



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



**ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD
FITOPLANCTÓNICA CON ÉNFASIS EN LAS
ESPECIES TÓXICAS Y/O NOCIVAS DE LA
LAGUNA DE MACAPULE, SINALOA.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

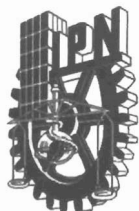
EN

MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

CARLOS ANTONIO POOT DELGADO

La Paz, B.C.S., 2006



INSTITUTO POLITECNICO 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 15 del mes de Noviembre del 2006 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:

“ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA CON ÉNFASIS EN LAS ESPECIES TÓXICAS Y/O NOCIVAS DE LA LAGUNA DE MACAPULE, SINALOA”

Presentada por el alumno:

POOT
Apellido paterno

DELGADO
materno

CARLOS ANTONIO
nombre(s)

Con registro:

A	0	4	0	2	5	4
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD 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. AIDA MARTÍNEZ LÓPEZ

PRESIDENTE

DRA. CHRISTINE JOHANNA BAND SCHMIDT

SECRETARIO

MC. ISMAEL GARATE LIZARRAGA

TERCER VOCAL

MC. JOSÉ RICARDO PALOMARES GARCIA

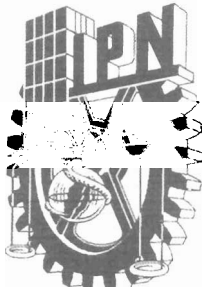
MC. DIANA CECILIA ESQUIVEL URIAS

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



I. P. N.
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 **15** del mes **Noviembre** del año **2006**, el/la que suscribe **CARLOS ANTONIO POOT DELGADO** alumno(a) del Programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS** con número de registro **A040254** 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: **"ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA CON ÉNFASIS EN LAS ESPECIES TÓXICAS Y/O NOCIVAS DE LA LAGUNA DE MACAPULE, SINALOA"** 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: poot_delgado_carlos_antonio@hotmail.com , amartin@ipn.mx
Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

CARLOS ANTONIO POOT DELGADO
nombre y firma

A mi maestro de lo imposible, mi amado padre, Manuel

A mi maestra de la vida, mi amada madre, Soledad,

A mi consejero particular, mi amado hermano, Sergio,

A mi memoria familiar, mi querido abuelo, Antonio

A mi amor chiquito, mi hija Hanna,

A ellos gracias, por su apoyo y cariño.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), México, por haberme otorgado una beca para realizar estudios de maestría en ciencias en recursos marinos, en el centro interdisciplinario de ciencias marinas, del instituto politécnico nacional (CICIMAR-IPN) y por el apoyo económico brindado a los proyectos de investigación: "Respuesta de la comunidad del fitoplancton a perturbaciones en la proporción de los nutrientes N:P:Si" y "Impacto de los aportes de aguas residuales sobre la comunidad fitoplanctónica y el nivel trófico del sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Ahome, Sinaloa". Con referencias 20040495/2004 y 20050133/2005 respectivamente, dirigido por la Dra. Aída Martínez López, desarrollado en el laboratorio de fitoplancton, CICIMAR-IPN, La Paz, B. C. S., México.

Al gobierno del estado de Campeche, a través de la fundación Pablo García, por los apoyos económicos otorgados, muy en especial a su director, Lic. Mario Eduardo Rivas Prevé, por sus valiosas colaboraciones y atinados comentarios.

A mi directora de tesis, Dra. Aída Martínez López, por su valiosa y encomiable labor durante la realización de la maestría y estancia en el laboratorio de fitoplancton, por brindarme parte de su valioso tiempo y más aun por compartir un poco de su calidad humana y conocimiento.

A la M. R. Ana Elsi Ulloa Pérez del CIIDIR-Sinaloa por su valiosa y encomiable labor al realizar de manera puntual y eficiente el proceso de muestreo, y al equipo de trabajo del departamento de medio ambiente del CIIDIR por los análisis de clorofilas y nutrientes realizados de manera por demás eficientes, así como toda la gente que intervino en el proceso de análisis de muestras, así como al M. C. Andrés M. Góngora Gómez, por su apoyo incondicional durante la realización del muestreo, a través del proyecto, "Cultivo piloto del ostión japonés *Crassostrea gigas* en las costas de Guasave, Sinaloa" (CECYT 2003-2004).

A mi amada familia, por entender mi ausencia de casa, por apoyarme siempre y ser un aliciente en mis ratos de incertidumbre.

A Bety, porque es un ser muy especial e importante en mi vida y mas aun por ser la madre de mi hermosa hija, *Hanna*.

A mi hija Hanna, por que tu llegada es el acontecimiento más importante en mi vida.

A mis compañeros y amigos, Tatis, Lorena, Clau, Carmen, Jaz, Magy, Susy, Alfredo, David, Erick, German, José, por su compañía, ayuda y reflexión durante mi estancia en la entrañable ciudad de La Paz, B. C. S.

Estoy seguro que este trabajo no hubiera concluido satisfactoriamente sin la presencia y colaboración de cada uno ellos.

Muchas Gracias a todos,

Carlos Antonio

Índice

	Página
RELACIÓN DE TABLAS.....	V
RELACIÓN DE FIGURAS	VI
RELACIÓN DE ANEXOS	VIII
GLOSARIO.....	IX
RESUMEN.....	XI
ABSTRACT.....	XII
I INTRODUCCIÓN.....	1
II ANTECEDENTES	4
III JUSTIFICACIÓN	8
IV OBJETIVOS	10
IV.1 Objetivo General.....	10
IV.2 Específicos.....	10
V ÁREA DE ESTUDIO.....	11
VI METODOLOGÍA.....	13
VI.1 Variables metereológicas.....	13
VI.2 Trabajo de campo	13
VI.3 Trabajo de laboratorio	14
VI.4 Análisis químicos	14
VI.5 Análisis cuantitativo del fitoplancton de botella.....	15
VI.6 Análisis cualitativo del fitoplancton de red	15
VI.7 Trabajo de gabinete	16
VII RESULTADOS	17
VII.1 Variable climatológica	17
VII.2 Variables fisicoquímicas	17

Temperatura y salinidad	17
Oxígeno disuelto; pH	20
Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica particulada (MOP)	21
Disco de secchi	22
Nutrientes	23
Silicato reactivo (SiO ₃)	24
Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)	24
Amonio (NH ₄)	25
Nitritos y nitratos (NO ₂ , NO ₃)	25
Fósforo reactivo (PO ₄)	26
Razón Si:N:P (16:16:1)	30
VII.3 Variables biológicas	31
Clorofila <i>a</i>	31
VII.4 Especies potencialmente tóxicas o nocivas	39
VII.5 Análisis estadístico	46
VIII DISCUSIÓN	55
IX RECOMENDACIONES	73
X CONCLUSIONES	74
XI BIBLIOGRAFÍA	75
XII ANEXOS	106

RELACIÓN DE TABLAS

Tabla I.- Valores promedios de las variables fisicoquímicas y razones promedio de Si:N:P (16:16:1), registradas durante el periodo de estudio (enero de 2004–abril de 2005) en las estaciones de muestreo (E1, E2), en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.	29
Tabla II.- Valores promedios, mínimos y máximos de abundancia (céls/l) de los grupos fitoplanctónicos registrados durante el periodo de estudio (enero de 2004 – abril de 2005) en las estaciones de muestreo (E1 y E2) en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.	36
Tabla III. - Especies dominantes durante el periodo de estudio (enero de 2004–abril de 2005) en la estación 1 y 2, de la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.....	38
Tabla IV.- Especies de dinoflagelados potencialmente tóxicas o que desarrollan florecimientos nocivos o inoocuos, registrados durante el periodo enero de 2004 a abril de 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.....	40
Tabla V.- Especies de cianobacterias reconocidas como tóxicas o que desarrollan florecimientos nocivos, registradas durante el periodo enero del 2004 a abril del 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.....	42
Tabla VI.- Abundancias (céls/l) de las especies potencialmente tóxicas, registradas durante el periodo enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.	44
Tabla VII.- Abundancias (céls/l) de las especies potencialmente nocivas mas abundantes, registradas durante el periodo enero del 2004 a abril del 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.....	45
Tabla VIII.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 1.	46
Tabla IX.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 2.	49
Tabla X.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 1.	51
Tabla XI.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 2.	52

RELACIÓN DE FIGURAS

- Figura 1.- Localización del área de estudio. En el recuadro inferior derecho se enmarca la laguna de Macapule dentro del complejo lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule... 11
- Figura 2.- Ubicación de los sitios de muestreo (puntos amarillo) en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. 14
- Figura 3.- Variación temporal de la precipitación pluvial en laguna Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005 (CNA). 17
- Figura 4.- Distribución vertical y temporal de a) temperatura (°C) y b) salinidad (ups) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México..... 19
- Figura 5.- Variación anual de los promedios a) temperatura (°C) y b) salinidad (ups) de la estación E1 y E2, en la laguna de Macapule, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005. ND, indica ausencia de datos..... 19
- Figura 6.- Distribución vertical y temporal de a) Oxígeno disuelto (mg/l), b) pH (upH), c) Sólidos suspendidos totales (SST) (mg/l) y d) Materia orgánica particulada (MOP) (mg/l) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos..... 21
- Figura 7.- Variación de los valores de disco de Secchi, a) y coeficiente de atenuación vertical de luz difusa, b) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. 23
- Figura 8.- Distribución vertical y temporal de los nutrientes (a) SiO_3 , b) NID, c) NH_4 y d) PO_4 , en la estación 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos..... 27
- Figura 9.- Regresión lineal entre la salinidad y concentración de nutrientes (NID, PO_4 y SiO_3) para las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México..... 28
- Figura 10.- Distribución vertical de: a) clorofila *a* (mg/m^3); b) abundancia total del fitoplancton (cél/l $\times 10^4$) y c) microfitoplancton (cél/l $\times 10^4$) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos..... 32
- Figura 11.- Variación temporal de los grupos del fitoplancton en las estaciones 1 y 2, de la laguna Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005. ND, indica ausencia de datos. Note el cambio de escala. 34
- Figura 12.- Variación temporal de los componentes del nanofitoplancton en las estaciones 1 (a) y 2 (b), de la laguna de Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005..... 37

Figura 13.- Distribución vertical del género <i>Prorocentrum</i> (cél/ml) y <i>Pseudo-nitzschia</i> (cél/ml), en las estaciones a) E1 y b) E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.	41
Figura 14.- a) Proyección de los ejes 1 y 2, b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de los grupos del fitoplancton presentes en la estación 1 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.....	47
Figura 15.- a) Proyección de los ejes 1 y 2 y b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de los grupos del fitoplancton presentes en la estación 2 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.....	50
Figura 16.- a) Proyección de los ejes 1 y 2 y b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de las especies potencialmente nocivas o tóxicas del fitoplancton presente en la estación 2 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.	53
Figura 17.- a) Proyección de los ejes 1 y 2 y b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de las especies potencialmente nocivas o tóxicas del fitoplancton presente en la estación 2 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.	55
Figura 18.- Variación temporal de los grupos del fitoplancton y cocientes de nutrientes, en las estaciones E1 y E2, de laguna de Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005. ND, indica ausencia de datos.....	59

RELACIÓN DE ANEXOS

- Anexo 1.-Variación anual promedio del a)oxígeno disuelto (mg/l) y b) pH (upH), en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos..... 107
- Anexo 2.- Variación anual promedio de sólidos suspendidos totales a) SST (mg/l) y materia orgánica particulada b) MOP (ml/l) en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos. 108
- Anexo 3.- Variación anual promedio de los nutrientes a) SO_3 , b) NID y c) PO_4 en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos..... 109
- Anexo 4.- Variación anual promedio de los nutrientes a) NO_3 , b) NO_2 y c) NH_4 , en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos..... 110
- Anexo 5.- Variación anual promedio de la clorofila a (mg/m^3), en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos. 111
- Anexo 6.- Distribución anual de la abundancia total (%), en las estaciones a) E1 y b) E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos. ND, indica ausencia de datos..... 112
- Anexo 7.- Límites máximos permisibles de fitoplancton tóxico en Agua de mar (Instrucción de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas, 2005)..... 113
- Anexo 8.- Ensayo: Influencia de la salinidad en el crecimiento de *Synechocystis* sp (Cyanophyceae). 113
- Anexo 9.- Taxa del fitoplancton identificados en la estación 1 de la laguna de Macapule, Sinaloa, México, en el periodo comprendido entre enero del 2004 a abril del 2005..... 128
- Anexo 10.- Taxa del fitoplancton identificados en la estación 2 de la laguna de Macapule, Sinaloa, México, en el periodo comprendido entre enero del 2004 a abril del 2005..... 131
- Anexo 11.- Microfotografías de especies potencialmente tóxicas, nocivas o formadoras de mareas rojas, observadas en la laguna de Macapule, Sinaloa, México..... 134

GLOSARIO

Cianobacteria: Son microorganismos cuyas células miden sólo unos micrómetros (μm) de diámetro, pero son más grandes que lo típico de las otras bacterias. El citoplasma no suele presentar estructuras reconocibles salvo carboxisomas (corpúsculos que almacenan la enzima RuBisCO), vesículas gasíferas (llenas de gas) y tilacoides, vesículas aplastadas formadas por invaginación de la membrana plasmática (con la que suelen conservar comunicación o contacto) donde reside el aparato molecular de la fotosíntesis.

Clorofila a: Pigmento primario de todos los organismos fotosintetizadores que liberan oxígeno, primordial en la captación de la energía radiante y cuya fórmula química es $\text{C}_{55} \text{H}_{72} \text{MgN}_4 \text{O}_5$. Su máxima absorbancia se presenta a los 430 y a los 663 nanómetros.

Comunidad: Todos los organismos vivos que se encuentran en un ambiente determinado. Incluye, por tanto, todas las poblaciones de las diferentes especies que viven juntas.

Diatomeas: Vegetal microscópico que tiene la pared celular constituida por sílice y estructurada en varias partes que en conjunto se llaman frustula. Se ubican dentro de los grupos de microalgas más abundantes en el mar como parte del fitoplancton.

Dinoflagelados: Organismos unicelulares, la mayoría biflagelados, si bien pueden aparecer formas aflageladas, relacionadas con la gran variedad de formas de nutrición. Generalmente fotosintéticos, aunque también hay formas heterótrofas. La pared celular o teca, cuando se presenta, está compuesta fundamentalmente de celulosa. Presentan dos flagelos, situados en surcos o depresiones de la superficie de la célula.

Eutrófico: que corresponde a aguas con altas concentraciones de nutrientes, con alto contenido de materia orgánica o sedimentos en suspensión.

Eutrofización: Proceso natural en ecosistemas acuáticos, especialmente en lagos, caracterizado por un aumento en la concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos, con los consiguientes cambios en la composición de la comunidad de seres vivos. Las aguas eutróficas en contraste con las oligotróficas son más productivas. Sin embargo, más allá de ciertos límites, el proceso reviste características negativas al aparecer grandes cantidades de materia orgánica cuya descomposición microbiana ocasiona un descenso en los niveles de oxígeno. La eutrofización se produce en muchos cuerpos de agua como resultado de las descargas de aguas de provenientes de las catividades agrícola, urbana e industrial.

Fitoplancton: Grupo de organismos formado por formas vegetales microscópicas que derivan con las corrientes.

Microfitoplancton: Grupo de microalgas que presentan tallas entre 20 y 200 μm .

Nanofitoplancton: Grupo de microalgas que presentan un intervalo de tallas entre 2 y 20 μm .

Nutrientes: Compuestos inorgánicos disueltos, de gran importancia para la producción primaria.

Oligotrófico: que corresponde a aguas claras con bajas concentraciones de nutrientes, con poca materia orgánica o sedimentos en suspensión y con una mínima actividad biológica.

Proliferación fitoplanctónica: incremento poblacional de microorganismos fitoplanctónicos bajo determinadas condiciones oceanográficas, que constituye un fenómeno oceanografico natural, el cual puede producir un cambio en el color del agua.

Razón de Redfield: Relación entre la composición de los organismos y la química del agua en terminos de atomos de C:N:P, la cual tiene valores de 106:16:1

RESUMEN

El propósito de este estudio es definir la influencia de las condiciones abióticas prevalecientes en la laguna de Macapule, Sinaloa, sobre la estructura de la comunidad fitoplanctónica, particularmente las que favorecen la presencia de especies nocivas y tóxicas. Para tal fin, se monitorearon mensualmente, dos estaciones (E1 y E2) entre enero de 2004 y abril de 2005. Se tomaron muestras de agua para la determinación de la abundancia y composición del fitoplancton, así como para el análisis de nutrientes (amonio, nitritos, nitratos, fósforo reactivo y silicatos), sólidos suspendidos totales, materia orgánica particulada, clorofila *a* y densidad de células de fitoplancton en superficie, media agua y fondo. Se determinaron *in situ* las variables: temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto. Los resultados muestran que la comunidad del fitoplancton estuvo compuesta por 111 taxa correspondiente a la fracción del microfitoplancton, de los cuales 47 pertenecen al grupo de las diatomeas, 49 dinoflagelados, 4 silicoflagelados, 8 cianobacterias, además de una variedad de nanoflagelados que no fueron identificados. La comunidad estuvo caracterizada por la dominancia del nanofitoplancton y por las diatomeas dentro del microfitoplancton, con niveles de abundancias alto (10^6 cél/l) a medianamente alto (10^5 cél/l). Se observaron varias proliferaciones fitoplanctónicas durante el periodo de estudio, siendo las más relevantes por su abundancia, la ocurrida en la temporada de lluvias al final de la temporada cálida, causada por cianobacterias, y la desarrollada en la temporada fría en la que predominaron los dinoflagelados menores de 20 μm . Las condiciones de invierno con bajas temperaturas y los vientos del noroeste, fueron favorables para la proliferación de diatomeas especialmente para *Rhizosolenia* spp. (Abundancia máxima 4×10^5 cél/l), en tanto que las condiciones prevalecientes a principios de primavera promovieron el desarrollo de los dinoflagelados *Prorocentrum minimum* (2×10^5 cél/l) y *Gymnodinium catenatum* (2×10^4 cél/l). Los principales factores que influyeron sobre la dinámica de la comunidad fitoplanctónica presente en esta región fueron: la temperatura, concentración y especiación de los nutrientes y las razones N:P y N:Si. Estos últimos indican que la razón N:Si está limitando el desarrollo de las diatomeas principalmente en la estación 2, en tanto que concentraciones altas de NH_4 preceden el desarrollo de dinoflagelados y fitoflagelados. Otra característica relevante de la comunidad del fitoplancton fue la presencia de especies potencialmente riesgosas ya que han sido reportadas como productoras de toxinas. Los taxa potencialmente tóxicos encontrados en este estudio fueron: *Alexandrium* spp, *Gymnodinium catenatum*, *Dinophysis caudata*, *Prorocentrum mexicanum* y *P. minimum* (con abundancias altas), *Pseudo-nitzschia* spp y las cianobacterias, *Anabaena* sp, *Microcystis* sp, *Oscillatoria* sp y *Phormidium* sp; en tanto que los taxa potencialmente nocivos y formadores de proliferaciones fueron *Ceratium fusus*, *Gyrodinium* sp, *Dictyocha* spp, *Akashiwo sanguinea*, *Peridinium quinquecorne*, *Amylax triacantha*, *Prorocentrum balticum*, *P. gracile*, *P. micans*, *P. triestinum*, *P. compressum*, *Noctiluca scintillans*, *Scrippsiella* sp, *Rhizosolenia* spp y *Skeletonema* spp.

ABSTRACT

The purpose of this study was to determine what set of abiotic conditions that influence the prevailing on the structure of the phytoplankton community, especially those that favor the presence of nocive and toxic species, in the Macapule lagoon, Sinaloa. To those ends, two stations (E1 and E2) were monitored monthly, from January 2004 to April 2005. Surface water samples were taken to determinate phytoplankton abundance and composition, as well as analyzed for nutrients (ammonia, nitrate, nitrite, reactive phosphorus and silicate), chlorophyll *a*, total suspended solids and particulate organic matter. *In situ* recordings were also made for the variables: temperature, pH, salinity and dissolved oxygen. The results showed that the phytoplankton community was composed of 111 taxa, of the 47 were diatoms, 49 were dinoflagellates, 4 were silicoflagellates, 8 were cyanobacterial, and there also were a variety of unidentified nanoflagellates. This community was characterized by the dominance of nanophytoplankton and by diatoms (microphytoplankton). Their levels of abundance ranged from high (10^6 cells/l) to medium high (10^5 cells/l). The phytoplankton community exhibited several phytoplanktonic blooms, the most significant were the cyanobacterial blooms occurred in the rainy season and the warm season end, and at the cold season developed by dinoflagellates $> 20 \mu\text{m}$. Winter conditions with low temperature and Northwest wind, which were favorable to the proliferation of diatoms especially *Rhizosolenia* spp (Maximum of 4×10^5 cells/l), while early spring conditions promoting the development of the dinoflagellates *Prorocentrum minimum* (2×10^5 cells/l) and *Gymnodinium catenatum* (2×10^4 cells/l). The major factors influencing the dynamics of the phytoplankton community of this region were temperature, nutrients type and concentration and N:P and N: Si ratios. The N:Si ratio indicates limitation for diatoms growth, principally in the second station, while high concentrations of NH_4 preceded the development of dinoflagellates and phytoflagellates. Other relevant characteristic of the phytoplankton was the presence of species are potentially dangerous because have been reported as being toxin producers. The taxa potentially toxic founded in this study were: *Alexandrium* spp, *Gymnodinium catenatum*, *Dinophysis caudata*, *Prorocentrum mexicanum*, *P. lima*, and *P. minimum* (present with high abundance), *Pseudo-nitzschia* spp., and cyanobacteria, *Anabaena* sp, *Microcystis* sp, *Oscillatoria* sp and *Phormidium* sp; whereas fish-killers and potentially bloom forming taxa were *Ceratium fusus*, *Gyrodinium* sp, *Dictyocha* spp, *Akashiwo sanguinea*, *Peridinium quinquecorne*, *Amylax triacantha* *Prorocentrum balticum*, *P. gracile*, *P. micans*, *P. triestinum*, *P. compressum*, *Noctiluca scintillans*, *Scrippsiella* sp, *Rhizosolenia* spp and *Skeletonema* spp.

I INTRODUCCIÓN

El incremento de la población humana en la zona costera, han afectado negativamente la salud de los ecosistemas costeros (Arrhenius, 1992; Goldberg, 1995; Epstein y Rapport, 1996; Vitousek *et al.*, 1997b; Cloern, 2001). Los desechos antropogénicos vertidos a las aguas costeras, generalmente sin tratamiento previo (Villalba, 1980; Escobedo *et al.*, 1999; entre otros), han ingresado al medio marino contaminantes tales como: materia orgánica, microorganismos patógenos, sustancias tóxicas y nutrientes (Valiela *et al.*, 1992; NRC, 2000), originando modificaciones en la dinámica general de los ecosistemas (Yañez, 1986), especialmente en aguas someras (Waldichuk, 1977). Sin embargo, no todos los ecosistemas costeros son igualmente susceptibles al sobre-enriquecimiento de nutrientes. La susceptibilidad relativa de los ecosistemas costeros depende de la dilución, tiempo de residencia del agua, estratificación, carga de material suspendido y extinción de la luz, entre otros factores (NRC, 2000).

Entre los productos humanos que más relevancia tienen por su impacto en la dinámica de los cuerpos de agua costeros debido al gran volumen incorporado, se encuentran los desechos agroindustriales (fertilizantes y plaguicidas entre otros) y urbanos, muchos de los cuales se encauzan a través del drenaje municipal, drenes agrícolas o descargando directamente a la zona costera (Banderas, 1994) liberando grandes cantidades de materia orgánica y nutrientes. La pérdida de la calidad del agua, por el enriquecimiento de nutrientes en la zona costera ha originado un gran número de problemas ambientales que han sido documentado en diversos trabajos científicos, en su mayoría referidos a casos particulares de países localizados en latitudes templadas (e.g. Vollenweider *et al.*, 1992; Tett *et al.*, 2003). Como parte de las respuestas a este estímulo se han observado incrementos en la concentración de clorofila *a*, en la transparencia del agua, en la producción primaria (Reguera, 2002; Sundareshwar *et al.*, 2003), biomasa macroalgal, sedimentación de carbono orgánico, proporciones de nutrientes, proliferaciones de microalgas tóxicas y en la biomasa y comunidad del bentos (Burkholder, 1998; Anderson *et al.*, 2001), así como

en la mortalidad de peces e invertebrados (NRC, 2000; Jackson *et al.*, 2001; Sundareshwar *et al.*, 2003) y finalmente, en la estructura de la cadena alimenticia (Cloern, 2001).

