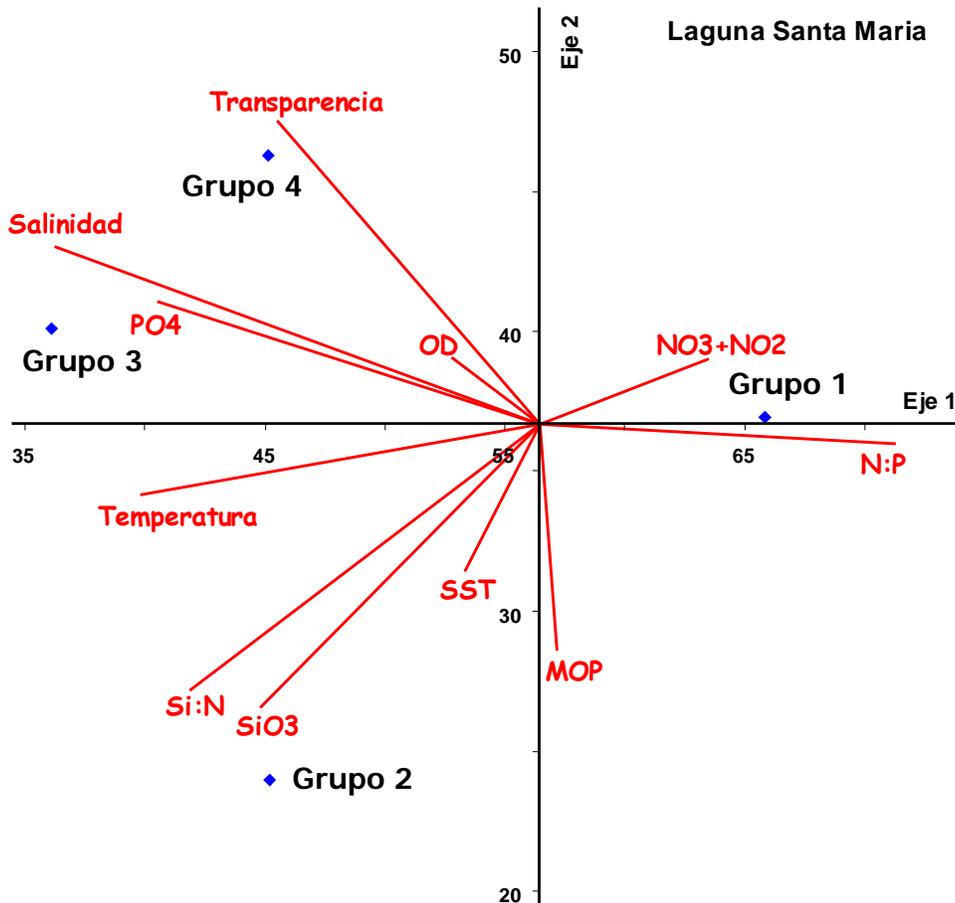


Figura 27. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC, ejes 1 y 2) de los grupos funcionales del fitoplancton (Grupos 1, 2, 3 y 4) para la laguna Santa María durante el período noviembre 2004-febrero 2006.

Las variables que tuvieron las correlaciones positivas más altas con este eje, fueron la proporción N:P y los nutrientes oxidados del nitrógeno ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$); esto nos indica que los organismos del grupo 1 tuvieron mayor éxito bajo condiciones de valores más cercanos a la proporción N:P y altas concentraciones de nutrientes oxidados. Las correlaciones negativas del eje 1 nos indican que los organismos del grupo 2 (compuesto de cianobacterias y dinoflagelados) tienden a predominar bajo condiciones de mayores temperaturas y mayores concentraciones de ácido silícico y SST (Fig. 27).

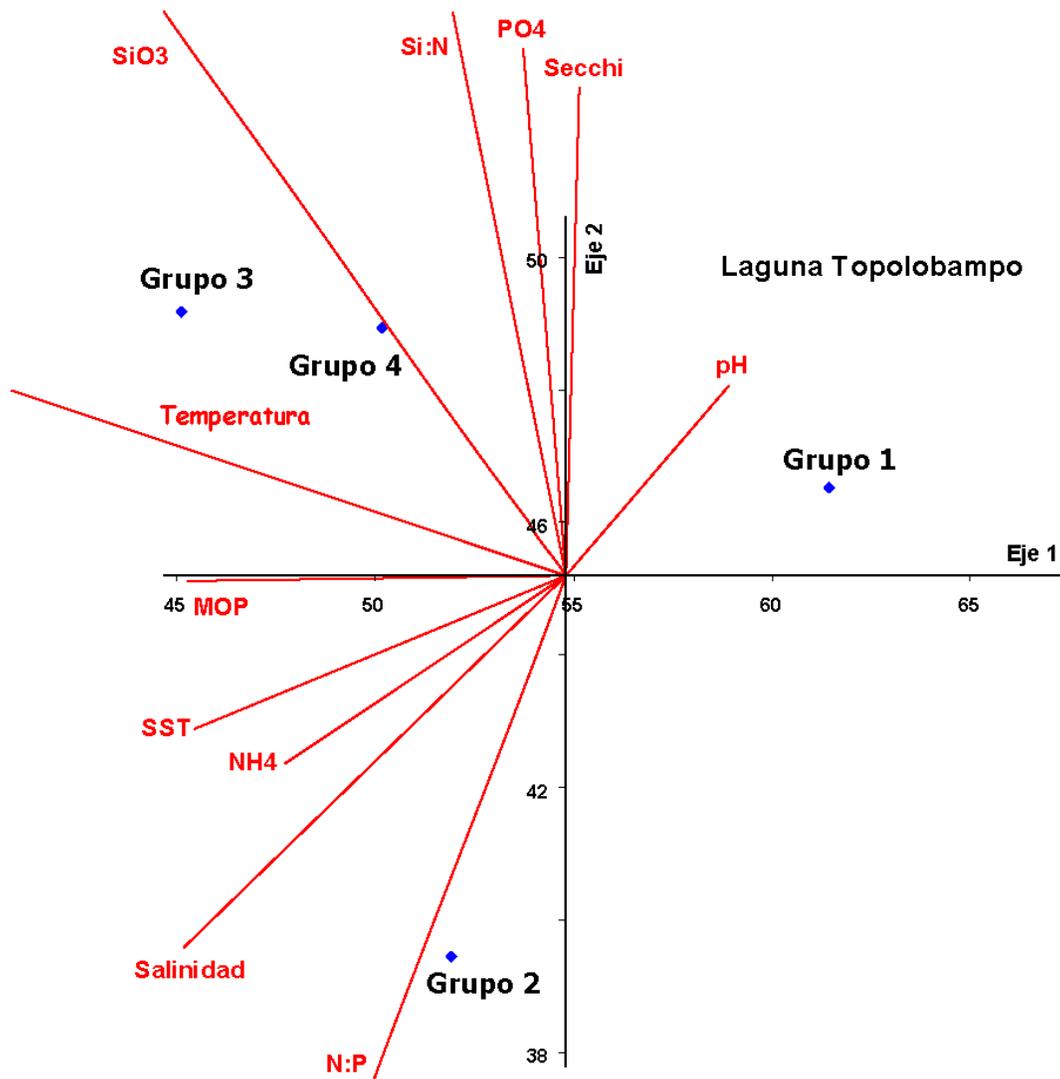


Figura 28. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC, ejes 1 y 2) de los grupos funcionales del fitoplancton (Grupos 1, 2, 3 y 4) para la laguna Topolobampo durante el período noviembre 2004-febrero 2006.

8.3.7.2 Laguna Topolobampo

Los 2 ejes de ordenación en TOP nos explican en total el 49.6 % de la varianza acumulada (Fig. 28). El eje 1 representó el 30.6% de la variación total y las variables que tuvieron una correlación más alta con este eje fueron, el pH y la transparencia del agua, relacionándose con el grupo funcional 1, que se presentó durante los meses fríos cuando se presentó una mayor producción en esta laguna, representado mayormente por las proliferaciones de diatomeas planctónicas (*Asterionellopsis glacialis*).

Las demás variables explican el 18.9% de la variación; con los grupos 3 y 4 presentándose en condiciones de salinidades y temperaturas altas y el grupo 2 estando relacionado con altas concentraciones de SiO₃, SST y MOP (Fig. 28).

8.3.7.3 Laguna Ohuira

El total de la varianza explicada en los 2 primeros ejes en OHU fue de 69.7 % (Fig. 29). Con el eje 1 alcanzando el 47% de la variación total, con una conjugación de la mayoría de las variables que presentaron altas correlaciones con este eje, siendo éstas en orden de importancia, el oxígeno disuelto, la temperatura, el ácido silícico, el pH, el amonio, la proporción Si:N y los fosfatos.

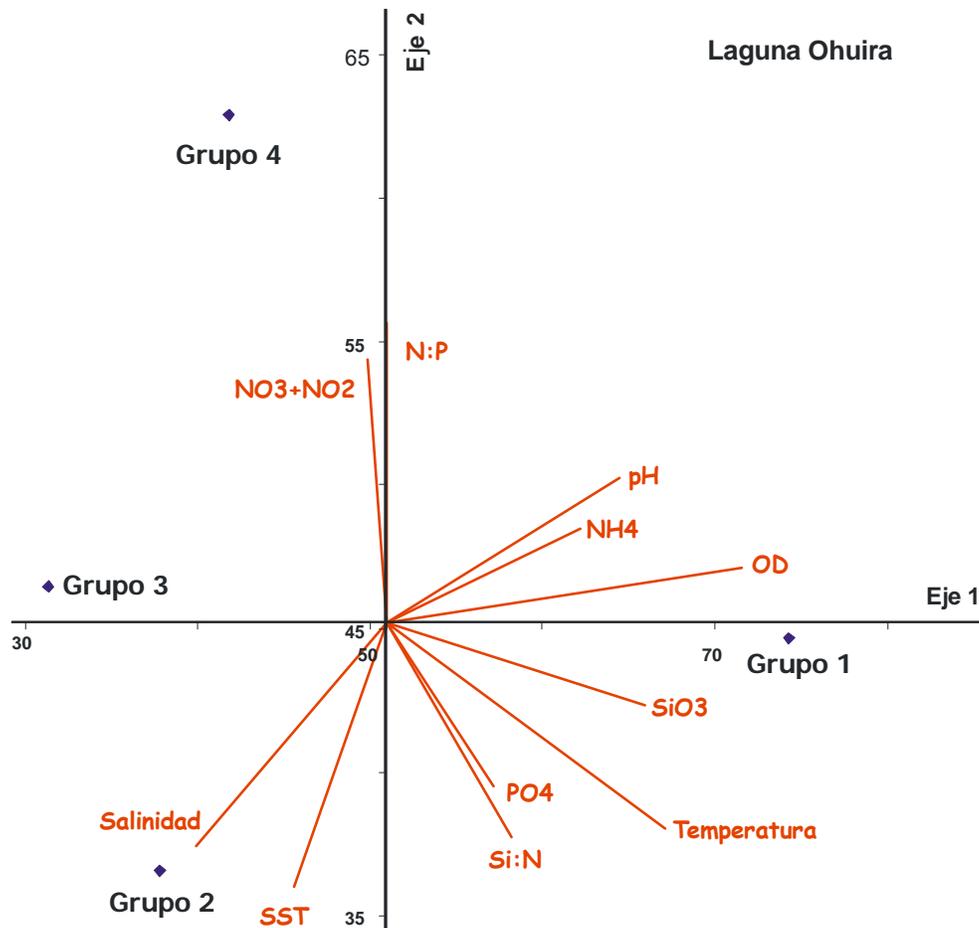


Figura 29. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC, ejes 1 y 2) de los grupos funcionales del fitoplancton (Grupos 1, 2, 3 y 4) para la laguna Ohuira durante el periodo noviembre 2004-febrero 2006.

Estas variables estuvieron relacionadas con los organismos del grupo 1, que se presentaron durante los meses cálidos con altas abundancias de cianobacterias y dinoflagelados pequeños. El grupo 4 se encontró relacionado con los valores mas cercanos a la proporción N:P y altas concentraciones de nutrientes oxidados, mientras que los grupos 2 y 3 se encontraron relacionados con altas salinidades y SST (Fig. 29).

8.3.8 Abundancia y biomasa del zooplancton

Se puede notar a nivel general, mayores concentraciones en las abundancias del microzooplancton (ciliados y tintínidos), en las lagunas SM y

OHU, mientras que las biomazas normalizadas más altas de macrozooplancton se encontraron en TOP. A escala temporal, se pueden observar incrementos en las abundancias durante los meses fríos de las 3 lagunas en cuanto al microzooplancton especialmente en SM y OHU, alcanzándose el valor máximo en la estación 1 de SM, donde se llegaron a registrar abundancias tan altas como $55.9 \text{ org}\cdot\text{l}^{-1} \cdot 10^3$ representados mayormente por el grupo de los ciliados (Fig. 30a).

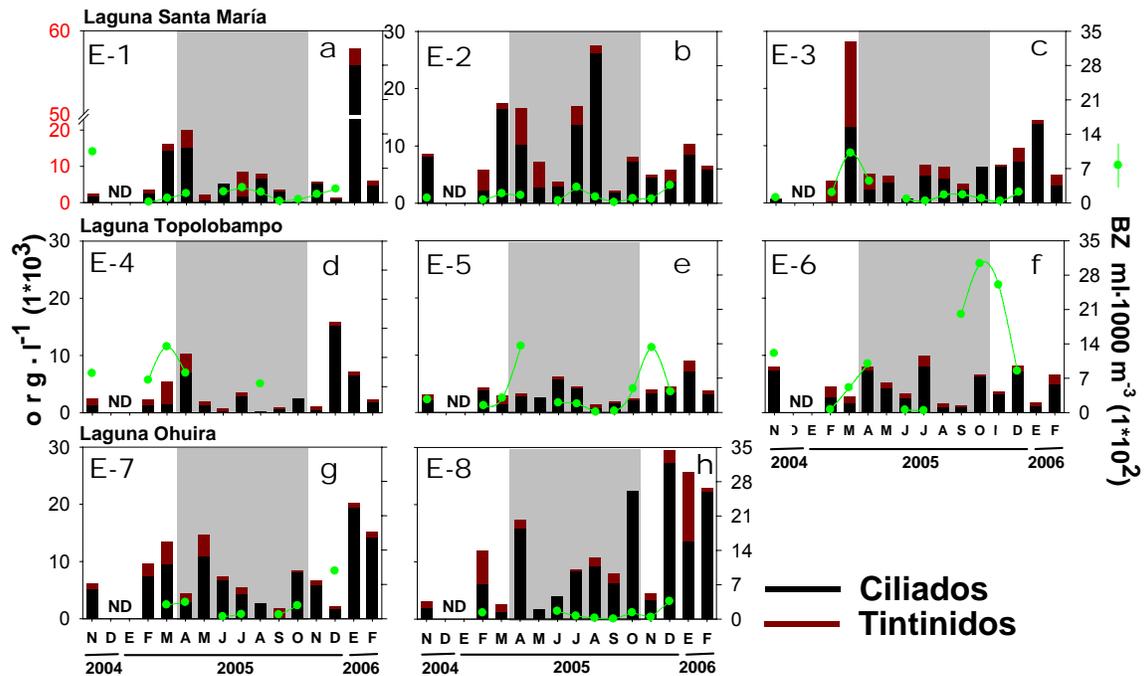


Figura 30. Abundancia de los organismos del microzooplancton (ciliados y tintínidos, $\text{org}\cdot\text{l}^{-1} \cdot 10^3$, en barras) y biomasa de macrozooplancton estandarizada a $\text{ml}\cdot 1000 \text{ m}^{-3} \cdot 10^2$, en líneas) en el sistema lagunar Santa María (a, b y c) Topolobampo (d, e y f) y Ohuira (g y h) durante el periodo Noviembre 2004-Febrero 2006. El área sombreada representa los meses cálidos. Nótese el cambio de escala en E-1 en abundancias de microzooplancton. ND = ausencia de datos.

Las biomazas zooplanctónicas en SM y OHU (Figs. 30a-30c y 30g-30h) se mantuvieron bajas con algunos ligeros incrementos durante los meses fríos, pero en ningún momento fueron comparables a las registradas en TOP (Figs. 30d-30f), que presentó biomazas tan altas como 30.31 y $25.99 \text{ ml}\cdot 1000 \text{ m}^{-3} \cdot 10^2$ en la estación 6 (Fig. 30f) durante la segunda mitad del año, a diferencia de SM y OHU que presentaron valores máximos puntuales de 10.39 y $9.72 \text{ ml}\cdot 1000 \text{ m}^{-3} \cdot 10^2$, respectivamente en situaciones muy particulares, dado que

el resto del año permanecieron constantes en estas 2 lagunas, nunca excediendo de $5 \text{ ml} \cdot 1000 \text{ m}^{-3}$ ($1 \cdot 10^2$) sus biomásas registradas.

9. DISCUSIÓN

Los cambios en la composición y abundancia del fitoplancton generalmente son los primeros síntomas de cambios en las condiciones de la columna de agua o en la interacción entre la atmósfera y el océano. Sin embargo, a pesar de su potencial como indicador es difícil de discernir los efectos de la introducción de nutrientes a través de las descargas de aguas residuales a los cuerpos de agua costeros. En este sentido uno de los mayores impactos de la eutrofización debida a las entradas de nitrógeno y fosforo, son los cambios en su estructura y la afectación que esto origina al funcionamiento de los ecosistemas marinos, lo que repercute en la reducción en las pesquerías, maricultivo y turismo. Ante este problema, una de las principales preocupaciones en muchos de los ambientes costeros del país es la falta de información básica del estado actual de los mismos. Por esta razón este estudio se abocó a generar información crítica, relativa a la influencia de las descargas de nutrientes derivados de las actividades antropogénicas de la región sobre el estado actual del sistema lagunar Topolobampo y la estructura y composición del fitoplancton. Los resultados de este estudio indicaron que el fitoplancton es sensible a los ingresos de nutrientes provenientes de la zona costera aledaña. Esta información es discutida ampliamente en los apartados siguientes.

9.1 Variables Físico-Químicas

9.1.1 Temperatura

Una de las variables físicas de mayor relevancia en las lagunas costeras es la temperatura, ya que esta afecta de manera directa o indirecta a variables tales como la tasa de evaporación, salinidad, saturación de oxígeno y una gran cantidad de procesos biogeoquímicos (Contreras-Espinoza, 1993).

Al tomar en cuenta el patrón de distribución temporal, se pudieron identificar 2 temporadas a lo largo del año: una fría (noviembre a marzo) y una

cálida (abril a octubre). La mayor variabilidad en el sistema lagunar se registró durante abril lo que representa un periodo de transición de la temporada fría a la cálida. En octubre, se presentó también una transición hacia el periodo frío, esto corresponde a lo reportado para las lagunas de la región (Lara-Lara y Álvarez-Borrego, 1975; Álvarez-Borrego, *et al*, 1975; Escobedo-Urías, 1997; Hernández, *et al*, 1995; Hernández y Escobedo-Urías, 1996), y para otras regiones del noroeste del país, donde también se menciona esta estacionalidad (temporada fría, cálida y de transición) (Verdugo-Díaz, 1997; Cervantes Duarte, *et al.*, 2001).

La mayor parte de la variabilidad anual de temperatura en SM y OHU se presume que es debido a que estas lagunas son someras, y por lo cual esto puede favorecer a que existan variaciones marcadas de calentamiento o enfriamiento de la columna de agua y por lo tanto una respuesta rápida a los cambios estacionales de la irradiación solar (Morales-Soto *et al.*, 2000), estando de acuerdo a lo observado para OHU que fue la laguna que presenta las menores profundidades y la cual obtuvo los valores promedio mas altos de temperatura durante los meses cálidos.

La temperatura juega un papel importante en la sucesión estacional de las comunidades fitoplanctónicas, al influenciar la predominancia y la biomasa de ciertos grupos algales. Se ha evidenciado claramente que el crecimiento del fitoplancton tiende a disminuir ante incrementos de temperatura, provocando un desplazamiento de grupos menos adaptados a temperaturas elevadas o estrategias de reducción de tamaño para mantenerse presente a lo largo del año, como las diatomeas (Eppley, 1972; Harrison y Platt, 1980; Levasseur *et al.*, 1984). Estudios con la diatomea marina *Thalassiosira nordenskiöldii*, han mostrado que el contenido celular de sílice y por ende el tamaño celular disminuye durante los meses de mayor temperatura (Durbin, 1977). Un tamaño celular mayor hace menos eficiente la asimilación de sílice ante bajas concentraciones de este nutriente (Paasche, 1973). Gran (1912) también observó que las “formas de verano” de muchas especies de diatomeas

planctónicas estaban débilmente silicificadas. Estos patrones de reducción en tamaño y silicificación débil fueron observados durante el desarrollo del presente estudio en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María, donde la mayoría de las especies que se presentaron en verano en OHU eran de tamaño reducido, así como las especies de diatomeas encontradas en verano en SM, tales como: *Cyclotella* sp, *Cylindrotheca closterium*, *Leptocylindrus minimus* y *Skeletonema costatum*.

9.1.2 Salinidad

Se observaron diferentes patrones para las 3 lagunas del sistema lagunar variando considerablemente a través del tiempo y el espacio. Se pudo constatar claramente el comportamiento de estuario positivo en SM y OHU, donde claramente se pueden denotar la influencia de las aguas residuales principalmente durante el periodo de invierno-primavera, que es cuando se llevan a cabo las tareas de fertilización-irrigación en estas zonas costeras de la parte oriental costera del Golfo de California. Durante el ciclo de cultivo otoño-invierno en las inmediaciones de este sistema se siembran alrededor de 200 000 has. de distintos cultivos de granos y hortalizas, las cuales son irrigadas y fertilizadas generando un flujo de agua enriquecida que es vertido directamente a través de los drenes a este cuerpo de agua (AGRONET, 2008).

En la laguna SM se ha registrado un comportamiento de estuario positivo (Escobedo-Urias, 1997) donde la salinidad es más baja que en el Golfo de California y se ha observado una estratificación marcada durante todas las épocas climáticas, con concentraciones similares o mayores a la de la zona adyacente del Golfo de California (Phleger y Ayala, 1969; Gilmartin y Revelante, 1978) donde las aguas de mayor salinidad circulan por el fondo debido a las corrientes de marea que penetran por esta capa (Escobedo-Urías, 1997). En tanto que las salinidades más bajas observadas en este sitio son fuertemente influenciadas por los aportes de aguas residuales de los drenes agrícolas y

urbanos que aquí se descargan (Escobedo-Urías, 1997). Durante verano, las salinidades más altas se explican por una mayor influencia de la evaporación que disminuye la influencia de los aportes, no obstante, que estos son los más altos del año (Escobedo-Urías, 1997). Escobedo-Urías (1997) también registró salinidades muy bajas durante el periodo de otoño debido a la precipitación pluvial (máximo de 210 mm promedio mensual) que es muy importante en esta zona, sin embargo durante la presente temporada de estudio la precipitación no fue tan importante en este sistema debido a que fue un año “seco” y la precipitación fue casi nula (30 mm promedio mensual) en comparación con lo reportado anteriormente. Escobedo-Urías (1997) señala que el factor preponderante sobre la salinidad en esta laguna es la precipitación pluvial, sin embargo durante el periodo de nuestro muestreo, el factor mas influyente sobre la salinidad fueron los aportes de aguas residuales.

La laguna OHU siempre presentó los valores mas bajos de salinidad de todo el sistema con concentraciones debajo de las 35 ups y al igual que en SM, las valores mas bajos se presentaron durante los meses fríos, denotando la influencia de las aguas residuales y mayormente las de origen agrícola. TOP presentó los mayores valores del sistema, sin embargo durante los meses fríos llego a presentar valores debajo de las 35 ups, denotando la interconexión de entrada-salida del agua entre estos 2 cuerpos de agua. Condiciones de tipo antiestuarino como las observadas en TOP, se han registrado en cuerpos lagunares adyacentes como la laguna Macapule donde Magaña-Álvarez (2004) encontró aguas por encima de los 35 ups durante todo el año en este sistema lagunar y algunas estaciones de muestreo con menores salinidades influenciadas con los aportes de aguas residuales principalmente durante la temporada de invierno, periodo durante el cual las actividades agrícolas son mas acentuadas. En general, el sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule está descrito como un sistema de tipo hipersalino o antiestuarino debido a los escasos aportes de agua dulce que recibe, así como a los intensos fenómenos de evaporación que aquí se presentan; siendo mas relevantes estos sobre la

salinidad que los mismos aportes de aguas residuales (Escobedo-Urías *et al.*, 2003; Zavala-Norzagaray, 2006).

9.1.3 Transparencia

La profundidad de desaparición del disco de Secchi puede estar relacionada con la transparencia del agua (Megard y Berman, 1989) y ésta va a depender de la absorción y el esparcimiento de la luz en la columna de agua. Diversos factores como la resuspensión y el transporte de partículas, el aumento en la biomasa del plancton, la actividad de pastoreo y la agregación de bacterias sobre la materia orgánica se sabe que van a estar afectando la transparencia (Bustillos-Guzmán y Lechuga-Déveze, 1989; Reyes-Salinas, 1999). En el presente estudio, las lagunas que obtuvieron los menores valores de disco de Secchi fueron SM y OHU, durante la temporada de fertilización-irrigación en la zona agrícola adyacente, otras lagunas como Macapule en Guasave, también han reportado valores similares relacionados con las descargas de aguas residuales de origen agrícola y urbano (Magaña-Álvarez, 2004 y Poot-Delgado, 2006).

Los valores de K_d para la zona se mantuvieron en la misma magnitud a los reportados por Poot-Delgado (2006) para la laguna Macapule, excepto en la estación 8 de OHU donde alcanzaron un K_d de hasta 14 m^{-1} en el mes con menor transparencia (0.1 m^{-1} durante esta observación). Este autor reporta K_d máximos de hasta 3.6 m^{-1} en esta estación con una baja transparencia solo que en su estudio este autor empleó una constante de 1.6, a diferencia del valor de 1.4 utilizado en este estudio. Este valor fue propuesto por Holmes (1970) para sistemas costeros turbios con poca transparencia de agua. Reyes-Salinas (1999) propone para sistemas con características más oceánicas como Bahía de La Paz, constantes de los 1.55 a 1.98 dependiendo de la época climática y las características de profundidad de la zona, para lo que en nuestro estudio se tomó la constante de 1.66 (mayo) para la laguna TOP ya que cuenta con condiciones similares a Bahía de La Paz de tipo más oceánico.

9.1.4 Saturación de Oxígeno Disuelto

De los factores clave que afectan la saturación del oxígeno disuelto principalmente en las lagunas costeras, se encuentran la fotosíntesis de los productores primarios de diverso orden (pastos marinos, macroalgas y microalgas), el consumo por parte de productores y consumidores y además del intercambio con la atmósfera propiciado por la turbulencia debido a los patrones de vientos locales (Contreras-Espinoza, 1993). Las 3 lagunas presentaron valores por arriba del 100 % de saturación (sobresaturación) fluctuando entre meses cálidos y fríos, con OHU alcanzando el promedio más alto de la serie (127.41). Magaña-Álvarez (2004) registro valores promedio alrededor de 105% de saturación, por lo en OHU los valores son mas altos que estos, debido principalmente a la presencia de proliferaciones de distintos grupos fitoplanctónicos e influenciados principalmente por los valores de verano donde se obtuvieron valores máximos de 236.53% a comparación de los reportados en la laguna Macapule (137%), en OHU, se atribuye también esta influencia sobre los valores de sobresaturación a los productores primarios debido a que durante esa temporada la acción de los vientos disminuye en esta área como pudo comprobarse en la Fig. 4 donde se alcanzaron los menores valores de rapidez del viento, siendo éste un factor importante que promueve la turbulencia en el agua y que va de acuerdo con el patrón de vientos dominantes en la zona (Roden, 1958; Lavin *et al.*, 1997). Ulloa-Pérez (2005), en el litoral de Navachiste, Sinaloa también reportó valores de saturación acordes a los del presente estudio con porcentajes de los 33 a los 256% influenciados principalmente por actividad fotosintética y al patrón de vientos dominante en el Golfo de California.

9.1.5 Sólidos Suspendidos Totales y Materia Orgánica Particulada

Se observaron las máximas concentraciones de SST y MOP en las lagunas de OHU y SM principalmente, asociada con la descarga de las aguas de los drenes y en cantidades comparables con lo reportado con Magaña-Álvarez (2004) y Poot-Delgado (2006) durante el verano, así como estos autores también reportaron este comportamiento en la laguna Macapule asociado a las sitios con influencia de aguas residuales.

9.1.6 Nutrientes

9.1.6.1 Nitrógeno Inorgánico Disuelto

La comparación entre las tres lagunas del sistema muestra una alta heterogeneidad espacio-temporal entre diversas variables, de las cuales probablemente el caso del NID sea uno de los más acentuados. Para esta variable se registraron los valores más altos en la laguna SM, principalmente en los meses de invierno-primavera. Los niveles medidos para la suma de los componentes del NID durante este estudio, son dos veces más altos comparados con los reportados por Escobedo-Urías (1997) una década atrás, quien a su vez menciona un incremento sustancial en las concentraciones de NID con respecto a trabajos anteriores (Hernández *et al.*, 1992) realizados en esta misma laguna. Escobedo-Urías (1997) menciona que los valores más altos encontrados, se relacionaron con las descargas de aguas de origen doméstico, industrial y agrícola a través de una red de drenes que descargan en la laguna SM.

En el presente trabajo se registraron los máximos valores de NID durante las temporadas invierno-primavera, periodo durante el cual se lleva a cabo una intensa irrigación en la extensa zona agrícola aledaña a las lagunas costeras de la costa oriental del Golfo de California. Sin embargo, para SM se han reportado los valores máximos durante los meses de verano como resultado de las altas

tasas de remineralización influenciadas por la temperatura (Escobedo-Urías, 1997). Por otro lado, el componente más importante en SM durante el presente trabajo fue el amonio, a diferencia de la dominancia de los nitratos reportada en esta misma laguna para la década de los noventa (Escobedo-Urías, 1997). Esto probablemente es debido al cambio en las prácticas agrícolas, ya que en la actualidad ha habido una substitución de los fertilizantes compuestos de nitratos por fertilizantes hechos a base de urea (Glibert, 2006), que son fácilmente hidrolizados a amonio, además de las aguas domésticas que contienen altas concentraciones de esta forma reducida de nitrógeno (Aranda-Cirerol, 2004; Glibert, 2006).

Durante la década de los noventa en la laguna SM, las concentraciones de nutrientes no fueron superiores a las reportadas en un gran número de lagunas costeras tropicales con menor o nulo impacto antropogénico (Nixon, 1982). Esta explicación fue atribuida a los tiempos de residencia bajos de las aguas de la laguna, así como a una trampa de nutrientes efectiva presente por el sedimento arcilloso (Hesse, 1962), que regula las altas concentraciones de nutrientes y que provocan una especie de saneamiento en este cuerpo lagunar (Escobedo-Urías, 1997).

Por otro lado, las concentraciones de NID encontradas en OHU, equivalen aproximadamente a la mitad de las encontradas en la laguna SM. En OHU se podría esperar un comportamiento semejante, en cuanto a valores de NID, al observado en la laguna SM, ya que ésta laguna cuenta con una gran cantidad de drenes agrícolas, así como también algunos canales de aguas domésticas de las poblaciones aledañas. Sin embargo, a pesar de que las 2 lagunas cuentan con un tipo de sedimento de tipo arcilloso (Leal-Acosta, 2008), los valores son menores en OHU que en SM. Este tipo de sedimento cuenta con una alta capacidad de retención de las formas de los elementos N y P contenidos en las aguas de descarga (Hesse, 1962; Arenas y De la Lanza, 1981). Esto sugiere, que el tipo de sedimento presente en OHU, es el que está

regulando las altas concentraciones del componente amonio que aquí se descargan, aunado a la utilización biológica que sostiene el alto número de proliferaciones. Ambos fenómenos aparentemente participan en la regulación de estas formas reducidas de nitrógeno. En sistemas estuarinos, se ha observado que la mayoría de las especies formadoras de PAN tienen una preferencia marcada por las formas reducidas de nitrógeno, así como formas orgánicas de este mismo elemento. Por ejemplo, en la Bahía Chesapeake, EUA, las proliferaciones de *Prorocentrum minimum* han presentado incrementos durante altas precipitaciones pluviales y periodos de fertilización agrícola (Glibert *et al.*, 2001). Así mismo, durante un florecimiento de este dinoflagelado en Carolina del Norte, EUA, se observó que la urea contribuyó en más de un 35% de la demanda total de nitrógeno durante este evento (Fan *et al.*, 2003). Patrones similares se han reportado para proliferaciones de cianobacterias en diversas regiones geográficas, donde se muestra la preferencia de las formas orgánicas y reducidas de nitrógeno sobre las formas oxidadas, tal es el caso de la Bahía de Florida, EUA, donde se demostró la correlación existente entre la captación de nitrógeno orgánico y el incremento en la comunidad cianobacterial y una correlación negativa con la captación de formas nitrogenadas oxidadas (Glibert *et al.*, 2004). Estudios hechos en el Mar Báltico también señalan altas correlaciones entre los florecimientos de cianobacterias y dinoflagelados y la urea, y correlaciones negativas con el nitrato (Berg *et al.*, 2003). Estos estudios denotan la importancia de las formas orgánicas del nitrógeno, las cuales no fueron determinadas en este estudio. Sin embargo, se puede presuponer que deben estar presentes en altas concentraciones y es recomendable para estudios futuros sean cuantificadas. Una estimación reciente en el litoral alledaño a El Valle del Yaqui, Sonora, localizado al norte del área de estudio, muestra que efectivamente estos compuestos son importantes en aguas con influencia de descargas agrícolas (Glibert, 2006).

Tabla 9. Intervalo de valores y valor promedio para las variables: nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo reactivo (PO₄) y ácido silícico (SiO₃) para sistemas costeros de Sinaloa y de otras regiones geográficas. Valores promedio entre paréntesis.

Área	NID	PO ₄	SiO ₃	Referencias
Bahía de Mazatlán	0.85-124.27 (7.84)	0.09-10.97 (0.89)	0.5-20.2 (37.27)	Alonso-Rodríguez <i>et al.</i> (2000)
Laguna Macapule	0.21-26.17 (4.25)	0.53-3.3 (1.47)	2.2-93.5 (28.15)	Magaña-Álvarez (2004)
Laguna Macapule	1.09-8.57 (2.99)	0.76-7.02 (1.52)	3.05-71.63 (27.78)	Ulloa-Pérez (2005)
Litoral Navachiste	0.08-17.58 (4.15)	0.02-4.07 (1.53)	0.06-70.57 (13.02)	Poot-Delgado (2006)
Costa de Campeche	1.1-69.7	0.03-2.0		Herrera-Silveira <i>et al.</i> (2002)
Bahía de Guanabara, Brasil	2.0-19.4	0.2-2.8		Paranhos <i>et al.</i> (1998)
Bahía Jakarta, Indonesia	0.5-102.5	0.001-54.52	0.55-524.08	Damar (2003)
Lagunas SM-TOP-OHU	0.24-18.34 (3.97)	0.12-3.43 (1.3)	1.01-141.98 (37.27)	Este Estudio

En cuanto a la composición de las especies del nitrógeno, la variabilidad estacional en TOP, fue diferente en comparación con las otras 2 lagunas. Durante los meses cálidos se observó la dominancia de las formas reducidas para pasar a una dominancia de las formas oxidadas (nitratos) durante el periodo invierno-primavera, este patrón es característico de zonas con influencia de surgencias, principalmente en la zona de la boca (estación 6) que fue donde se presentó más marcado este comportamiento, debido a que en esta temporada es cuando se presentan estos fenómenos físicos en el litoral de la costa oriental del Golfo de California (Warsh *et al.*, 1973; Martínez-López *et al.*, 2008), por efecto de los vientos dominantes del NO (Roden, 1958). Condición observada durante el presente estudio (Fig. 4) y que explicaría las mayores concentraciones de las formas oxidadas de nitrógeno que estuvieron a disposición de los organismos del fitoplancton para su captación (Dugdale y Goering, 1967).

En OHU y TOP, se detectaron concentraciones de NID más bajas que las de SM y éstas son comparables a las reportadas en trabajos de sistemas costeros vecinos (Tabla 9). En estos sistemas también se han detectado señales de eutrofización derivadas de actividades antrópicas como la acuicultura y una extensa actividad agrícola, encontrando los máximos valores asociados a las acciones de fertilización-irrigación agrícola llevado a cabo también en la temporada invierno-primavera.

Hacia el litoral sur de Sinaloa, la Bahía de Mazatlán es un área que cuenta con más de veinte años de monitoreo constante sobre las proliferaciones algales y de variables ambientales en algunos años. En esta bahía, un estudio de un ciclo anual a mediados de la década de los noventa (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000), reporta los valores promedio más altos de NID hasta la fecha (7.84 μM , Tabla 9), los cuales son mayores a los encontrados en la laguna SM en este trabajo, diez años después y en los sistemas costeros del municipio de Guasave (Tabla 9). Así mismo, menciona que estos valores se incrementan sustancialmente con el paso del tiempo, influenciados principalmente por las descargas de aguas residuales provenientes de la red de drenaje local hacia ese sistema (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000).

En general, todas estas zonas caen dentro del intervalo de valores mencionado por Contreras-Espinoza (1993), como normales en áreas costeras con señales de impacto antropogénico. No obstante, que existen trabajos en otras zonas costeras impactadas, cuyos valores máximos superan con mucho a los de la región del presente estudio (Tabla 9). Es necesario considerar que la capacidad de saneamiento natural, que aparentemente tiene este sistema lagunar esta subyacente y que con la evolución del proceso de eutrofización puede llegar a provocar afectaciones mayores del sistema.

9.1.6.2 Fósforo Reactivo

En cuanto al fósforo reactivo, se observaron concentraciones altas durante los meses cálidos en las 3 lagunas, con los mayores valores en la laguna SM. Una variabilidad semejante se ha observado en diversos sistemas donde atribuyen los altos valores de verano a cambios en el ciclo del hierro asociado a la reducción de sulfatos (Jensen *et al.*, 1995). Esto debido a que existe un almacenamiento estacional de P en el sedimento que se presenta en invierno-primavera que es liberado a la columna de agua por el rompimiento de los enlaces hierro-sulfato y fósforo asociado a hierro, cuando las tasas de reducción de sulfato se incrementan por acción de las altas temperaturas de verano, (Nixon *et al.*, 1980; Conley, 2000). El valor promedio de la serie analizada de fósforo reactivo encontrados en el sistema, estuvo en el orden de los registrados en algunos sistemas costeros de Sinaloa (Tabla 9), con excepción de Mazatlán y Macapule que han presentado valores máximos entre dos y tres veces por arriba del observado en el sistema estudiado (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Ulloa-Pérez, 2005). Al igual a lo observado para el nitrógeno, existen reportes en la literatura de valores comparables a los encontrados en este estudio en áreas que presentan diversos síntomas de eutrofización influenciados principalmente por actividades relacionadas con la agricultura y la descarga de aguas domésticas sin tratamiento previo (Tabla 9). Algunos de estos reportes como la Bahía Jakarta en Indonesia (Damar, 2003) nos permiten notar el grado de deterioro de esos sistemas a través de las concentraciones de nutrientes, en este caso el valor máximo de PO_4 fue de 54.52 μM comparado con 3.43 μM encontrado en las lagunas TOP-OHU-SM.

9.1.6.3 Ácido Silícico

En cuanto a las concentraciones promedio de ácido silícico, los valores más altos se presentaron durante la temporada de verano (lluvias) principalmente en la laguna SM, seguido de OHU. Estos valores, se infiere que

se deben principalmente al efecto de liberación de sílice por parte de la regeneración de las frústulas de diatomeas, el cual es un fenómeno dependiente de la temperatura, ya que diversos autores han observado las mayores concentraciones, principalmente en los meses de verano (Conley y Malone, 1992). La vía principal de entrada de ácido silícico a los sistemas costeros es a través de esorrentías de aguas dulces (Burton y Liss, 1973; White y Blum, 1995; Stonestrom *et al.*, 1998; Asano *et al.*, 2003), las cuales se magnifican durante los eventos de precipitación pluvial. Bajo esta premisa cabría esperar que durante eventos de precipitación pluvial durante el periodo de verano en las costas de Sinaloa, estas concentraciones se incrementaran en el sistema, situación que no se presentó en el periodo de estudio ya que la precipitación fue casi nula, comparada con otros años (Fig. 1). No obstante, el valor promedio para el sistema (37.27 μM) estuvo por encima de los reportados para otros sistemas costeros de Sinaloa (Tabla 9). Esto sugiere que las concentraciones observadas en este estudio podrían estar dadas por las esorrentías de fuentes difusas como la agricultura y a la acción de disolución de las frústulas de las diatomeas citado anteriormente. Los promedios registrados en SM y OHU doblan en aproximadamente 4 veces a los obtenidos en TOP, debido a una mayor influencia de las aguas del Golfo de California sobre esta laguna, las cuales se caracterizan por presentar concentraciones menores de este elemento (Álvarez-Borrego *et al.*, 1978; Ayala-Rodríguez, 2004) y a que las entradas de ácido silícico, derivan principalmente del desgaste de rocas continentales provocado por esorrentías (Conley *et al.*, 1993), siendo TOP el sistema con menor influencia de esorrentías. Sistemas tropicales de otras partes del mundo como la Bahía de Jakarta en Indonesia, registran valores extremos tan altos como 300 y 524 μM (Tabla 9) durante eventos de acentuada precipitación pluvial (Damar, 2003), durante el presente estudio se llegaron a registrar concentraciones máximas de hasta 141.98 μM en la estación 2 de SM durante el mes de abril (Tabla 9), asociadas al aporte de las aguas agrícolas durante las actividades de fertilización-irrigación.