Respecto al fitoplancton, existe el reconocimiento internacional de la ocurrencia de un incremento de las Floraciones Algales Nocivas (FAN) (NRC, 2000; Jackson *et al.*, 2001; Reguera, 2002) como respuesta al ingreso de nutrientes derivados de actividades antropogénicas. El término FAN indica, la reproducción excepcional de organismos fotosintéticos, mixótrofos o heterótrofos susceptibles de afectar a otros organismos, (incluyendo al hombre) que utilizan el ambiente acuático (Smayda, 1997a). Sin embargo, este término ha sido ampliamente discutido y en su lugar se recomendó la de "Proliferaciones Algales Nocivas" (PAN) por ser más apropiado desde el punto de vista descriptivo (Ochoa *et al.*, 2003). Las PAN muestran una gran variedad de efectos en condiciones de mayor o menor abundancia y biomasa, pueden colorear o no el agua, y ser o no ser tóxicos para otros organismos o para el humano (Ochoa, 2003a). Estos eventos son producidos en su mayoría por dinoflagelados, aunque pueden también ser causados por diatomeas, prymnesiofíceas, rafidofíceas y macroalgas (Smayda, 1997b).

Las costas de México, se han poblando a una tasa mayor al promedio del resto del país (Aranda, 2001; Rivera y Villalobos, 2001), con el consecuente deterioro que esto implica. Cortés (1994), considera que en ellas los eventos FAN se han incrementado a la par con el aumento de la población y la eutrofización. No obstante, a pesar de la relevancia de la zona costera, existe aun poca información sobre el estado de deterioro que presentan muchos de los cuerpos agua, por lo que su estudio se hace necesario debido al riesgo que implican para la salud pública (GESAMP, 1990; Santelli, 2000).

La laguna de Macapule, es uno de estos sitios donde la información básica sobre su estado de salud es escasa. Debido a la importancia regional que tiene es recomendable desarrollar indicadores de la condición ecológica de este cuerpo de agua. Magaña (2004) realizó el primer intento en este sentido, y diagnosticó a la

laguna desde el punto de vista químico utilizando la clasificación de Igniatades *et al.* (1992), como un cuerpo en estado eutrófico.

Desde el punto de vista biológico, la selección de indicadores ecológicos relativos al fitoplancton implica en primera instancia, generar el conocimiento básico sobre este grupo de productores primarios, entre otras cosas, por ser los principales captadores de energía solar, lo que implica el proceso de fotosíntesis y éste a su vez, producción de oxígeno y oxidación de la materia orgánica, además de ser la base de la trama trófica en el ecosistema marino, sostener tramas tróficas delicadas y cortas, y por aportar ciertas directrices en el comportamiento de organismos de niveles energéticos superiores, por la interrelación existente en la pirámide trófica (Rojas, 1984), de tal manera que en el futuro, se pueda contrastar con estimaciones del estado trófico y con cambios ecológicos en respuesta a los forzamientos ambientales que se presenten en esta laguna. Para ello, es necesario establecer la información fundamental sobre estos organismos respecto a las especies dominantes en esta zona, su variación en el tiempo y definir si implican un riesgo potencial para la salud pública.

Por lo tanto, este trabajo tiene como objetivo principal definir la estructura de la comunidad fitoplanctónica durante un ciclo anual en la laguna de Macapule, Sinaloa, así como caracterizar las condiciones hidrográficas favorables para la presencia de fitoplancton potencialmente tóxico y/o nocivo.

II ANTECEDENTES

Las lagunas costeras son ecosistemas de suma importancia, ya sea por su extensión, valor científico, o en lo relativo a los recursos naturales (Contreras y Zabalegui, 1991). México cuenta con más de 130 lagunas costeras que en su conjunto cubren una superficie de 12,555 km² (Lankford, 1977). Existe abundante bibliografía de las generalidades del comportamiento de estos cuerpos costeros (Phleger, 1969; Postma, 1969; Colombo, 1977; Yáñez y Nugent, 1977; Barnes, 1980), rebasando las 2,800 fichas localizables, por lo que resultaría un prolijo enumerarlas aquí, sin embargo, esta información resalta el hecho de que la gran mayoría son coincidentes en ciertas regiones del país, aumentando el conocimiento particular de estos cuerpos acuáticos, basados en características fundamentales de los sistemas estuarinos-lagunares, tales como: características hidrológicas, concentraciones de nutrientes, etc (Contreras y Zabalegui *op cit*). Resulta incuestionable el valor que estos documentos representan, empero hay que resaltar que de la gran cantidad de lagunas costeras existentes, la información resulta insuficiente del tal forma que los estudios que sienten las bases integrales del conocimiento sobre la composición taxonómica de los grupos del fitoplancton son insuficientes, así como la respuesta individual de sus especies ante los aportes de nutrientes de origen antropogénico (Ulloa, 2005).

En relación a la determinación de la cantidad de los nutrimentos (nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas) responsables en primera instancia de la productividad primaria acuática en ecosistemas costeros existen varios trabajos. Las concentraciones de estos nutrientes son utilizadas para clasificar a los ecosistemas acuáticos y comúnmente han sido utilizados para tipificar a lagos en latitudes templadas (Lickens, 1972; Vollenweider y Kerekes, 1982). Uno de los intentos más conocidos de clasificación trófica en ecosistemas acuáticos fueron los de Carlson (1977), quien sugirió jerarquizaciones en función de la luz, la profundidad del disco de Secchi, la cantidad de fósforo y la presencia de clorofila *a*, desarrollando una ecuación propia para cada uno de estos parámetros. Años después, los índices propuestos fueron severamente cuestionados por diversos autores (Lorenzen, 1980;

Megard *et al.*, 1980; Edmondson, 1980). Sin embargo, la ecuación derivada de la cuantificación de la cantidad de clorofila *a* fue la más aceptada, con algunas precisiones. La razón de lo anterior ha sido el argumento de que la presencia de clorofila *a* en el agua es una respuesta casi inmediata a la variabilidad de los nutrimentos, lo cual propicia que su cuantificación y seguimiento sean indicadores confiables de las variaciones de la biomasa fitoplanctónica, que es la responsable directa de la salud del ecosistema (Kerekes, 1982, 1983). Lo anterior, aunque no se trata de una regla universal e incuestionable, ha resultado conceptualmente útil que ha permitido la clasificación, incluso, de zonas costeras (Giovanardi y Tromellini, 1992; Mihnea, 1992; Vollenweider, 1992). Sin embargo, el intento realizado por Magaña (2004), indica que no resulta muy adecuado para la determinación del estado trófico de la laguna de Macapule, debido probablemente a que el índice fue desarrollado principalmente para lagos templados relativamente profundos y no para aguas someras marinas. El método utiliza como indicadores principales al fósforo (como fósforo total) y la clorofila *a*, lo cual resulta conveniente para cuerpos de agua dulce (o salobre) por ser el fósforo el elemento limitante principal para la producción primaria. De acuerdo con Redfield (1958), la razón N:P en los lagos es de 40:1, mientras que en el océano el índice es 16:1.

En cuanto al conocimiento sobre el fitoplancton del Golfo de California, éste ha sido objeto de numerosos estudios sobre las asociaciones del fitoplancton con diferentes enfoques, desde los estudios realizados en la década de los 30s con trabajos pioneros como los de Allen (1938), Cupp y Allen (1938) y Osorio (1942). Posteriormente, otras investigaciones como las de Gilbert y Allen (1943) y Round (1967), encuentran que en las regiones central y norte son las más productivas del Golfo de California. En tanto que Klement (1964), reporta la ocurrencia de flora fitoplanctónica del tipo tropical a subtropical y la disminución de la diversidad de las especies del fitoplancton en la región central comparada con la zona sur. Así mismo, se ha identificado que el nanofitoplancton (células < 20 µm) es una de las fracciones fitoplanctónicas que contribuyen de manera más importante a los valores de productividad estimados en el Golfo (Zeitchel, 1969; Gilmartin y Revelante, 1978; Lara y Valdez, 1988; Álvarez y Lara, 1991; Gaxiola *et al.*, 1995). En tanto que los

cambios en la composición y abundancia de las especies están muy ligados a los cambios estacionales e interanuales en los patrones de circulación y el clima del Golfo (Brinton *et al.*, 1986).

Los estudios sobre la comunidad fitoplanctónica en las lagunas litorales del Golfo de California se han incrementado en la última década. Uno de los primeros trabajos fue el efectuado por Gilmartin y Revelante (1978), quienes realizaron un estudio comparativo del fitoplancton de 15 lagunas costeras y del centro del Golfo de California, encontrando densidades celulares para la fracción microfitoplanctónica en las estaciones del centro del Golfo de California de 0.5 a 12×10^3 cél/l y una densidad de nanofitoplancton de 0.3 a 2×10^5 céls/l, en tanto que para las lagunas fueron del orden de 10^3 a 10^5 céls/l la densidad del nanofitoplancton. Otros trabajos en diversas lagunas costeras han mostrado que entre finales de otoño y primavera la flora dominante esta constituida por diatomeas (Santoyo, 1972; Signoret y Santoyo, 1980; Brinton *et al.*, 1986; Priego, 1995; Verdugo, 1997; Alonso, 1998).

Particularmente para las lagunas del borde oriental del golfo, Mee *et al.* (1984) y Cortés *et al.* (1996), indican una influencia de las lagunas sobre el litoral adyacente, y mencionan que el aumento de la eutrofización de las costas de Sinaloa se debe al aporte de aguas residuales de zonas turísticas y las provenientes de las granjas acuícolas, lo que favorece el desarrollo de FAN's. Con relación a la actividad de las granjas acuícola, Cortés y Agraz (1994) detectaron la presencia de *Prorocentrum minimum*, una especie potencialmente tóxica en cultivos de camarón, asociándolo con el debilitamiento y el aumento en la susceptibilidad de enfermedades. Este mismo organismo fue responsable posteriormente de proliferaciones en la bahía de Mazatlán (Cortés *et al.*, 1999) y en el litoral Norte de Sinaloa (Martínez *et al.*, 2001). En un estudio realizado por Alonso *et al.* (1996), en la bahía de Mazatlán, se concluyó que esa bahía, al igual que otras zonas costeras, esta sujeta al proceso de nutrificación antropogénica. Otros estudios a lo largo de 20 años en ésta zona, demostraron que la frecuencia de mareas rojas exhibe una tendencia a incrementarse con el tiempo, con el 60% de los florecimientos documentados en la última década (Cortés *et al.*, 1999). Paralelamente han sido reportados casos de

envenenamiento paralizante, causados por el consumo de bivalvos en la población de Mazatlán (Mee *et al.*, 1986). Otros casos relacionados se han dado lugar en el Golfo de California, como el ocurrido en abril del 2003 en el cual se registró una proliferación de fitoplancton tóxico que causó mortalidad de peces, moluscos y otros invertebrados en Kun Kaay, Sonora, siendo las especies responsables *Chattonella marina* y *Chattonella cf. ovata*, provocando el 40 % de mortalidad de post-larvas de camarón en los laboratorios de producción en la zona (Barraza *et al.*, 2004; Cortes *et al.*, 2006). Otras alteraciones en las condiciones naturales del medio como son: altas concentraciones de nutrientes y bajos valores de oxígeno disuelto en las zonas de influencia de las aguas residuales se han observado en diversas áreas. Éste es el caso del Puerto de Guaymas, Sonora (Ochoa, 1987; Ortíz *et al.*, 1991); del estero de Capoa, Sinaloa (Escobedo y Sigala, 1991); de Teacapán-Agua Brava, entre Sinaloa y Nayarit en 1989 (Hernández, 1992); Topolobampo, Sinaloa de 1987 a 1995 (Hernández y Escobedo, 1996), Santa María, Sinaloa (Escobedo, 1997); así como San Ignacio-Navachiste-Macapule (Escobedo *et al.*, 1999).

Dentro de los pocos estudios realizados en el litoral del municipio de Guasave, Sinaloa, se encuentran el de Vicencio (1979), quien determinó la fauna ictiológica, el de Páez *et al.*, (1991), quienes examinaron la presencia de metales pesados en las poblaciones de ostión, el de Escobedo *et al.*, (1999), donde se abocaron a estudiar la calidad del agua del complejo San Ignacio-Navachiste-Macapule y el de Ulloa (2005), quien determinó que la distribución espacio temporal y la composición de las comunidades fitoplanctónicas de la plataforma del municipio de Guasave son influenciadas por los nutrientes exportados por el sistema de San Ignacio-Navachiste-Macapule.

III JUSTIFICACIÓN

Las lagunas costeras son áreas relevantes debido a que son zonas de cría, alimentación y captura de especies sujetas a explotación. Esta característica ha ocasionado un alarmante crecimiento de los asentamientos humanos cerca de zonas costeras, originando un incremento de las descargas de aguas residuales producto de las actividades antropogénicas, causando alteraciones en el equilibrio ecológico de los cuerpos receptores (Hernández y Escobedo, 1996) y afectando significativamente el rol que juega el fitoplancton como productor primario en las redes tróficas (Zalocar y Asselborn, 2000). Una de estas afectaciones que implican un riesgo para la salud pública, son las floraciones algales nocivas. De entre estas, las especies que producen biotoxinas marinas representan un grupo taxonómicamente diverso que puede incluir diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias (Yasumoto y Murato, 1993). Estos grupos forman parte del fitoplancton de los sistemas lagunares del litoral del norte de Sinaloa (Ulloa, 2005). Recientemente se están realizando estudios integrales que están contribuyendo al mayor conocimiento, sobre la composición taxonómica de los grupos antes mencionados, así como las posibles respuestas que presentan de manera individual las especies a los aportes de nutrientes inorgánicos de origen antropogénico. Este conocimiento es relevante, ya que la proliferación de algunas especies han ocasionando impactos drásticos sobre los recursos pesqueros y la salud pública en algunos sitios del litoral mexicano, por lo que el estudio de la problemática relacionada a estos fenómenos ha adquirido una gran relevancia en las dos últimas décadas (Cortés *et al.*, 1996), una vez que se reconoce la presión de las actividades antropogénicas sobre los ecosistemas costeros.

El municipio de Guasave, Sinaloa cuenta con una franja costera de 50 km de longitud y corresponde al 7.6 % total del estado. El cuerpo costero está formado por las lagunas de San Ignacio-Navachiste y Macapule, las cuales reciben sin tratamiento previo, un total de 709,660 m³ al año de aguas residuales generadas en el municipio (H. Ayuntamiento del municipio de Guasave, 1996). Aunado a esto, el área de cultivos agrícolas que descarga en la laguna sus aguas de retorno es relativamente

alta (aproximadamente 1,100 km²) (Cartas INEGI, 2000), y las practicas de cultivos, principalmente el cultivo intensivo de riego por gravedad, suministran a la laguna de Macapule, una cantidad aún no cuantificada pero presumiblemente alta de nutrientes, como lo indican los resultados del estudio de Magaña (2004). Así como el de Ulloa (2005), quien menciona el efecto de los nutrientes exportados desde esta laguna hacia la plataforma adyacente, en la composición de especies del fitoplancton y en la aparición de proliferaciones de especies nocivas o tóxicas.

Dado que para la laguna de Macapule no existe estudios que aborden la problemática planteada, el propósito de esta investigación, se centra en describir cómo fluctúan temporalmente las proporciones de nutrientes y cómo se reflejan estos cambios en la estructura de la comunidad fitoplanctónica. Sabiendo que ésta área ha sido pobremente estudiada y por su importancia pesquera al proveer recursos de incalculable valor a las comunidades pesqueras adyacentes (Contreras, 1985), se requiere que se establezca la información básica sobre la comunidad fitoplanctonica al ser esta la base de la trama trófica en el ecosistema marino, y aportar ciertas directrices en el comportamiento de organismos de niveles energéticos superiores, (Rojas, 1984), así como el riesgo potencial que implican sus proliferaciones algales.

IV OBJETIVOS

IV.1 OBJETIVO GENERAL

Definir la estructura de la comunidad fitoplanctónica durante un ciclo anual en la laguna de Macapule, así como caracterizar las condiciones ambientales bajo las cuales predomina el fitoplancton tóxico y/o nocivo.

IV.2 ESPECÍFICOS

- Determinar el patrón anual de la abundancia y la composición específica del fitoplancton.
- Identificar las principales especies de fitoplancton potencialmente tóxicas y/o nocivas.
- Definir el conjunto de condiciones ambientales que se correlacionan con la presencia de especies tóxicas y/o nocivas.

V ÁREA DE ESTUDIO

La laguna de Macapule es un cuerpo de agua costera que se encuentra semicerrada por la isla Macapule, localizándose entre los 25° 21' y 25° 24' de latitud norte y los 108° 30' y 108° 45' de longitud oeste (Fig. 1)

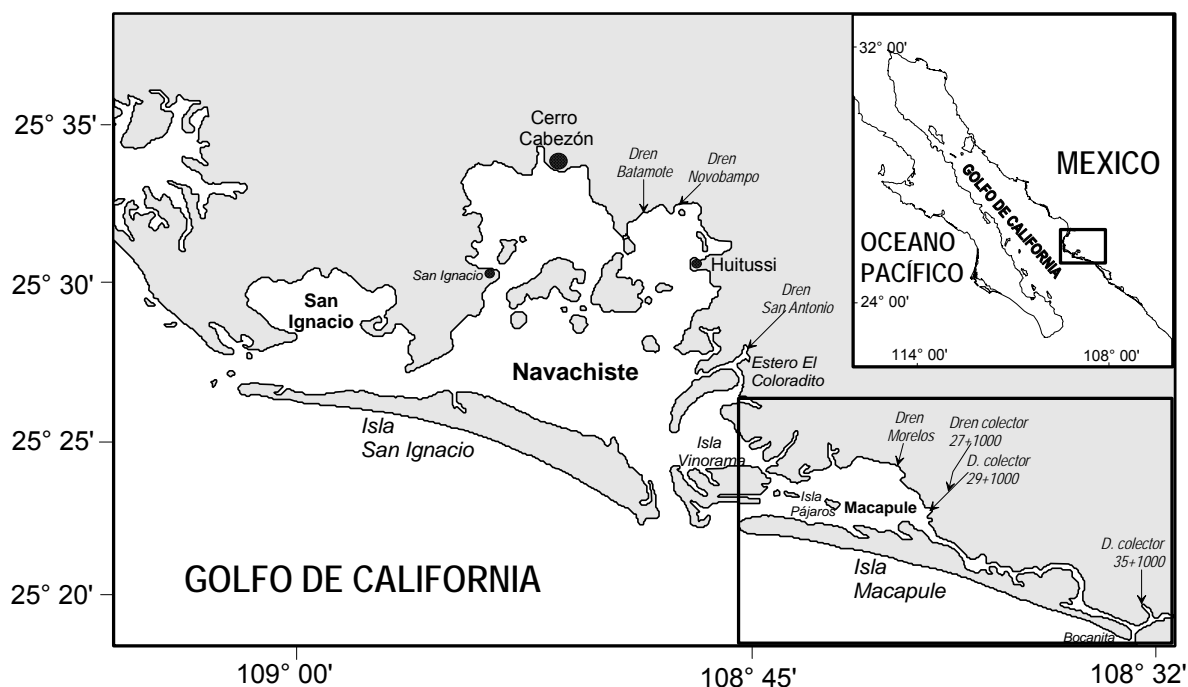


Figura 1.- Localización del área de estudio. En el recuadro inferior derecho se enmarca la laguna de Macapule dentro del complejo lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.

El clima de la región es de tipo BW (h') (García, 1967), y esta incluida en la región hidrológica 10. Los vientos predominantes en verano son del suroeste con un promedio de 2 m/s y durante el invierno predominan los vientos del noroeste (Roden, 1958). La evaporación anual media es de 1,534.39 mm y la precipitación media es de 577.99 mm. Los periodos de lluvias corresponden a los meses de junio a octubre y la temperatura ambiental media anual es de 25.1 °C, con máximas de 45 °C y mínimas de 13 °C (H. Ayuntamiento de Guasave, 1996). La laguna presenta una rica diversidad desde el punto de vista pesquero (Contreras, 1993). El camarón (*Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris*, *Penaeus californiensis* y *P. brevirostris*) es el

principal recurso pesquero en el sistema, con una captura anual de 500 t. Además del camarón, se captura jaiba (*Callinectes* spp), almeja pata de mula (*Anadara* spp), almeja blanca (*Chione californiensis*), caracol (*Strombus galeatus*) y diversos peces como, la sierra (*Scomberomorus sierra*), berrugata (*Micropogon ectenes*), lisa (*Mugil* spp), botete (*Sphoeroides annulatus*) y pargo (*Lutjanus* spp) (Lyle *et al.*, 2001).

En la laguna de Macapule descargan numerosos drenes que conducen las aguas residuales de diversas actividades productivas: el dren 29 +100, lleva las aguas residuales municipales generadas por la ciudad de Guasave además de descargas agrícolas y los Morelos, 27 + 1000 y 35 + 1000 que son principalmente agrícolas (Fig. 1). Estos drenes en conjunto descargan aguas residuales de aproximadamente 1,100 km² de tierras agrícolas (Cartas INEGI, 2000). La laguna (Fig. 1) tiene una extensión aproximada de 46 km² (Escobedo *et al.*, 2003), es somera y en su cuerpo interior posee tres islas, una de ellas de gran importancia ecológica: la isla Pájaros, por ser zona de anidación de aves residentes y migratorias. En el extremo noroeste, la isla Vinorama separa a la laguna de Macapule de la laguna de Navachiste, lo que origina que el cuerpo lagunar se comuniquen con Navachiste a través de un pequeño estrecho (Contreras, 1985).

La costa oriental de la laguna esta bordeada por mangles (*Rhizophora mangle*, *Languncularia racemosa* y *Avicemia germinans*) mientras que en la costa occidental se encuentra principalmente dunas de arena, con pocas zonas de mangle (Lyle *et al.*, 2001). En la costa oriental se encuentra el campo pesquero “El Tortugo” y varias granjas camaroneras que extraen agua de la laguna para su uso y vierten en ella sus aguas residuales (Lyle *op cit*). Estas granjas pertenecen a las microzonas II y VI del municipio de Guasave, comprendiendo un total de 30 granjas camaronícolas (Federación Acuícola de Guasave, 2002; ISA, 2003; Magaña, 2004).

VI METODOLOGÍA

VI.1 VARIABLES METEOROLÓGICAS

Con el propósito de describir de manera general la variabilidad estacional de la precipitación del área de estudio, se obtuvieron registros mensuales, para el periodo enero de 2004 a abril de 2005, del Observatorio Meteorológico de la Comisión Nacional del Agua, cuya estación está ubicada en la ciudad de Guasave, Sinaloa.

VI.2 TRABAJO DE CAMPO

Se recolectaron muestras de agua mensualmente a partir de enero de 2004 hasta abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa en dos estaciones de muestreo, tomando muestras a tres profundidades: Estación 1 (0, 3 y 6 m) y la estación 2 (0, 1.5 y 3 m) (Fig. 2). La recolecta se realizó usando una botella Niskin de 2.2 L, tomando una alícuota de 125 ml para analizar la abundancia y la composición fitoplanctónica (Sournia, 1978). Las muestras se fijaron *in situ*, con una solución de lugol al 1%, y posteriormente se preservaron agregándoles una solución de formol neutralizado al 4% (Sournia *op cit*). Adicionalmente, se realizaron arrastres circulares con una red cónica con luz de malla de 20 micras en cada punto de muestreo. El material colectado se depositó en frascos de vidrio y se fijó con el mismo proceso que la muestra para el análisis cuantitativo. Estas muestras se procesaron para determinar la composición de la comunidad fitoplanctónica, y las variables fisicoquímicas.