En la actualidad, se sabe que son innumerables las respuestas y efectos que pueden tener el aporte de nutrientes a corto y largo plazo provocando efectos devastadores en los ecosistemas costeros e incluso llevándolos a un estado de eutrofización pronunciada (Cloern, 2001), es por ello la necesidad de definir todas las variables respuesta que se llevan a cabo en este tipo de sistemas, y por esto, los índices que tratan de definir el estado trófico están evolucionando hacia una vía multivariada que trata de involucrar las variables que muestran respuestas directas e indicadoras, derivadas de la adición indiscriminada de nutrientes (Vollenweider *et al.*, 1998). A la fecha, se ha venido dando una evolución de estos índices desde la década de los setenta; como uno de los primeros intentos; el índice de Carlson (1977) que situaba a los sistemas en un estado trófico mediante la medición de la biomasa fitoplanctónica (indicada por la Cl *a*), los índices de Karydis *et al.* (1983) y de Ignatiades *et al.* (1992) que involucraban la medición de concentraciones de nutrientes y el índice de Nixon (1995) que incluye la producción de Carbono por unidad de tiempo.

9.1.6.4 Estado Trófico

El aparente incremento en la concentración de nutrientes o cuando menos de NID justifica la diagnosis del estado trófico del sistema lagunar estudiado. En este sentido el índice trófico TRIX, una herramienta multivariada usada para caracterizar sistemas con enriquecimiento antropogénico, fue de utilidad para este propósito. El estado trófico de un sistema depende de la disponibilidad de nitrógeno y fósforo para la producción primaria, ya que determinan la biomasa fitoplanctónica (Cl *a*) y la saturación del oxígeno disuelto. En el calculo del TRIX, los nutrientes están representados por las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fosfatos, la biomasa fitoplanctónica representada por la clorofila *a* y la desviación de la saturación de oxígeno disuelto del 100% como un indicador de la intensidad de producción de un sistema (Damar, 2003). Este índice ha sido usado por las autoridades italianas para monitorear la calidad del agua del Mar Adriático (Ærtebjerg *et al.*,

2001). El índice trófico TRIX tiene valores entre 0 y 10 unidades, que representan una variedad de situaciones tróficas con una resolución muy fina, relacionadas con un ambiente costero desde condiciones oligotróficas a eutróficas. Valores cercanos a 10 indican una fuerte eutrofización, caracterizados por altas concentraciones de DIN, fosfatos y clorofila *a*, además de una baja en el contenido de oxígeno, mientras que, cuando los valores del índice se aproximan a 0, indican aguas con bajo impacto antropogénico (Damar, 2003). En la actualidad, se ha venido evolucionando en la aplicación de índices a sistemas con síntomas de eutrofización hacia un enfoque que involucre herramientas de tipo multivariado y que cuenten con el mayor número de variables posibles del tipo abiótico y biológico (Ferreira, 2000; Ferreira *et al.*, 2006), ya que de acuerdo con Cloern (2001), en el proceso de eutrofización, son innumerables las variables de causa y efecto involucradas, y éstas a su vez, van a estar determinando el estado de salud de los sistemas costeros.

Con base a sus atributos de las variables antes mencionadas en este estudio, se pudo caracterizar el estado trófico de las 3 lagunas. En general, las 3 lagunas presentan la mayoría de sus valores por arriba de las 5 y 6 unidades TRIX, siendo la laguna SM, la que presenta los valores mayores correspondientes al nivel trófico más alto (arriba de 6 unidades), seguido de OHU y por último de TOP. Presentando así todo el sistema un estado de calidad del agua de mala a pobre, con características de aguas de moderadas a altamente productivas, siendo SM, la laguna más afectada. Caiaffa (1999), indica que valores mayores a 6 unidades son un indicador de una fuerte eutrofización. En la zona costera de Yucatán se han detectado valores de 3 a 7 unidades, que caen dentro de las reportadas en el presente trabajo (Aranda-Cirerol, 2004). En esa zona, los valores registrados se atribuyen a la intensa presión que recibe este sistema por parte de la descarga de aguas residuales, producto de las actividades antropogénicas que ahí se realizan como doméstica e industrial, así como también a fuentes subterráneas de nutrientes que tienen lugar en la zona y magnifican esta situación. En sistemas de latitudes templadas,

se ha reportado una problemática mayor en cuanto a la sintomatología derivada del enriquecimiento de nutrientes (Vollenweider *et al.*, 1998). Penna *et al.* (2004), han reportado valores que oscilan entre las 4 y 8 unidades TRIX en las costas italianas del Mar Adriático, con los valores más altos en octubre y noviembre de 2000. Situación parecida a la del presente estudio, donde se obtuvieron los valores promedio más altos en SM durante el periodo de primavera-invierno. Giovanardi y Vollenweider (2004), realizaron un trabajo en 2 provincias de los mares Adriático y Tirreno donde registraron valores arriba de las 9 unidades TRIX y alrededor del 46% de sus observaciones se situaron encima de las 6 unidades que definen las condiciones más bajas de calidad de agua.

9.2 Variables Biológicas

9.2.1 Fitoplancton

9.2.1.1 Nanofitoplancton

La comunidad fitoplanctónica en el sistema lagunar estuvo dominado principalmente por organismos del nanofitoplancton compuesto de flagelados desnudos (menores de 20 μm), siendo la excepción, la estación 8 de la laguna OHU con 2 proliferaciones de cianobacterias del género *Lyngbya*, llegando a presentar concentraciones 10 veces mayores, que las concentraciones más altas registradas de flagelados desnudos en el periodo de estudio. Las concentraciones de flagelados desnudos en el sistema tuvieron un comportamiento parecido en cuanto a abundancia se refiere, llegando a presentar concentraciones hasta de $14.5 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ en la laguna SM, pero nunca estando por debajo de ese orden de magnitud. Concentraciones similares de flagelados desnudos se han documentado en las lagunas costeras de Sinaloa (Ulloa-Pérez, 2005; Poot-Delgado, 2006), e incluso en la laguna OHU, con concentraciones de todos los registros en el orden de $1 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ (Gilmartin y Revelante, 1978) y llegándose a reportar concentraciones hasta de $72 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ en el estero de Urías en Mazatlán (Pasten-Miranda, 1983). Caballasi (1985) reporta concentraciones mas altas en el estero de Urías que en la Bahía de

Mazatlán en ordenes de magnitud de $1 \cdot 10^6$ células \cdot l⁻¹. En sistemas costeros, las formas reducidas de nitrógeno (amonio) juegan un papel importante sobre este componente del fitoplancton. Lewitus *et al.* (1998), menciona en su estudio, que los estuarios templados bajo altas concentraciones de amonio tienden a ser dominados por pequeños flagelados desnudos menores de 20 μ m, situación que prevalece durante el presente estudio.

La mayoría de los estudios efectuados en México no han tomado en cuenta la fracción nanofitoplanctónica y se ha enfocado principalmente hacia el análisis de organismos del microfitoplancton (mayores de 20 μ m). La importancia hacia el grupo de los flagelados desnudos inició cuando diversas investigaciones apoyaron la hipótesis de que este grupo era un contribuyente importante, a pesar de su menor tamaño e incluso en ocasiones llevaba a rebasar la producción del microfitoplancton de biomasa mayor. Las investigaciones hechas en el Golfo de California al respecto de este tópico son escasas, destacando dentro de estas las de Zeitzschel (1970); Gilmartin y Revelante (1978) y Lara-Lara y Valdez-Holguín (1988), quienes mostraron que el nanofitoplancton a pesar de su menor tamaño, llegaba a representar hasta el 50-75% de la productividad primaria dada por el fitoplancton, de manera similar a lo que ha sido reportado en distintos ambientes oceánicos en todo el mundo (Malone, 1980; Davis *et al.*, 1985; Chávez, 1989).

Un aspecto importante del componente nanoplanctónico, son los hábitos heterotróficos que presentan diversos géneros, que con sus acentuados aspectos predatorios sobre la comunidad bacteriana van a influenciar la competencia por nutrientes que existe entre fitoplancton y cianobacterias, ya que estas últimas van a ser mayormente favorecidas en condiciones limitantes de nutrientes por su menor tamaño y una mayor relación área:volumen; y que va a hacer más efectiva su tasa de captación de nutrientes (Azam *et al.*, 1983). En este estudio no fue posible discernir la participación de este componente dado que el método usado no permite separar los componentes autótrofos de los

heterótrofos. Esto significa que las cuantificaciones del nanofitoplancton a través del método de Utermöhl (Hasle, 1978) están sobrestimando la abundancia del componente autótrofo en el sistema lagunar de Topolobampo y requiere de ponderarse en estudios futuros.

En muchos ambientes acuáticos, se ha observado que la densidad de flagelados heterotróficos varía en función a los tipos de depredadores presentes (ciliados, Weisse, 1991; rotíferos, Dolan y Gallegos, 1991; dinoflagelados heterotróficos, Kuparinen y Bjørnsen, 1992). Como otra alternativa a la fagotrofia obligada, diversas formas del fitoplancton son capaces de hacer uso de hábitos como la mixotrofia (heterotrofia + autotrofia). La mixotrofia se ha desarrollado en diversos grupos del fitoplancton como dinoflagelados, crisófitas y primnesiofitas (Jones, 1994; Jones, 2000). El mecanismo de fagotrofia se ha registrado principalmente para 3 géneros de primnesiofitas; *Chrysochromulina*, *Prymnesium* y *Coccolithus* (Green, 1991). Esto les permite, bajo condiciones deficientes de nutrientes, ingerir partículas inertes, o a través de la bacteriovoría, que además les facilita eliminar a su mejor competidor por nutrientes inorgánicos en estas situaciones (Thingstad *et al.*, 1996). La bacteriovoría parece ser la fuente principal de energía entre los flagelados mas pequeños (< 5 µm) y coanoflagelados, mientras la alguivoría, osmotrofia y detritivoría parecen ser las fuentes mas importantes en flagelados heterotróficos mas grandes (Sherr y Sherr, 1988; Šimek *et al.*, 1997; Sleight, 2000).

Adicionalmente a la imposibilidad de separar los componentes autótrofos de los heterótrofos del nanoplancton por el método de Utermöhl (Hasle, 1978), existe la dificultad de poder observar los caracteres morfológicos necesarios para su identificación debido a su tamaño, además de la deformación que les provocan los reactivos utilizados para su preservación (Bravo, 2004). En una serie de esfuerzos para tratar de solventar este tipo de problemas, diversos estudios se han enfocado a tratar de identificar la composición del fitoplancton o la dominancia de ciertos grupos mediante la distribución de pigmentos

marcadores de las clases algales (Gieskes y Kraay, 1986; Bidigare *et al.*, 1990; Letelier *et al.*, 1993). Sin embargo, existe evidencia de que el asignar un pigmento específico a cierta clase algal no es muy recomendable, ya que hay una diferencia notable en cuanto a la distribución y la cantidad de pigmentos en las clases del fitoplancton, llegando a encontrarse una gran diversidad de pigmentos en un solo grupo del fitoplancton (Jeffrey y Vesk, 1997). Como solución a esta problemática, se ha recurrido a algoritmos computacionales mezclados con análisis de HPLC, para tratar de establecer un método de taxonomía química que permita identificar las diversas clases algales, estos trabajan a través del establecimiento de cocientes algales de cada pigmento con respecto a la clorofila *a*, estimados mediante cultivos de laboratorio bajo diferentes condiciones que permitan representar las diversas situaciones presentes en el ambiente. Este enfoque permite establecer la contribución de cada clase algal al total de la biomasa fitoplanctónica y la dominancia de los grupos mediante el análisis de pigmentos (Mackey *et al.*, 1996).

La importancia de caracterizar este tipo de organismos reside en el hecho de que muchas de estas clases algales como las rafdofitas, cuentan con especies formadoras de PAN que se han registrado en sistemas costeros del Pacífico mexicano y en el Golfo de California (Cortés-Lara *et al.*, 2003; Band-Schmidt *et al.*, 2004, 2005; Cortés-Altamirano *et al.*, 2006; Martínez-López *et al.*, 2006), ya que estos tienen serias implicaciones para la transferencia de energía en la trama trófica e incluso han provocado eventos de mortandad masiva de peces a nivel global, con más frecuencia en latitudes templadas donde representan grandes problemas periódicos locales (Okaichi, 1989; Maestrini y Granéli, 1991).

En el presente trabajo, se utilizó el análisis de taxonomía química CHEMTAX para determinar la importancia de los grupos de flagelados desnudos en el sistema lagunar de Topolobampo y su contribución al total de la clorofila *a*. Este análisis nos permitió establecer la presencia de 6 grupos algales que no

habían sido previamente registrados en el sistema lagunar, así como su variación estacional. Estudios de este tipo se han llevado a cabo en zonas costeras con señales de impacto antropogénico, donde se ha reportado una contribución importante de los flagelados desnudos al total de la clorofila *a* (Schlüter *et al.*, 2000; Lewitus *et al.*, 2005), así como también en sistemas litorales de características más oceánicas (Lohrenz *et al.*, 2003). La mayoría de estos estudios muestra con frecuencia a las diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias como los principales componentes de la biomasa fitoplanctónica, sin embargo, la relevancia de estos trabajos y este método radica en el hecho de cuantificar la importancia de la biomasa y la presencia de los grupos pequeños de flagelados desnudos, que es tarea casi imposible de realizar mediante análisis microscópico (Schlüter *et al.*, 2000). En México, se cuenta con solo un antecedente de esta metodología, en el estudio efectuado en Bahía San Quintín en el 2001 durante un ciclo diurno (Millán-Núñez *et al.*, 2004). En este caso se estableció a los grupos de criptofitas, cianobacterias, diatomeas y clorofitas como los organismos más importantes que contribuyen a la clorofila *a* total en ese sistema. Sin embargo, sus resultados fueron ampliamente cuestionados (García-Mendoza y Almazán-Becerril, 2005) ya que este autor reporta concentraciones altas de cianobacterias del género *Prochlorococcus*, que es característico y abundante de zonas oceánicas oligotróficas. Su principal deficiencia fue la selección de la matriz de cocientes iniciales para llevar a cabo dicho estudio, ya que Mackey *et al.* (1996) mencionan que la validez de la estimación de los grupos del fitoplancton depende de la elección de las razones pigmentarias adecuadas para las clases algales que se desee encontrar, y la matriz de cocientes pigmentarios para la estimación de la contribución de los grupos algales seleccionada por Millán-Núñez *et al.* (2004) fue la matriz del estudio generada por Mackey *et al.* (1996) para especies de naturaleza oceánica. Diversos autores señalan que para la correcta y apropiada estimación de proporciones de grupos algales de cada área en particular, se debe contar con estudios en laboratorio con organismos de cada zona que representen las

diferentes condiciones físico-químicas del medio en el cual se encuentran (Schlüter *et al.*, 2000; Lewitus *et al.*, 2005).

A diferencia del estudio realizado en Bahía San Quintín, los grupos de mayor importancia identificados en el sistema de Topolobampo fueron las diatomeas, dinoflagelados, cianobacterias, criptofitas, clorofitas y haptofitas, estando también representados los grupos de prasinofitas, rafidofitas, euglenofitas. Esta información cobra relevancia para sistemas donde mediante conteos *Utermöhl* se había reportado una alta contribución de las formas pequeñas (Gilmartin y Revelante, 1978; Caballasi *et al.*, 1985; Ulloa-Pérez, 2005; Poot-Delgado, 2006), que hasta la fecha no se habían identificado. Asimismo, esta metodología es un buen complemento para identificar los componentes de la comunidad fitoplanctónica mediante microscopia, que es un proceso complicado y que requiere bastante tiempo, además que mediante microscopia básica el número de muestras a cuantificar es limitado y el coeficiente de variación de células contadas bajo el microscopio es tan alto como 15 a 50% (Wilhelm *et al.*, 1991). Asimismo, las variaciones menores en la comunidad fitoplanctónica, con frecuencia no son registradas en los análisis del microscopio (Schlüter *et al.*, 2000).

Una de las principales limitaciones en el uso del programa CHEMTAX, reside en el hecho de la subestimación de especies ictiotóxicas del grupo de los dinoflagelados, los cuales han presentado proliferaciones con efectos adversos en diversas zonas costeras. Su detección ha sido problemática debido a que contienen pigmentos estructurales derivados de la fucoxantina y no de peridina como es común en los dinoflagelados. Estas especies comprenden a *Karenia brevis*, *Karenia mikimotoi*, *Karlodinium micrum* y *Takayama cladochroma* (Abbott y Ballantine 1957; Tengs *et al.*, 2000; de Salas *et al.*, 2003; Fraga y Möestrup, 2004) y se ha encontrado que estos dinoflagelados tienen pigmentos similares a la fucoxantina y sus derivados, que semejarían poblaciones de diatomeas o primnesiofitas (con un número alto de especies proliferadoras potencialmente

nocivas o tóxicas). Por lo que este tipo de análisis, debe acompañarse de monitoreos con muestras vivas o conteos de microscopía invertida.

9.1.2.2 Microfitoplancton

Generalmente en sistemas costeros y del océano abierto, coexisten decenas de cientos de especies que pertenecen a diferentes unidades taxonómicas del fitoplancton. La composición de las especies de una comunidad fitoplanctónica dada, es una función de varios factores ambientales que incluyen: salinidad, turbidez, nutrientes, turbulencia, profundidad, tasa de sedimentación, *etc.* (Day *et al.*, 1989) y también factores bióticos como: pastoreo, competencia, parasitismo, infecciones microbianas, *etc.* (Granéli y Turner, 2006). Generalmente, los patrones de distribución estacional y de abundancia de estas comunidades varían en una escala geográfica, desde los trópicos a las altas latitudes. En los árticos, las poblaciones siguen el fuerte pico estacional de radiación solar. Los sistemas templados con frecuencia exhiben picos de fitoplancton en primavera y otoño (Day *et al.*, 1989), mientras que los sistemas costeros de latitudes tropicales y subtropicales son un poco más impredecibles estacionalmente, ya que los procesos de producción generalmente están asociados al flujo de los ríos, precipitación pluvial y disponibilidad de nutrientes (Flores-Verdugo *et al.*, 1993).

Las poblaciones del fitoplancton son muy sensibles a las variaciones ambientales debido a sus características como: tamaño pequeño, rápida captación de nutrientes y tasas de crecimiento y susceptibilidad de ser pastoreados (Reynolds, 1984; Stolte *et al.*, 1994). Estas propiedades, combinada con su habilidad de proliferar en aguas afectadas por influencia antropogénica (descargas de aguas residuales de origen agrícola, urbano, acuícola e industrial) o natural (sequías y lluvias prolongadas), implica que el fitoplancton puede ser un buen indicador de cambios ambientales en ambientes dulceacuícolas, estuarinos y marinos (Paerl, 1988; Reynolds *et al.*, 1993;

Richardson, 1997). Por lo tanto, las desviaciones a través del tiempo y espacio en la composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica pueden ser usadas para detectar la presencia de cambios ecológicos en las zonas costeras (Malone *et al.*, 1988; Harding, 1994). En los sistemas costeros que han sido eutróficos por muchos años y continúan siendo afectados por perturbaciones antropogénicas o climáticas, es difícil determinar estas desviaciones de los ciclos normales de composición y abundancia del fitoplancton, en parte, porque no existen series de tiempo en la mayoría de los sistemas costeros sobre la estructura de la comunidad fitoplanctónica que nos permitan determinar estos impactos a través del tiempo (Valdes-Weaver, 2006).

En los sistemas costeros de latitudes tropicales y subtropicales, el incremento constante de las aguas residuales producto de diversas actividades, ligadas al proceso de eutrofización, están jugando un papel preponderante (Aranda-Cirerol, 2004), por las altas concentraciones de nutrientes que éstos contienen y por las alteraciones que provocan en las tasas y la estequiometría de los nutrientes (Anderson *et al.*, 2002). Estos factores van a estar determinando el tipo de composición florística ya que existen organismos adaptables a diferentes proporciones de nutrientes (Cloern, 2001; Smayda, 2005). Alteraciones de la comunidad fitoplanctónica, se han reportado en las lagunas costeras del Golfo de California (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Ulloa-Pérez, 2005; Poot-Delgado, 2006) y a lo largo del mundo (Hodgkiss y Ho, 1997; Olli y Heiskanen, 1999; Anderson *et al.*, 2002; Sellner *et al.*, 2003; Tamelander y Heiskanen, 2004), donde se ha detectado una seria problemática al respecto de la composición fitoplanctónica, variando de una dominancia de diatomeas a grupos de organismos no silicios como dinoflagelados y fitoflagelados bajo condiciones de limitación por nitrógeno (Sommer, 1994; Hodgkiss y Ho, 1997; Hodgkiss y Lu, 2004; Smayda, 2005) y de acuerdo a esto se ha estipulado que estas alteraciones, pueden ser tomadas en cuenta como indicadores ecológicos del estado de salud de un sistema (Cloern, 2001; Smayda, 2005).