En cada estación se midieron las siguientes variables: precipitación pluvial, temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto y profundidad del disco de Secchi, adicionalmente se tomaron muestras de agua para la determinación de nutrientes (nitritos, nitratos, amonio, ortofosfatos y silicatos), sólidos suspendidos, materia orgánica particulada (MOP) y clorofila *a*. La medición de las variables ambientales (temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto) en niveles superficie y fondo se

realizó mediante la utilización de un equipo medidor de calidad del agua HORIBA Mod. U-10.



Figura 2.- Ubicación de los sitios de muestreo (puntos amarillo) en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

VI.3 TRABAJO DE LABORATORIO

VI.4 ANÁLISIS QUÍMICOS

Los análisis de nutrientes y clorofila *a* se realizaron en su totalidad en el Departamento de Medio Ambiente del CIIDIR- IPN en Guasave. Las muestras para sólidos suspendidos totales y materia orgánica particulada se filtraron al llegar al laboratorio utilizando filtros Whatman GF/C, para posteriormente analizarlos siguiendo el método gravimétrico descrito en Eaton *et al.* (1995). El análisis de clorofila *a* (C_{la}) se realizó de acuerdo a la técnica espectrofotométrica descrita en Strickland y Parsons (1972) y el cálculo se realizó según la ecuación de Jeffrey y Humphrey (1975).

La determinación de amonio (NH_4), se efectuó inmediatamente después del muestreo siguiendo el método de Solórzano (1969), mientras que los nitratos se analizaron siguiendo el método de Murphy y Riley (1962) modificado por Grasshoff (1964) y Armstrong *et al.* (1967). Los nitritos se determinaron con el método de Shinn aplicado a agua marina por Bendshneider y Robinson (1952); el fosfato reactivo según lo descrito por Murphy y Riley (1962), y el ácido silícico de acuerdo al método modificado por Riley (1963). Todas éstas técnicas fueron desarrolladas según las recomendaciones en el Strickland y Parsons (1972). Las lecturas se realizaron en un espectrofotómetro *Termo Spectronic Genesis 2*.

VI.5 ANÁLISIS CUANTITATIVO DEL FITOPLANCTON DE BOTELLA

La cuantificación de las células de fitoplancton, se llevó a cabo de acuerdo con el método de Utermöhl (Hasle, 1978). Para ello se tomaron 10 cm^3 de la muestra, los cuales se depositaron en una cámara de sedimentación con tapa de vidrio por espacio de 24 horas, con la finalidad de que todo el material que compone la muestra se sedimentará en el fondo para su posterior identificación y cuantificación. Una vez sedimentada la muestra, se procedió a realizar su análisis mediante el uso de un microscopio invertido con contraste de fases *Olympus CK2* con objetivos 10x, 20x, 40x y 100x. Los valores de abundancia se expresan en células por litro (céls/ l)

VI.6 ANÁLISIS CUALITATIVO DEL FITOPLANCTON DE RED

Para la observación, identificación y captura de microfotografías de especies fitoplanctónicas se realizó con muestras en fresco, así como en laminillas permanentes, utilizando un microscopio Olympus CH30 con objetivos Olympus 10x, 20x, 40x y 100x, con contraste de fases a 10x, 20x, 40x y 100x, adaptado con una cámara digital CCD Pro-Series y conectado a una computadora equipada con el software *Image-Pro express®*. La identificación de las especies en fresco y en microfotografías, se llevó a cabo con la ayuda de claves taxonómicas especializadas. Para diatomeas: Hustedt (1930, 1959), Cupp (1943), Hendey (1964), Licea (1974), Navarro (1981a, 1981b, 1982), Sundström (1986), Round (1990), Rines (1994),

Moreno *et al.* (1996) y Tomas (1997). Para dinoflagelados y silicoflagelados: Schiller (1933), Graham y Bronikovsky (1944), Klement (1964), Taylor (1976) y Balech (1988). Para las cianobacterias: Geitler (1933), Bakes y Bold (1970), Prescott (1970), Rippka *et al.* (1979), Huber *et al.* (1983), Komárek (1984), Komárek y Anagnostidis (1986a, 1986b) y Anagnostidis y Komárek (1988, 1990). La edición final de las microfotografías se llevó a cabo con el software *Adobe Photoshop®*.

VI.7 TRABAJO DE GABINETE

Con la finalidad de observar los cambios verticales de las variables físicas y químicas en cada monitoreo, se hicieron gráficas de distribución vertical mediante el programa *Surfer®* Versión 6.0. Se examinó la normalidad de los datos registrados mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homocedasticidad se evaluó con la prueba de Barlet. Las posibles diferencias entre los meses de muestreo y entre las estaciones, se analizaron a través de un ANOVA y se aplicó la DVS de Tukey (Diferencia Verdaderamente Significativa) con un nivel de significancia de 0.05 (Daniel, 1993). Al tiempo que los datos se agruparon estacionalmente y los promedios fueron estandarizados para posteriormente ser analizados para determinar las correlaciones entre las variables. La rutina de cálculo se realizó con el programa *Statgraphics Plus®*.

Para examinar las relaciones entre las especies y los factores ambientales, se usó el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). Este incluyó las 14 variables ambientales (Tabla 1) y 111 taxa del fitoplancton presentes incluidos en 5 grupos (diatomeas, dinoflagelados, flagelados, silicoflagelados y cianobacterias) en ambas estaciones de muestreo. Así como un segundo análisis en donde sólo se consideraron de las especies potencialmente dañinas y tóxicas. La abundancia de las especies fue transformada a la raíz cuadrada y los datos ambientales al $\text{Log}(x + 1)$ antes del análisis debido a que los de conteos del fitoplancton no siguen una distribución normal, y a la gran diferencia en la magnitud entre los valores de los datos biológicos con respecto a los ambientales. La significancia de los ejes del ACC fue probada aplicando un análisis de Monte Carlo con 199 permutaciones.

VII RESULTADOS

VII.1 VARIABLE CLIMATOLÓGICA

La variabilidad temporal de la precipitación muestra un periodo de lluvias en los meses cálidos y un periodo de secas en la temporada fría del año a excepción de enero, febrero y marzo de 2004 cuando se presentan lluvias moderadas (Fig. 3). Las mayores precipitaciones (entre 8 y 36 mm) ocurrieron entre julio y noviembre de 2004. En tanto que las menores precipitaciones se registraron entre abril y junio de 2004 y diciembre abril de 2005 (Fig. 3). La temporada de secas de 2005 fue diferente de la de 2004, ya que en este año se presentan lluvias moderadas (Fig. 3).

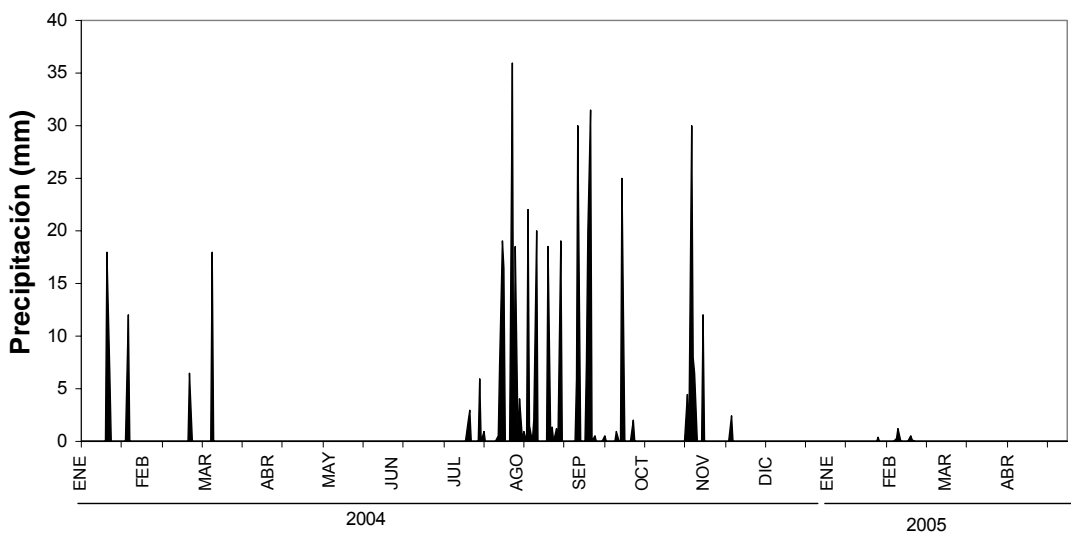


Figura 3.- Variación temporal de la precipitación pluvial en laguna Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005 (CNA).

VII.2 VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Temperatura y salinidad

La variabilidad de la temperatura en la columna de agua, es el reflejo de la temperatura ambiental y de los cambios climáticos estacionales. Su variación en la

serie analizada presentó dos periodos fríos: de enero a abril de 2004 y de noviembre de 2004 a abril de 2005, y uno cálido entre mayo y octubre de 2004 (Figs. 4a y 5a). En la estación 1 el valor mínimo de 17 °C se observó en febrero y la temperatura máxima de 31 °C en agosto de 2004. A lo largo del ciclo anual fue notorio el incremento de temperatura (4.6 °C) de febrero a abril de 2004, (Fig. 4a), el cual responde al incremento de la temperatura ambiental normal en ésta área. En la estación 2, su rango estuvo entre 17 y 32°C de febrero a agosto de 2004 y en marzo del 2005. Así mismo en esta estación en general, se presentó una columna de agua homogénea, excepto durante los meses de junio a octubre de 2004 cuando se observó una temperatura mayor en superficie (Fig. 4a). No obstante estas desigualdades, no se obtuvieron diferencias estacionales y entre sitios de muestreo estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

El rango de valores de salinidad que se midió durante el estudio con un intervalo estacional que oscila entre el valor mínimo de 25.6 ups correspondiente al periodo de lluvias (agosto de 2004), y 40 ups, en la época de secas (junio del 2004) (Fig. 4b). En la figura 5b se observan los promedios mensuales de salinidad para ambas estaciones. En la estación 1 se observó el valor mínimo promedio de 34 ups a finales de julio de 2004, coincidiendo con el periodo de lluvias registradas de julio a octubre de 2004, mientras que el valor promedio máximo (40 ups), se registró en el mes de junio de 2004 y posteriormente en abril de 2005, correspondiendo con los periodos de secas (Fig. 5b). De igual forma, para la estación 2 el valor promedio mínimo se registró durante el periodo de lluvias en agosto de 2004, con un valor de 32.5 ups. En tanto que en junio de 2004, se registro la máxima promedio de 38.2 ups, correspondiente al periodo de secas y a altas temperaturas ambientales (Fig. 5b). Es notable que las menores salinidades se encontraron en la estación 2, reflejando la cercanía de la entrada de agua dulce proveniente de las descargas de aguas residuales aportadas por el dren 30+1000 (Palos verdes) (Fig. 5b). No obstante que se observaron estas diferencias entre los sitios de muestreo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) a lo largo de los meses entre ellos.

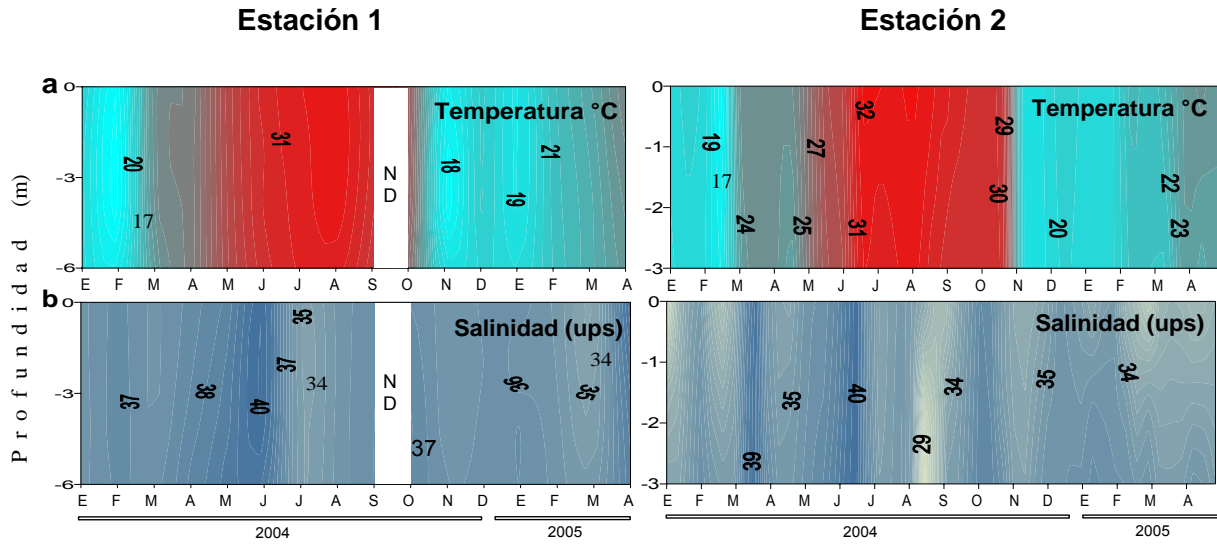


Figura 4.- Distribución vertical y temporal de a) temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y b) salinidad (ups) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

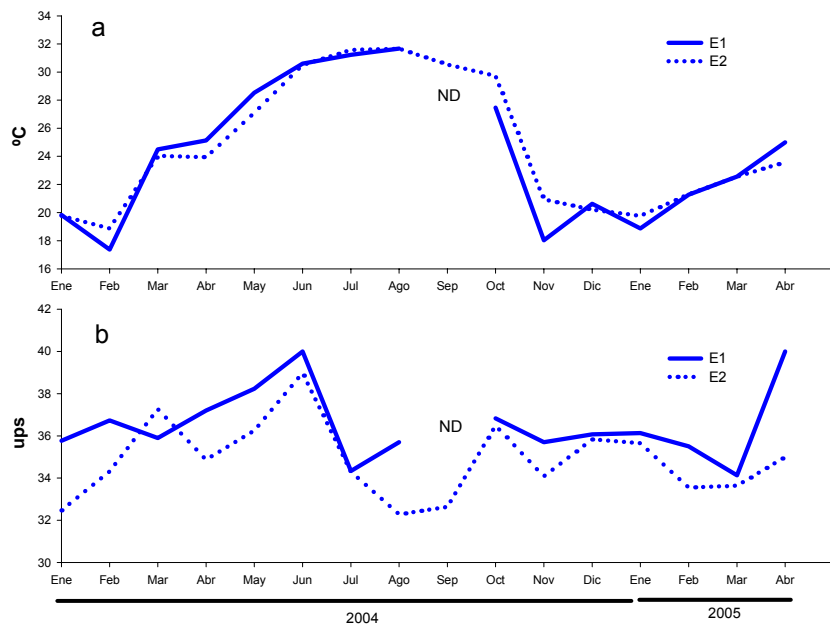


Figura 5.- Variación anual de los promedios a) temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y b) salinidad (ups) de la estación E1 y E2, en la laguna de Macapule, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005. ND, indica ausencia de datos.

Oxígeno disuelto

El patrón anual denotado por los valores promedios, exhibió menores concentraciones para la temporada cálida y mayores para los meses fríos (Anexo 1a, Tabla I). La concentración de oxígeno disuelto en ambas estaciones presentó un amplio rango de variabilidad, ya que se obtuvieron concentraciones entre 3.5 y 9 mg/l, con las mínimas concentraciones registradas en junio de 2004 cerca del fondo y las máximas en el mes de noviembre de 2004 en toda la columna de agua (Fig. 6a). No se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los meses y las estaciones.

pH

La variación anual de los valores promedio de pH muestra un decremento de ésta variable, en los meses cálidos, principalmente en la estación 1 (Anexo 1b, Tabla I). En la estación 1 el intervalo de variación fue de 7.6 upH (octubre de 2004 y enero de 2005) a 7.9 upH (enero-febrero de 2004 y febrero de 2005) (Fig. 6b). En la estación 2, los valores fueron ligeramente superiores variando entre 7.73 upH en junio, agosto y octubre de 2004 y 8.0 upH en enero de 2004 y marzo de 2005 (Fig. 6b). No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre ambos sitios de muestreo y entre los meses.

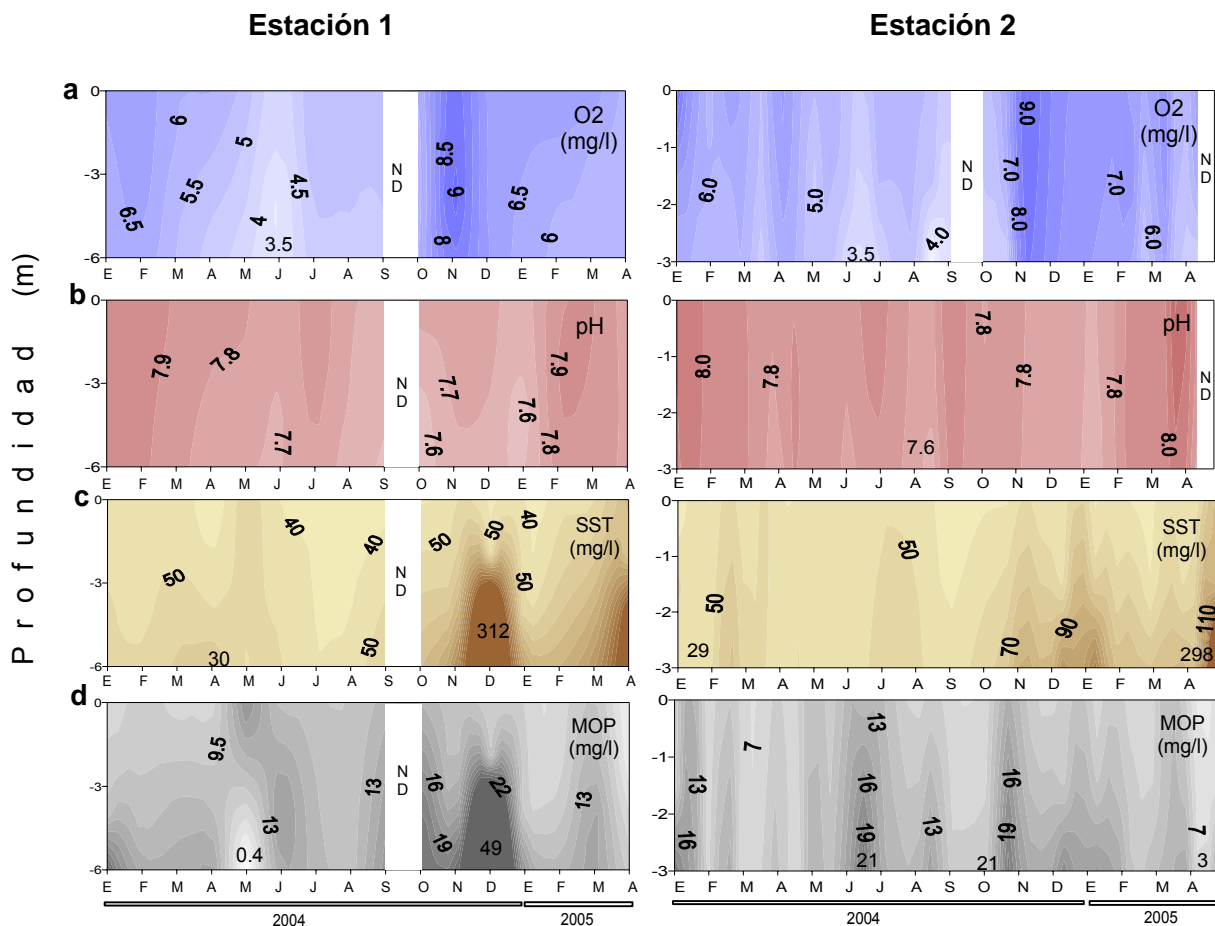


Figura 6.- Distribución vertical y temporal de a) Oxígeno disuelto (mg/l), b) pH (upH), c) Sólidos suspendidos totales (SST) (mg/l) y d) Materia orgánica particulada (MOP) (mg/l) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica particulada (MOP)

Tanto en la distribución anual de los valores promedios de SST como de la MOP, se observaron tendencias similares (Anexo 2a, b). La distribución para SST entre enero y octubre de 2004 muestra valores que fluctúan entre 45 y 70 mg/l, los cuales se incrementaron de octubre a diciembre, disminuyendo posteriormente para repuntar en abril de 2005 (Anexo 2a, b y Tabla I). Ambas estaciones presentaron esta tendencia, a excepción del valor del mes de diciembre de 2004 en la estación 1, el cual fue el valor promedio máximo (132.5 mg/l) y estuvo determinado por el valor de

fondo que fue de 312 mg/l (Fig. 6c). En tanto que para la MOP se presentaron algunos incrementos ocurridos en enero, junio, julio, octubre y diciembre de 2004 (16, 19, 21 y 49 mg/l respectivamente) (Fig. 6d). En ambas variables no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre estaciones.

Disco de secchi

La figura 7 muestra los valores mensuales de la profundidad del disco de Secchi en las estaciones de muestreo. Los valores mas bajos prevalecieron en la estación 2 (rango de 0.40 a 1.0 m), indicando una transparencia baja en este sitio, mientras que los valores mas altos se midieron en la estación 1 (rango de 0.6 a 1.5 m) (Fig. 7a). Los valores de profundidad de disco de Secchi fueron significativamente diferentes entre sitios y entre estaciones ($p<0.01$). En la estación 2, los valores menores de disco de Secchi se observaron en los meses que se registraron las mayores precipitaciones (enero, julio, agosto y septiembre de 2004). De acuerdo con esto, los valores verticales del coeficiente de atenuación vertical de luz difusa ($K_d=1.6/\text{profundidad del disco de Secchi}$) promedio variaron entre 1 m^{-1} (rango de 1 a 2.4 m^{-1}) en la estación 1, y 3.6 (rango de 1.4 a 3.6 m^{-1}) en la estación 2 (Fig.7b). En general, se observó que los SST y el coeficiente de atenuación vertical de luz difusa (K_d) se asociaron directamente, $K_d = 0.32 - 0.55$. La máxima correlación se obtuvo en la estación 2 ($r^2=0.55$; $p<0.05$) y disminuyó hasta en 20% en la estación 1.

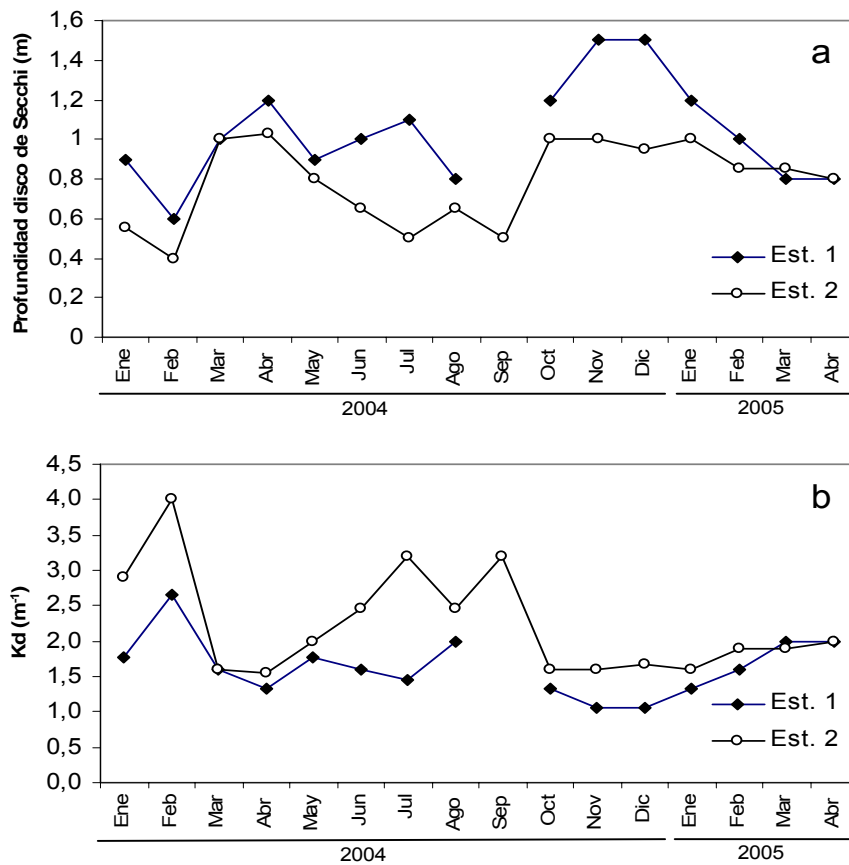


Figura 7.- Variación de los valores de disco de Secchi, a) y coeficiente de atenuación vertical de luz difusa, b) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

Nutrientes

Para efecto del análisis de los datos, se presentan las tres especies de nitrógeno (nitratos, nitritos y amonio), el silicato reactivo (SiO_3) y fósforo reactivo (PO_4) en los anexos 3 y 4, donde se muestran los valores promedios mensuales de las concentraciones de estos nutrientes. En el periodo frío no se registraron variaciones marcadas en la concentración de nutrientes en la estación 1, sin embargo en la estación 2, se encontraron valores considerablemente altos, con relación a la primera. Conforme se inicia la temporada cálida, los nutrientes tendieron a aumentar su concentración en ambas estaciones (Tabla I).

Silicato reactivo (SiO₃)

Los niveles de sílice reactivo oscilaron a lo largo del todo el periodo de estudio, presentando sus mayores concentraciones en los meses correspondientes al periodo frío con altas concentraciones promedio durante febrero de 2004 (71.63 μM) y abril de 2005 (53.70 μM) correspondientes a la estación 2, en tanto que durante el periodo calido se observo una concentración promedio de 39.45 μM en agosto del 2004, registrada en la estación 1 (Anexo 3a). Respecto a su distribución vertical, en la estación 1 los valores fluctuaron de 2.8 μM en diciembre de 2004 en el nivel de fondo, a 71 μM en agosto de 2004 a media agua (Fig. 8a). En la estación 2, las concentraciones mas bajas se registró en octubre de 2004 (1 μM) en el nivel de fondo, en tanto que el valor más alto, se registró en abril de 2005 (140 μM) en superficie, manteniendo valores altos durante los meses de enero a marzo de 2004. (Fig. 8a, Tabla I). No se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones.

Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)

El NID representa la suma de las formas nitrogenadas inorgánicas disueltas (NH_4 , NO_3 , NO_2) cuantificadas. En este caso se obtuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones. Los mayores valores promedio de NID se registraron de manera general en la estación 2, observándose esto de forma más clara en los meses fríos (Anexo 3b). Se observaron incrementos puntuales durante los muestreos de enero de 2004 (8.2 μM), noviembre de 2004 (6.2 μM) enero de 2005 (8.2 μM) y marzo de 2005 (19.7 μM) en la estación 2 (Fig. 8b; Tabla I). Mientras que los valores mínimos fueron medidos durante junio de 2004 (0.5 μM) (Fig. 8b). En la estación 1 se encontró el valor mínimo de 0.5 μM en el mes de diciembre de 2004, en tanto que el máximo se determinó en el mes de agosto de 2004 (6.2 μM) (Fig. 8b).

Amonio (NH₄)

Al calcular la proporción con la que contribuye el amonio al NID, se encontró que en la estación 1 en la mayoría de los casos el valor oscila entre 45 % y 96 %, situación que prevalece desde el mes de febrero a octubre de 2004, con una variación en la concentración promedio anual de varios pulsos, durante los meses calidos y fríos, en ambas estaciones sin embargo en la estación 1 es notorio un decremento en las concentraciones promedios en los meses fríos (Anexo 4c). Las concentraciones mínimas de 0.01 μM se registraron en diciembre de 2004 y máximas de 6.9 μM en agosto de 2004 en superficie (Fig. 8c). Para la estación 2 los valores porcentuales oscilaron entre el 51% y 100 %, desde de enero hasta octubre de 2004, con valores mínimos de 0.01 μM en enero y marzo de 2005 en superficie. En tanto que de manera regular los valores mayores de amonio se encontraron en el nivel de fondo, en donde se cuantificó un máximo de 18 μM en marzo de 2005 (Fig. 8c, Tabla 1). Para este nutriente se determinaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones.

Nitritos y nitratos (NO₂, NO₃)

Los valores promedio de estas formas nitrogenadas fueron más bajos durante todo el estudio comparados con los del amonio, excepto en el mes de enero de 2004. En la estación 1 el porcentaje de participación del nitrato al NID fue desde 0.61% a un 76%, con mayor proporción en los meses de febrero, marzo, mayo y octubre de 2004, con valores mínimos promedios de 0.57 μM y un máximo de 1.17 μM registrado en agosto de 2004 (Tabla 1, Anexo 4a). En tanto que para la estación 2, los porcentajes de participación fueron de 0.39 % y un 92 % con un rango de 0.46 μM (enero de 2004) a 4.6 μM (diciembre de 2004). El porcentaje de participación del nitrito al NID para la estación 1 fue de 0.2 % y un valor promedio mínimo de 0.05 μM en agosto de 2004, y con un 91%, con un valor máximo promedio de concentración de 0.86 μM en el mes de febrero de 2004 (Tabla 1, Anexo 4b). Para la estación 2 el porcentaje osciló de 0.4% en octubre de 2004 a 28 % en diciembre de 2004 con

valores promedios de 0.08 a 1.11 μM , respectivamente (Tabla 1, Anexo 4b). No se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones.

Fósforo reactivo (PO_4)

El intervalo promedio durante todo el ciclo anual fue de 0.6 a 7.02 μM , observándose tres pulsos, el primero ocurrió en febrero de 2004 con un valor promedio de 2.86 μM , seguido por un segundo incremento en agosto de 2004 con un valor promedio de 3.35 μM y el tercero de 7.02 μM en noviembre de 2004 (Anexo 3c). Los valores dados en la estación 1 fluctuaron entre 0.4 y 6.9 μM , presentándose en agosto de 2004 el valor mayor en superficie (Fig. 8d). En la estación 2 el valor mínimo fue de 0.6 μM en agosto de 2004 en el fondo, en tanto que el valor de concentración máximo (32.1 μM) se registró en superficie en noviembre de 2004 (Fig. 8d) (Tabla I). No se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones.

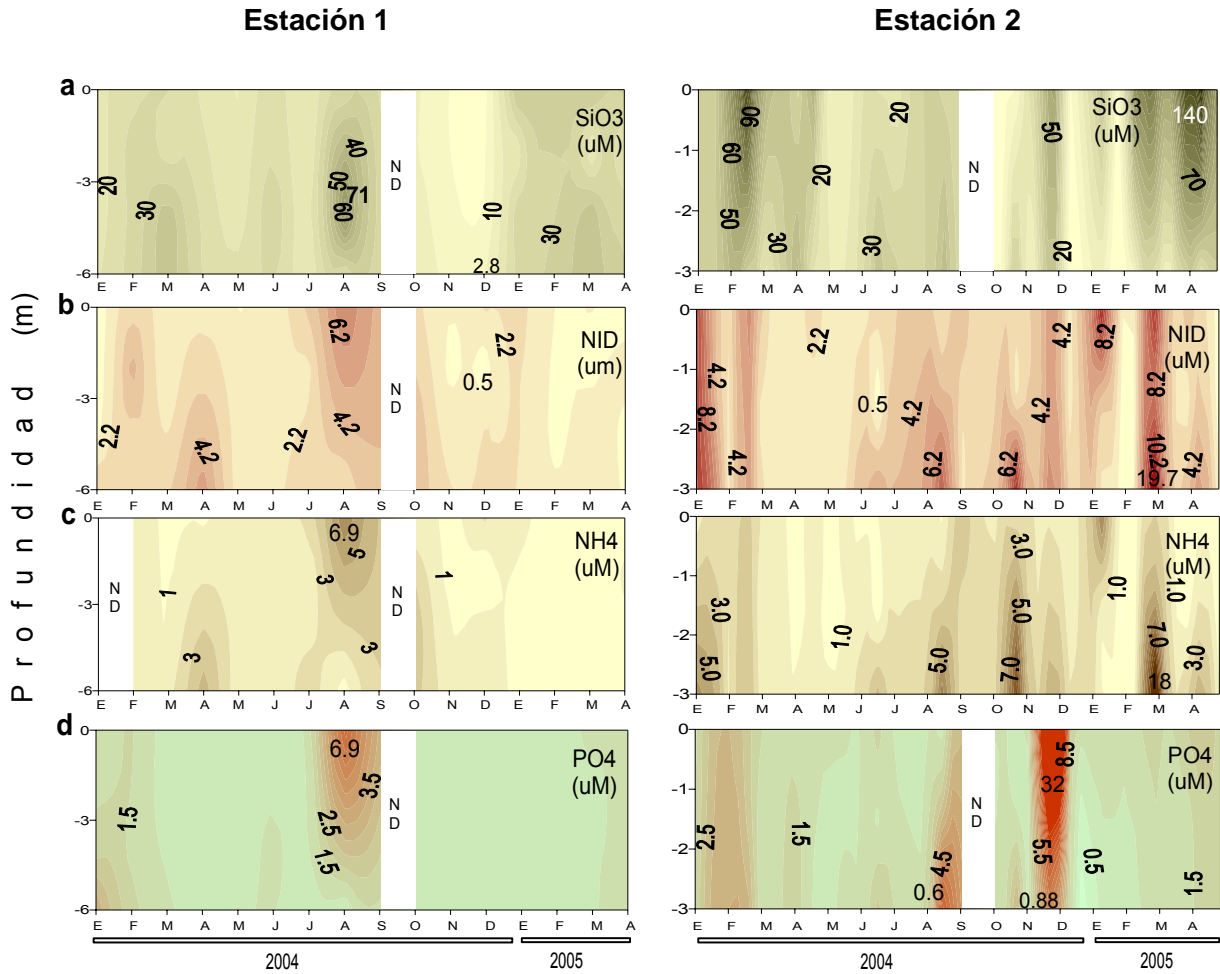


Figura 8.- Distribución vertical y temporal de los nutrientes (a) SiO_3 , b) NID, c) NH_4 y d) PO_4 , en la estación 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

La descarga de los drenes parece ser el factor prominente en las diferencias en concentraciones de los nutrientes entre las estaciones de muestreo 1 y 2, como puede notarse en la correlación inversa entre los diferentes tipos de nutrientes y la salinidad, donde se observa una mayor correlación lineal es en los valores de R^2 correspondiente a la estación 2, que resulta ser la mas cercana los drenes (regresión lineal $R^2 = 0.14-0.29$) (Fig. 9).

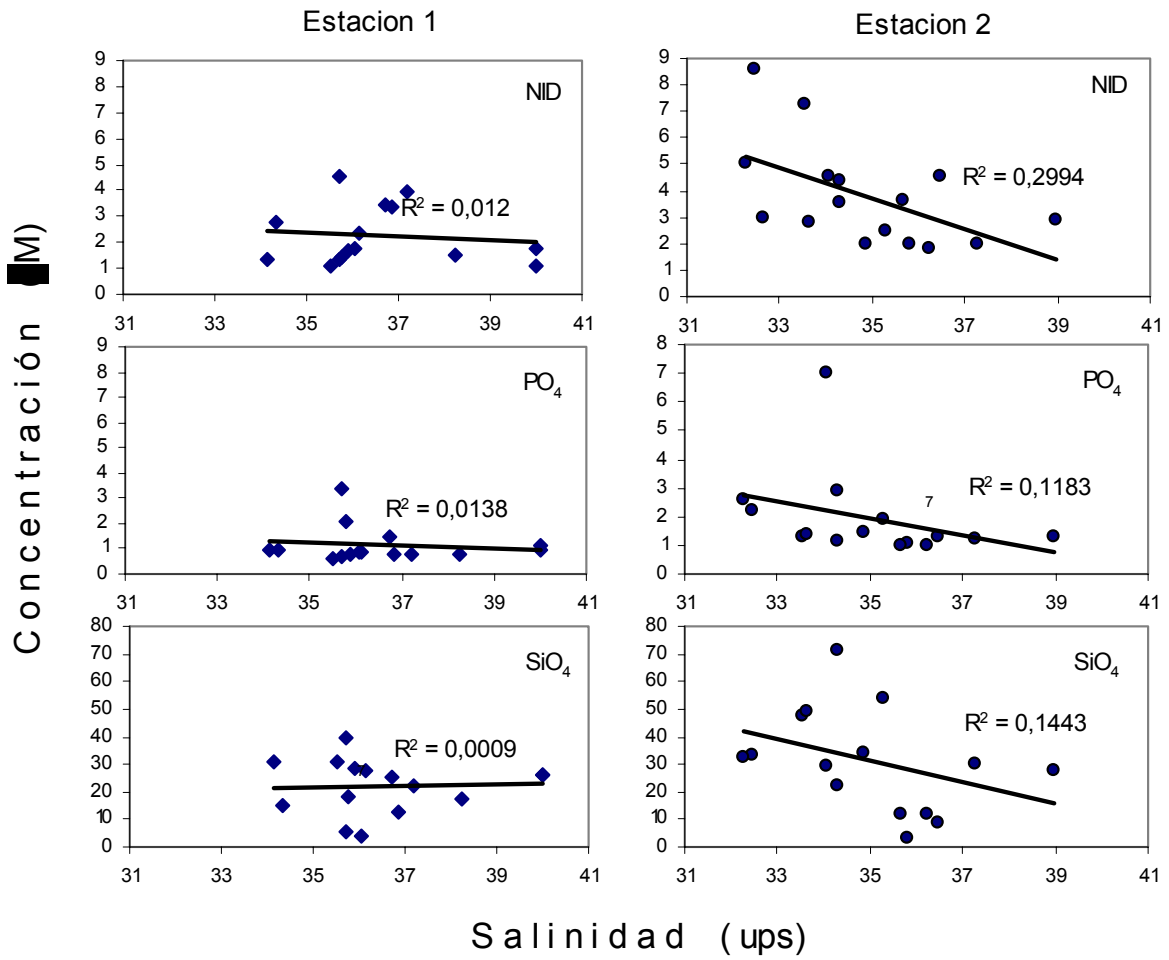


Figura 9.- Regresión lineal entre la salinidad y concentración de nutrientes (NID, PO₄ y SiO₃) para las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

Tabla I.- Valores promedios de las variables fisicoquímicas y razones promedio de Si:N:P (16:16:1), registradas durante el periodo de estudio (enero de 2004–abril de 2005) en las estaciones de muestreo (E1, E2), en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

		ESTACION 1														
		TEMP	SAL	PH	OD	SECCHI	NO ₃	NO ₂	NH ₄	NID	PO ₄	SiO ₃	Cl "a" (mg/m ₃)	SST(mg/l)	MOP (mg/l)	Si:N:P
2	Ene	19.83	35.77	7.97	6.30	0.90	0.68	0.77	ND	1.45	2.09	18.46	2.93	47.99	13.42	8.8:0.69:01
	Feb	17.37	36.73	7.94	6.80	0.60	0.84	0.86	1.74	3.44	1.49	25.66	1.42	44.44	9.53	17.2:2.3:01
	Mar	24.50	35.90	7.87	5.90	1.00	0.73	0.09	0.88	1.70	0.79	28.73	3.40	51.11	9.49	36.5:02:01
0	Abr	25.13	37.20	7.79	5.33	1.20	0.66	0.44	2.85	3.95	0.76	22.36	2.38	49.76	11.12	29.4:5.2:01
	May	28.53	38.23	7.76	4.71	0.90	0.10	0.14	1.31	1.55	0.78	17.74	2.88	53.89	8.99	22.8:2:01
	Jun	30.60	40.00	7.70	3.82	1.00	0.19	0.12	1.47	1.77	0.95	25.75	3.18	43.73	13.45	27:1.86:01
	Jul	31.23	34.33	7.84	5.22	1.10	0.63	0.12	2.06	2.81	0.94	15.29	1.82	39.84	10.73	16.3:0:01
0	Ago	31.67	35.70	7.68	4.93	0.80	1.17	0.05	3.35	4.57	3.35	39.45	3.79	39.21	9.88	11.7:1.3:01
	Sep									ND						
	Oct	27.47	36.83	7.65	5.71	1.20	0.57	0.10	2.66	3.33	0.76	12.31	3.58	51.59	16.73	16.2:4.3:01
4	Nov	18.03	35.70	7.72	9.06	1.50	0.41	0.07	0.83	1.31	0.73	5.61	1.87	59.54	11.25	7.6:1.8:01
	Dic	20.63	36.07	7.72	6.98	1.50	0.36	0.09	1.28	1.73	0.85	4.01	2.81	132.46	22.60	4.6:2.02:01
2	Ene	18.87	36.13	7.60	6.54	1.20	1.05	0.34	0.95	2.34	0.90	27.81	2.74	43.37	8.07	31.04:2.6:01
0	Feb	21.27	35.50	7.90	6.45	1.00	0.57	0.08	0.41	1.07	0.65	31.19	3.75	57.08	7.79	48.2:1.6:01
0	Mar	22.57	34.13	7.89	6.26	0.80	0.95	0.06	0.32	1.33	0.98	30.60	4.87	67.87	12.01	31.2:1.3:01
5	Abr	25.00	40.00	7.75	5.86	0.80	0.18	0.14	0.77	1.09	1.13	26.30	18.84	115.56	4.51	23.2:0.96:01

		ESTACION 2														
		TEMP	SAL	PH	OD	SECCHI	NO ₃	NO ₂	NH ₄	NID	PO ₄	SiO ₃	Cl "a" (mg/m ₃)	SST(mg/l)	MOP (mg/l)	Si:N:P
2	Ene	19.77	32.47	8.05	6.91	0.55	4.61	0.65	3.96	8.57	2.24	33.22	1.90	44.55	14.76	14.8:3.8:01
	Feb	18.87	34.32	7.93	5.96	0.40	1.59	1.11	3.01	4.36	2.86	71.63	1.68	55.32	9.51	25.04:1.52:01
	Mar	24.03	37.27	7.88	5.71	1.00	0.65	0.14	1.56	1.95	1.21	30.38	1.89	49.85	6.91	25.01:1.6:01
0	Abr	23.93	34.87	7.85	6.50	1.03	0.70	0.21	1.03	1.94	1.42	33.77	2.07	44.26	8.16	23.84:1.3:01
	May	27.10	36.25	7.86	5.46	0.80	0.72	0.14	0.99	1.86	0.97	11.77	2.24	44.72	10.72	12.1:1.9:01
	Jun	30.50	38.98	7.84	4.61	0.65	0.85	0.26	1.74	2.85	1.28	27.53	2.13	45.08	16.62	21.5:2.2:01
	Jul	31.57	34.30	7.91	5.43	0.50	1.28	0.23	2.06	3.57	1.17	22.41	1.76	52.70	12.44	19.2:3.06:01
0	Ago	31.65	32.28	7.74	5.07	0.65	1.65	0.29	3.12	5.07	2.57	32.11	3.37	47.02	10.50	12.4:1.9:01
	Sep	30.53	32.63	7.97	ND	0.50	ND	ND	2.94	2.94	ND	ND	5.72	37.94	7.78	ND
	Oct	29.72	36.48	7.84	5.32	1.00	0.89	0.08	4.25	4.52	1.28	8.85	2.04	50.91	12.80	6.9:3.5:01
4	Nov	20.93	34.08	7.78	7.88	1.00	1.76	0.13	2.69	4.58	7.02	29.36	1.98	65.11	10.73	4.1:0.65:01
	Dic	20.20	35.83	7.78	7.49	0.95	0.46	0.08	1.45	1.99	1.08	3.05	3.40	70.32	12.02	2.8:1.8:01
2	Ene	19.77	35.65	7.73	7.05	1.00	1.62	0.32	1.67	3.61	1.01	11.75	1.76	67.57	11.23	11.6:3.5:01
0	Feb	21.30	33.55	7.94	6.44	0.85	2.40	0.26	4.58	7.24	1.30	47.74	2.30	53.57	8.09	36.6:5.5:01
0	Mar	22.55	33.63	8.03	6.17	0.85	1.29	0.19	1.33	2.81	1.39	48.86	4.05	60.55	11.15	35.2:2.02:01
5	Abr	23.60	35.30	7.83	6.32	0.80	0.70	0.16	1.58	2.44	1.87	53.70	22.2	108.67	6.77	28.7:1.3:01

Razón Si:N:P (16:16:1)

Con respecto a la relación N:P (16:1), el valor mínimo de la proporción de Redfield se observó en la estación 1 (1:1) en julio de 2004, en tanto que el valor máximo (5.2:1) se encontró en abril de 2004 (Tabla I). En la estación 2, los valores de esta relación fluctuaron de 0.7:1 en noviembre de 2004 a 5.5:1 en el mes de febrero de 2005 (Tabla I).

En la estación 1, la relación entre Si:N presentó los valores mínimos en diciembre de 2004 (4.6:2.02), y en febrero de 2005 un valor máximo de (48.2:1.6). En la estación 2 esta razón presenta un mínimo de 2.8:1.8 en diciembre de 2004, y un máximo de 36.3:5.5 en febrero de 2005 (Tabla I).

VII.3 VARIABLES BIOLÓGICAS

Clorofila *a*

En el anexo 5, se muestra la variación promedio de la concentración de clorofila *a* en ambas estaciones de muestreo. En la estación 1 la distribución vertical de la clorofila *a* durante la temporada fría de 2004 se presentaron incrementos en la concentración de clorofila *a* alternados con meses con valores menores, fluctuando los valores 1.3 a 3.4 mg Cla m⁻³. A partir de agosto hubo un incremento notable los cuales mantuvieron concentraciones de medias a altas (máximo de 26.6 mg Cla m⁻³) con valores promedios de 3 mg Cla m⁻³ de este pigmento, a excepción del nivel superficial entre noviembre de 2004 y enero de 2005 (Fig. 10a). La estación 2, mostró un patrón similar al de la estación 1, sin embargo los incrementos de clorofila *a* del periodo frío no fueron tan conspicuos como en el caso de la estación 1 (Fig. 10a). En septiembre se obtuvo un valor promedio de 5.72 mg Cla m⁻³ (Tabla I), con un ligero repunte en el inicio de la temporada fría. En ésta estación se encontró el valor máximo (31 mg Cla m⁻³) para todo el periodo de estudio en el mes de abril de 2005 (Fig. 10a). Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones.

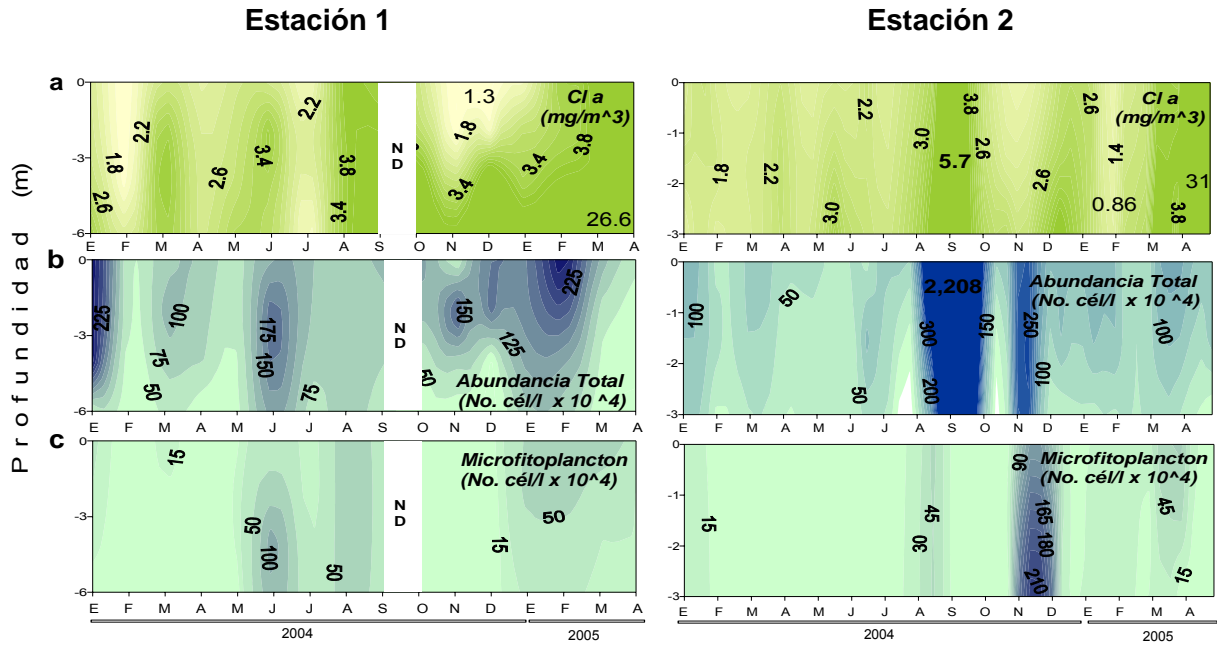


Figura 10.- Distribución vertical de: a) clorofila a (mg/m^3); b) abundancia total del fitoplancton ($céls/l \times 10^4$) y c) microfitoplancton ($céls/l \times 10^4$) en las estaciones 1 y 2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

Estructura de la comunidad

La abundancia total promedio (E1 y E2) del fitoplancton varió entre 43.5×10^4 y 10×10^6 céls/l (Fig. 10b, Tabla II). La abundancia de la comunidad fitoplanctónica total en cuanto a densidad (céls/l) y variación estacional, mostró valores mínimos a finales del periodo frío y principio del periodo cálido, y valores altos en la temporada correspondientes a las lluvias (julio-noviembre) (Fig. 10b). Los valores de abundancia fluctuaron entre los límites de 22×10^6 céls/l como valor máximo, y de 2.9×10^4 céls/l como valor mínimo (en ambas estaciones) (Fig. 10b). El nanofitoplancton fue el componente mas abundante de la comunidad (Tabla II) y como componente secundario se observó al microfitoplancton, el cual presentó las mayores abundancias en noviembre de 2004 en la estación 2 (Fig. 10c)

Dentro de los grupos taxonómicos que integraron la comunidad del fitoplancton de la laguna de Macapule, los fitoflagelados pertenecientes al nanofitoplancton se identificaron como uno de los componentes principales de la comunidad. Otros grupos observados fueron las diatomeas, cianobacterias, dinoflagelados y silicoflagelados (Fig. 11, Tabla II).