Por otro lado, la sucesión estacional del fitoplancton es un tópico que debe tratarse con cautela en los sistemas costeros, ya que en la actualidad el constante carácter cambiante de estos sistemas debido a la influencia antropogénica está provocando diversos escenarios donde las asociaciones fitoplanctónicas y sus patrones de distribución y sucesión estacional se han tornado impredecibles y en cada sistema tienen un comportamiento diferente, debido a los atributos muy particulares de éstos (Smayda y Reynolds, 2003). Esto coincide con lo observado en el sistema lagunar estudiado, ya que la distribución espacio-temporal del fitoplancton fue muy variada. En el sentido temporal, el esquema más tradicional y que todavía sigue vigente en cuanto al patrón de sucesión estacional del fitoplancton es el propuesto por Margalef (1978), que plantea un modelo de comportamiento del fitoplancton a nivel estacional llamado “Mandala”, en el cual el fitoplancton presenta una sucesión temporal determinada con base en las condiciones de turbulencia de la columna de agua, así como en las concentraciones de nutrientes; cada etapa de este modelo está dominada por un grupo morfológico distinto de diatomeas y dinoflagelados. En este modelo se menciona que durante el periodo de invierno; “vacío”, no se cuentan con condiciones apropiadas para el establecimiento de ningún grupo fitoplanctónico al presentarse una alta turbulencia y bajas concentraciones de nutrientes, la siguiente fase de su modelo está representada por la temporada de primavera el cual se encuentra dominado por diatomeas que proliferan bajo condiciones de alta turbulencia y altas concentraciones de nutrientes. La siguiente etapa compuesta por dinoflagelados causantes de mareas rojas que se encuentran en condiciones de altas concentraciones de nutrientes y baja turbulencia en la columna de agua; a lo que llama “secuencia de la marea roja”, el último recuadro está conformado por dinoflagelados de formas aplanadas que prevalecen bajo condiciones de estratificación y bajas concentraciones de nutrientes. Este modelo al contrastarlo con los resultados de este estudio nos permite notar algunas diferencias entre las lagunas estudiadas

9.1.2.2.1 Santa María

En la laguna SM se presentaron desviaciones muy marcadas respecto al modelo de la Mandala de Margalef (1978). De acuerdo al análisis multivariado realizado, las asociaciones fitoplanctónicas durante el periodo muestreado se encontraron reguladas principalmente por bajas razones de N:P y los nutrientes oxidados generados durante el periodo de fertilización-irrigación que se lleva a cabo durante el ciclo invierno-primavera. Los organismos pertenecientes al grupo 1 que se presentaron durante este periodo estuvieron compuestos principalmente de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* que presentaron diversas proliferaciones durante este periodo. Asociadas con estas, se presentaron 3 especies de dinoflagelados del género *Prorocentrum* pertenecientes al microfitoplancton, así como dinoflagelados del nanofitoplancton y un componente importante de diatomeas centrales de ambientes costeros. El patrón seguido por el fitoplancton en esta laguna difiere claramente del esquema presentado por Margalef (1978); al no ser las diatomeas los principales organismos proliferadores durante este periodo. La dominancia durante esta etapa, estuvo dada principalmente por diatomeas formadoras de PANs del género *Pseudo-nitzschia* que no se ajustan a los organismos predichos para esta temporada por el modelo de Margalef. El género *Pseudo-nitzschia* tiene una gran relevancia ecológica, ya que varias especies de este género producen ácido domóico (neurotoxina) y sus eventos de proliferaciones se han reportado de manera más frecuente en sistemas costeros a lo largo del mundo (Bates, 2000; Ochoa *et al.*, 2003). Así mismo, se ha encontrado cierta relación entre el incremento en la carga de nutrientes y el aumento en la abundancia de especies tóxicas de este género (Parsons *et al.*, 2002). La gran mayoría de representantes de este género presentan una elevada toxicidad, para lo cual se han determinado una serie de comportamientos diferentes entre sus especies bajo condiciones de estrés por nutrientes y metales traza (Bates y Trainer, 2006). Las causas que originan sus proliferaciones hasta el momento son desconocidas; planteándose diferentes

hipótesis de comportamiento de los organismos de este género, para el desarrollo de las mismas. Mengelt y Prezelin (2002), plantean que bajo condiciones desfavorables para reproducirse, o una vez que la misma proliferación agota los nutrientes del medio, una población “semilla” permanece en el fondo presentando un comportamiento heterotrófico, haciendo uso de fuentes orgánicas de nitrógeno y soportando condiciones de escasez de luz, hasta que se presentan condiciones óptimas para su crecimiento en el medio. En la zona costera, un mecanismo para regresar a la superficie lo constituyen las surgencias, que mediante el acarreo de aguas frías y ricas en nutrientes del fondo, son una fuente considerable de formas oxidadas de nitrógeno inorgánico, que son aprovechadas por el fitoplancton y puede dar lugar a PAN de este género.

Como parte de las estrategias de *Pseudo-nitzschia*, diversos autores han demostrado que esta diatomea se distribuye verticalmente en capas delgadas de menos de 1 m, preferentemente en capas cercanas al fondo de la columna de agua por debajo de los 10 m donde se han registrado sus mayores abundancias (Gran y Thompson, 1930; Forbes y Denman, 1991) e incluso algunos estudios han detectado sus máximas abundancias a los 60 m (Fryxell *et al.*, 1997). Rines *et al.* (2002), en un estudio en escala de semanas realizado en un fiordo en Washington, E.U., comprobaron la capacidad de células de *Pseudo-nitzschia* de conservarse viables cerca del fondo, y no descartaron la posibilidad de un comportamiento heterotrófico para su sobrevivencia. A través de perfiles verticales mediante muestreos convencionales de botella y perfiles verticales acústicos, representaron la distribución vertical de *Pseudo-nitzschia* en periodos de corta duración; los primeros días del muestreo observaron las mayores abundancias celulares cerca de la superficie, mientras que una semana después, obtuvieron las máximas abundancias en capas delgadas discretas cerca del fondo, esto lo atribuyeron a un patrón de forzamiento local debido al desplazamiento del agua superficial y el acarreo al fondo del agua de mayor salinidad, con su flora acompañante, e incluso éstas diatomeas pueden ser

transportadas a grandes distancias, proveyendo un inóculo en áreas libres de éstas donde pueden llegar a proliferar. Según Dekshenieks *et al.* (2001), el transporte por medios físicos y su agregación en capas del fondo, es un comportamiento observado frecuentemente y es probable que se presente en diversos sistemas costeros. Rines *et al.* (2002), mencionan que a veces las capas de *Pseudo-nitzschia* llegan a ser tan delgadas que escapan a técnicas convencionales de muestreo de botella *Niskin* e incluso plantean la idea que para detectar estas capas delgadas de esta diatomea, se tendría que muestrear intervalos de 0.2 m en un transecto vertical de 30 m de la columna de agua.

Estos autores también observaron continuamente células solitarias o cadenas cortas de *Pseudo-nitzschia* camuflajeadas en colonias de *Chaetoceros socialis*, aparentemente atribuyen este comportamiento a una asociación ligada químicamente, la cual les confiere cierta ventaja al generar microambientes favorables para su posterior desarrollo. La imposibilidad de encontrar estas capas delgadas con técnicas convencionales de muestreo implica un peligro potencial debido a la posibilidad de que pasen desapercibidas y posteriormente se puedan desarrollar proliferaciones.

Durante los eventos de proliferaciones de *Pseudo-nitzschia* spp. en invierno-primavera en la laguna SM, las concentraciones celulares en TOP se mantuvieron bajas a comparación de las registradas en SM. Para lo cual planteamos la hipótesis de que durante este periodo, no encontramos grandes densidades celulares de este género en TOP debido al esfuerzo del muestreo, ya que sólo se muestreó una capa vertical de 8 m desde la superficie de la columna de agua y quizás durante este periodo, las poblaciones de *Pseudo-nitzschia* spp. estaban residiendo en capas cercanas al fondo ya que ésta laguna llega a presentar profundidades de hasta 20 m. Un mecanismo probable de ingreso de estas diatomeas hasta SM, serían las corrientes del fondo que en TOP llegan a presentar velocidades altas y tienen su mayor flujo hacia la laguna SM, estando corroboradas por el patrón de estratificación que se presenta en

SM donde aguas con salinidades más altas provenientes de la entrada del sistema fluyen por el fondo, mientras que las aguas de menores salinidades producto de las aguas residuales se presentan en la superficie (Escobedo-Urías, 1997), donde éstas encontraron condiciones adecuadas de nutrientes oxidados del nitrógeno además de las fuentes de nitrógeno orgánico que de acuerdo a Mengelt y Prezelin (2002) son fuente de subsistencia para estas poblaciones. No obstante que en la Laguna SM, no se han hecho cuantificaciones de nitrógeno orgánico, se tiene claro que en estos sistemas la influencia antropogénica de aguas domésticas y agrícolas, son una fuente importante del componente orgánico del nitrógeno, y esta fracción puede llegar a representar alrededor del 50% del nitrógeno total (Glibert, 2006).

Pseudo-nitzschia spp. ha sido reportada en el Golfo de California como responsable de mortandad de peces, mamíferos marinos y aves en la región del Alto Golfo (Sierra-Beltrán *et al.*, 1999). También ha sido reportada para localidades cercanas a la del presente estudio. Ulloa-Pérez (2005) en el litoral del norte de Sinaloa, reporta incrementos en densidades celulares de este género durante el mes de abril, reportando a las especies *Pseudo-nitzschia multiseries* y *P. australis* asociadas a un componente de *Chaetoceros* spp. y *Dinophysis acuminata*, lo que coincide con nuestras observaciones ya que los máximos valores también se obtuvieron en esta temporada entre febrero y mayo. Poot-Delgado (2006), también observó un comportamiento similar al registrado en el presente estudio ya que las mayores densidades del género *Pseudo-nitzschia*, las obtuvo durante la época invierno- primavera asociadas con un componente importante de especies del género *Prorocentrum*, así como al periodo de fertilización-irrigación que se lleva a cabo durante estos meses en Sinaloa y Sonora. En este último estado, se han mencionado a estos eventos de irrigación como causantes de importantes proliferaciones en su litoral (Beman, 2005).

Cabe aclarar que aunque se han detectado altas concentraciones de *Pseudo-nitzschia* en el área de influencia de la región sur del Golfo de California, hasta el momento no se han registrado eventos de mortandad de peces o aves, solo el reportado para el Alto Golfo (Sierra-Beltrán *et al.*, 1999). Durante muestreos hechos en la Bahía de Mazatlán, Gómez-Aguirre *et al.* (2004), detectaron un total de 5 especies de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, registrando las mayores concentraciones durante los periodos de finales de verano-invierno en 2 años consecutivos, atribuyendo estas altas concentraciones a los periodos de surgencia relacionado con el patrón de vientos en el Golfo de California e incluso, se llegaron a detectar altas densidades celulares de esta diatomea en la boca de Cuautla, Nayarit, durante el desarrollo de ese estudio. En la costa occidental del Golfo de California también se han reportado densidades considerables del género *Pseudo-nitzschia*, en los meses de junio y julio de 2006 en Bahía de La Paz, se presentó una proliferación con varios días de persistencia que estuvo asociada con episodios de mortandad masiva de peces por obstrucción de branquias, durante esta proliferación se llegaron a registrar densidades celulares máximas de $1.3 \cdot 10^6 \text{ cél} \cdot \text{l}^{-1}$ y cuando menos 3 especies de este género fueron identificadas (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007). Durante el desarrollo del presente estudio se llegaron a registrar concentraciones celulares 3 veces mayores a las citadas por Gómez-Aguirre *et al.* (2004) principalmente a inicios del periodo primaveral.

Así mismo, en otros estudios realizados en las costas del Pacifico Mexicano, el Golfo de Tehuantepec y el Golfo de California, destacando el de Hernández-Becerril (1998) se han identificado varias especies de *Pseudo-nitzschia*. Este ultimo autor registró 4 especies del género *Pseudo-nitzschia*, de las cuales sólo menciona una especie como potencialmente productora de ácido domóico (*P. seriata*) en bajas abundancias relativas, además de que encontró a *P. pungens* como la especie más frecuente y abundante durante su periodo de estudio.

Para la laguna SM el análisis multivariado aplicado puso de manifiesto que el género *Prorocentrum* y los dinoflagelados de tallas pequeñas son componentes importantes. Estos organismos no están representados en el modelo de Margalef (1978), sin embargo a la fecha se han hecho una serie de clasificaciones tomando en cuenta el carácter cambiante en cuanto a condiciones físico-químicas de los sistemas costeros. De lo más relevante, es la clasificación propuesta por Smayda y Reynolds (2001, 2003), donde proponen una serie compuesta de 9 subdivisiones, con base en el comportamiento de los dinoflagelados bajo condiciones cambiantes de turbulencia, irradiancia y nutrientes. Estas subdivisiones, están conformadas por organismos con propiedades morfológicas y hábitos semejantes. La idea principal de esta clasificación esta basada en el esquema de asociaciones derivado del modelo del *Intaglio* de Reynolds (1998) hecho para organismos de sistemas dulceacuícolas con base en las características de turbulencia, irradiancia y nutrientes y aplicado sobre asociaciones de organismos de distintos grupos fitoplanctónicos en agua dulce (Reynolds *et al.*, 2002), a lo cual ellos determinan mediante observaciones de campo en relación a variables físico-químicas, 3 tipos de estrategias de especies principales que componen sus asociaciones. Las denominadas especies “**C**”, compuestas de organismos de tamaño pequeño, rápido crecimiento, invasoras y colonizadoras. Las especies “**S**”, de mayor tamaño y lento crecimiento con grandes biomásas; y las especies “**R**” o ruderales que están presentes bajo condiciones cambiantes de la columna de agua y que pueden soportar diversas condiciones de irradiancia. De acuerdo a esta clasificación, los dinoflagelados encontrados en el grupo 1 durante el periodo de primavera pertenecen al tipo II que está representado por dinoflagelados del tipo Peridinales/Prorocentroides. Estos organismos proliferan bajo condiciones elevadas de nutrientes en áreas impactadas antropogénicamente, y estos han sido registrados como formadores de PANs principalmente durante la temporada de verano y aunque en la laguna SM no se encontraron proliferaciones de este tipo de organismos, sus densidades celulares fueron significantes. Otro componente importante de este grupo estuvo

dado por diatomeas costeras microfitoplanctónicas, que se ajustan al modelo de Margalef (1978), y aunque sus densidades celulares fueron medianamente altas, no fueron el componente dominante.

El grupo 2 en la laguna SM se encontró diversamente representado en cuanto al número registrado de grupos del fitoplancton. De acuerdo al análisis multivariado, este grupo se encuentra dentro de la temporada de verano, y difiere del esquema planteado por Margalef (1978) donde se estipula que en este periodo la comunidad se encontraría representada por dinoflagelados de formas redondeadas. Algunas especies de dinoflagelados, que fueron encontradas dentro de este grupo caen dentro de la clasificación propuesta por Smayda y Reynolds (2001, 2003) con representantes de los tipos I y II, de formas Gymnodiniales y Peridiniales que se presentan principalmente en áreas con altas concentraciones de nutrientes principalmente en los meses de verano (*Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium* sp, *Scrippsiella* sp), situación encontrada durante el desarrollo del presente estudio y que han sido reportados como representantes comunes de la comunidad de verano en la Bahía Narragansett, EUA (Smayda y Villareal, 1989). En estos meses también se encontraron cianobacterias y diatomeas pequeñas que han sido registradas en ambientes en condiciones de alteración antropogénica, como la diatomea *Skeletonema costatum*, que es un representante común de la comunidad de verano de la Bahía Narragansett y que en ocasiones llega a establecer proliferaciones (Smayda y Villarreal, 1989). Adicionalmente, encontramos en este grupo a la cianobacteria *Lyngbya* sp. que frecuentemente es una especie formadora de PAN en sistemas costeros impactados (Speziale y Dyck 1992; Lapointe, 1997). Para esta fase el modelo de Margalef (1978), establece que las condiciones encontradas serían de una baja turbulencia y altas concentraciones de nutrientes, dadas por fuentes antropogénicas, situación que favorecería a las especies responsables de PAN, para lo cual Smayda y Reynolds (2003), mencionan que este tipo de situación representa cierta contradicción, ya que el comportamiento de las PANs es ciertamente impredecible y se han registrado

ciertos casos que demuestran lo contrario como lo ocurrido en las aguas oligotróficas del Golfo de México donde el dinoflagelado ictiotóxico *Gymnodinium breve* (*Karenia brevis*, en la actualidad) presenta proliferaciones constantes (Steidinger *et al.*, 1998). Situaciones contrarias que comparten el punto de vista de Margalef (1978) también se han reportado; como el caso registrado por Sellner *et al.* (2001), en la bahía de Chesapeake donde encuentra como componente más importante de la comunidad fitoplanctónica al grupo de los dinoflagelados, y sus elevadas abundancias se encuentran relacionadas con una alta producción regenerada presente en el sistema, así como a un considerable aporte de nutrientes antropogénico y a la poca presión por pastoreo de organismos del microzoplancton.

El grupo 3 estuvo compuesto por organismos del tipo II de acuerdo al esquema de Smayda y Reynolds (2001, 2003), así como también de diatomeas centrales y rafidofitas, y principalmente se presentaron en la temporada de otoño. Las rafidofitas se han registrado en zonas costeras del Golfo de California y el Pacífico Mexicano (Band-Schmidt *et al.*, 2004; Band-Schmidt *et al.*, 2005) y en sistemas costeros cercanos a este sitio de estudio (Cortés-Altamirano *et al.*, 2006; Martínez-López *et al.*, 2006), además que se sabe que son formadoras potenciales de proliferaciones y algunas especies de esta clase contienen formas productoras de ictiotoxinas (Chang *et al.*, 1990; Shumway *et al.*, 1990). Este periodo de acuerdo a la Mandala de Margalef, estaría dominado principalmente por dinoflagelados de formas aplanadas, condición que no se cumple durante el presente estudio, ya que las situaciones descritas para este periodo en la Mandala corresponderían a formas de dinoflagelados de tipo oceánico y los dinoflagelados registrados en el presente estudio no cumplen con estas características ya que son propias de zonas costeras con elevadas concentraciones de nutrientes. Organismos de este tipo también se han reportado durante este periodo por Ulloa-Pérez (2005) y Poot-Delgado (2006). En el periodo de invierno, el grupo 4, se encontró representado principalmente de diatomeas costeras, las cuales mantuvieron sus abundancias bajas, y no se

ajusta en ningún aspecto a lo estipulado por el modelo de la Mandala de Margalef y de acuerdo a las estrategias de vida de Smayda y Reynolds (2001, 2003).

9.1.2.2.2 Topolobampo

La laguna menormente impactada en su estado trófico, fue TOP, un reflejo de esto se observa en la distribución del fitoplancton y su variación estacional, aproximándose al modelo de la Mandala de Margalef. Esta laguna presentó a inicios de la temporada primaveral al grupo 1, compuesto principalmente de diatomeas costeras, registrándose solo un evento PAN durante el periodo de estudio, lo cual tiene cierta concordancia con lo estipulado por Margalef (1978). La única especie formadora de PAN que registró altas densidades en el orden de $1 \cdot 10^6$ cél·l⁻¹ fue la diatomea *Asterionellopsis glacialis*, la cual de acuerdo a Hasle y Syvertsen (1996) es una especie que llega a ser abundante en aguas costeras de frías a templadas. Esta especie ha sido registrada como componente importante de la comunidad de invierno en la Bahía de Mazatlán e incluso ha llegado a presentar proliferaciones (Gómez-Aguirre *et al.*, 2004), una serie de tiempo larga en la Bahía Narrangansett, EUA, ha mostrado a esta especie como un componente frecuente de la temporada de invierno y durante algunos años ha presentado algunas proliferaciones (Karentz y Smayda, 1984) al igual que en la laguna TOP. En Sudamérica, sus proliferaciones han estado asociadas con fenómenos de mortandad de peces, como en la Bahía Itanhaém, Brasil (Méndez y Ferrari, 2002), y también se ha reportado formando extensas proliferaciones en las costas de Uruguay (Odebrecht *et al.*, 2002; Sunesen y Sar, 2007).

El grupo 2 del periodo de verano, se encontró representado por especies de dinoflagelados característicos de zonas oceánicas oligotróficas (Klement, 1964) y cianobacterias del género *Anabaena*, organismo reportado como fijador de nitrógeno y de afinidad oceánica (Villarreal, 1987). Esto sugiere que este tipo

de poblaciones son introducidas desde la zona oceánica del Golfo de California, ya que durante el verano, la costa oriental del Golfo de California presenta un patrón de surgencias relajado, así como la máxima penetración de Agua Superficial Ecuatorial baja en nutrientes (Warsh *et al.*, 1973), situación que pudiera estar influenciando la entrada a TOP en lo referente a comunidades fitoplanctónicas, ya que en la estación de la boca fue donde se registró la mayor cantidad de dinoflagelados y cianobacterias de carácter oceánico del género *Trichodesmium*. El tipo de dinoflagelados corresponde a lo representado en la Mandala. Sin embargo, también se encontraron asociados a estos dinoflagelados, otros de tamaño pequeño, principalmente del tipo II de acuerdo al modelo de Smayda y Reynolds (2001, 2003), y que también se registraron en SM, este tipo de organismos son propios de áreas con altas concentraciones de nutrientes y quizás su hallazgo se deba a la influencia de las aguas de la laguna SM, ya que existe un flujo de entrada y salida de agua de esta laguna hacia TOP (Escobedo-Urías, 1997).