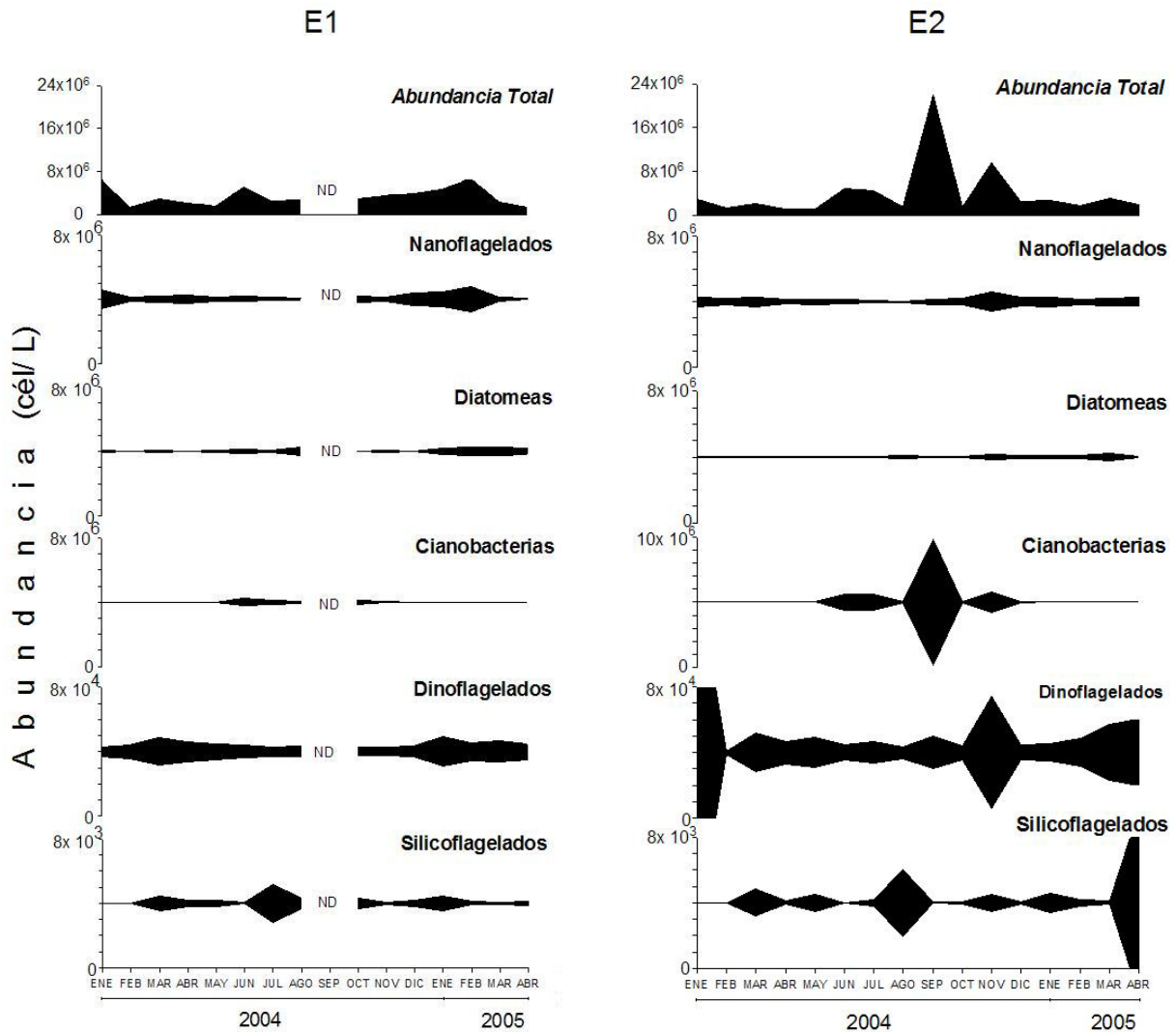


Figura 11.- Variación temporal de los grupos del fitoplancton en las estaciones 1 y 2, de la laguna Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005. ND, indica ausencia de datos. Note el cambio de escala.

Para la estación 1, el mayor porcentaje (74%) de contribución del grupo de los nanoflagelados se estimó durante las temporadas frías de 2004 y 2005, disminuyendo su abundancia a partir de mayo de 2004 y durante la temporada cálida (Anexo 6a). A inicio de la temporada de lluvias (junio) las cianobacterias incrementaron su abundancia en órdenes de magnitud de 10^6 céls/l, de manera contraria a lo ocurrido con los nanoflagelados (Fig. 11). Las diatomeas y dinoflagelados variaron de forma similar a los flagelados, sin embargo, los

dinoflagelados presentaron abundancias en una orden de magnitud menor (10^5 céls/l) que los grupos anteriores (Fig. 11). Por otro lado, y aunque la abundancia de las diatomeas fue baja al inicio de este estudio en los meses en que se incrementó su abundancia se denotó la presencia de especies como *Cylindrotheca closterium*, *Chaetoceros* spp y *Skeletonema* sp, las cuales son diatomeas de crecimiento rápido. Por último, los silicoflagelados fueron el componente minoritario, presentando varios incrementos a lo largo del periodo estudiado en el orden de 10^3 céls/l, especialmente entre marzo y julio-agosto de 2004 y abril de 2005 en la estación 2. Comparativamente, en la estación 2 los grupos presentan el mismo patrón de variación que en la estación 1, excepto que los valores de abundancia fueron mayores para cianobacterias, dinoflagelados y silicoflagelados (Tabla II).

En cuanto al nanofitoplancton, este grupo estuvo conformado además de los flagelados, en el orden que se mencionan por diatomeas penales y centrales, dinoflagelados desnudos y tecados y cocolitoforidos (Fig. 12). Para este grupo debido al tamaño de los organismos no se identificaron las especies que lo integran. La variación temporal de estos grupos fue similar en ambas estaciones de muestreo (Fig. 12). Este grupo presentó las mayores abundancias en la estación 1 en enero de 2004 y febrero de 2005 y valores menores entre marzo y agosto incrementándose las abundancias a partir de octubre (Fig. 12a). En tanto que en la estación 2, la variabilidad de este grupo fue similar a la descrita anteriormente, no obstante, el rango de variabilidad fue menor y la abundancia máxima fue observada en febrero (Anexo 6b). Comparativamente con la estación 1, se observó una mayor participación de las diatomeas tanto penales como centrales (Fig. 12b).

Tabla II.- Valores promedios, mínimos y máximos de abundancia (céls/l) de los grupos fitoplanctonicos registrados durante el periodo de estudio (enero de 2004 – abril de 2005) en las estaciones de muestreo (E1 y E2) en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

	2004												2005			
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
Microfitoplancton																
Max	307,200	47,600	204,800	80,300	182,500	3,443,016	1,991,862	676,500	20,736,537	373,364	2,891,570	332,661	597,200	652,500	743,300	479,400
Min	65,000	9,200	36,300	17,200	35,900	212,908	281,946	231,908	3,303,250	85,636	98,973	74,873	139,800	155,300	197,600	14,200
Prom	220,517	24,600	96,967	51,550	86,483	1,031,777	853,887	464,029	9,740,241	201,739	1,030,265	177,041	370,017	380,133	447,350	191,467
Nanofitoplancton																
Max	2,743,705	790,494	1,062,946	897,940	498,855	1,462,029	594,789	360,711	1,343,072	1,201,005	2,317,758	1,799,716	1,158,879	2,463,578	1,101,916	821,193
Min	337,687	134,307	433,620	207,217	257,102	230,241	141,982	165,005	226,404	161,168	15,349	92,097	165,005	199,542	314,662	15,349
Prom	1,315,351	410,596	735,686	476,471	361,990	611,417	346,001	242,392	599,906	743,784	1,130,099	874,914	864,043	993,234	615,354	319,139
Abundancia Total																
Max	2,956,805	806,994	1,194,246	978,240	576,733	3,673,257	2,133,844	979,111	22,079,609	1,418,199	3,890,125	1,915,951	1,698,779	3,116,078	1,490,867	906,393
Min	402,687	143,507	469,920	258,417	300,402	500,709	596,608	408,425	3,533,491	246,804	114,322	166,970	304,805	423,742	535,286	29,549
Prom	1,535,867	435,196	832,652	528,021	448,473	1,643,194	1,199,888	706,421	10,340,147	945,523	2,160,364	1,051,955	1,234,059	1,373,368	1,062,704	510,606
Diatomeas																
Max	284,600	26,400	178,100	55,500	167,300	404,200	166,000	511,800	70,200	84,500	624,871	296,000	576,600	643,800	729,700	462,400
Min	41,700	7,600	6,500	14,800	17,700	49,500	12,200	86,600	41,800	36,900	49,800	47,900	136,600	148,000	185,800	8,000
Prom	112,783	17,800	74,983	38,183	70,300	185,400	84,533	311,167	51,800	55,600	201,921	146,489	354,417	364,817	422,317	160,633
Dinoflagelados																
Max	264,400	11,700	34,300	25,500	19,900	16,600	20,100	11,500	48,000	18,000	130,200	17,600	19,800	41,700	48,400	74,400
Min	2,900	1,300	9,300	2,300	7,500	1,000	1,000	500	2,000	200	2,900	0	2,800	2,100	10,500	2,700
Prom	106,967	5,017	20,000	13,067	14,217	8,650	9,633	6,967	19,533	6,983	37,050	7,933	14,600	14,200	23,833	25,217
Silicoflagelados																
Max	100	100	2,500	900	1,900	200	3,000	8,600	200	1,600	1,400	500	2,000	700	600	23,400
Min	0	0	700	0	100	0	0	0	0	0	0	0	200	0	0	0
Prom	33	17	1,267	267	683	33	1,350	2,350	67	417	567	233	1,000	317	150	5,617
Cianobacterias																
Max	4,300	9,500	1,900	100	3,300	3,392,516	1,957,362	229,800	20,644,937	283,964	2,260,599	65,235	0	4,500	6,300	0
Min	0	0	0	0	0	114,408	107,746	100,200	3,231,050	42,300	0	0	0	0	0	0
Prom	733	1,767	717	33	1,283	837,694	758,371	143,545	9,668,841	138,739	790,727	22,385	0	800	1,050	0
Cocolitoforidos																
Max	7,675	7,675	15,349	11,512	7,675	15,349	0	0	3,837	15,349	0	7,675	11,512	7,675	7,675	0
Min	3,837	3,837	3,837	3,837	3,837	3,837	0	0	3,837	3,837	0	3,837	3,837	3,837	3,837	0
Prom	5,756	4,797	12,279	7,675	5,756	6,715			3,837	9,593		5,116	6,395	6,907	4,797	

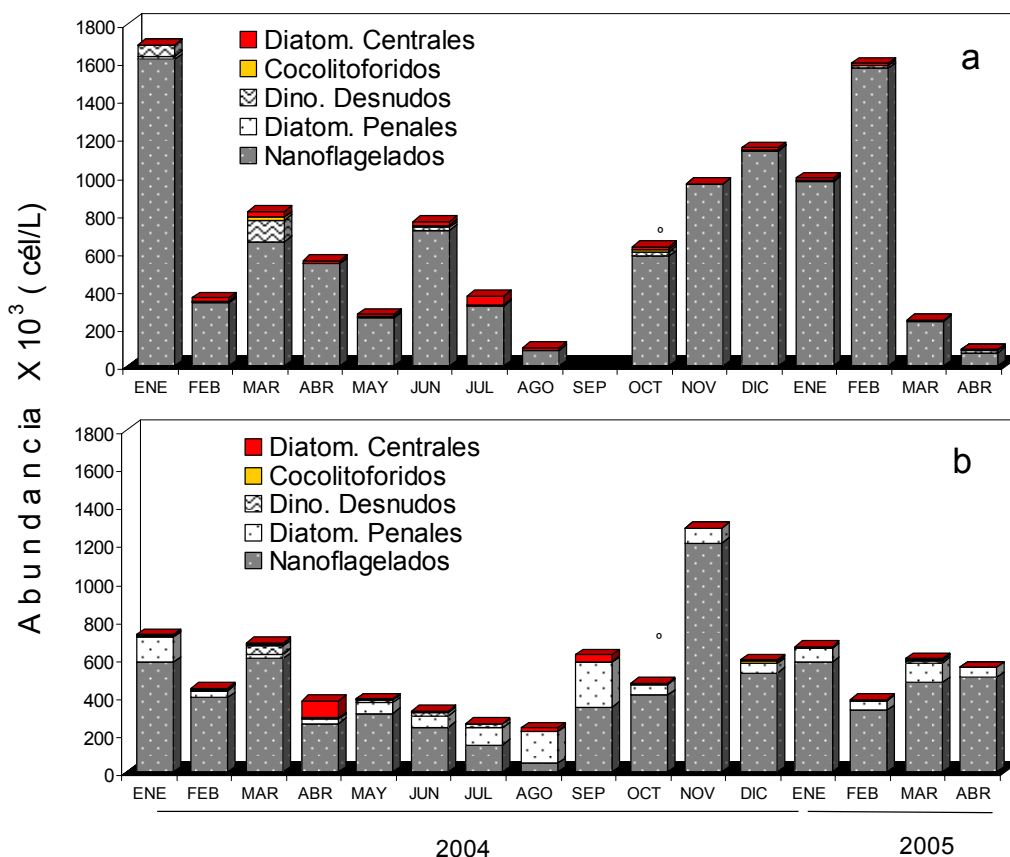


Figura 12.- Variación temporal de los componentes del nanofitoplancton en las estaciones 1 (a) y 2 (b), de la laguna de Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005.

Respecto a la composición específica de la comunidad como parte del microfitoplancton, se identificaron: 106 taxa de los cuales, 46 pertenecen al grupo de las diatomeas (42.34%), 50 a los dinoflagelados (44.14%), 3 a los silicoflagelados (6.3%) y 7 a las cianobacterias (7.2%). Adicionalmente se identificó la presencia de *Synechococcus* sp y *Synechocystis* sp, pero no se realizó su cuantificación ya que el método de Uthermöhl no es adecuado para este propósito. No obstante, se lograron aislar cepas de estos géneros y con una cepa de *Synechocystis* se realizó un bioensayo, con el objeto de comprender la influencia de la salinidad en su crecimiento (Anexo 8).

Las especies dominantes de la fracción del microfitoplancton por mes, en la estación 1 se muestran en la tabla III, siendo la de mayor abundancia *Rhizosolenia setigera* (40×10^4 céls/l) en agosto de 2004 y presentando un primer incremento en febrero y mayo de 2004. Consistentemente las diatomeas fueron dominantes dentro del microfitoplancton en el periodo de estudio en la estación 1, sin embargo en el mes de abril de 2004 se presentó una proliferación del dinoflagelado *Prorocentrum minimum* (2.69×10^4 céls/l) (Tabla III).

Tabla III. - Especies dominantes durante el periodo de estudio (enero de 2004–abril de 2005) en la estación 1 y 2, de la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

AÑO	MES	Estación 1		Estación 2	
		ESPECIE	céls/l (10^4)	ESPECIE	céls/l(10^4)
2004	Enero	<i>Thalassiosira</i> sp.	12.11	<i>Prorocentrum minimum</i>	59.93
	Febrero	<i>Rhizosolenia setigera</i>	0.82	<i>Rhizosolenia setigera</i>	2
	Marzo	<i>Navicula</i> sp.	7.92	Diatomeas penales	15.68
	Abril	<i>Prorocentrum minimum</i>	2.69	Diatomeas penales	3.8
	Mayo	<i>Rhizosolenia setigera</i>	6.6	Diatomeas penales	2.94
	Junio	<i>Leptolyngbya</i> sp1.	45.63	<i>Leptolyngbya</i> sp1.	367.62
	Julio	<i>Leptolyngbya</i> sp1.	76.9	<i>Leptolyngbya</i> sp1.	233.59
	Agosto	<i>Rhizosolenia setigera</i>	40	<i>Anabaena</i> sp2 (cels)	12.3
	Septiembre	ND	ND	<i>Leptolyngbya</i> sp1.	1882.22
	Octubre	<i>Anabaena</i> sp.	49.88	<i>Anabaena</i> sp.	4.8
	Noviembre	<i>Anabaena</i> sp.	14.20	<i>Leptolyngbya</i> sp1.	226.02
	Diciembre	<i>Mycrocistis</i> sp.	4.2	<i>Chaetoceros</i> sp.	15.96
	2005	Enero	<i>Pseudonitzschia</i> sp.	38.04	<i>Chaetoceros</i> sp.
Febrero		<i>Pseudonitzschia</i> sp.	34.7	Diatomeas centrales	9.2
Marzo		<i>Chaetoceros</i> sp.	37.32	<i>Skeletonema costatum</i>	15.39
Abril		<i>Rhizosolenia setigera</i>	13.35	<i>Gymnodinium catenatum</i>	2.1

Entre las especies abundantes de la estación 2, el género *Leptolyngbya* sp1 perteneciente al grupo de las cianobacterias, se presentó con altas abundancias durante los meses junio, julio, septiembre, noviembre de 2004, con valores de 367.62, 233.52, 1882.22 y 226.02 x 10⁴ céls/l, respectivamente. Las diatomeas estuvieron presentes en los meses de febrero-mayo de 2004, y de diciembre de 2004 a marzo de 2005, siendo el género de *Chaetoceros* spp, uno de los mas representativos y mostrando valores altos (180.04 x10⁴ céls/l). Dentro del grupo de los dinoflagelados se hizo presente en el mes de abril de 2005 *Gymnodinium catenatum* con una abundancia de 2.1 x 10⁴ céls/l y *Prorocentrum minimum* en el mes de enero de 2004, con un valor de 59.93 x 10⁴ céls/l.

VII.4 ESPECIES POTENCIALMENTE TÓXICAS O NOCIVAS

Los taxa reportados como especies potencialmente productores de toxinas identificados durante el periodo frío fueron *Pseudo-nitzschia* spp, *Alexandrium* sp, *Dinophysis caudata*, *Gymnodinium catenatum*, *P. mexicanum* y *P. minimum*. En tanto que para el periodo cálido, se presentó el género de diatomea *Pseudo-nitzschia* spp y las cianobacterias *Anabaena* sp, *Leptolyngbya* sp1, *Microcystis* sp y *Oscillatoria* sp. Los taxa reportados como nocivos fueron *Prorocentrum balticum*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Noctiluca scintillans*, *Ceratium fusus*, *C. furca*, *Gyrodinium* sp, *Dictyocha* spp, *Akashiwo sanguinea*, *Rhizosolenia setigera* y *Skeletonema costatum*. Los taxa reportados como formadores de mareas rojas y que estuvieron presentes en la laguna de Macapule fueron *Amylax triacantha*, *Ceratium balechii*, *Gonyaulax polygramma*, *Peridinium quinquecorne*, *Prorocentrum gracile*, *P. compressum* y *Scrippsiella* sp (Tabla IV).

Tabla IV.- Especies de dinoflagelados potencialmente tóxicas o que desarrollan florecimientos nocivos o ino cuos, registrados durante el periodo enero de 2004 a abril de 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

ESPECIE	CARACTERÍSTICAS
<i>Alexandrium</i> y <i>Gymnodinium catenatum</i>	Productoras de toxinas paralizantes (Larsen y Moestrup, 1989; Taylor <i>et al.</i> , 1995; Tomas, 1996)
<i>Prorocentrum minimum</i>	Produce Venerupina (Freudenthal y Jijona, 1985; Silva, 1985)
<i>Dinophysis caudata</i> , <i>D. rotundata</i> y <i>Prorocentrum lima</i>	Productoras de tóxicas diarreicas (Carlson y Tindall, 1985; Larsen y Moestrup, 1989; Taylor <i>et al.</i> , 1995)
<i>Prorocentrum balticum</i> , <i>P. micans</i> , <i>P. triestinum</i> , <i>P. mexicanum</i> , <i>Noctiluca scintillans</i> , <i>Ceratium fusus</i> , <i>C. furca</i> <i>Gyrodinium</i> sp, <i>Dictyocha</i> spp, <i>Akashiwo sanguinea</i> , <i>Chaetoceros peruvianus</i> , <i>Rhizosolenia setigera</i> y <i>Skeletonema costatum</i> .	Especies que desarrollan proliferaciones nocivas (Hashimoto, 1979; Hallegraef, 1991; Taylor <i>et al.</i> , 1995; Qi <i>et al.</i> , 1996; Naves <i>et al.</i> , 2006)
<i>Amylax triacantha</i> , <i>Ceratium balechii</i> , <i>Gonyaulax polygramma</i> , <i>Peridinium quinquecorne</i> , <i>Prorocentrum gracile</i> , <i>P. compressum</i> , y <i>Scrippsiella</i> sp	Especies formadoras de mareas rojas (Stein, 1883; Wood, 1964; Parry <i>et al.</i> , 1989; Clausen <i>et al.</i> , 1994; Cortés <i>et al.</i> , 1999;)

En las tablas VI y VII se presenta la variación temporal y abundancia de las especies reportadas como potencialmente tóxicas o nocivas durante este periodo de estudio. Tomando como referencia la guía de *instrucción de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas* editada en febrero del 2005, por la secretaria de salud, donde se indica los límites máximos permisibles de algunas especies del fitoplancton en Agua de mar (Anexo 7).

Dos de los géneros relevantes en ambas estaciones fueron *Pseudo-nitzschia* y *Prorocentrum*. Del primero se observaron sus mayores abundancias en la estación 1, durante los meses de diciembre de 2004 (24×10^4 céls/l) y enero y febrero de 2005 (340×10^4 céls/l), en tanto, el género *Prorocentrum*, presentó sus mayores abundancias en la estación 2 durante enero (280×10^4 céls/l) (Fig. 13).

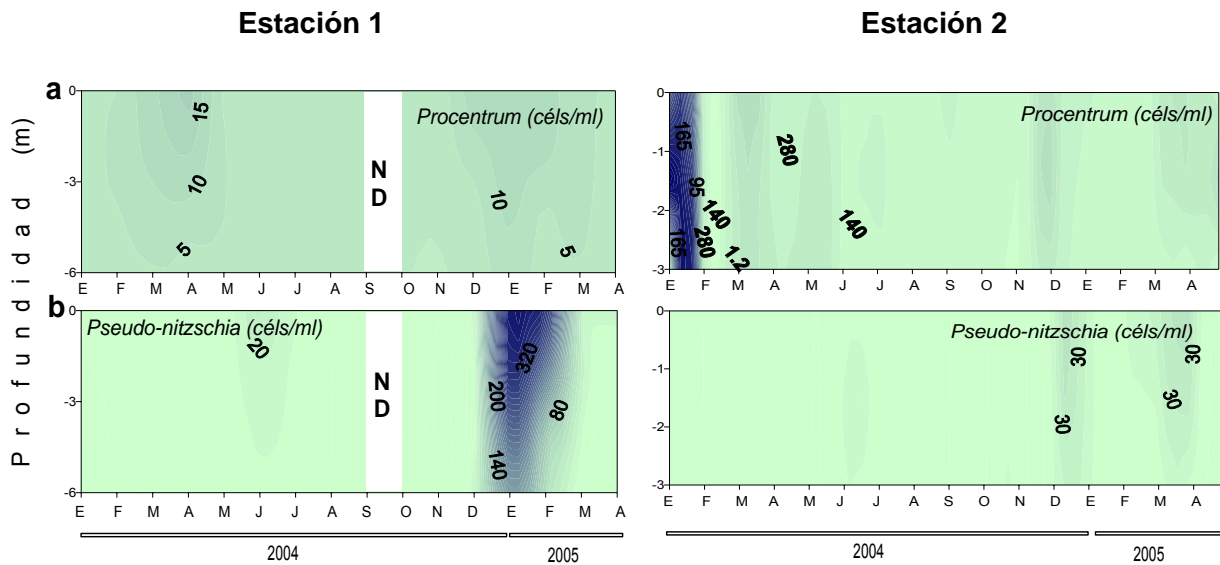


Figura 13.- Distribución vertical del género *Procentrum* (cél/ml) y *Pseudo-nitzschia* (cél/ml), en las estaciones a) E1 y b) E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

Prorocentrum minimum predominó dentro de éste último género con una presencia marcada en la estación 2 durante todo el periodo de estudio, con abundancias de 3.4×10^3 a 59.9×10^4 células/l, seguido de cerca por *P. mexicanum* el cuál presentó abundancias en el rango de 4×10^3 a 2.22×10^4 células/l en los meses de marzo, abril; mayo y agosto de 2004, así como en enero, febrero, marzo y abril de 2005, estando presente en ambas estaciones. El género *Alexandrium*, se presentó con abundancias mayores a 2.6×10^3 células/l solo en la estación 2 durante los meses de marzo y abril de 2004, y con un valor máximo de 7.4×10^3 células/l en el mes de junio del 2004. Una de las especies de los dinoflagelados mas reportadas para todo el área del Pacífico mexicano es *Gymnodinium catenatum* (Graham, 1943; Mee *et al.*, 1986; Cortés *et al.*, 1999; Figueroa y Zepeda, 2001; Herrera, 2002; Gárate *et al.*, 2004a,b; Morquecho y Lechuga, 2004; Band *et al.*, 2005) el cual presentó abundancias de 7.6×10^3 células/l en abril del 2004 y de 4.6×10^3 células/l en enero de 2005, con un valor máximo de 3.8×10^4 células/l en el mes de abril de 2005 (Tabla VI). En el grupo de las cianobacterias los géneros reportados como potencialmente tóxicos fueron *Anabaena* sp, *Microcystis* sp

y *Nostoc* sp, las cuales presentaron altas abundancias (rango entre 6.3×10^3 y 168×10^4 céls/l) de junio a octubre de 2004 (Tabla VI). Este grupo fue notablemente más abundante en la estación 2. Siendo algunos géneros de cianobacterias reportadas como potencialmente tóxicos, ya que son productoras de diversas toxinas (Tabla V).

Tabla V.- Especies de cianobacterias reconocidas como tóxicas o que desarrollan florecimientos nocivos, registradas durante el periodo enero del 2004 a abril del 2005 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

Géneros	Estructura molecular	Características
<i>Anabaena</i> sp.	Éster de guanidina metil fosfato	Anatoxina-a (s) (Carmichael, 1994).
<i>Anabaena</i> sp., <i>Microcystis</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp., y <i>Phormidium</i> sp.	Alcaloide amina secundaria	Anaxotina-a (Sivonen <i>et al.</i> , 1989).
<i>Anabaena</i> sp.	Alcaloides	PSP, (Saxitoxinas, neo-saxitoxinas) GTX y GTX (Carmichael, 1994).
<i>Microcystis</i> sp., <i>Anabaena</i> sp., <i>Nostoc</i> sp., y <i>Oscillatoria</i> sp.	Heptapéptido cíclico	Microcistinas (Sivonen <i>et al.</i> , 1989; Carmichael, 1992)
<i>Trichodesmium</i> sp	Alcaloide amina secundaria	Anatoxina-a (Hawser <i>et al.</i> , 1991)

Los taxa reportados como potencialmente nocivos son el grupo de las diatomeas: *Chaetoceros* sp presentó sus mayores abundancias durante el periodo frío (diciembre de 2004 a marzo de 2005) en la estación 2, en tanto *Ch. peruvianus*, se hizo presente en la estación 1, durante el mes de octubre de 2004. *Rhizosolenia setigera* presente en la estación 1, y *Skeletonema costatum* presente en la estación 2, ambas especies estuvieron presentes a lo largo casi todo el año (Tabla VII). En tanto que por el grupo de los dinoflagelados se obtuvieron altas abundancias de *Prorocentrum micans* con valores que van de 3.9×10^3 a 11×10^4 céls/l durante el periodo frío en ambas estaciones. Las cianobacterias potencialmente nocivas observadas en este estudio presentaron mayores abundancias, durante junio-julio de

2004, para el caso de *Leptolyngbya* sp, en tanto que para *Lyngbya* sp fue durante enero y junio de 2004 (Tabla VII).

Tabla VI.- Abundancias (céls/l) de las especies potencialmente tóxicas, registradas durante el periodo enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

	ESTACIÓN 1															
	2004												2005			
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
DIATOMEAS																
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp				8,400		63,400	23,100					13,800	971,200	626,200	53,700	18,500
DINOFLAGELADOS																
<i>Gymnodinium catenatum</i>	1,800															
<i>Prorocentrum mexicanum</i>			9,400		5,900								19,400	7,900		
<i>Prorocentrum minimum</i>		5,300		26,900								7,500	5,500		15,900	6,800
CIANOBACTERIAS																
<i>Anabaena</i> sp(cells)						14,400	709,910	473,800		498,856						
<i>Microcystis</i> sp (cells)		6,400				65,235				199,542	222,566	42,211				
<i>Nostoc</i> sp (cells)					7,700											

	ESTACIÓN 2															
	2004												2005			
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
DIATOMEAS																
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp				8,800		32,400	7,800			15,600		115,500	12,000	32,400	93,000	
DINOFLAGELADOS																
<i>Alexandrium</i> sp1			2,600	2,800		7,400										
<i>Gymnodinium catenatum</i>				7,600									4,600			38,800
<i>Prorocentrum mexicanum</i>			22,200	13,600	16,800		4,000								5,800	12,000
<i>Prorocentrum minimum</i>	599,300	3,400	4,700	11,100	9,800	6,600	16,200		9,000	3,900	166,500	14,500	9,600	5,200	23,100	7,600
CIANOBACTERIAS																
<i>Anabaena</i> sp(cells)						8,100	1,392,958	302,100	1,108,994	97,200		26,861			6,300	
<i>Microcystis</i> sp (cells)								12,400	1,684,599	34,536						
<i>Nostoc</i> sp (cells)						30,699										

Tabla VII.- Abundancias (cél/l) de las especies potencialmente nocivas mas abundantes, registradas durante el periodo enero del 2004 a abril del 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

	ESTACIÓN 1															
	2004												2005			
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
DIATOMEAS																
<i>Chaetoceros peruvianus</i>										7,800						
<i>Rhizosolenia</i> spp		20,000			111,300			1,105,200			147,600					182,500
<i>Skeletonema</i> spp	28,400		6,300		65,400	563,000	18,000	6,400		13,500			220,900	234,500	353,400	154,200
DINOFLAGELADOS																
<i>Prorocentrum micans</i>		8,700	6,000											7,100		
CIANOBACTERIAS																
<i>Leptolyngbya</i> sp1						1,091,197	103,458					65,235				

	ESTACIÓN 2															
	2004												2005			
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
DIATOMEAS																
<i>Chaetoceros</i> spp	6,800						10,200	6,200	13,600	19,200	5,700	359,400	316,400	97,200	388,200	
<i>Rhizosolenia</i> sp1											163,200					
<i>Skeletonema</i> sp1	6,400					49,500	300	4,000	10,800		28,500		56,800	19,500	461,700	
DINOFLAGELADOS																
<i>Prorocentrum micans</i>	11,100		8,400		6,500										3,900	5,800
CIANOBACTERIAS																
<i>Leptolyngbya</i> sp1						3,676,179	2,340,897	71,912	26,212,930		4,520,397					
<i>Lyngbya</i> sp1	4,400					3,000										

VII.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Análisis de ordenación

El Análisis de correspondencia canónica (ACC) fue utilizado para cuantificar la influencia de las diferentes variables ambientales (temperatura, potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), amonio (NH_4), nitratos + nitritos (NO_3+NO_2), fosfatos (PO_4), silicatos (SiO_3), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica particulada (MOP), proporción entre nitrógeno y fósforo (N/P) y proporción entre sílice y nitrógeno (Si/N), sobre los grupos del fitoplancton (cianobacterias, diatomeas, dinoflagelados, nanoflagelados y silicoflagelados). La longitud de los vectores que representan a las variables fisicoquímicas y su orientación en la gráfica, indican su importancia relativa para cada eje, de esta forma cada vector representa un gradiente en el que el valor medio se ubica en el origen y su extremo señala la dirección del incremento. Todos los ejes canónicos fueron estadísticamente significativos ($p= 0.01$, Monte Carlo). Para la estación 1, los tres primeros ejes del ACC para el periodo muestreado explican el 61.6% de la varianza total de los datos (Tabla VIII). El coeficiente de correlación de Pearson entre especies y variables fue de entre 0.75 y 0.80 para los tres primeros ejes. Los primeros dos ejes suma el 58.6% de la varianza total de los grupos del fitoplancton y variables ambientales.

Tabla VIII.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 1.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Varianza explicada	51.8	6.8	3.0
Varianza acumulada	51.8	58.6	61.6

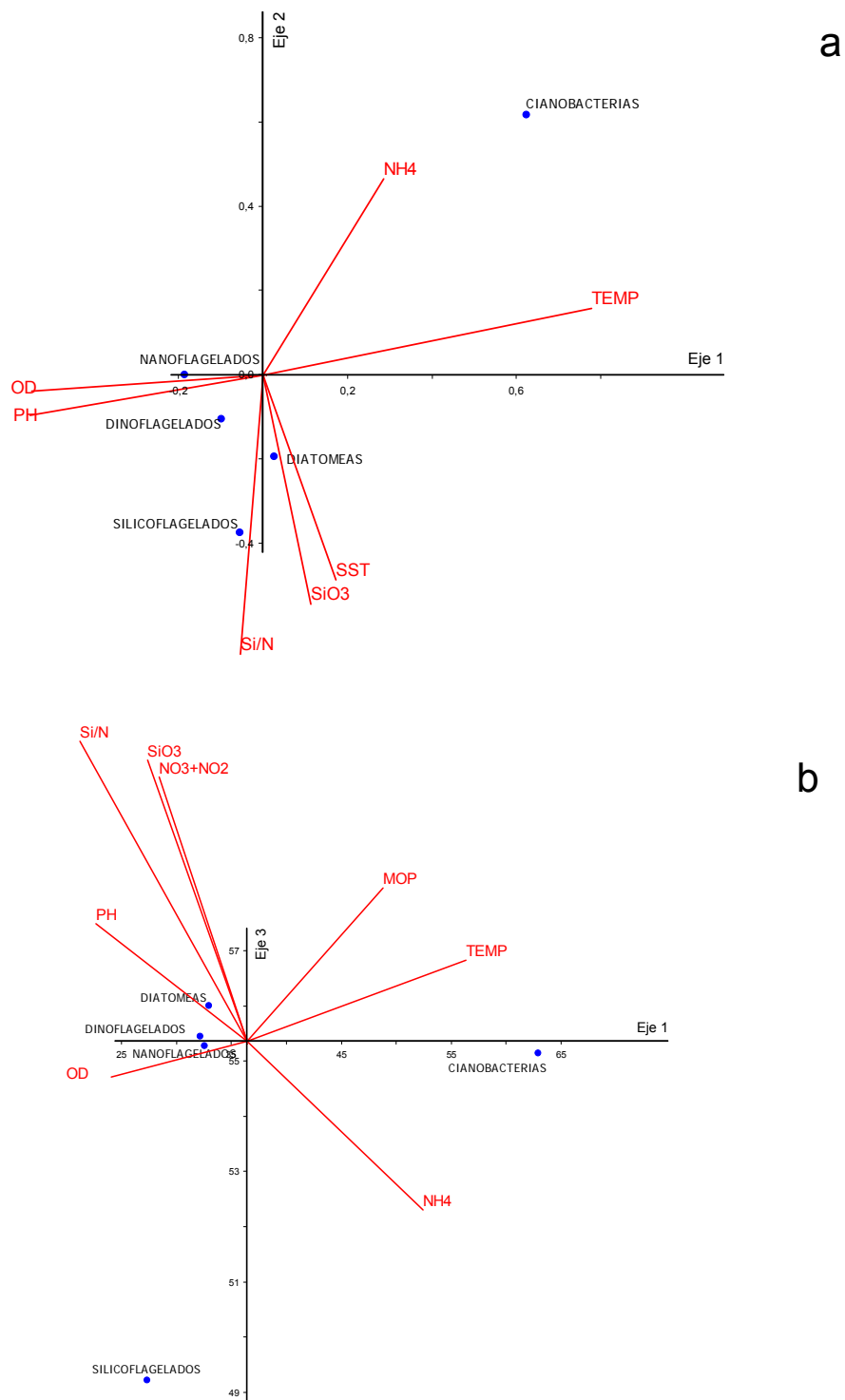


Figura 14.- a) Proyección de los ejes 1 y 2, b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de los grupos del fitoplancton presentes en la estación 1 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005

El primer eje separa muestras (valores positivos) con diatomeas y cianobacterias abundantes y con valores altos de amonio y temperatura, de muestras con nanoflagelados, dinoflagelados y silicoflagelados con valores altos de concentración de oxígeno y pH (Fig. 14a). Respecto al segundo eje las cianobacterias fueron abundantes en las coordenadas positivas cuando la concentración de la forma reducida de nitrógeno (NH_4) fue mayor (Fig. 14a). Los grupos de diatomeas, dinoflagelados y silicoflagelados fueron abundantes en las coordenadas negativas coincidiendo con muestras con valores altos de SiO_3 , SST y del cociente Si/N (Fig. 14a). La ordenación de los grupos fitoplanctónicos sobre el tercer eje nos permite separar a las diatomeas de los otros grupos en las coordenadas positivas asociados con un ambiente de mayores concentraciones de especies oxidadas de nitrógeno y de SiO_3 (Fig. 14b). Los dinoflagelados y nanoflagelados fueron abundantes en muestras con valores medio de estos nutrientes.

En la estación 2, los tres primeros ejes del ACC para el periodo muestreado explican el 59.5 % de la varianza de los datos (Tabla IX). El coeficiente de correlación de Pearson entre especies y variables fue de entre 0.82 y 0.9 para los tres primeros ejes. En el diagrama de ordenación compuesto por los ejes 1 y 2 del ACC (Fig. 15), los grupos se distribuyen de acuerdo a las variables fisicoquímicas, así las cianobacterias se ubicaron en coordenadas positivas con respecto al primer eje en relación con valores altos de temperatura, NH_4 y cocientes N/P (Fig. 15a), mientras que, los otros grupos del fitoplancton se ubicaron en coordenadas negativas del primer eje, en relación a valores altos de SST y OD (Fig. 15a). Respecto al segundo eje, las diatomeas se ubicaron en coordenadas positivas, relacionadas a valores altos de MOP y Si/N (Fig. 15a). Los dinoflagelados, nanoflagelados, cianobacterias y silicoflagelados por el contrario se separaron en las coordenadas negativas correlacionados con valores menores de las variables antes mencionadas y valores mayores de salinidad y de OD (Fig. 15a). En relación al tercer eje se ordenaron en coordenadas positivas los dinoflagelados y los valores negativos las diatomeas: Los valores positivos estuvieron relacionados con valores altos de especies oxidadas del nitrógeno.

Tabla IX.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 2.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Varianza explicada	50.2	6.2	3.1
Varianza acumulada	50.2	56.4	59.5

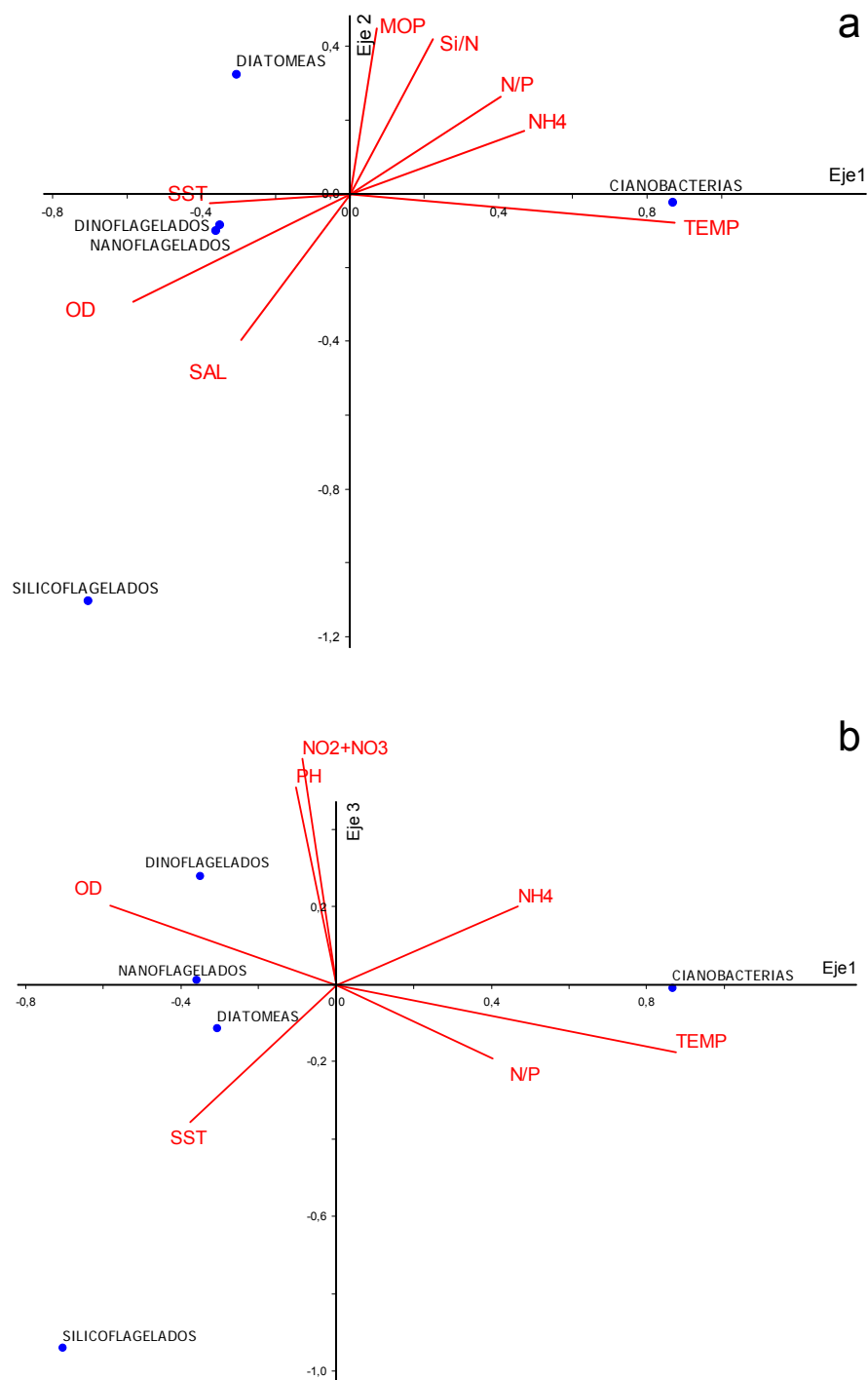


Figura 15.- a) Proyección de los ejes 1 y 2 y b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de los grupos del fitoplancton presentes en la estación 2 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.

Factores ambientales relacionados con las especies potencialmente nocivas o tóxicas

Este segundo análisis de correspondencia canónica (ACC) fue realizado con el propósito de relacionar la proliferación de cada especie con las condiciones medioambientales. Para la estación 1, los tres primeros ejes del ACC para el periodo muestreado explican el 32 % de la varianza total de los datos (Tabla X). Los primeros dos ejes suma 27 % de la varianza total de las especies potencialmente tóxicas y/o nocivas del fitoplancton, y las variables ambientales.

Tabla X.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 1.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Varianza explicada	18.2	8.8	5.0
Varianza acumulada	18.2	27.0	32.0

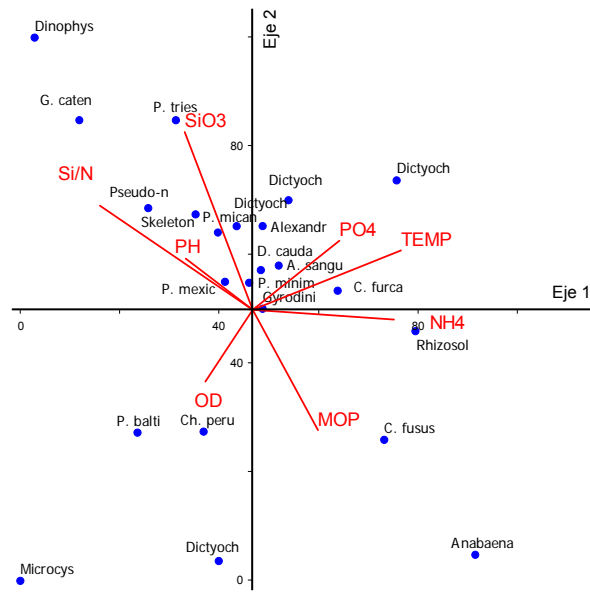
Respecto al primer eje *Dictyocha* sp, *Ceratium furca*, *C. fusus*, *Rhizosolenia setigera* y *Anabaena* sp, fueron abundantes en muestras con valores altos de temperatura, NH₄ y PO₄ en coordenadas positivas (Fig. 16a). En tanto que *Dinophysis rotundata*, *Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum triestinum*, *P. balticum*, *P. mexicanum* *Skeletonema* spp y *Pseudo-nitzschia* spp, se ubicaron en coordenadas negativas y fueron abundantes en muestras con valores altos de SiO₃, Si/N y OD (Fig. 16a). Especies como *Alexandrium* spp, *Dinophysis caudata*, *P. minimum*, *Gyrodinium* sp y *P. micans*, se ubicaron en los valores medios del primer eje y valores positivos del segundo eje los cuales separa muestras con valores menores de MOP y OD (Fig. 16a). El tercer eje separa a *Microcystis* sp y a *Rhizosolenia setigera* del resto de las especies en sus coordenadas negativas, mismas que están asociadas a muestras donde la salinidad y los SST fueron mayores (Fig. 16b). Los valores positivos de este eje tienen correlación positiva con las muestras con valores altos de especies nitrogenadas oxidadas.