Los organismos del grupo 3 que se encontraron durante el periodo de otoño se encontraron representados por géneros de cianobacterias y dinoflagelados reportados para lagunas costeras impactadas como vendría a ser SM, aunque sus abundancias fueron bajas. Esto sugiere la influencia de la laguna SM sobre TOP. Escobedo-Urías (1997) menciona que los flujos más importantes de intercambio de agua se dan entre SM y TOP, lo que permite una relación más estrecha al respecto de sus abundancias fitoplanctónicas. Comin y Valiela (1993) mencionan que el intercambio en los sistemas lagunares con la zona oceánica y viceversa provoca una fuerte variación en la composición fitoplanctónica y la producción, debido al reemplazamiento de especies. El componente más importante se encontró representado por diatomeas centrales típicas de ambientes costeros, también registradas en esta laguna en abundancias bajas.

Los principales componentes del grupo 4 fueron diatomeas de tamaño pequeño como *Cylindrotheca closterium* y *Skeletonema costatum*, así como un componente grande de diatomeas centrales costeras de mayor tamaño y algunos dinoflagelados del tipo II (Smayda y Reynolds, 2001, 2003). *C. closterium* ha sido reportada como formadora de proliferaciones en diversos sistemas eutrofizados (Toming y Jaanus, 2006; Özkan, 2007), además de que *S. costatum* también es representante de las comunidades de verano de la Bahía Narragansett (Karentz y Smayda, 1984). Proliferaciones de esta especie se han reportado asociadas con mortandad de peces, en el Atlántico Norte (Fryxell y Villac, 1999). En la costa de Sinaloa se ha detectado la presencia constante de esta diatomea en altas concentraciones (Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; Ulloa-Pérez, 2005; Poot-Delgado, 2006), pero no se ha asociado con efectos nocivos. Los dinoflagelados del tipo II encontrados en TOP, también son formas costeras típicas de ambientes enriquecidos (Smayda y Reynolds, 2001, 2003), y quizás su presencia en TOP, esté ligada al patrón de circulación de la zona.

9.1.2.2.3 Ohuira

El sistema que presentó una mayor afectación en cuanto a sus atributos de comportamiento de las comunidades fitoplanctónicas fue la laguna OHU, donde se pudieron observar PAN a través de todo el periodo de estudio. Esta laguna no presentó un patrón definido de dominancia estacional de los grupos del fitoplancton durante el ciclo de estudio de acuerdo a lo definido en la Mandala de Margalef (1978). Los organismos del grupo 1 que se presentaron bajo condiciones de verano, prácticamente fueron los responsables de las altas tasas de producción de esta laguna, y sus poblaciones se encontraron representadas por una alta cantidad de organismos pertenecientes al grupo II del modelo de Smayda y Reynolds (2001, 2003) que se encontraron formando grandes proliferaciones. Aunado a esto, también se encontró un componente muy importante de cianobacterias principalmente del género *Lyngbya* y la diatomea *Cylindrotheca closterium*. De los eventos más notables en lo que se

refiere a eventos PANs, fue el incremento durante los meses de octubre y noviembre de 2005 de la cianobacteria *Lyngbya* sp, que llegó a constituir una alta proporción de la comunidad durante estos meses. El género *Lyngbya*, ha sido reportado como de carácter dominante y persistente en estuarios, costas y ríos enriquecidos en nutrientes y sistemas de arrecifes (Speziale y Dyck 1992; Lapointe, 1997; Dennison *et al.*, 1999) y también diversas especies de este género han llegado a ser dominantes en varios sistemas limitados por nitrógeno debido a que son formas diazotróficas (fijadoras de nitrógeno) no heterocísticas (Jones, 1990), lo cual les confiere cierta ventaja sobre los demás componentes de la comunidad bajo condiciones limitantes por nitrógeno, como las encontradas en OHU durante el presente estudio. Además se ha estipulado que más que responder a las inyecciones de nitrógeno, esta cianobacteria presenta cierta ventaja sobre los demás componentes de la comunidad fitoplanctónica, al responder a los estímulos por fósforo y hierro (Phlips *et al.*, 1991) y materia orgánica (Dennison *et al.*, 1999). Un escenario similar se presentó en OHU durante el presente estudio, donde los valores promedio mayores de MOP y fosfatos fueron medidos donde se encontraron las mayores densidades celulares de esta cianobacteria durante las temporadas de verano y otoño.

En la región de las costas de Florida se han registrado este tipo de PANs de cianobacterias asociados a fenómenos de deterioro ambiental por influencia antropogénica (Paerl y Fulton III, 2006). Esta cianobacteria también se ha registrado en la costa de Queensland, Australia y sus proliferaciones pueden ser indicadores biológicos de degradación de la calidad del agua (Fogg, 1969). Las proliferaciones de cianobacterias estuvieron altamente correlacionadas con altas temperaturas de acuerdo al análisis de correspondencia canónico y esto va de acuerdo a lo referido por Kana y Glibert (1987) donde mencionan que este grupo tiene una más alta eficiencia fotosintética en condiciones de altas intensidades de luz. Estas proliferaciones a su vez, se ha visto que tienen una alta afinidad a grandes descargas de aguas residuales (Albert *et al.*, 2005). En la laguna OHU, en conjunto con esta cianobacteria también se presentó en grandes

concentraciones la diatomea *Cylindrotheca closterium* cuyas proliferaciones han sido reportadas frecuentemente en sistemas de latitudes templadas con síntomas de eutrofización. Esta especie responde regularmente a condiciones de inyección antropogénica de nutrientes (Gençay y Büyükişik, 2004; Su *et al.*, 2004; Toming y Jaanus, 2006; Özkan, 2007), ya que este tipo de diatomeas pequeñas son más competitivas en ambientes con limitación de nitrógeno, al tener cocientes área: volumen mayores (Chisholm, 1992); además de que presentan mayores tasas de crecimiento (Geider *et al.*, 1986; Raven, 1986; Langdon, 1988; Tang, 1995); y su tamaño les confiere cierta ventaja sobre las células más grandes; ya que el incremento en tamaño celular, disminuye al transporte de solutos a través de las membranas lipídicas ya que tienen una capa de frontera de difusión menor (Raven y Kübler, 2002), además de que las formas pequeñas tienen una mayor capacidad de absorber fotones para hacer más efectivo el fenómeno de la fotosíntesis, ya que a mayor tamaño celular hay una menor probabilidad de absorber fotones en un campo de radiación solar determinado (Geider *et al.*, 1986; Raven, 1986). Todas estas características hacen que las diatomeas pequeñas sean más ventajosas, sobre las formas grandes en ambientes desfavorables para su crecimiento y va de acuerdo a lo encontrado en la laguna OHU, donde la presencia y abundancia de este tipo de diatomeas fue considerable.

El mayor número de eventos PANs se registraron en OHU generados principalmente por dinoflagelados y cianobacterias que llegan a presentar una dominancia marcada sobre los demás organismos de la comunidad fitoplanctónica, todos estos pertenecientes al grupo 1 asociado con las mayores temperaturas, pH, OD y altas concentraciones de formas reducidas de nitrógeno. Se pudo observar una limitación permanente por nitrógeno en el sistema, situación favorable para este tipo de organismos que pueden ser más ventajosos bajo condiciones limitadas de nitrógeno (Hodgkiss y Ho, 1997). Aunado a esto, los tiempos de residencia en esta laguna también son mucho mayores que en SM y TOP, con periodos de hasta 30 días de residencia (Jiménez-Illescas, *com.*

pers.). Diversos autores mencionan que el flujo restringido de agua en ciertas lagunas costeras amplifica la respuesta al estímulo de nutrientes (Jickells, 1998; Elliott y de Jonge, 2002; Tett *et al.*, 2003; Vila y Masó, 2005). Esta laguna es la que más difiere en comportamiento de sus poblaciones fitoplanctónicas respecto a los modelos de la Mandala de Margalef y al de Smayda y Reynolds (2001, 2003), ya que presentó una estacionalidad bien definida respecto a la presencia de PAN durante verano y otoño, ligadas a los procesos hidrodinámicos particulares de ésta laguna. El resto de los grupos (2, 3 y 4) se encontraron compuestos principalmente de organismos pertenecientes al tipo II; característicos de zonas de elevadas concentraciones de nutrientes, cianobacterias, diatomeas centrales y flagelados desnudos como *Pyramimonas* sp; que también ha sido reportada como una especie muy frecuente en sistemas impactados (Toming y Jaanus, 2006; Özkan, 2007).

9.1.2.3 Zooplancton

9.1.2.3.1 Microzooplancton (ciliados y tintínidos)

El microzooplancton juega un papel preponderante en las redes alimenticias acuáticas, actuando como primer eslabón de transferencia de energía a niveles superiores (Pomeroy, 1991) o como regeneradores de nutrientes (Caron, 1991). Con frecuencia constituye un componente significativo en la comunidad planctónica en sistemas costeros marinos (Revelante *et al.*, 1985; Burkhill *et al.*, 1987; Pierce y Turner, 1992). En la mayoría de los ambientes marinos, el microzooplancton se compone principalmente de flagelados de tipo heterótrofos y mixotróficos, ciliados "desnudos" (sin lóricas) en un rango de tamaño de 10 μm a 4.5 mm y tintínidos (ciliados con lóricas) en el rango de 20 a 200 μm , además de estadios larvales (trocófora y veliger) y nauplios de invertebrados (Alder, 1999; Petz, 1999). Además, se ha estimado que en ambientes oceánicos, alrededor del 50% de las especies de dinoflagelados son heterotróficos o mixotróficos (Gaines y Elbrachter, 1987) y

que su contribución relativa al microzooplancton llega a ser progresivamente más importante cuando se incrementa la latitud (Burkhill *et al.*, 1993).

En el presente estudio, solo se realizaron conteos de ciliados y tintínidos debido a que a las diferentes metodologías necesarias para el estudio de los distintos grupos de organismos (Azam *et al.*, 1983), no permitieron abordar la totalidad de los componentes de la comunidad microzooplanctónica. Sin embargo, el componente ciliados + tintínidos, representa un alto porcentaje de la biomasa y su dominancia ha sido observada en diversos sistemas costeros (Pierce y Turner, 1992), aunque se ha observado que en otros sistemas son codominantes junto con organismos metazoarios, por ejemplo nauplios de copépodos (Paffenhöfer, 1998).

En el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el presente estudio, se presentaron las mayores abundancias promedio de ciliados y tintínidos en la laguna OHU, seguida de SM y TOP. Estudios pioneros hechos en sistemas eutrofizados han revelado que el nivel de eutrofización de un sistema afecta a la biomasa de ciliados así como también a la abundancia (Revelante y Gilmartin, 1983; Revelante *et al.*, 1985; Revelante y Gilmartin, 1987; Burkhill *et al.*, 1987; Bojanić *et al.*, 2005). Revelante *et al.* (1985) en el Mar Adriático encontró que incrementos sustanciales en la biomasa de la población de un ciliado protozario relacionados con la eutrofización.

Los primeros reportes acerca de la distribución de la biomasa de ciliados fueron publicados en el norte del Mar Adriático, e indicaron un papel dominante de ciliados desnudos oligotricos, excepto para verano cuando los tintínidos contribuyeron en mayor proporción a la biomasa de protozoarios (Revelante y Gilmartin, 1983). Una situación parecida fue encontrada en Bahía Kaštela, donde los ciliados contribuyeron mayormente a la biomasa total de protozoarios, excepto en otoño. Estos autores registraron variaciones significativas en una estación eutrofizada de este sistema, donde los tintínidos representaron

alrededor del 65% de la biomasa de ciliados en abril y julio de 1999 (Bojanić *et al.*, 2005).

Aunque los valores promedio más altos se alcanzaron en OHU, SM fue la laguna que registró la abundancia máxima de la serie con $56.1 \times 10^3 \text{ org}\cdot\text{l}^{-1}$ durante los meses fríos, que es cuando se presentan las mayores abundancias fitoplanctónicas. Sistemas con impacto antropogénico, tales como la Bahía Chesapeake, han registrado abundancias máximas de ciliados protozoarios a finales de primavera e inicios de verano, con valores tan altos como $15 \times 10^3 \text{ org}\cdot\text{l}^{-1}$ en Abril (Dolan y Coats, 1990), además de registrarse otro incremento en octubre. Aunque en ese estudio no se hizo un estudio taxonómico de los ciliados encontrados, es muy probable que las diferencias estacionales estuvieran dadas por incrementos de géneros distintos de ciliados. Patrones de este tipo, donde la abundancia de ciliados se incrementa en primavera, también han sido reportados para sistemas como un estuario de Maine, USA, donde las máximas abundancias estuvieron en el orden de $45 \times 10^3 \text{ org}\cdot\text{l}^{-1}$ (Sanders, 1987), el Golfo de Maine con $6 \times 10^3 \text{ org}\cdot\text{l}^{-1}$ (Montagnes *et al.*, 1988), y el estuario Nueces, USA con $25 \times 10^3 \text{ org}\cdot\text{l}^{-1}$ (Buskey, 1993). Las abundancias registradas en este tipo de sistemas con señales de eutrofización concuerdan con las registradas en laguna OHU y SM, además de concordar también los patrones estacionales donde las abundancias de ciliados se incrementan.

Estudios hechos con las técnicas de dilución y pigmentos, han demostrado la capacidad que tiene el microzooplancton de remover gran parte de la producción fitoplanctónica diaria. Palomares *et al.* (2006) encontraron en un estudio anual en Bahía Concepción, México, un consumo diario del 99% de la producción dada por el fitoplancton, mientras que García-Pamanes y Lara-Lara (2001) encontraron un consumo de aproximadamente el 100% por parte del zooplancton independientemente de la estación del año. Se ha visto que el pastoreo regula los niveles de la población de bacterias y nanofitoplancton (McManus y Fuhrman, 1988; Sherr y Sherr, 1987; Sherr *et al.*, 1989; Verity,

1986), además, se cuenta con evidencia de que los grupos de ciliados y tintínidos tienen una preferencia por dinoflagelados, criptofitas, prasinofitas y diatomeas (Burkhill *et al.*, 1987). Este mismo tipo de análisis también han dado evidencia de que el microzooplancton se alimenta preferentemente de clorofitas y prasinofitas (Landry y Hassett, 1982; Buskey *et al.*, 1997). Palomares *et al.* (2006), encontraron patrones reportados anteriormente, obteniendo las más altas tasas de pastoreo para dinoflagelados (83%), organismos con Cl *b* (clorofitas y prasinofitas, 80%), cianobacterias (76%) y en un porcentaje más bajo, las diatomeas con 67%.

Entre el fitoplancton de talla grande (principalmente diatomeas), estrategias comunes para evitar la depredación son; el tamaño o agruparse en cadenas. El tamaño grande puede ser ventajoso debido a los depredadores limitados por el tamaño que presentan y a una respuesta numérica más baja de los grandes depredadores (Kjørboe, 1993). La oscilación de las poblaciones entre diatomeas y copépodos tiene un retraso de 2-6 días (Fenchel, 1982; Kjørboe, 1993, Tanaka *et al.*, 1997). Otra estrategia importante del fitoplancton para evitar la depredación es la producción de sustancias tóxicas (Wolfe y Steinke, 1996). Los fitoflagelados son la fuente de comida preferida de muchos microheterótrofos planctívoros, a excepción de ciertos dinoflagelados heterotróficos (Sherr *et al.*, 1991; Naustvoll, 2000). Cuando los protozoarios se alimentan del fitoplancton producen largas cadenas de ácidos grasos, originalmente deficientes en su presa (Breteler *et al.*, 1999). Por lo tanto, una mayor biomasa heterotrófica debería beneficiar a la comunidad mesozooplanktonica, siendo los protozoarios heterótrofos de mejor calidad nutricional que el fitoplancton mismo (Breteler *et al.*, 1999). Otros estudios también muestran que el microzooplancton es el alimento preferido de copépodos (Pierce y Turner, 1992). Hay evidencia que muestra que algunas diatomeas no son fuente óptima de alimento para los copépodos, y que una dieta rica en diatomeas disminuye la fecundidad en estos (Miralto *et al.*, 1999; Guisande *et al.*, 2000; Nejstgaard *et al.*, 2001). Sin embargo, la importancia

relativa de las diatomeas en la nutrición de los copépodos versus los flagelados continua en controversia (Irigoién *et al.*, 2002).

9.1.2.3.2 Biomasa Zooplanctónica

Con el propósito de representar una parte de la comunidad meso y macrozooplanctónica, se hicieron determinaciones de biomasa zooplanctónica. Con base a esto, se pudo caracterizar a TOP como la laguna que presentó las mayores concentraciones de biomasa zooplanctónica, mientras que SM y OHU, mostraron una reducción considerable en esta fracción. Diversos autores afirman que los organismos del meso y macrozooplancton tienen una afinidad a pastorear a las comunidades del microzooplancton debido al alto contenido nutricional que este les representa (Breteler *et al.*, 1999; Pierce y Turner, 1992). Un patrón de este tipo se pudiera estar presentando en el presente estudio, donde SM y OHU presentan las más altas abundancias de ciliados y tintínidos ante las bajas biomásas registradas y por ende una menor cantidad de depredadores posibles. Situación contraria prevalecería en TOP, donde se encuentran las biomásas zooplanctónicas más altas y que pudieran estar ejerciendo un control sobre ciliados y tintínidos ya que en esta laguna se presentaron las abundancias más bajas.

Un estudio hecho en la Bahía de Navachiste, Sinaloa, reveló grandes diferencias en cuanto a las abundancias y diversidad de organismos del macrozooplancton; reportando las más bajas densidades, diversidad, biomasa zooplanctónicas y las más altas concentraciones de Cl-a en los sitios de descarga de aguas residuales de origen agrícola y doméstico (De Silva-Davila *et al.*, 2006). Comportamientos similares se han registrado en zonas costeras a nivel global donde se observa una reducción en las comunidades meso y macrozooplanctónicas ligadas a situaciones de elevadas concentraciones de nutrientes y síntomas de eutrofización (Perés, 1980; Arfi *et al.*, 1981; Ærtebjerg *et al.*, 2003). Aunado a esto, el zooplancton puede verse afectado por las

proliferaciones del fitoplancton con consecuencias severas para el siguiente eslabón de la cadena trófica. Por ejemplo, respecto a las proliferaciones de *Aureococcus anophagefferens* se ha reportado que han reducido considerablemente las tasas de reproducción del copépodo *Acartia tonsa* en Laguna Madre, USA, en el Golfo de México (Buskey y Stockwell, 1993), y las tasas de producción de huevos de este copépodo también fueron fuertemente reducidas durante proliferaciones de cianobacterias en el Mar Báltico (Sellner *et al.*, 1996). También se ha documentado que las proliferaciones fitoplanctónicas como las registradas en SM y OHU que presentan una amplia variedad de especies potencialmente nocivas o tóxicas pueden producir una amplia variedad de sustancias desfavorables para los organismos del meso y macrozooplancton (Wolfe y Steinke, 1996). Mecanismos de este tipo, pudieran estar presentes en la laguna SM y OHU lo que reduciría las abundancias de meso y macrozooplancton. Procesos de este tipo pueden resultar en condiciones desfavorables para las poblaciones del meso y macrozooplancton y pueden favorecer el desarrollo del microzooplancton, el cual fue un componente importante en el sistema lagunar estudiado lo que es coherente con el dominio de las tallas pequeñas del fitoplancton.

A partir de este estudio un esquema general sobre la dinámica del fitoplancton en los ambientes eutrofizados se puede plantear mencionando que en estos ambientes el fitoplancton alcanza niveles altos de abundancia, pero el valor mismo, cuando menos en Topolobampo, puede estar mantenido por debajo de su valor máximo potencial debido a la exportación de estas poblaciones por los bajos tiempos de residencia del agua de esta laguna. En este sentido se observaron tres áreas totalmente diferentes dentro del sistema, ésto corroborado con un análisis multivariado en conjunto, donde se demuestra que existe una zonación en el sistema al respecto de las comunidades fitoplanctónicas, correspondiente con la distribución de nutrientes. La laguna SM, presentó el mayor impacto de acuerdo al índice trófico, y un menor registro de especies potencialmente nocivas o tóxicas que OHU, y ésta a su vez presentó

un nivel trófico menor, mientras que estas 2 lagunas mostraron una reducción drástica en la biomasa zooplanctónica a diferencia de TOP. Por el contrario TOP, fue la laguna que presentó menor evidencia de impacto en cuanto a la comunidad fitoplanctónica y zooplanctónica, en correspondencia a valores menores del índice TRIX y menor ocurrencia de eventos PAN. Aparentemente, por las altas velocidades de corriente que propician que se den menores tiempos de residencia del agua, lo cual le confiere un carácter de saneamiento de sus aguas, situación que a su vez es desfavorable para que se desarrollen especies de carácter PAN. Mientras que en OHU donde se registró el mayor número de PAN, una serie de características como altos niveles de fosfatos, pH y MOP, así como altos tiempos de residencia están estimulando a las especies PAN para que encuentren condiciones óptimas para proliferar (Jickells, 1998; Elliott y de Jonge, 2002; Tett *et al.*, 2003). De lo anterior se concluye, que al menos las lagunas de SM y OHU están siendo afectadas en sus poblaciones fitoplanctónicas de gran manera debido a las descargas de las aguas residuales, por lo tanto es necesario el estudio y el seguimiento de los factores que están siendo pieza clave para que se den las proliferaciones de diversos organismos en este sistema. El incremento en la literatura a nivel mundial sobre estudios de la fisiología de las especies PAN es notable en los años recientes, sin embargo, hasta el momento no se han logrado determinar claramente los factores que regulan estas proliferaciones, ya que la respuesta biológica a estos factores varía inter e intraespecíficamente aunado a las particularidades físicas y químicas de los sistemas.