En la estación 2, los tres primeros ejes del ACC para el periodo muestreado explican

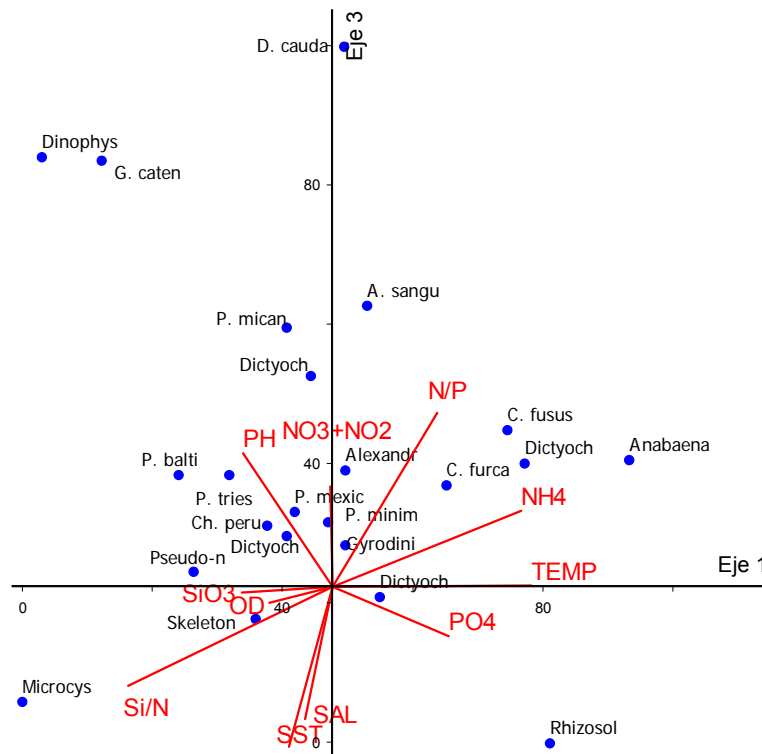
el 59.5 % de la varianza total de los datos (Tabla XI). Los primeros dos ejes suma 56.5 % de la varianza total de las especies potencialmente tóxicas y nocivas del fitoplancton y variables ambientales.

Tabla XI.- Porcentaje de la varianza explicada y acumulada por cada uno de los primeros 3 ejes de ordenación N= 100, para la estación 2.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Varianza explicada	50.2	6.2	3.1
Varianza acumulada	50.2	56.4	59.5



a



b

Figura 16.- a) Proyección de los ejes 1 y 2 y b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de las especies potencialmente nocivas o tóxicas del fitoplancton presente en la estación 2 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.

En el diagrama de ordenación se observa en el primer eje a *Alexandrium* sp, *Dictyocha* sp, *Dinophysis* sp, *Dinophysis rotundata* y *Noctiluca scintillans*, que fueron abundantes en muestras con valores altos de SST, salinidad, oxígeno disuelto y pH (Fig.17a). En tanto *Anabaena* sp y *Microcystis* sp, se ubicaron en coordenadas negativas y fueron abundantes en muestras con valores altos de temperatura y N/P (Fig. 17a). Taxa como *Alexandrium* spp, *G. catenatum*, *P. micans* y *Skeletonema* sp, se ubicaron en los valores medios del primer eje y valores positivos del segundo eje los cuales separa muestras con valores menores de SST y pH (Fig. 17a). El tercer eje separa a *Anabaena* sp y a *Microcystis* sp de *Alexandrium* spp y *Dinophysis* sp, del resto de las especies en sus coordenadas negativas, asociadas a muestras con alta salinidad y temperatura (Fig. 17b). Los valores positivos de este eje tienen una correlación positiva con las muestras con concentraciones elevadas de especies nitrogenadas oxidadas.

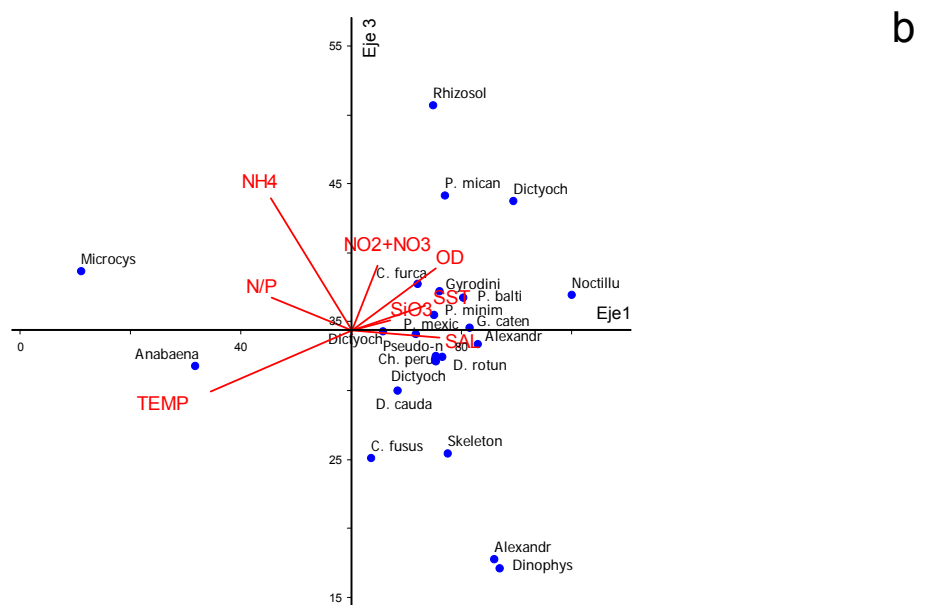
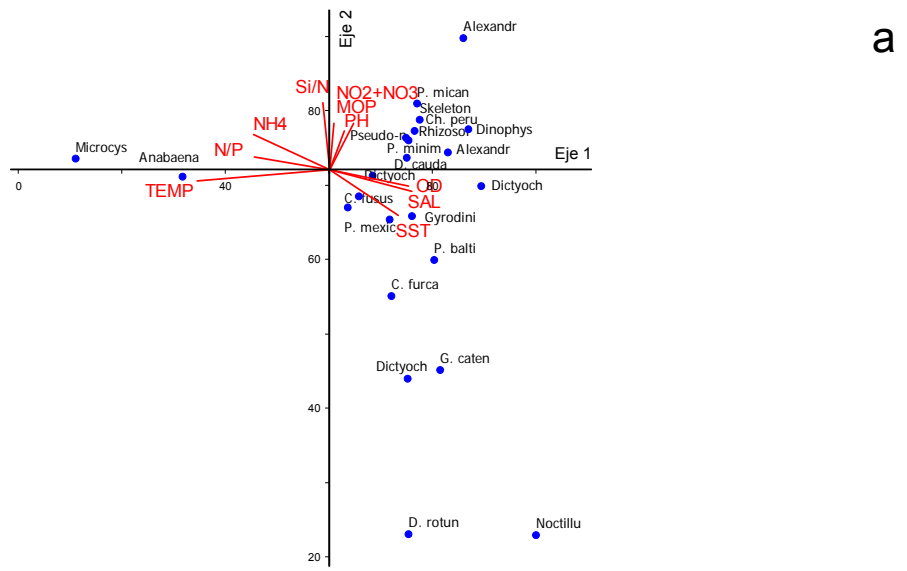


Figura 17.- a) Proyección de los ejes 1 y 2 y b) proyección de los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencia canónica (ACC) con la representación de las especies potencialmente nocivas o tóxicas del fitoplancton presente en la estación 2 en la laguna de Macapule, Sinaloa, México, de enero de 2004 a abril de 2005.

VIII DISCUSIÓN

La temperatura y la salinidad en la laguna de Macapule presentan una marcada

estacionalidad. La variabilidad de la temperatura refleja el cambio estacional en la insolación, lo que promueve una mayor evaporación y por consiguiente una mayor concentración de sales en los meses previos al inicio de la temporada de lluvias. Cabe mencionar que las diferencias observadas entre sitios de muestreo, podrían estar dadas por la profundidad existente en cada una de ellas, que en promedio para la estación 1 es de 6 m en tanto que para la estación 2 es de 3 m, así como por una mayor influencia de las descargas de los drenes en la estación 2, lo cual se evidenció con la relación directa entre las menores salinidades y las mayores concentraciones de nutrientes, sin embargo, la salinidad es un factor de regulación primordial para la composición del fitoplancton (Badylack y Philips, 2004).

Es indudable que las variaciones en la cantidad de nutrientes y sus fuentes, juegan un papel importante en todos los ecosistemas acuáticos (Nixon, 1981), tal es el caso de las lagunas costeras, las cuales poseen abundantes fuentes de nutrientes (amoníaco, nitritos y nitratos, fosfatos, silicatos e iones de elementos traza) ya que aparte de los compuestos autóctonos, se suman los alóctonos, tanto de origen natural como antropogénicos (Postma, 1969; Nixon *op cit*).

En relación a los nutrientes, los valores medios de NID y PO_4 , se encontraron similares a los reportados para regiones costeras tropicales y subtropicales sujetas a actividades humanas (Contreras, 1993), observandose en primavera concentraciones promedio mínimas de NID ($1.86 \mu M$), lo cual de acuerdo a lo reportado por Contreras (*op cit*) y Magaña (2004), es una situación común para la mayoría de las lagunas costeras del litoral mexicano debido al florecimiento fitoplanctónico primaveral, donde estos compuestos son asimilados en grandes cantidades por los productores primarios. Los promedios más altos de clorofila *a* registrados en primavera ($22.2 \mu M$) durante este estudio, refuerza esta hipótesis. No obstante cuantificar indirectamente la biomasa fitoplanctónica, mediante la determinación de la clorofila *a* en el agua, la cual está estrechamente asociada al proceso de producción primaria (Contreras *et al.*, 1994), no guarda una relación directa como se suponía con el proceso de producción primaria (Nixon, 1988), la razón de lo anterior, son múltiples entre las que destacan: la madurez o juventud de

la comunidad fitoplanctónica, el estado fisiológico y la cantidad de feopigmentos o pigmentos accesorios (Margalef, 1974), y en la cantidad de formas fitoplanctónicas de escaso tamaño ($< 20 \mu\text{m}$) conocidas como nanofitoplancton, las cuales desempeñan un papel considerable, hasta antes ignorado, en la presencia de la biomasa fitoplanctónica en la columna de agua (Malone, 1971a; McCarthy *et al.*, 1974; y Gilmartin y Revelante, 1978 entre otros). En lagunas de la región, como lo es el sistema lagunar San Ignacio-Navachiste (Escobedo *et al.*, 2000), y de acuerdo a lo reportado por Ulloa *et al.* (2003) en la plataforma continental del municipio de Guasave, donde la fracción del nano es el grupo dominante del fitoplancton, al igual que en la laguna de Macapule (este estudio), donde la presencia de estas formas nanofitoplanctónicas, a cuya proporcionalidad se atribuye en ocasiones hasta el 90 % de la cantidad de clorofila *a* en el agua (McCarthy *et al.*, 1974; Malone, 1971a; Banse, 1974; Contreras y Castañeda, 1992), y su elevada eficiencia ecológica (Texeira, 1963) ha sido frecuentemente la causa de altos valores de productividad primaria con relativamente escasas cantidades de clorofila *a*. Chisholm (1992) y Chávez (1989), señalan que la fracción de las células pequeñas aumenta a medida que la clorofila total decrece, esto significa que cualquier incremento en la clorofila *a*, se debe principalmente a células del microfitoplancton, y que estos principalmente dominan bajo condiciones de menor estabilidad de la columna de agua (costeras) (Malone, 1971b; Durbin *et al.*, 1975).

Durante la temporada de lluvias las cantidades de NH_4 , NO_3 y SiO_3 se incrementaron notablemente debido a que los drenes transportan una mayor cantidad de agua sin tratamiento hacia la laguna. Establecer un patrón en el contenido de los nutrientes en las lagunas costeras ha resultado difícil ya que, como es ampliamente conocido, la variabilidad de estos parámetros son característicamente marcados. Lo anterior se debe a muchas causas, entre las que sobresale la dinámica en la circulación lagunar causada por el efecto de la marea, los vientos, la poca profundidad que provoca una resuspensión casi constante, los procesos de regeneración originados por la actividad microbiana tanto en la columna de agua como en los sedimentos, los flujos de agua provenientes de los ríos, insumos anormales provocados por las actividades

humanas, etc. (Colombo, 1977; Snedaker y Brown, 1982). No obstante esta complejidad, en los ecosistemas costeros se ha observado que no es tanto la concentración, sino la proporción entre nutrientes lo que adquiere relevancia para los procesos de la producción primaria (Redfield, 1958; Redfield *et al.*, 1963; Rhee, 1978; Doremus *et al.*, 1980).

La proporción de los nutrientes (Si:C:N:P) se conoce como la razón de Redfield. Para el agua de mar esta razón es de 16:1 (por átomo) para el cociente de nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto (N:P) y 16:16 ó 1:1 para silicio y nitrógeno (Si:N). Para estos elementos una relación N:P menor es interpretada como una limitación de nitrógeno, en tanto que una proporción mayor se considera como indicativa de una limitación de fósforo (Rinaldi *et al.*, 1992). En las lagunas costeras la relación N:P es muy variable y se refleja desde valores inversos, esto es $N < P$ hasta los considerados normales, o sea 16:1 (Rinaldi *et al.*, 1992).

En la laguna de Macapule los resultados de este estudio muestran que a lo largo del periodo analizado, prevalecieron valores bajos en la razón N:P, lo cual indica condiciones limitantes por nitrógeno para la comunidad fitoplanctónica (Fig. 18) a pesar de que las concentraciones de éste nutriente son relativamente altas a lo largo del año. La limitación por nitrógeno fue más acentuada durante los meses sin precipitación y disminuyó ligeramente durante la temporada de lluvias (Fig. 18). En el caso de diatomeas y silicoflagelados, además del nitrógeno, su crecimiento puede ser limitado también por el silicio (Smayda, 2005). Sin embargo, este nutriente, se encontró en la laguna de Macapule en concentraciones por arriba del umbral ($2 \mu\text{M}$) reconocido como limitante para el crecimiento de las diatomeas (Smayda, 2005), con excepción de octubre de 2004. El umbral mencionado, se ha definido en estudios de mesocosmo, en donde se ha observado que debajo de este umbral este grupo no es competitivo con el grupo de los flagelados (Egge *et al.*, 1992).

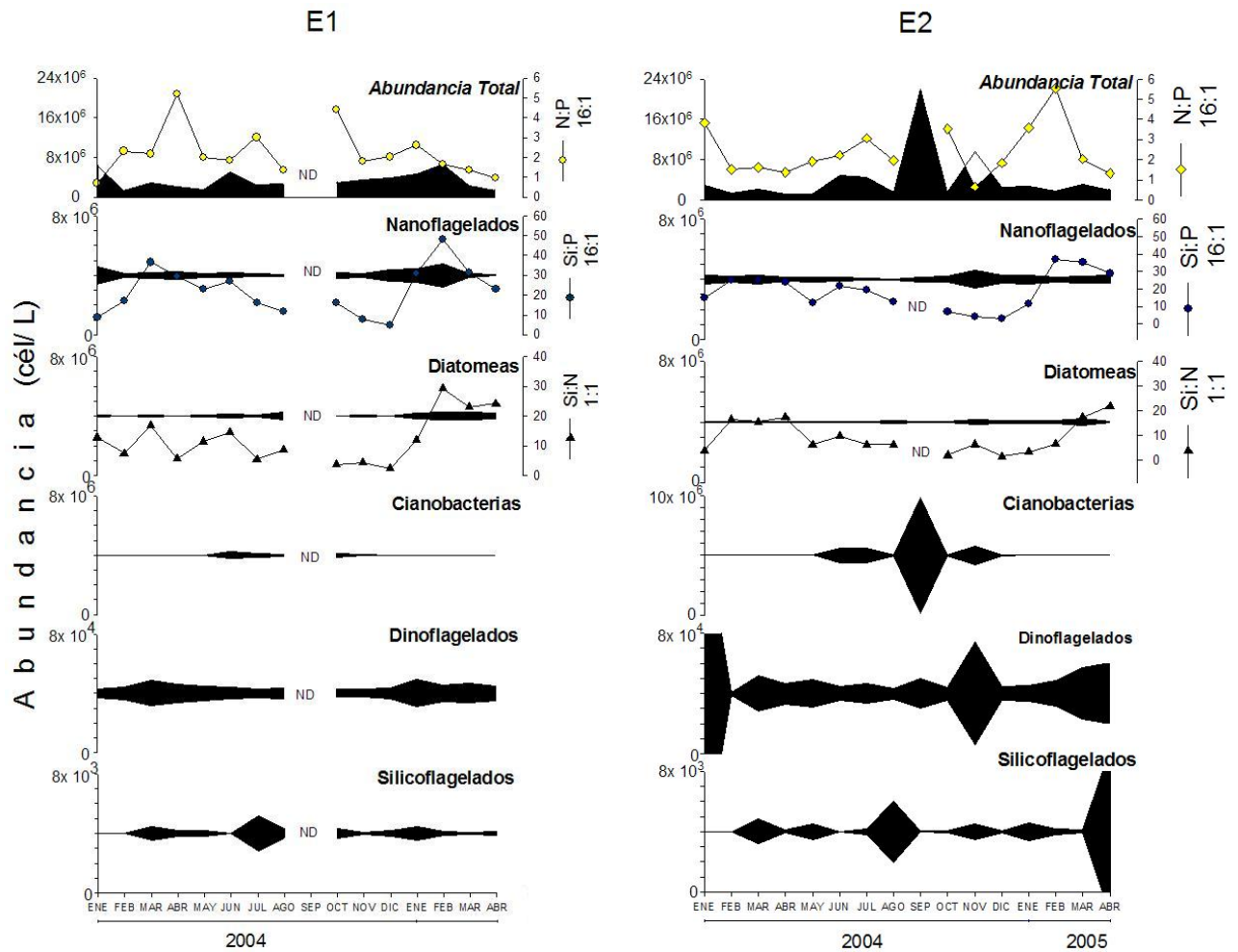


Figura 18.- Variación temporal de los grupos del fitoplancton y cocientes de nutrientes, en las estaciones E1 y E2, de laguna de Macapule, Sinaloa, México, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005. ND, indica ausencia de datos.

Variabilidad temporal en estructura y abundancia del fitoplancton

Los cambios en las especies de fitoplancton, han atraído el interés de la comunidad científica, debido a que existen diferencias significativas en su fisiología y en los posibles impactos ecológicos que pueden ocasionar. Estudios realizados sobre el fitoplancton en el Golfo de California han demostrado que la productividad primaria y la estructura de la comunidad están asociadas a los cambios en las condiciones estacionales, tales como la ocurrencia de surgencias y/o mezcla de la columna de

agua (González, 1987; Arias, 1998; Martínez *et al.*, 2001; entre otros). En tanto que en las lagunas costeras, la composición del fitoplancton y cuerpos de agua en general está regulada por las variaciones espacio-temporales de los factores físico-químicos, el ciclo de vida de las especies presentes, depredación o por sucesión de especies dentro de la comunidad (Alonso y Páez, 2001), y dado que las zonas estuarino-lagunares son principalmente caracterizadas por el encuentro de aguas dulces continentales proveniente de los ríos y de escurrimientos locales, y agua marina acarreada por las mareas (Contreras, 1985), el componente fitoplanctónico y su dinámica poblacional dependen de estos aportes continentales durante cada época climática, lo cual es un fenómeno fundamental en el comportamiento hidrológico, ecológico y productivo de las lagunas costeras, por el aporte de nutrientes que esto implica, por su influencia en la circulación y por la afectación en la penetración de la luz (Magaña, 2004).

Época invierno-primavera (enero a abril de 2004 y noviembre de 2004 a abril de 2005).

Regionalmente los cambios estacionales se identificaron en la serie de datos analizados. Así, noviembre, diciembre y enero, fueron los meses fríos, húmedos y con vientos del noroeste (Roden, 1958). La presencia de estos vientos en la laguna de Macapule, inicia en noviembre y se extiende a la primavera, concluyendo en abril, lo cual puede apreciarse durante el periodo de estudio a través de la distribución de la temperatura superficial del agua de mar (Fig. 4a). Este hecho es sustentado por las observaciones de este trabajo, ya que se encontraron altas concentraciones de nutrientes oxidados y altos niveles de abundancia del fitoplancton (Tabla I, Tabla II).

Uno de los aspectos estacionales mas coherentes en las lagunas costeras y en el área de estudio es el desarrollo del fitoplancton, lo cual se constata durante el periodo estudiado al observar la proliferación de diversas especies del fitoplancton durante la temporada de invierno-primavera. El incremento estacional de la biomasa fitoplanctónica estuvo asociada a los cambios en la concentración de la clase de

tamaño de $\leq 20 \mu\text{m}$, principalmente nanoflagelados, excepto para la parte final de esta temporada cuando se observó una contribución importante de organismos de talla $> 20 \mu\text{m}$ constituidos por las diatomeas (Fig. 11). Los valores promedio de la abundancia que corresponden $1- 6 \times 10^6$ céls/l, se encuentran en el mismo orden de magnitud que los reportados para la bahía de Mazatlán (Rojas, 1984; Caballasi, 1985; Alonso y Ochoa, 2004). Asimismo estos valores son mayores que los reportados anteriormente para la zona adyacente de Topolobampo (Gilberto y Allen, 1943) y son similares a los registrados para la zona de Guaymas y parte central del Golfo de California (Gilbert y Allen, 1943; Álvarez y Lara, 1991).

La secuencia de proliferaciones de diatomeas observadas estuvieron constituidas por unos cuantos géneros los cuales se alternaron en la dominancia (*Pseudo-nitzschia* sp, *Rhizosolenia setigera* y *Thalassiosira* sp) siendo, *Rhizosolenia setigera*, la diatomea de mayor abundancia (40×10^4 céls/l), registrada en varias ocasiones por Allen (1927a, 1927b, 1928a y 1937) Cupp y Allen (1938), Round (1967), Nienhuis (1980), Cortés y Pasten (1982), Ayala (2004) y Ulloa (2005), durante sus observaciones, tantos en litorales como en el Golfo de California, por lo que resulta obvia su presencia en la laguna de Macapule. Es interesante que el género de diatomea, *Rhizosolenia* ha sido registrada como muy abundante por Ulloa (2005), frente al litoral del municipio de Guasave, por lo que su presencia en la laguna hace suponer la influencia de agua de la zona adyacente en el interior de la laguna de Macapule, por posibles corrientes litorales y efectos de marea. Allen (1937), quien en un estudio comparativo de las dos costas del Golfo de California durante las expediciones de la Allan Hancock, encontró que no existen diferencias esenciales en la representación de géneros y especies para ambas costas. En tanto que el género *Pseudo-nitzschia*, quien presentó varias especies (no identificadas), en ambas estaciones de muestreo durante los meses correspondientes al periodo frío (diciembre de 2004 a abril de 2005) y durante el inicio del periodo de lluvias (junio y julio de 2004), con valores que van de 7.8×10^3 a 9.7×10^5 céls/l. Varias especies de este género han sido identificadas en el Golfo de California (Hernández, 1987 y 1998; Gómez *et al.*, 2004) como responsables de algunas proliferaciones en esta

región (Licea *et al.*, 1999). Actualmente el grupo de *Pseudo-nitzschia* está sujeto a revisión profunda, sobre todo a raíz de que se ha reconocido su potencialidad en la producción de toxinas. El ácido domóico provoca el envenenamiento amnésico por ingestión de mariscos (ASP, Amnesic Shellfish Poisoning, por sus siglas en inglés) (Helle, 1995), condición que provoca la muerte en la población humana. Entre las 29 especies de este género descritas en la literatura, se han demostrado que once son capaces de producir esta biotoxina (Subba *et al.*, 1988; Bates *et al.*, 1989; Fritz *et al.*, 1992; Martin *et al.*, 1993; Bates, 2000; Scholin *et al.*, 2000; Lundholm *et al.*, 2003).