10. CONCLUSIONES

En esta tesis se observaron diferencias notables entre las lagunas estudiadas en lo que respecta a poblaciones fitoplanctónicas y dinámica de nutrientes. Estimándose que las tres lagunas presentan un estado eutrófico con un estado de calidad del agua de mala a pobre y que SM es la laguna más afectada

Este estudio muestra que en las condiciones limitantes por nitrógeno que prevalecieron a lo largo del año, el nanofitoplancton (constituido por criptofitas, clorofitas, prasinofitas, haptofitas, rafidofitas y euglenofitas) presentó una contribución significativa en todo el sistema lagunar.

El estado trófico y la hidrodinámica de cada laguna, definieron los grupos funcionales presentes en cada una. En la laguna SM, las descargas de aguas residuales del periodo de fertilización-irrigación de los meses de invierno-primavera, influenciaron ampliamente las mas altas concentraciones de nutrientes oxidados y reducidos del nitrógeno, los valores promedio mas altos del índice trófico TRIX, así como las proliferaciones de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* en el orden de 10^6 cél·l⁻¹, y la distribución de los grupos funcionales. Además se observó durante esta temporada, una contribución importante del componente microzooplanctónico acompañado de bajas biomاسas zooplanctónicas.

TOP presentó el menor número de proliferaciones, con el menor número de especies potencialmente nocivas o tóxicas, los más bajos valores TRIX, los valores más bajos de microzooplancton, así como las más altas biomاسas zooplanctónicas. De acuerdo a los valores del índice trófico y el análisis multivariado TOP presenta condiciones de menor eutrofización.

En la laguna OHU, se observaron el mayor numero de representantes potencialmente nocivos o tóxicos de dinoflagelados y cianobacterias, presentando algunas proliferaciones, los valores más altos de microzooplancton, bajas biomاسas zooplanctónicas y una interacción de un mayor número de variables físico-químicas regularon el desarrollo de los grupos funcionales, con un alto número de especies reportadas para áreas eutrofizadas.

11. RECOMENDACIONES

Primero que nada, es necesario hacer énfasis en la necesidad del establecimiento de monitoreos en este tipo de sistemas con respuestas adversas tan diversas como las encontradas en este estudio, ya que estas nos permitirán ayudar a discernir el comportamiento de respuesta de los grupos fitoplanctónicos y las condiciones que les ayudan a tener un mejor éxito en los sistemas así como la diferente problemática de riesgo que causan. Ante el gran número de especies proliferadoras potencialmente nocivas o tóxicas del fitoplancton documentado en este sistema, es necesario establecer un programa que permita el seguimiento de estas especies y las condiciones bajo las cuales se están presentando. Problema aparte representa que el puerto de Topolobampo ubicado en el centro de este sistema lagunar sea importante punto de recepción de embarcaciones navieras de gran calado de diversa índole que pudiera introducir al sistema mediante sus aguas de desecho, especies potencialmente nocivas o tóxicas provenientes de otros puntos del país o del mundo y que pudieran encontrar condiciones adecuadas para su establecimiento y proliferaciones.

También es importante recalcar el papel de los grupos pequeños del fitoplancton documentados mediante el programa de taxonomía química, ya que su papel como responsable de proliferaciones ictiotóxicas y que se han documentado con mayor frecuencia en el país, precisa de gran cautela debido a la importancia de este tipo de organismos, por lo que es necesario establecer medidas diferentes a las de los muestreos típicos como la observación de muestras en fresco, ya que estos organismos se deforman al momento de la fijación para su preservación lo que dificulta aún más su identificación. También es necesario el establecimiento de laboratorios de cultivo para observar las condiciones bajo las cuales se da su óptimo crecimiento y que puede dar lugar a proliferaciones de estos organismos, así como el estudio de los cocientes pigmentarios a la clorofila *a* de este tipo de organismos, para la correcta

utilización y estimación de la contribución de estos grupos de cada zona en particular.

Otro punto importante a tratar dentro de este apartado sería la incorporación de variables tales como la fracción orgánica del nitrógeno, que esta tomando gran relevancia en este tipo de estudios debido a la nutrición de muchas especies proliferadoras potencialmente nocivas o tóxicas de distintos grupos del fitoplancton reportadas en el presente estudio y que serían de vital importancia en la comprensión de la dinámica de las PANs en este tipo de sistemas.

La adopción de metodologías tales como el tubo muestreador segmentado en estos sistemas, también representa una necesidad debido a la dinámica de ciertas especies proliferadoras como las del género *Pseudo-nitzschia* que tienen un comportamiento muy particular a dispersarse sobre capas profundas hasta encontrar condiciones adecuadas de éxito, las cuales podrían ser excluidas mediante un muestreo convencional con botella o red.

Es innumerable la cantidad de metodología de carácter importante que se tendría que citar para la optimización de los muestreos que nos permitieran conocer el comportamiento de las poblaciones fitoplanctónicas, sin embargo uno de los principales es el seguimiento de este tipo de programas que nos ayuden a sentar las bases sobre la dinámica del fitoplancton en sistemas costeros con estos tipos de afectación y el papel de estas poblaciones en la transferencia de energía a los niveles tróficos superiores.

12. BIBLIOGRAFÍA

Abbott, B.C. y D. Ballantine. 1957. The toxin of *Gymnodinium veneficum* Ballantine. *J. Marine Biol. Assoc. UK*, 36:169-189.

AGRONET. 2008. El portal agrícola mexicano. www.agronet.com.mx

Albert, S., J. M O'Neil, J. W. Udy, K. S. Ahern, C. M. O'Sullivan y W. C. Dennison. 2005. Blooms of the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* in coastal Queensland, Australia: disparate sites, common factors. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 428-437.

Alcocer, D. J., H. J. C. Fautsch, J. P. Gallo Reynoso, L. T. Ramos, y M. Tello. 1979. Estimación preliminar de la productividad primaria y factores abióticos de las bahías de Topolobampo-Ohuira y San Esteban, Sin., en el mes de octubre de 1979. Informe técnico. Sría. de Marina. Est. Oceanog. Topolobampo. 84 p.

Alder, V. A. 1999. Tintinnoinea, 321-384. En: Boltovskoy, D. (ed.). South Atlantic Zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Alonso-Rodríguez, R. y J. L. Ochoa. 2004. Hydrology of winter-spring "red tides" in Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Harmful Algae*, 3: 163-171.

Alonso-Rodríguez, R., F. Páez-Osuna y R. Cortés-Altamirano. 2000. Trophics conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Mar. Poll. Bull.*, 40(4): 331-339.

Álvarez-Borrego, S., G. Ballesteros-Grijalva, y A. Chee-Barragán. 1975. Hidrología de la Bahía de San Quintín, Baja California en Verano, Otoño e Invierno. *Cienc. Mar.*, 2 (2): 1-9.

Álvarez-Borrego, S., J. A. Rivera, G. Castro, M. J. Ruíz y R. Schwartzlose. 1978. Nutrientes en el Golfo de California. *Cienc. Mar.*, 5(2): 53-71.

Anderson, D. M., P. M. Glibert y J. M. Burkholder. 2002. Harmful Algal Blooms and Eutrophication: Nutrient Sources, Composition, and Consequences. *Estuaries*, 25(4b): 704-726.

APHA. 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17 Ed. Washington D. C.

Aranda-Cirerol, N. 2004. Eutrofización y calidad el agua de una zona costera tropical. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, España. 230 p.

Arenas, V. y G. De la Lanza. 1981. The effect of dried and cracked sediments on the availability of phosphorus in a coastal lagoon. *Estuaries*, 4(3): 206-212.

Arfi R., G. Champalbert y G. Patrìti. 1981. Plankton system and urban pollution: an aspect of zooplankton. populations. *Marine Biology*, 6(2-3): 133-141.

Asano, Y., T. Uchida y N. Ohte. 2003. Hydrologic and geochemical influences on the dissolved silica concentration in natural water in a steep headwater catchment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(11): 1973-1989.

Ayala-Rodríguez, G. A. 2004. Asociaciones fitoplanctónicas y condiciones oceanográficas de la región sur del Golfo de California (Octubre del 2002). Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de los Mochis. 92 p.

Azam, F., T. Fenchel, J.G. Field, J.S. Gray, L.A. Meyer-Reil y F. Thingstad. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 257-263.

Bakes, A .F. y H. C. Bold. 1970. Phycological studies. X taxonomics studies in the oscillatoriaceae. University of Texas, Austin. 104 p.

Balech, E. 1988. Los Dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 1. 310 p.

Band-Schmidt, C. J., L. Morquecho, D. U. Hernández-Becerril, A. Reyes-Salinas y E. Bravo-Sierra. 2004. Raphidophyceans on the coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 515: 79-89.

Band-Schmidt, C., A. Martínez-López y I. Gárate-Lizárraga. 2005. First record of *Chattonella marina* in Bahía de la Paz, Gulf of California. *Harmful Algae News*, 28: 6-7.

Bates, S. S. 2000. Domoic acid-producing diatoms: another genus added!. *J. Phycol.*, 36: 978-985.

Bates, S. S. y V. L. Trainer. 2006. The ecology of harmful diatoms, 81-93. En: Ecology of Harmful Algae. Granéli, E. y J. T. Turner (eds.). *Ecological Studies*, Springer Berlin Heidelberg.

Beers, J. R. 1976. Volumetric methods, 56-60. En: H. F. Steedman. (ed.). Zooplankton fixation and preservation. Monographs on Oceanographic Methodology. No. 4. UNESCO Press, París. 84 p.

Beman, J. M., K. R. Arrigo y P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434: 211-214.

Bendschneider K. y R. J. Robinson. 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea-water. *J. Mar. Res.*, 11: 87-96.

Berg, G. M., M. Balode, I. Purina, S. Bekere, C. Bechemin y S. Y. Maestrini. 2003. Plankton community composition in relation to availability and uptake of oxidized and reduced nitrogen. *Aq. Microb. Ecol.*, 30: 263-274.

Bidigare, R. R., J. Marra, T. D. Dickey, R. Iturriaga, K. S. Baker, R. C. Smith y H. Pak. 1990. Evidence for phytoplankton succession and chromatic adaptation in the Sargasso Sea during spring 1985. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 60:113-122.

Bravo-Sierra, E. 2004. Fitoflagelados potencialmente tóxicos y nocivos de costas del Pacífico mexicano. *Rev. Biol. Trop.*, 52(1): 5-16.

Breteler, W. C. M. K., N. Schogt, M. Baas, S. Schouten y G. W. Kraay. 1999. Trophic upgrading of food quality by protozoans enhancing copepod growth: role of essential lipids. *Marine Biology*, 135: 191-198.

Brinton, E., A. Fleminger y D. Siegel-Causey. 1986. The temperate and tropical planktonic biotas of the Gulf of California. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Inv. Rep.*, 27: 228-266.

Burkhill, P. H., C. A. Mantoura, C. A. Llewellyn y N. J. P. Owens. 1987. Microzooplankton grazing and selectivity of phytoplankton in coastal waters. *Marine Biology*, 93: 581-590.

Burkhill, P. N., E. S. Edwards, A. W. G. John y M. A. Sleight. 1993. Microzooplankton and their herbivorous activity in the northeast Atlantic Ocean. *Deep Sea Res. II*, 40: 479-493.

Burton, J. D. y P. S. Liss. 1973. Processes of supply and removal of dissolved silicon in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 37: 1761-1773.

Buskey, J. E. 1993. Annual pattern of micro- and mesozooplankton abundance and biomass in a subtropical estuary. *J. Plankton Res.*, 15: 907-924.

Buskey, E. J., P. A. Montagna, A. F. Amos y T. E. Whitledge. 1997. Disruption of grazers populations as a contributing factor to the initiation of the Texas brown tide algal bloom. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1215-1222.

Buskey, E. J. y D. A. Stockwell. 1993. Effects of a persistent 'brown tide' on zooplankton populations in the Laguna Madre of south Texas, 659-666. En: Smayda, T. J. y Y. Shimizu (eds.). Toxic phytoplankton blooms in the sea. Elsevier, Amsterdam.

Bustillos-Guzmán, J. y C. H. Lechuga-Déveze. 1989. Relación disco de Secchi versus irradiancia escalar cuántica en la costa occidental de Baja California y Golfo de California. *Cienc. Mar.*, 15(1): 39-46.

Böjanic, N., O. Vidjak y I. Brautović. 2006. Spatial and temporal variability in abundance and biomass of oligotrich ciliates in Kaštela Bay (middle Adriatic Sea). *Acta Adriat.*, 47(2): 93-109.

Caballasi-Flores, P. 1985. Comparación fitoplanctónica de la Bahía de Mazatlán y Estero de Urías, Sinaloa, México, 1981, Tesis Profesional. UNAM. 50 p.

Caiaffa, E. 1999. European marine information system : EUMARIS. Dipartimento Ambiente. Centro Ricerche Casaccia, Roma. Paper presented at the Inter-Regional Forum of European Conventions Venice, September 27-28, 1999.

Carlson, R. E. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 2(2): 361-369.

Caron, D. A. 1991. Evolving role of protozoa in aquatic nutrient cycles, 387-415. En: Reid, P.C., C. M. Turley y P. H. Burkill (eds.). *Protozoa and their role in marine processes*. Springer.

Cervantes-Duarte, R., F. Aguirre-Bahena, A. Reyes-Salinas y J. E. Valdez-Holguín. 2001. Caracterización hidrológica de una laguna costera de Baja California Sur, México. *Oceanides*, 16(2): 93-105.

Chang, F. H., C. Anderson y N. C. Boustead, 1990. First record of a *Heterosigma* (Raphidophyceae) bloom with associated mortality of cage-reared salmon in Big Glory Bay, New Zealand. *New Zealand J. of Mar. Freshwater Res.* 24: 461-469.

Chavez, F. P. 1989. Size distribution of phytoplankton in the central and eastern tropical Pacific. *Global Biogeochem. Cycles*, 3: 27-35.

Chisholm, S.W. 1992. Phytoplankton size, 213-237. En: Falkowski, P.G. y A. D. Woodhead (eds.). *Primary Production and Biogeochemical Cycles in the Sea*. Plenum, New York.

Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Natural Environment Research Council, UK.

Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210: 223-253.

Cohen, J. E., C. Small, A. Mellinger, J. Gallup, y J. D. Sachs. 1997. Estimates of coastal populations. *Science*, 278: 1211.

Comin, F. A. y I. Valiela. 1993. On the controls of phytoplankton abundance and production in coastal lagoons. *J. of Coastal Res.*, 9: 895-906.

Conley, D. J. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410: 87-96.

Conley, D. J. y T. C. Malone, 1992. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: Implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 81: 121-128.

Conley, D. J., C. L. Schelske y E. F. Stoermer. 1993. Modification of silica biogeochemistry with eutrophication in aquatic systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 101: 179-192.

Contreras-Espinoza, F., 1993. Ecosistemas costeros Mexicanos. Primera Edición. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. México D.F. 123 p.

Cortés-Altamirano, R. y H. C. M. Agraz. 1994. Presencia de *Prorocentrum minimun* (Pavillard) Schiller en estanques para cultivo de camarón, *Ciencias del Mar*, UAS, 13:11-16.

Cortés-Altamirano, R., R. Altamirano y S. Licea-Duran. 1999. Florecimiento de microalgas nocivas en estanques de cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Rev. Latinoamericana de Microbiol.*, 41: 157-166.

Cortés-Altamirano, R., R. Alonso-Rodríguez, y A. Sierra-Beltrán. 2006. Fish mortality associated with *Chattonella marina* and *C. cf. ovata* (Raphidophyceae) blooms in Sinaloa (Mexico). *Harmful Algae News*, 31: 7-8.

Cortés-Lara, M. C., R. Cortés-Altamirano, y A. Cupul-Magaña. 2003. First record of *Fibrocapsa cf. japonica* in Matanchen Bay, Nayarit, Mexican Pacific coast. *Harmful Algae News*, 24: 3-4.

Cupp, E. E. 1943. Marine Plankton diatoms for the West Coast of North America. Svenz Koeltz. Koenigstein. 235 p.

Cupp, E. E. y W. E. Allen. 1938. Plankton diatoms of the Gulf of California obtained by the G. Allan Hancock Pacific expedition of 1937. *University of Southern California Publ.*, 3(5): 61-100 p.

Cushing D. H., 1959. The seasonal variation in oceanic production as a problem in a population dynamics. *J. Conseil Exp. Mer.* 24: 455-464. En: Day J. W., C. A. Hall, W. M. Kemp, A. Yañez-Arancibia. *Estuarine Ecology*. 1989. USA.

Damar, A. 2003. Effects of enrichment on nutrient dynamics, phytoplankton dynamics and productivity in Indonesian tropical waters: a comparison between Jakarta Bay, Lampung Bay and Semangka Bay. Tesis Doctoral. Berichte aus dem Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel. Nr. 29, 196 p.

Davidson, K. y W. S. C. Gurney. 1999. An investigation of non steady state algal growth II. Mathematical modelling of co-nutrient limited algal growth. *J. Plankton Res.*, 21: 839-858.

Davis, P. G., D. A. Caron, P. W. Johnson y J. M. Sieburth. 1985. Phototrophic and apochlorotic components of picoplankton and nanoplankton in the north Atlantic: geographic, vertical, seasonal and diel distributions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 21: 15-26.

Day J. W., C. A. Hall, W. M. Kemp y A. Yañez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley and Sons, Inc., USA. 558 p.

de Salas, M. F., C. J. S. Bolch, L. Botes, G. Nash, S. W. Wright, y G. M. Hallegraeff. 2003. *Takayama* gen. nov. (Gymnodiniales, Dinophyceae), a new

genus of unarmoured dinoflagellates with sigmoid apical grooves, including the description of two new species. *J. Phycol.*, 39:1233-1246.

de Silva-Dávila, R. R. Palomares-García, A. Zavala-Norzagaray y D. C. Escobedo-Urias. 2006. Ciclo anual de los grupos dominantes del zooplancton en Navachiste, Sinaloa. Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacifico Este. 4(1): 25-39.

Dekshenieks, M. M., P. L. Donaghay, J. M. Sullivan, J. E. B. Rines, T. R. Osborn y M. S. Twardowski. 2001. Temporal and spatial occurrence of thin phytoplankton layers in relation to physical processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 223:61-71.

Dennison W. C., J. M. O'Neil, E. J. Duffy, P. E. Oliver y G. R. Shaw. 1999. Blooms of the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* in coastal waters of Queensland, Australia, 501-507. En: Charpy, L., Larkum A. (eds.) Marine cyanobacteria. Bulletin de l'Institut Oceanographique. Monaco.

Díez-Pérez, J. y F. Ramírez-García. 1976. Estudio de las bahías de Santa María, Ohuira y Topolobampo mediante imágenes Landsat. Congr. Nal. de Fotometría, Fotointerpretación y Geodesia. S. R. H.

Dolan, J. R. y C. L. Gallegos. 2001. Estuarine diversity of tintinnids (planktonic ciliates). *J. Plankton Res.*, 23(9): 1009-1027.

Dolan, J. R. y D. W. Coats. 1991. Changes in fine-scale vertical distribution of ciliate microzooplankton related to anoxia in Chesapeake Bay waters. *Mar. Microb. Food Webs*, 5: 81-94.

Dugdale, R. C. y J. J. Goering. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 196-206.

Durbin, E. G. 1977. Studies on the autoecology of the marine diatom *Thalassiosira nordenskiöldii*. II. The influence of cell size on growth rate, and carbon, nitrogen, chlorophyll *a* and silica content. *J. Phycol.*, 13: 150-155.

Dussart, B. H. 1965. Les diferentes categories de plancton. *Hydrobiologia*, 26: 72-74.

Elliott, M. y V. N. de Jonge. 2002. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, 475/476: 513-524.

Eppley, R. W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, 70: 1063-1085.

Escobedo-Urías, D. 1997. Hidrología, nutrientes e influencia de las aguas residuales en la Laguna de Santa María, Sinaloa. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, México, 87 p.