La proliferación de primavera, tipificada en marzo, fue de mayor magnitud que la de enero y se localizó en ambas estaciones, integrándose por una mezcla de especies de los géneros *Chaetoceros*, *Skeletonema* y *Pseudo-nitzschia*. Las proliferaciones de diatomeas independientemente de la composición de especies comparten los aspectos de ser recurrentes, predecibles, prolongadas, con altas diversidades y presentar la formación de etapas de resistencia como mecanismos para evadir condiciones inadecuadas del medio (Ulloa, 2005). Las concentraciones de silicio fueron propicias para la proliferación de las diatomeas durante el periodo de estudio en la laguna de Macapule en ambas zonas. Sin embargo, no se observó la dominancia de éstas en la comunidad fitoplanctónica debido a que estos grupos del fitoplancton además del silicio disuelto, requieren de concentraciones adecuadas de NID y PO_4 , en proporción 1:1 con el silicio. El crecimiento de las diatomeas se observó en los meses en donde fue notable un mayor ingreso de silicio, durante la temporada fría. En esta temporada el incremento en los nutrientes se puede explicar por los aportes de las escorrentías derivadas de la actividad agrícola de la región, las cuales aportan cantidades importantes de fósforo y amonio provenientes de los fertilizantes, además del arrastre de silicio por el lavado de las tierras de siembra (Escobedo *et al.*, 2003; Magaña, 2004), como lo evidencia la regresión con valores de salinidad (Fig. 9). Estos aportes promovieron que los cocientes entre Si:N presentaran valores altos $>25:1$, permitiendo el desarrollo de diatomeas y silicoflagelados. Contrario a lo mencionado por Gilpin *et al.* (2004), quienes mencionan que cuando se incrementa la concentración de NID, la razón de Si:N

alcanza valores <1 , en la laguna de Macapule aparentemente el ingreso de silicio es mayor que el de nitrógeno desarrollándose condiciones limitantes por este último nutriente y no por el silicio para el desarrollo de las diatomeas (Fig.18). Al respecto para aguas costeras se ha minimizado la importancia de la relación Si:N o Si:P debido a que se ha puesto mayor énfasis en el aporte de N y P proveniente de las actividades humanas (Alonso *et al.*, 2004). En este sentido, éste estudio demuestra que la inclusión del silicio como una variable ambiental es fundamental para comprender la dinámica del fitoplancton. Sobretudo en los casos de las diatomeas que son potencialmente toxicas, ya que se observado el impacto que han tenido sobre aves y mamíferos marinos (Ochoa *et al.*, 1997;1998; Sierra *et al.*, 1997; 1998).

Las diatomeas requieren de Si y N en una relación molar de aproximadamente 1:1 (Redfield *et al.*, 1963; Dortch y Whitley, 1992). En la medida en que esta relación cambia de >1 a <1 , el ambiente químico pasa de un estado que permite a las diatomeas competir efectivamente con otra clase de algas, a un estado químico diferente, favoreciendo a los taxa de los flagelados y dinoflagelados que tienen requerimientos pequeños de Si (Conley, 1993). Así por ejemplo, las diatomeas que estuvieron presentes en la laguna de Macapule son de tamaño pequeño ($\sim 20 \mu\text{m}$), con altas tasas de crecimiento y/o mayor afinidad por formas nitrogenadas reducidas más que oxidadas, lo que sugiere condiciones desfavorables para la mayoría de las especies de este grupo. Ejemplo de las especies identificadas en esta laguna es *Skeletonema costatum*, quien es capaz de crecer a una tasa máxima de 3 céls/día (Furnas, 1990) y *Chaetoceros* spp., que es mas eficiente en incorporar silicio que *Skeletonema* (Harrison y Davis, 1979). Estos resultados coinciden con lo reportado por Mancera y Vidal (1994), quienes indican que en ambientes con altas concentraciones de nutrientes, la composición fitoplanctónica esta dominada por especies de talla pequeña, las cuales poseen altas tasas de renovación.

Otro elemento importante que permitió distinguir el impacto de los aportes antropogénicos en el área es el efecto de algunos de los nutrientes, tales como, amonio (NH_4) y nitratos + nitritos ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$), bajo la premisa de que el nitrógeno es

generalmente considerado como un nutriente limitante para la producción fitoplanctónica en las lagunas costeras (Boynton *et al.*, 1982) y un factor importante para el desarrollo de los dinoflagelados (Taylor, 1987). El ACC, indica que los cambios observados en la comunidad fitoplanctónica están en relación directa con las condiciones locales. De donde, la laguna costera estudiada recibe cantidades importantes de estos compuestos, provenientes primordialmente de las descargas de aguas residuales domésticas y actividades agrícolas.

En abril de 2004 y 2005 en ambas estaciones, se registraron proliferaciones dominadas por dinoflagelados, que anteriormente Ulloa (2005) había reportado, para la zona del litoral de la laguna de Macapule, denominándola como una proliferación atemporal, ya que las proliferaciones de este grupo y de nanoflagelados, han sido observadas en otros ambientes costeros enriquecidos por N generalmente en verano (Revelante y Gilmartin, 1976; Fisher *et al.*, 1992; Tsuda *et al.*, 1994; Cloern, 1996; Nelson y Dortch, 1996), La diferencia entre el área estudiada con respecto a los otros ecosistemas de los cuales se dispone de información sobre este tipo de florecimientos, es el incremento notable en la contribución de organismos $\leq 20 \mu\text{m}$, que se presentó en la época fría, tales como *Prorocentrum minimum*, que ha demostrado un incremento en su frecuencia y distribución, presentando proliferaciones en cantidades considerables en aguas costeras, especialmente en áreas estuarinas, provocando que el agua tome una tonalidad color marrón. Por ejemplo, una proliferación fitoplanctónica con 1777 millones de céls/l fue registrada en Oslofjord, Noruega (Tangen, 1979). Los reportes de la ocurrencia de *P. minimum* en México, existen de por lo menos 25 años atrás (Sierra, 2005); en el Golfo de México desde 1979 (Hernández, 1983, 1985a, 1987c, 1988b), a lo largo de la costa del Pacífico Mexicano desde 1980 (Cortés *et al.*, 1992, 1995b, 1996, 1999; Gárate y verdugo, 2001) y en el Golfo de California desde 1985 (Licea *et al.*, 1995; Hernández *et al.*, 2000). Las proliferaciones de *P. minimum*, reportadas en 1990 (Cortés y Licea, 1999) señalan el primer registro en su distribución, aunada a que se ha establecido con éxito en nuevas áreas de la costa mexicana durante los últimos 15 años (Sierra, 2005). Un evento relevante por su extensión de aproximadamente 50 km a lo largo

de la costa fue el reportado por Martínez *et al.* (2001) y Ulloa (2005) en abril de 2000 para la zona aledaña al sistema lagunar San Ignacio-Navachiste, del cual forma parte Macapule. *P. minimum* es una especie común en estuarios y lagunas costeras y en algunas ocasiones se la ha atribuido la mortalidad de peces y de moluscos, así como problemas de salud asociados al consumo de moluscos (Cortés y Agraz, 1994; Day *et al.*, 1989). Hasta el momento, no es claro cuál es el tipo de toxina que produce *P. minimum*, ya que se le ha atribuido la producción de diferentes toxinas entre ellas la venerupina (VSP), la cual produce síntomas peculiares que incluyen daño al hígado (Akiba y Hattori, 1949). Otros autores han mencionados que la toxina que produce esta especie es de origen diarreico (DSP). Asimismo, se han encontrados evidencias que indican que produce una toxina no conocida, la cual provoca síntomas neurotóxicos (Silva y Sousa, 1981; Grzebyk *et al.*, 1997).

Quizás, el crecimiento masivo de *P. minimum*, éste ligado a la influencia de otros organismos observados en este estudio, tales como la diatomea *Skeletonema costatum*, ya que se ha reportado que puede estimular el crecimiento de la mayoría de los flagelados, causantes de los eventos FAN's, especialmente proliferaciones de *P. minimum*. Probablemente, *Skeletonema costatum*, produce algunos estimulantes, que pueden ayudar a explicar la ocurrencia de los dinoflagelados después de la declinación de los pulsos de las diatomeas (Iwasaki 1979). Por otra parte, *P. minimum* puede poseer una ventaja competitiva en los ambientes turbios y fríos que reciben nutrientes por aportes terrígenos y de los ríos. En muchos de los casos, la temperatura no es un factor limitante en el desarrollo de *P. minimum* (Grzenbyk y Berland, 1996), tal como se observa en este estudio, donde se presenta a lo largo de todo el año (Tabla IV).

Por otro lado, dentro de la ecología pelágica se han dado grandes avances conceptuales con el descubrimiento del rol microbiano (Pomeroy, 1974; Azam *et al.*, 1983) y de la distinción entre la producción nueva y regenerada (Dugdale y Goering, 1967). En relación al tamaño pequeño de la célula (alto cociente de superficie:volumen), éste proporciona una ventaja competitiva cuando los nutrientes son limitantes (Malone, 1980; Chisholm, 1992), pero ésta ventaja desaparece en

sistemas donde prevalece la producción nueva promovida por la inyección de nutrientes a la zona eufótica por procesos físicos, ya que esta condición favorece el crecimiento selectivo de las células grandes, las cuales escapan de la depredación ejercida por la respuesta rápida de los micro-heterótrofos (Kjørboe, 1993). Según lo predicho por este principio, la abundancia del nanofitoplancton en la laguna de Macapule es alta, ya que en este sitio se observa a lo largo del año condiciones limitantes por nitrógeno, lo que puede explicar la dominancia de microorganismos de talla pequeña (células $< 20 \mu\text{m}$), cuyo crecimiento estaría sustentado principalmente por formas reducidas del nitrógeno, además de la presencia de proliferaciones, como las registradas en la estación 2, del dinoflagelado *P. minimum*, quien se sabe presenta preferencia por la incorporación de NH_4 y PO_4 (Lomas *et al.*, 1999).

Otra de las especies tóxicas que registró una proliferación en abril del 2005, en la laguna de Macapule (3.88×10^4 céls/l) fue, *Gymnodinium catenatum*. Este es el único dinoflagelado desnudo que produce toxina del tipo PSP (paralytic shellfish poisoning por sus siglas en inglés) (Hallegraeff y Fraga, 1996), y se distingue por formar cadenas de varios individuos, generalmente de 4, 8 y 16 células y en ocasiones hasta de 64 células (Taylor *et al.*, 1995). La forma vegetativa de *G. catenatum* se identificó por primera vez en el Golfo de California por Graham (1943), y su estudio se inició durante un evento tóxico en la bahía de Mazatlán en 1979 (Mee *et al.*, 1986), donde este organismo ha sido responsable de formar proliferaciones durante varias ocasiones (Cortés, 1998a). Reportes recientes de *G. catenatum* (desde Puerto Peñasco en Sonora, a Huatulco en Oaxaca) sugiere que su distribución se ha extendido. Desde la década de los 40's al presente se ha reportado en varios lugares a lo largo de la costa del Pacífico Mexicano (Cortés, 1987; Manrique y Molina, 1997; Licea *et al.*, 1999; Cabrera *et al.*, 2000; Morales *et al.*, 2000; Figueroa y Zepeda, 2001; Góngora, 2001; Gárate *et al.*, 2001; Herrera, 2002, entre otros) Las concentraciones registradas de *G. catenatum*, son definitivamente variables con valores entre 1800 y 6.6 millones de céls/l (Mee *et al.*, 1986; Gárate *et al.*, 2001). Los resultados de este estudio muestran que en la estación 2, se presentó la máxima abundancia en abril de 2005 con una densidad de

38800 céls/l, en tanto que en abril de 2004 y enero de 2005, se obtuvieron abundancias de 7600 y 4600 céls/l respectivamente. En la estación 1 sólo estuvo presente durante enero de 2004 con una densidad de 1800 céls/l. Sin embargo, los datos aquí presentados, muestran que la temperatura es una de las variables ambientales más influyentes en el desarrollo de *G. catenatum*, independientemente de los nutrientes y otras variables, que en el caso de la laguna de Macapule fue de 17-31°C, coincidiendo con el rango de temperatura (16-24°C) sobre la cual esta especie fue observada en bahía de Mazatlán (Cortés *et al.*, 1999). Al sur, a lo largo de la costa de colima *G. catenatum*, se ha encontrado en temperaturas de 23–25°C (Morales *et al.*, 2000). Al igual en bahía Concepción, ubicada en la costa oriental del Golfo de California en un rango de temperatura de 18-29°C (Gárate *et al.*, 2001; Góngora, 2001; Morquecho y Lechuga, 2003, 2004). Hallegraef y Fraga (1996) señalan que la temperatura determina la biogeografía de los diferentes ecotipos de *G. catenatum* Mareas rojas de dinoflagelados se han observado desde 1979 en zonas aledañas con condiciones similares a la laguna de Macapule, como es el caso de la bahía de Mazatlán (Cortés y Núñez, 1992; Cortés, 1999) y la bahía de Bacoichampo, Sonora (Guaymas) con registros desde 1970 (Manrique y Molina, 1997). Ambas localidades tienen en común la presencia de surgencias costeras, promovidas por viento proveniente del noroeste (Lluch, 2000).

Las proliferaciones observadas en laguna de Macapule podrían ser una consecuencia directa de la entrada creciente de nutrientes a estas aguas durante más de tres décadas (Verduzco, 2003), debido a los fertilizantes artificiales utilizados en la agricultura y más recientemente por el uso de éstos en la acuicultura, lo que podría provocar los desbalances encontrados en las proporciones de Redfield como ha sido reportado para otras áreas (Graneli, 2005). Smayda (1990), basado en una evaluación de floraciones a largo plazo y de condiciones nutricionales en varias regiones, ha sugerido que el enriquecimiento antropogénico de N y de P, ha conducido a declinaciones a largo plazo en los cocientes de Si:N y de Si:P que potencialmente favorecen las floraciones de los grupos no silíceos en las regiones afectadas, desplazando a las diatomeas, las cuales son abundantes y con frecuencia

dominan el fitoplancton marino. Desafortunadamente no se cuenta con una serie de tiempo de largo plazo para la laguna de Macapule, para corroborar, si lo que observamos actualmente es el resultado del proceso de eutrofización que podría haber ocurrido como lo sugiere la estructura de la comunidad del fitoplancton y los cocientes de nutrientes determinados en este estudio. Estos últimos corresponden con lo esperado para áreas impactadas ya que la relación entre Si:N alcanzo valores mínimos de 1.5 (razón Si:N de 2.8:1.8) y máximos de 98 (razón Si:N de 28:1.3).

Las variaciones de un ecosistema dominado por diatomeas a uno dominado por flagelados (incluyendo dinoflagelados) son importantes ya que pueden propiciar cambios sobre la cadena alimenticia, eso puede conducir a alteraciones hipotéticas en las poblaciones de peces (Greve y Parsons, 1977). Así por ejemplo, los niveles moderados de producción de fitoplancton puede también favorecer a organismos suspensívoros (Livingston, 1982), debido al incremento indirecto de detritus (Christensen y Kanneworff, 1985). La compleja interacción entre los ciclos de los nutrientes y las respuestas resultantes de la trama alimenticia, complican cualquier evaluación de efectos de la entrada de los nutrientes de origen antropogénico en los cuerpos costeros (Livingston *et al.*, 2000). Aspectos cualitativos de la producción primaria, controlan el componente herbívoro; la entrada creciente de nutrientes conduce a menudo a la productividad creciente del fitoplancton y a una disminuida utilización de la biomasa del fitoplancton por los niveles tróficos más altos (Livingston *et al.*, 2000). Al respecto, estudios en otros ecosistemas similares han demostrado que ciertas especies de cianobacterias y dinoflagelados son sujetas a baja presión por pastoreo debido a su toxicidad (Fiedler, 1992), lo cual les permite proliferar solo en ciertas épocas del año.

Época verano-otoño (mayo a octubre de 2004)

La primera descripción del fenómeno de la sucesión en las lagunas litorales se debe a Margalef (1969), quien propuso un patrón generalizado de la sustitución de un grupo fitoplanctónico por otro. La hipótesis de Margalef tiene como argumento central

el desbalance del cociente N:P, es decir, que cuando las concentraciones de nitrógeno se abaten en las lagunas litorales, el fósforo, vía la remineralización, incrementa sus concentraciones en el agua, situación que favorece a las cianobacterias otorgándoles ventaja selectiva al final del verano (Santoyo, 1994). Una situación equiparable aunque no idéntica, se observó en la laguna de Macapule durante el periodo cálido, cuando se registró el desbalance en la razón de Redfield para el N:P, dado básicamente por un incremento en el fósforo más que el abatimiento del nitrógeno. Este desbalance fue concomitante con el desarrollo de las cianobacterias (Fig. 18). Los valores de N:P <10 promueven la dominancia de las cianobacterias, se ha observado que las cianobacterias son raras o ausentes cuando la proporción de N/P total es mayor a 29 en la columna de agua (Smith, 1983).

Niemi (1979), fue uno de los primeros en mencionar el efecto del cociente de N:P sobre las floraciones cianobacteriales de las especies de *Nodularia* y de *Aphanizomenon* en el Mar Báltico. En su opinión, estas especies fijadoras de nitrógeno atmosférico, podían capitalizar los niveles elevados del fósforo que ocurrían en este ecosistema, lo que les confiere una ventaja competitiva sobre otros grupos funcionales. Una situación similar fue reportada para *Nodularia spumigena* en un estuario australiano fósforo-enriquecido (Lukatelich y McComb, 1986), quienes mencionan el éxito de las cianobacterias en ambientes en donde se observa limitación por nitrógeno.

En el océano abierto, la biomasa y la producción fitoplanctónica, son típicamente dominados por el picofitoplancton (<2 µm), las cuales abarcan a las cianobacterias (por ejemplo, *Synechococcus*) y proclorofitas (Li, 1998). Sin embargo, en ambientes costeros la importancia del picofitoplancton no está del todo bien comprendida, porque los estudios pasan por alto a menudo a las cianobacterias (Murrell y Caffrey, 2005). En años recientes, cada vez es mayor la cantidad de literatura, que menciona que los cuerpos de agua costeros tienen altas abundancias de cianobacterias, particularmente durante el verano, pero su contribución a la biomasa total del fitoplancton es a menudo relativamente pequeña (Pinckney *et al.*, 1998; Ning *et al.*, 2000).

Desde otro punto de vista la abundancia de cianobacterias en el área de estudio puede tomarse como otro elemento importante para distinguir el impacto de los aportes antropogénicos ya que, la creciente eutrofización de los ambientes acuáticos puede favorecer su proliferación masiva, no obstante, que se hayan observado proliferaciones altamente tóxicas en aguas de carácter oligotróficas con escasez de nutrientes (Mez *et al.*, 1997). Además de los efectos negativos que se producen como consecuencia del crecimiento masivo de estas poblaciones, como son las alteraciones en la calidad del agua (en especial en el pH y oxígeno disuelto), y otras alteraciones indirectas por modificación de parámetros de toxicidad (fundamentalmente por el pH); actualmente se sabe que algunas especies producen toxinas potentes capaces de originar efectos agudos y crónicos en el hombre, en animales y vegetales (Codd *et al.*, 1999). Se estima que más del 50% de estas proliferaciones son tóxicas (Costa y Azevedo, 1994; Codd *et al.* 1999).

Las toxinas de las cianobacterias se suelen agrupar principalmente en neurotoxinas y hepatotoxinas. Las neurotoxinas son producidas principalmente por especies y cepas de los géneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Mahmood y Carmichael, 1986), *Oscillatoria* (Sivonen *et al.*, 1989), *Trichodesmium* (Hawser *et al.*, 1991) y *Cylindrospermopsis* (Mahmood y Carmichael, 1986; Carmichael *et al.*, 1990). Otras de las especies identificadas como productoras de hepatoxinas están incluidas en los géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* y *Cylindrospermopsis* (Carmichael, 1992). Gómez *et al.* (1974) reportaron a *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Chroococcus*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Gleocapsa* y *Merismopedia*, como géneros registrados frecuentemente en lagunas costeras del noroeste de México. En este estudio, se observaron varios florecimientos en la columna de agua de *Microcystis* sp, *Anabaena* sp y *Leptolyngbya* sp, esta última con las abundancias mayores en ordenes de magnitud $>10^6$ céls/l.

Por otro lado, las cianobacterias del genero *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) registrado en este estudio, forma grandes florecimientos en áreas oceánicas y costeras en regiones tropicales y subtropicales durante la época de calma (Carpenter, 1983), contribuyen con una proporción importante de productividad primaria en el océano e

introducen nitrógeno molecular a la productividad primaria (Douglas *et al.*, 1997) ya que son capaces de fijarlo para realizar la fotosíntesis. Toxins

Existen algunos registros de la cianobacteria *Oscillatoria (Trichodesmium)*, en el Pacífico Mexicano (Cortes y Hernandez, 1998), en el Golfo de California (Garate *et al.*, 2006) y en los sistemas estuarinos de Sinaloa (Gómez *et al.*, 1974). Alonso *et al.* (2004), menciona que en Sinaloa se observaron grandes manchas formadas por *Trichodesmium erythraeum (Oscillatoria erythraea)* en 1981, asociadas al evento del “El Niño”, especie reportada como productora de neurotoxinas (Hawser *et al.*, 1991).

La asociación de cianobacterias con descargas de aguas residuales ha sido observada en otros ambientes alrededor del mundo por Jones (2000) y por Gilmartin y Revelante (1978) para las lagunas y esteros de la porción oriental del Golfo de California. Aunado a que están adaptadas al consumo excesivo de nutrientes y al almacenaje de los mismos como estrategia de sobrevivencia a periodos de escasez, además de presentar mecanismos para fijar el nitrógeno, fotosintetizar a bajas intensidades de luz, regular su densidad, y con ello su flotabilidad (Amaro *et al.*, 1996). Su citoplasma es denso y carece de vacuolas por lo que los problemas osmóticos son mínimos y les permite vivir en amplios límites de salinidad, lo mismo sobre el fondo de los estanques de las salinas que sobre rocas bañadas de agua dulce (Margalef, 1974). Particularmente en la laguna de Macapule, se observó esta relación cianobacterias-descargas en la estación 2 la cual recibe aguas de origen agrícola, demostrándose en el análisis estadístico (ACC) aplicado.

Con la ayuda de un análisis de correspondencia canónica (ACC), identificamos que la temperatura, salinidad y nutrientes son los factores ambientales principales que afectan la composición de la comunidad fitoplanctónica en la laguna de Macapule. El ACC revela que la variación en temperatura tiene el impacto mayor en los cambios de la composición de la comunidad fitoplanctónica, pero más importante que la confirmación estadística de las preferencias de las especies, nuestros resultados demuestran que la variabilidad en temperatura y salinidad está reflejada incluso en las escalas espaciales pequeñas que caracteriza a la laguna, esto es porque la

temperatura y la salinidad en lagunas son controladas sobre todo por el flujo de agua, que alternadamente depende de la naturaleza de las entradas que conectan a las lagunas con el océano (Pospelova *et al.*, 2004). En el caso de la laguna de Macapule, se observó una relación no lineal entre la concentración de nutrientes y la abundancia del fitoplancton, esto se explica con base en el tiempo de residencia del agua en la laguna que es de 2.2 días (Magaña, 2004). Esto significa un intercambio que muy probablemente este exportando fuera de la laguna los nutrientes inorgánicos, causado por las 2 bocas estrechas, que la comunican de forma permanente con el océano adyacente, haciendo posible el intercambio de aguas lagunares y oceánicas. debido a que el tiempo de residencia es muy cortó. Lo anterior coincide con el trabajo realizado en los años 70's en el estuario Hudson en Nueva Cork por Malone (1977), quien determinó que a pesar de los altos niveles de nutrientes, la producción primaria permaneció baja debido al corto tiempo de residencia del agua en el estuario. En un estudio realizado en las bocas del sistema San Ignacio-Navachiste por Escobedo *et al.*, (2003), determinaron que la laguna exporta grandes cantidades de nitrógeno y fósforo a la plataforma continental adyacente.

Las complejidades de las preferencias de diversas especies del fitoplancton en la laguna del Macapule, en relación a la temperatura, salinidad o nutrientes, destacan el peligro de ver esta investigación de una perspectiva univariada, esto es fundamentado en los análisis estadísticos (ACC). Otros estudios indican que la estructura de la comunidad fitoplanctónica es frecuentemente consecuencia no de un solo factor, si no de la combinación de factores que cambian sobre el tiempo (Smayda, 1980; Karentz y Smayda, 1998; Bledsoe y Philips, 2000). Esto se confirma en este estudio, donde se observa que ecológicamente existen factores que cambian en el tiempo y que contribuyen a la alta abundancia de una especie sobre otra, donde los aportes de nutrientes inorgánicos en la laguna de Macapule favorecen la presencia de especies potencialmente tóxicas y/o nocivas, formadoras de proliferaciones dañinas, tanto para la salud del ecosistema como para la salud humana. Una de las posibles conexiones entre el