Escobedo-Urías, D. C., A. Jiménez-Illescas, A. Martínez-López, M. T. Hernández-Real, A. Reyes-Salinas, N. Herrera-Moreno, A. E. Ulloa-Pérez, P. Álvarez-Ruiz, A. A. Zavala-Norzagaray y Y. Chiquete-Ozono. 2003. Dinámica Oceanográfica de la Laguna de Navachiste, Sinaloa. Resúmenes del IX Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés y III Simposium Internacional sobre el Mar de Cortés. AIMAC-CICIMAR-UABCS. La Paz, B.C.S. 5-9 de Mayo de 2003.

Fan, C., P. M. Glibert y J. M. Burkholder. 2003. Characterization of the nitrogen uptake kinetics of *Prorocentrum minimum* in natural blooms and laboratory cultures. *Harmful Algae*, 2: 283-299.

Fenchel, T. 1982. Ecology of heterotrophic microflagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9:35-42.

Ferreira, J. G. 2000. Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean & Coastal Management*, 43: 99-122.

Ferreira, J. G., A. M. Nobre, T. C. Simas, M. C. Silva, A. Newton, S. B. Bricker, W. J. Wolff, P. E. Stacey y A. Sequeira. 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries - Application to the transitional systems of the EU Water Framework Directive. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 66: 468-482.

Flores-Verdugo F., J. Rodríguez-García y F. González-Farías. 1993. Variación espacio temporal de la productividad primaria acuática en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa. *Ecología de los Manglares, productividad acuática y perfil de las comunidades en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Parte I, Ensenada del Pabellón, Bahía de Altata y Bahía de Mazatlán. Informe Técnico. DGPA (IN202389).*

Fogg, G. E. 1969. The physiology of an algal nuisance. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 173: 175-189.

Forbes, J. R. y K. L. Denman. 1991. Distribution of *Nitzschia pungens* in coastal waters of British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48:960-967.

Fraga, S. y Ø. Møestrup. 2004. Dinoflagellates-Order Gymnodiniales. En: Ø. Moestrup (ed.). *IOC Taxonomic Reference List of Toxic Algae*. Intergovernmental Commission of UNESCO. <http://www.ioc.unesco.org/hab/data/htm>.

Fryxell, G. R. y M. C. Villac. 1999. Toxic and harmful marine diatoms, 1-469. En: E. F. Stoermer, E. F. y J. P. Smol. (eds.). *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge.

Fryxell, G. A., M. C. Villac y L. P. Shapiro. 1997. The occurrence of the toxic diatom genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) on the West Coast of the USA, 1920–1996: a review. *Phycologia*, 36: 419-437.

Gaines, G. y M. Elbrachter. 1987. Heterotrophic nutrition, 229-267. En: Taylor, F. J. R. (ed.). *The biology of dinoflagellates*. Blackwell Scientific Publ., Oxford.

Gárate-Lizárraga, I, C .J. Band-Schmidt, D. J. López-Cortés, J .J. Bustillos-Guzmán y K. Erler. 2007. Bloom of *Pseudo-nitzschia fraudulenta* in Bahía de La Paz, Gulf of California (June-July 2006). *Harmful Algae News*, 33: 6-7.

García-Mendoza, E. y A. Almazán-Becerril. Contribución de las cianobacterias a la biomasa fitoplanctónica en Bahía San Quintín: comentario a un artículo reciente. *Cienc. Mar.*, 31(4): 727-729.

García-Pamanes, J. y J. R. Lara-Lara. 2001. Microzooplankton grazing in the Gulf of California. *Cienc. Mar.*, 27: 73-90.

Geider, R. J., T. Platt y J. A. Raven. 1986. Size dependence of growth and photosynthesis in diatoms: a synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 30: 93-104.

Geitler, L. 1933. Cyanophyceae, 1-1196. En Rabenhorsts Kryptogamenflora. Akadem. Verlagsgeselich, Leipzig, Alemania.

Gençay, H. A. y B. Büyükişik. 2004. Effects of Sewage Outfall on Phytoplankton Community Structure in Izmir Bay (Aegean Sea). *J. Fisheries and Aq. Sciences*, 21(1-2): 107-111.

Gieskes, W. W. C. y G. W. Kraay. 1986. Analysis of phytoplankton pigments by HPLC before, during and after mass occurrence of the microflagellates *Corembellus aureus* during the spring bloom in the open Northern Sea in 1983. *Marine Biology*, 92: 45-52.

Gilbert, J. Y. y W. E. Allen. 1943. The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the E. W. Scripps in 1939 and 1940. *J. Mar. Res.*, 5(2): 89-110.

Gilmartin, M. y N. Revelante. 1978. The Phytoplankton Characteristics of the Barrier Island Lagoons of the Gulf of California. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7(1): 29-47.

Giovanardi, F. y R. A. Vollenweider. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63(2): 199-218.

Gitay, H. y I. R. Noble. 1997. What are functional types and how should we seek them?, 3-19. En: T. M. Smith, H. H. Shugart y F. I. Woodward (eds). *Plant Functional Types. Their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Glibert, P. M., J. Harrison, C. Heil y S. Seitzinger. 2006. Escalating worldwide use of urea - a global change contributing to coastal eutrophication. *Biogeochemistry*, 77: 441-463.

Glibert, P. M., C. A. Heil, D. Hollander, M. Revilla, A. Hoare, J. Alexander y S. Murasko. 2004. Evidence for dissolved organic nitrogen and phosphorus uptake during a cyanobacterial bloom in Florida Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 280: 73-83.

Glibert, P.M., R. Magnien, M. W. Lomas, J. Alexander, C. Fan, E. Haramoto, T. M. Trice y T. M. Kana. 2001. Harmful algal blooms in the Chesapeake and

Coastal Bays of Maryland, USA: comparison of 1997, 1998, and 1999 events. *Estuaries*, 24: 875-883.

Glibert, P. M., D. M. Anderson, P. Gentien, E. Granéli y K.G. Sellner. 2005. The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, 18(2): 136-147.

Gómez-Aguirre, S., S. Licea y S. Gómez. 2004. Proliferaciones de *Pseudo-nitzschia* spp. (Bacillariophyceae) y otras especies del microplancton en la Bahía de Mazatlán, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1): 69-76.

Gran, H. H. 1912. Pelagic plant life, 307-386. En: Murray, J. y J. Hjort (eds.). The depths of the ocean. Macmillan, London.

Gran, H. H. y T. G. Thompson. 1930. The diatoms and the physical and chemical conditions of the sea water of the San Juan Archipelago. *Publ. Puget Sound Mar. Biol. Stn.*, 7:169-204.

Granéli, E. y J. T. Turner. 2006. An Introduction to harmful algae, 3-7. En: Granéli, E. y J. T. Turner (eds.). Ecology of harmful algae. *Ecological Studies*, Springer Berlin Heidelberg.

Grassoff, 1964. Kiel. Meeresforsch.

Green, J.C. 1991. Phagotrophy in prymnesiophyte flagellates, 401-414. En: Patterson, D. J. y J. Larsen (eds.). The biology of free-living heterotrophic flagellates. Clarendon Press, Oxford.

Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 3:1169-1194.

Guisande, C., I. Riverio y I. Maneiro. 2000. Comparisons among the amino acid composition of females, eggs and food to determine the relative importance of food quantity and food quality to copepod reproduction. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 202: 135-142.

Harding, L. W. 1994. Long-term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake Bay: Roles of light, nutrients, and streamflow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 104: 267-291.

Harris, C. P. 1986. Phytoplankton ecology. Structure, function, and fluctuation. Chapman and Hall. 384 p.

Harrison, W. G. y T. Platt. 1980. Variations in the assimilation number of coastal marine phytoplankton: Effects of environmental covariates. *J. Plankton Res.*, 2: 249-260.

Hasle, G. R. 1978. Using the Inverted Microscope, 191-196. En: A. Sournia. (ed.). Phytoplankton Manual. UNESCO, París.

Hasle, G. R. y E. E. Syvertsen. 1997. Marine diatoms, 5-385. En: R. C. Tomas (ed.). Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press Inc., New York.

Hernández-Becerril, D. U. 1998. Species of the planktonic diatom genus *Pseudonitzschia* of the Pacific coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 379: 77-84.

Hernández-Becerril, D. U., R. Cortes-Altamirano y R. Alonso-Rodríguez. 2000. The dinoflagellate genus *Prorocentrum* along the coasts of the Mexican Pacific. *Hydrobiologia*, 418: 111-121.

Hernández-Real, M. T. y D. Escobedo-Urías. 1996. Calidad del agua del sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Período 1987-1995. Informe Técnico. S. M. DIGONAV, EIOPC. 22 p.

Hernández-Real, M. T., D. Escobedo-Urías, y M. Díaz, 1992. Distribución espacio-temporal de parámetros físicos y químicos en el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Resum. IV Cong. AIMAC.

Hernández-Real, M. T., D. C. Escobedo-Urías, y M. Grajeda-Muñoz. 1995. Water quality at the lagoon complex of Topolobampo, Sinaloa, México. CINVESTAV-IPN. Res. First Inter. Meeting of Microbial Ecology. Mayo 8-12, 1995. México, D.F.

Herrera-Silveira J. A., I. Medina-Gómez, y R. Colli. 2002. Trophic status based on nutrient concentration scale and primary producers community of tropical coastal lagoons influenced by groundwater discharges. *Hydrobiologia*, 475/476: 91-98.

Hesse, P. R. 1962. Phosphorus fixation in mangrove swamp muds. *Nature*, 183: 295-296.

Hodgkiss, I. J., y K. C. Ho . 1997. Are changes in N:P ratios in coastal waters the key to increased red tide blooms?. *Hydrobiologia*, 352: 141-147.

Hodgkiss, I.J. y S. H. Lu. 2004. The effects of nutrients and their ratios on phytoplankton abundance in Junk Bay, Hong Kong. *Hydrobiologia*, 512: 215-229.

Holmes, R. W. 1970. The Secchi disk in turbid coastal waters. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 688-694.

INEGI. 1998. Inventario Nacional de Embarcaciones 1997. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Documento interno. Aguascalientes, Ags. 120 p.

Ignatiades, L., Karydis, M. y P. Vonatsou. 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Mar. Poll. Bull.*, 24: 238-243.

Irigoien, X., R.P. Harris, H.M. Verheye, P. Joly, J. Runge, M. Starr, D. Pond, R. Campbell, R. Shreeve, P. Ward, A.N. Smith, H. G. Dam, W. Peterson y R. Davidson. 2002. Copepod hatching success in marine ecosystems with high diatom concentrations. *Nature*, 419: 387-389.

Jeffrey, S. W. y G. F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for the determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural Phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167: 191-194.

Jeffrey, S. W. y M. Vesk. 1997. Introduction to marine phytoplankton and their pigment signatures, 37-84. En: Jeffrey, S. W., R. F. C. Mantoura y S. W. Wright (eds.). *Phytoplankton pigments in oceanography*. Monogr. Oceanogr. Method. 10. UNESCO.

Jensen, H. S., P. B. Mortensen, F. Ø. Andersen, E. Rasmussen, y A. Jensen. 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 908-917.

Jickells, T. D. 1998. Nutrient Biogeochemistry of the Coastal Zone. *Science*, 281: 217-222.

Jones, K. 1990. Aerobic nitrogen fixation by *Lyngbya* sp, a marine tropical cyanobacterium. *Brit. Phycol. J.*, 25: 287-289.

Jones, R.I. 1994. Mixotrophy in planktonic protists as a spectrum of nutritional strategies. *Marine Microb. Food Webs*, 8: 87-95.

Jones, R.I. 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biol.*, 45: 219-226.

Justic, D., N. N. Rabalais y E. Turner. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Mar. Poll. Bull.*, 30: 41-46.

Kana T. y P. M. Glibert. 1987. Effect on irradiance up to $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-2}$ on marine *Synechococcus* WH 7803-I. Growth: pigmentation and cell composition. *Deep-Sea Res.*, 34: 479-516.

Karentz, D. y T. J. Smayda. 1984. Temperature and seasonal occurrence patterns of 30 dominant phytoplankton species in Narragansett Bay over a 22 year period (1959-1980). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 18: 277-293.

Karydis, M., L. Ignatiades y N. Moschopoulou. 1983. A Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16: 339-344.

Kjørboe, T. 1993. Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. *Adv. Mar. Biol.* 29:1-72.

Klement, K. W. 1964. Armored Dinoflagellates of the Gulf of California. University of California. Publ. *Bulletin Scripps institute of Oceanography*, 8: 347-371.

Kuparinen, J. y P. K. Bjørnsen. 1992. Bottom-up and top-down controls of the microbial food web in the Southern Ocean: Experiments with manipulated microcosms. *Polar Biol.*, 12: 189-195.

Lam, C. W. Y., y K. C. Ho. 1989. Red tides in Tolo Harbour, Hong Kong, 49-52. En: Okaichi, T., D. M. Anderson y T. Nemoto (Dds.). Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology. Elsevier, New York, Amsterdam, London.

Landry, M. R. y R. P. Hasset. 1982. Estimating the grazing impact of marine microzooplankton. *Marine Biology*, 67: 283-288.

Langdon, C. 1988. On the causes of interspecific differences in the growth-irradiance relationship of three marine phytoplankton species: *Skeletonema costatum*, *Olisthodiscus luteus*, *Gonyaulax tamarensis*. *J. Plankton Res.*, 10: 1291-1312.

Lapointe, B. E. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 312-323.

Lara-Lara, J. R. y J. E. Valdéz-Holguín. 1988. Biomasa y productividad primaria del Golfo de California por fracción de tamaños durante la primavera de 1984. *Cienc. Mar.*, 14(1): 1-14.

Lara-Lara, J. R. y S. Álvarez-Borrego, 1975. Ciclo anual de clorofilas y producción orgánica primaria en bahía San Quintín, B. C. *Cienc. Mar.*, 2(1):77-96.

Lavín, M. F., E. Beier y A. Badan. 1997. Estructura hidrográfica y circulación del Golfo de California: Escalas estacional e interanual, 141-171. En: M. F. Lavín (ed). Contribuciones a la Oceanografía en México. Monografía No. 3. Unión Geofísica Mexicana, 141-171.

Leal-Acosta, M. L. 2008. Caracterización por metales pesados del sistema lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María, norte de Sinaloa, México. Tesis de Maestría. CIIDIR-IPN, México. 91 p.

Lecuanda, R., 1967. Ecología y sedimentación de los manglares en las lagunas de Topolobampo, Sinaloa, México. Resultados preliminares. III Congr. Nal. Oceanogr.

Letelier, R. M., R. R. Bidigare, D. V. Hebel, M. Ondrusek, C. D. Winn y D. M. Karl. 1993. Temporal variability of phytoplankton community structure based on pigment analysis. *Limnol. Oceanogr.*, 38: 1420-1437.

Levasseur, M., J. C. Therriault y L. Legendre. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 19:211-222.

Lewitus, A. J., E. T. Koepfler y J. T. Morris. 1998. Seasonal variation in the regulation of phytoplankton by nitrogen and grazing in a salt-marsh estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 636-646.

Lewitus, A. J., D. L. White, R. G. Tymowski, M. E. Geesey, S. N. Hymel y P. A. Noble. 2005. Adapting the CHEMTAX method for assessing phytoplankton taxonomic composition in southeastern U.S. estuaries. *Estuaries*, 28(1): 160-172.

Lohrenz, S. E., C. L. Carroll, A. D. Weidemann y M. Tuel. 2003. Variations in phytoplankton pigments, size structure and community composition related to wind forcing and water mass properties on the North Carolina inner shelf. *Cont. Shelf Res.*, 23: 1447-1464.

Mackey, M. D., D. J. Mackey, H. W. Higgins y S. W. Wright. 1996. CHEMTAX-a program for estimating class abundances from chemical markers: Application to HPLC measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 44: 265-283.

Maestrini, S. Y. y E. Granéli. 1991. Environmental conditions and ecophysiological mechanisms which led to the 1988 *Chrysochromulina polylepis* bloom: an hypothesis. *Oceanologica Acta*, 14(4): 397-413.

Magaña-Álvarez, M. 2004. Distribución de nutrientes y su efecto en el nivel trófico de la laguna de Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría CIIDIR-IPN., México. 52-75 p.

Malone, T. C. 1980. Algal size, 433-463. En: Morris, I. (ed.). The physiological ecology of phytoplankton. Blackwell Sci. Pub.

Malone, T. C., L. H. Crocker, S. E. Pike y B. W. Wendler. 1988. Influence of river flow on the dynamics of phytoplankton in a partially stratified estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 48: 235-249.

Margalef, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493-509.

Marques, M. J. 2004. Probabilidad y Estadística para Ciencias Químico Biológicas. Facultad de Estudios Superiores de la UNAM, México, D.F. 626 p.

Martínez-López, A., A. E. Ulloa-Pérez y D. C. Escobedo-Urias. 2007. First record of vegetative cells of *Pyrodinium bahamense* (Gonyaulacales: Goniodomataceae) in the Gulf of California. *Pacific Science*, 61(2): 289-293.

Martínez-López, A., C. J. Band-Schmidt, D. C. Escobedo-Urías y A. E. Ulloa-Pérez. 2006. Bloom of *Chattonella subsalsa* in an impacted coastal lagoon in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 31: 1, 4-5.

Martínez-López, A., D. Escobedo-Urías, A. Reyes-Salinas y M. T. Hernández-Real. 2007. Phytoplankton response to nutrient runoff in a large lagoon system in the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 17(2): 101-112.

Martínez -López, A., D. C. Escobedo-Urías, A. E. Ulloa-Pérez y R. Aguirre. 2008. Dynamics of a *Prorocentrum minimum* bloom along the northern coast of Sinaloa, Mexico. *Cont. Shelf Res.*, 28: 1693-1701.

Martínez-López A., A. E. Ulloa-Pérez, D. C. Escobedo-Urías, J. R. Hernández-Alfonso, M. T. Hernández-Real y N. Herrera-Moreno. 2001. "Primer registro de marea caoba de "*Prorocentrum minimum*", en la costa del Municipio de Guasave, Sinaloa." VIII Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés y II Simposium Internacional sobre el Mar de Cortés. AIMAC-UABC-IIO. Ensenada, B. C. 29 de mayo al 1 de junio de 2001.

McCune, B. y M. J. Mefford. 1999. PC-ORD Multivariable analysis of ecological data. Ver. 4.20. MjM Software Gleneden Beach, Oregon, USA.

McManus, G. B. y J. A. Fuhrman. 1988. Clearance of bacteria-sized particles by natural populations of nanoplankton in the Chesapeake Bay outflow plume. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 42: 199-206.

Mee, L. D., R. Cortés-Altamirano y L. M. García de la Parra. 1984. Dinotrogen fixation in a eutrophic tropical bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 19: 447-483.

Megard, O. R. y T. Berman. 1989. Effects of algae on the Secchi transparency of the southeastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 34(8): 1640-1655.

Méndez, S. y G. Ferrari. 2002. Floraciones algales nocivas en Uruguay: antecedentes, proyectos en curso y revisión de los resultados, 269-288. En: Sar,

E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera (eds.). Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía, Vigo, España.

Mengelt, C. y B. B. Prézelin. 2002. A Potential Novel Link Between Organic Nitrogen Loading and *Pseudo-nitzschia* spp. Blooms. California's Ocean Resources: An Agenda for the Future. Proceedings of the California and the World Ocean Conference.

Meráz del Angel, J. C. 1997. Análisis cualitativo del microfitoplancton en época de invierno de las bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sin. México. Informe técnico. Sría de Marina. Est. Oceanog. Topolobampo. 13 p.

Meráz del Angel, J. C. y T. L. Espinoza-Carreón. 1998. Análisis cualitativo del microfitoplancton en julio de 1996 de las bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sin. México. Informe técnico. Sría. de Marina. Est. Oceanog. Topolobampo. 28 p.

Millán-Núñez, R., E. Millán-Núñez, S. Álvarez-Borrego, C. C. Trees y E. Santamaría del Ángel. 2004. Variabilidad de la comunidad del fitoplancton en Bahía San Quintín estimada mediante el análisis de pigmentos. *Cienc. Mar.*, 30(01A): 145-153.

Miralto, A., G. Barone, G. Romano, S. A. Poulet, A. Ianora, G. L. Russo, I. Buttino, G. Mazzearella, M. Laabir, M. Cabrini y M. G. Giacobbe. 1999. The insidious effect of diatoms on copepod reproduction. *Nature*, 402: 173-176.

Montagnes, D. J. S., Lynn, D. H., Roff, J. C. y W. D. Taylor. 1988. The annual cycle of heterotrophic planktonic ciliates in the waters surrounding the Isles of Shoals, Gulf of Maine: an assessment of their trophic role. *Marine Biology*, 99: 21-30.

Morales-Soto J. C., J. E. Valdez-Holguín y R. Cervantes-Duarte. 2000. Cambio diario y estacional de la clorofila *a* y algunas variables fisicoquímicas en Laguna La Cruz, Sonora México. *Oceanides*, 15 (1):25-33.

Moreno, J. L., S. Licea, y H. Santoyo. 1996. Diatomeas del Golfo de California. UABCS. SEP-FOMES. México. 273 p.

Morris, A. W. y J. P. Riley, 1963. The determination of Nitrate in sea water. *Anal. Chem. Acta*, 29: 272-279.

Muhech, H. E. 1990. Distribución granulométrica y contenido de carbón orgánico en sedimentos de las bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sinaloa, México. SEC. MAR. DIGONAV/EIOPC.

Murphy, J. y J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.

Naustvoll, L. J. 2000. Prey size spectra and food preferences in thecate heterotrophic dinoflagellates. *Phycologia*, 39: 187-198.

Nejstgaard, J. C., B. H. Hygum, L. J. Naustvoll y U. Bamstedt. 2001. Zooplankton growth, diet and reproductive success compared in simultaneous diatom- and flagellate- microzooplankton dominated plankton blooms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 221: 77-91.

Nixon, S. W. 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields in Lagoons. *Oceanologia Acta*, Proceedings International Symposium on Coastal Lagoons. SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux. 8-14 Sept., 1981. 357-371.

Nixon, S. W. 1995. Coastal Marine Eutrophication: A definition, Social Causes, and Future Concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.

Nixon, S. W. 1998. Enriching the sea to death. *Sci. Am.*, 9(3): 48-53.

Nixon, S. W., J. R. Kelly, B. N. Furnas, C. A. Oviatt y S. S. Hale, 1980. Phosphorus regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities, 219-242. En: Tenore, K. R. y B. C. Coull (eds.). *Marine Benthic Dynamics*. Univ. S. Carolina Press, Columbia. S.C.

Ochoa, J. L. 2003. The "ENSO" phenomenon and the toxic "red tides" (Harmful Algal Blooms) in Mexico. *Geofísica Internacional*, 42: 505-515.

Odebrecht, C., M. F. O. Azevedo, V. M. T. Garcia, V. L. M. Huszar, V. F. Magalhaes, M. Menezes, L. Proenca, L. R. Rorig, D. R. Tenenbaum, M. C. Villac y J. S. Yunes. 2002. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso, 217-233. En: Sar, E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera (eds.). *Floraciones algales nocivas en el cono sur americano*. Instituto Español de Oceanografía, Vigo, España.

Okaichi, T. 1989. Red tide problems in the Seto Inland Sea, Japan, 137-142. En: Okaichi, T., D. M. Anderson y T. Nemoto (eds.). *Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology*. Elsevier. New York.

Olli K. y A. S. Heiskanen. 1999. Seasonal stages of phytoplankton community structure and sinking loss in the Gulf of Riga. *J. Mar. Syst.*, 23: 165-184.

Orellana-Cepeda, E., L. Banda-Bermúdez y L. A. Morales-Zamorano. 1999. Una alternativa rápida de monitoreo de fitoplancton nocivo en cultivos de mejillón. IV Congreso Latinoamericano de Malacología. Coquimbo, Chile. 45 p.

Osorio-Tafall, B. F. 1942. Notas sobre algunos dinoflagelados fitoplanctónicos marinos de México con descripción de nuevas especies. *An. Esc. Nal. de Cienc. Biol.*, 2: 435-450.

OSPAR. 1998. Commission for international cooperation on the protection of the marine environment of the North-East Atlantic. <http://www.ospar.org/>

Özkan, E. Y., B. Büyükişik, T. Koray y F. Sabanci. 2008. The influence of changes in nutrient ratios on several biological processes in inner Bay of Izmir. Turkish. *J. Fisheries and Aq. Sciences*, 8: 103-114.

Paasche, E. 1973. The influence of cell size on growth rate, silica content and some other properties of four marine diatom species. *Norw. J. Bot.*, 20: 197-204.

Paerl, H. W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 823-847.

Paerl, H. W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnol. Oceanogr.*, 42(5, pt 2): 1154-1165.

Paerl, H. W. y R. S. Fulton III. 2006. Ecology of harmful cyanobacteria, 95-109, En: Granéli, E. y J. Turner (eds.). *Ecology of Harmful Marine Algae*. Ecological Studies, 189. Springer-Verlag, Berlin.

Paffenhöfer, G. A. 1998. Heterotrophic protozoa and small metazoa: feeding rates and prey-consumer interactions. *J. Plankton Res.*, 20: 121-133.

Palomares-García, R., J. J. Bustillos-Guzmán, y D. López-Cortés. 2006. Pigment-specific rates of phytoplankton growth and microzooplankton grazing in a subtropical lagoon. *J. Plankton Res.*, 12: 1217-1232.

Páez-Osuna, F., P. H. Zazueta, y F. G. Izaguirre. 1991. Trace metals in bivalves from Navachiste Lagoon, México. *Mar. Poll. Bull.*, 22: 305-307.

Paranhos, R., A. P. Pereira y L. M. Mayr. 1998. Diel Variability of Water Quality in a Tropical Polluted Bay. *Env. Mon and Assessment*, 50: 131-141.

Parsons, M. L., Q. Dortch, y R. E. Turner. 2002. Sedimentological evidence of an increase in *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) abundance in response to coastal eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, 47:551-558.

Pasten-Miranda, N. M. A. 1983. Composición, abundancia y variación del fitoplancton del Estero de Urias, México (1980-1981). Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos, México, 70 p.

Penna, N., S. Capellacci y F. Ricci. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 48: 3-4.

Perés, J. M. 1980. Acción de los factores de polución sobre las comunidades pelágicas. Polución y eutrofización, 142-151. En: La polución de las aguas marinas. Ed. Omega, Barcelona.

Petz, W. 1999. Ciliophora, 265-320. En: Boltovskoy, D. (ed.). South Atlantic Zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Philippart, C. J. M., G. C. Cadée, W. V. Raaphorst y R. Riegman. 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: algae community structure, nutrient budgets and denitrification potential. *Limnol. Oceanogr.*, 45:131-144.

Phleger, F. A. y A. Ayala-Castañares. 1969. Marine Geology of Topolobampo lagoons, Sinaloa, México, 101-136. En: Lagunas Costeras, Un Simposio. Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO.

Phlips, E.J., J. Ihnat y M. Conroy. 1991. Nitrogen fixation by the benthic freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei*. *Hydrobiologia*, 234: 59-64.

Pierce, R. W. y J. T. Turner. 1992. Ecology of planktonic ciliates in marine food webs. *Rev. Aquat. Sci.*, 6: 139-181.

Pomeroy, L. R. 1991. Status and future needs in protozoan ecology, 475-497. En: Reid, P.C., C. M. Turley y P. H. Burkill (eds.) *Protozoa and their role in marine processes*. Springer.

Poot-Delgado, C. A. 2006. Estructura de la comunidad fitoplanctónica con énfasis en las especies tóxicas y/o nocivas de la laguna de Macapule, Sinaloa. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, México. 154 p.

Prescott, G. W., 1970. *The freshwater algae*. W. M. C. Brown Company Publishers, Washington, D. C. USA. 282 p.

Raven, J. 1986. Physiological consequences of extremely small size for autotrophic organisms in the sea, 1-70. En: Platt, T. y W. K. W. Li (eds.). *Photosynthetic Picoplankton*. *Can. Bull. Fish. Aq. Sci.*, 214.

Raven, J. A. y J. E. Kübler. 2002. New light on the scaling of metabolic rate with the size of algae. *J. Phycol.* 38: 11-16.

Revelante, N. y M. Gilmartin. 1983. Microzooplankton distribution in the Northern Adriatic Sea with emphasis on the relative abundance of ciliated protozoans. *Limnol. Oceanogr.*, 21: 24-38.

Revelante, N. y M. Gilmartin. 1987. Seasonal cycle of the ciliated protozoan and micrometazoan biomass in a Gulf of Maine estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25: 581-598.

Revelante, N., M. Gilmartin y N. Smolaka. 1985. The effects of Po River induced eutrophication on the distribution and community structure of ciliated protozoan and micrometazoan populations in the Northern Adriatic Sea. *J. Plankton Res.*, 7:461-471.

Reyes-Salinas, A. 1999. Factores que controlan la productividad primaria en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, México. p. 122.

Reynolds, C. S. 1984. Phytoplankton periodicity: The interactions of form, function and environmental variability. *Freshw. Biol.*, 14: 111-142.

Reynolds, C. S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton, 388-433. En: Sandgren, C. D. (ed.). *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Reynolds, C. S., J. Padisak y U. Sommer. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: A synthesis. *Hydrobiologia*, 249: 183-188.

Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores y S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417- 428.

Richardson, K. 1997. Harmful or exceptional phytoplankton blooms in the marine ecosystem. *Adv. Mar. Biol.*, 31: 301-385.

Riley, 1963. *Anal. Chim. Acta.* 9: 575.

Rines, J. E. B., P. L. Donaghay, M. M. Dekshenieks, J. M. Sullivan y M. S. Twardowski. 2002. Thin layers and camouflage: hidden *Pseudo-nitzschia* populations in a fjord in the San Juan Islands, Washington, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 225: 123-137.

Roden, G. I. 1958. Oceanographic and meteorological aspects of the Gulf of California. *Pacific Science*, 12: 21-45.

Roden, G.I. y G. W. Groves. 1959. Recent oceanographic investigations in the Gulf of California. *J. Mar. Res.*, 18: 10-35.

Round, F. E. 1967. The phytoplankton of the Gulf of California. Part 1. Its composition, distribution and contribution to the sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 1: 76-97.

Salmaso, N. y J. Padisak. 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578: 97-112.

Sanders, R. W. 1987. Tintinnids and other microzooplankton-seasonal distributions and relationships to resources and hydrography in a Maine estuary. *J. Plankton Res.*, 9: 65-77.

Sar, E., M. E. Ferrario y B. Reguera. Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. 2002. Instituto Español de Oceanografía. Vigo, España, 311 p.

Schiller, J. 1933. Dinoflagellatae in monographischer behandlung. Rabenhorst Kryptogamen Flora. Leipzig. Teil I. 616 p.

Schiller, J. 1937. Dinoflagellatae in monographischer behandlung. Rabenhorst Kriptogamen Flora. Leipzig. Teil II. 945 p.

Schlüter, L., F. Møhlenberg, H. Havskum y S. Larsen. 2000. The use of phytoplankton pigments for identifying and quantifying phytoplankton groups in coastal areas: testing the influence of light and nutrients on pigment/chlorophyll a ratios. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 192: 49-63.

Secretaría de Marina. 1980. Estudio Geográfico de la región de Topolobampo, Sinaloa. SEC. MAR/DIGONAV. 23 p.

Sellner, K. G., G. J. Doucette y G. J. Kirkpatrick. 2003. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 30: 383-406.

Sellner, K.G., M. M. Olson y K. Olli. 1996. Copepod interactions with toxic and non-toxic cyanobacteria from the Gulf of Finland. *Phycologia*, 35:177-182.

Sellner, K. G., S. G. Sellner, R. V. Lacouture y R. E. Magnien. 2001. Excessive nutrients select for dinoflagellates in the stratified Patapsco River estuary: Margalef reigns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 220: 93-102.

Sherr, E. B. y B. F. Sherr. 1987. High rates of consumption of bacteria by pelagic ciliates. *Nature*, 325:710-711.

Sherr, B. F. y E. B. Sherr. 1988. Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 1225-1227.

Sherr, E. B., B. F. Sherr y J. McDaniel. 1991. Clearance rates of < 6 µm fluorescently labelled algae (FLA) by estuarine protozoa: potential grazing impact of flagellates and ciliates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 69: 81-92.

Sherr E. B., F. Rassoulzadegan y B. F. Sherr. 1989. Bacterivory by pelagic choreotrichous ciliates in coastal waters of the NW Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 55:235-240.

Shinn, N. B. 1941. A colorimetric method for the determination of Nitrite. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.*, 13: 33-35.

Shumway, S. E., 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *J. World Aquaculture Society*, 21: 65-104.

Sierra-Beltrán, A. P., J. L. Ochoa, S. E. Lluch Cota, A. A. Cruz-Villacorta, R. Rosiles, M. López-Valenzuela, L. M. Del Villar-Ponce y J. Cerecero-Gutierrez. 1999. *Pseudo-nitzschia australis* (Frengurlli), responsable de la mortandad de aves y mamíferos marinos en el Alto Golfo de California, México, en 1997. 886-887. En: VIII COLACMAR (Latinoamerican Congress on Marine Sciences, Tresierra-Aguilar, A. E. y Z. G. Culquichicón Malpica (eds.), Oct. 17-21, Trujillo, Perú.

Sleigh, M. A. 2000. Trophic strategies, 147-165. En: Leadbeater, B. S. C. y J. .C. Green (eds.). *The flagellates*. Taylor and Francis, London.

Smayda, T. J., 2005. Eutrophication and phytoplankton, 89-96. En: Wassmann, P. y K. Olli (eds.). *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway Tartu University, Department of Botany and Ecology, Lai st. 40, 51005, Tartu, Estonia.

Smayda, T.J. y T. A. Villareal. 1989. The 1985 'brown-tide' and the open phytoplankton niche in Narragansett Bay during summer, 159-187. En: Coper, E. M., V. M. Bricelj y E. J. Carpenter (eds.). *Novel Phytoplankton Blooms*. Springer-Verlag, Berlin.

Smayda, T. J. y C. S. Reynolds. 2001. Community assembly in marine phytoplankton: Application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. *J. Plankton Res.*, 23: 447-461.

Smayda, T. J. y C. S. Reynolds. 2003. Strategies of marine dinoflagellate survival and some rules of assembly. *J. Sea Res.*, 49: 95-106.

Smith, P. E. y S. Richardson. 1979. Técnicas modelo para la prospección de huevos y larvas de peces pelágicos. FAO Doc. Tec. Pesca. 175: 107 p.

Solórzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 799-801.

Sommer, U. 1994. Are marine diatoms favoured by high Si:N ratios?. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 309-315.

Speziale B. J. y L. A. Dyck. 1992. *Lyngbya* infestations: comparative taxonomy of *Lyngbya wollei* comb. nov. (cyanobacteria). *J. Phycol.*, 28: 693-706.

Steidinger, K. A. y K. Tangen. 1997. Dinoflagellates, 387-584. En: Tomas, R. C. (ed.). Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press Inc., New York.

Steidinger, K. A., G. A. Vargo, P. A. Tester y C. R. Tomas. 1998. Bloom dynamics and physiology of *Gymnodinium breve* with emphasis on the Gulf of Mexico, 133-173. En: Anderson, D. M., A. D. Cembella y G. M. Hallegraeff (eds.). Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms. Springer, New York.

Stolte, W., T. McCollin, A. Noordeloos y R. Riegman. 1994. Effect of nitrogen-source on the size distribution within marine-phytoplankton populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 184: 83-97.

Sunesen, I. y E. A. Sar. 2007. Marine diatoms from Buenos Aires coastal waters (Argentina): III Potentially harmful genus *Asterionellopsis*, *Cerataulina*, *Ceratoneis* y *Leptocylindrus*. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 80(4): 493-507.

Stonestrom, D. A., A. F. White y K. C. Akstin. 1998. Determining rates of chemical weathering in soils-solute transport versus profile evolution. *Journal of Hydrology*, 209: 331-345.

Strickland, J. D. y T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Res. Board of Canada Bull.*, 167. 2da. Ed. 311 p.

Sundström, B. G. 1986. The marine diatom genus *Rhizosolenia*. A new approach to the taxonomy. Tesis doctoral. Lund University, Lund. Suecia, 117 p.

Sutherland, T. F., C. Leonard y F. J. R. Taylor. 1992. A segmented pipe sampler for integrated profiling of the upper water column. *J. Plankton Res.*, 14: 915-923.

Šimek, K., P. Hartman, J. Nedoma, J. Pernthaler, D. Springmann, J. Vrba y R. Psenner. 1997. Community structure, picoplankton grazing and zooplankton control of heterotrophic nanoflagellates in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum. *Aquat. Microb. Ecol.*, 12: 49-63.

Tamelander, T. y A. S. Heiskanen. 2004. Effects of spring bloom phytoplankton dynamics and hydrography on the composition of settling material in the coastal northern. *Baltic Sea. J. Mar. Sys.*, 52: 217-234.

Tanaka, T., N. Fujita y A. Taniguchi. 1997. Predator-prey eddy in heterotrophic nanoflagellate-bacteria relationships in a coastal marine environment: a new scheme for predator-prey associations. *Aquat. Microb. Ecol.*, 13: 249-256.

Tang, E. P. Y. 1995. The allometry of algal growth rates. *J. Plankton Res.*, 17: 1325-1335.

Taylor, F. J. R. 1976. Dinoflagellates from the International Indian Ocean Expedition. En: Melchior, H. (ed.). A report on material collected by the R. V. "Anton Bruun" 1963-1964. Bibliotheca Botánica, Stuttgart. 234 p.

Tengs, T., O. J. Dahlberg, K. Shalchian-Tabrizi, D. Klaveness, K. Rudi, C. F. Delwiche y K. S. Jakobsen. 2000. Phylogenetic analyses indicate that the 19' hexanoyloxyfucoxanthin-containing dinoflagellates have tertiary plastids of haptophyte origin. *Mol. Biol. Evol.*, 17: 718-729.

Tett, P., L. Gilpin, H. Svendsen, C.P. Erlandsson, U. Larsson, S. Kratzer, E. Fouilland, C. Janzen, J. Lee, C. Grenz, A. Newton, J. Gomes-Ferreira, T. Fernandes y S. Scory. 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Cont. Shelf Res.*, 23: 1635-1671.

Thingstad, T. F., H. Havskum, K. Garde y B. Riemann. 1996. On the strategy of 'eating your competitor': a mathematical analysis of algae mixotrophy. *Ecology*, 77: 2108-2118

Toming, K. y A. Jaanus. 2007. Selecting potential summer phytoplankton eutrophication indicator species for the northern Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, 56 (4): 297-311.

Turner, R. E., N. Qureshi, N. N. Rabalais, Q. Dortch, D. Justic, R.F. Shaw, y J. Cope. 1998. Fluctuating silicate:nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA* 95, 13048-13051.

Ulloa-Pérez, A. E. 2005. Influencia de la disponibilidad de nutrientes sobre los cambios espacio-temporales de la comunidad de fitoplancton en el litoral del Municipio de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría. CIIDIR-IPN, México. 89 p.

UNEP. 2007. Global programme of action for the protection of the marine environment from land-based activities. <http://www.gpa.unep.org/>

Valdes-Weaver, L. M., M. F. Piehler, J. L. Pinckney, K. E. Howe, K. Rossignol y H. W. Paerl. 2006. Long-term temporal and spatial trends in phytoplankton biomass and class-level taxonomic composition in the hydrologically variable Neuse-Pamlico estuarine continuum, North Carolina, U.S.A. *Limnol. Oceanogr.*, 51(3): 1410-1420.

Verdugo, D. G., 1997. Cambios estacionales del fitoplancton y de la composición bioquímica del material orgánico particulado en bahía Concepción, B. C. S. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, México. 100 p.

Verity, P. G. 1986. Grazing of phototrophic nanoplankton by microzooplankton in Narragansett Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 29: 105-115.

Vidussi F., H. Laustre, J. Bustillos-Guzmán, C. Cailliau y J. C. Marty. 1996. Determination of chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton: separation of chlorophyll *a* from divinyl chlorophyll *a* and zeaxanthin from lutein. *J. Plankton Res.*, 18: 2377-2382.

Vila, M. y M. Maso. 2005. Phytoplankton functional groups and harmful algal species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 69(1): 31-45.

Villareal, T. A. 1987. Evaluation of nitrogen fixation in the diatom genus *Rhizosolenia* Ehr. in the absence of its cyanobacterial symbiont *Richelia intracellularis* Schmidt. *J. Plankton Res.*, 9: 965-971.

Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari y A. Rinaldi. 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special

Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrics*, 9: 329-357.

Warsh, C. E., K. L. Warsh y R. C. Staley. 1973. Nutrients and water masses at the mouth of the Gulf of California. *Deep-Sea Res.*, 20: 561-570.

Weisse, T. 1991. The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates: role of bottom-up versus top-down control. *J. Plankton Res.*, 13: 167-185.

White, A. F. y A. E. Blum. 1995. Effects of climate on chemical weathering in watersheds. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59: 1729-1747.

Wilhelm, C., I. Rudolph y W. Renner. 1991. A quantitative method based on HPLC - aided pigment analysis to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage - a study from Lake Meerfelder Maar (Eifel, Germany). *Arch. Hydrobiol.*, 123: 21-35.

Wolfe, G.V. y M. Steinke. 1996. Grazing-activated production of dimethyl sulfide (DMS) by two clones of *Emiliana Huxleyi*. *Limnol. Oceanogr.*, 41: 1151:1160.

Zavala-Norzagaray, A. A. 2006. Incidencia de postlarvas de camarón en el sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule (2002-2003). Tesis de Maestría. CIIDIR-IPN, México. 77 p.

Zeitzschel, B. 1970. The quantity, composition and distribution of suspended particulate matter in the Gulf of California. *Marine Biology*, 7: 305-318.

Ærtebjerg, G., J. Carstensen, K. Dahl, J. Hansen, K. Nygard, B. Rygg, K. Sørensen, G. Severinsen, S. Casartelli, W. Schrimpf, C. Schiller y J. N. Druon 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. European Environmental Agency. Copenhagen, DK. 86 p.

Ærtebjerg, G., J. H. Andersen y J. W. Hansen. W. 2003. Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute.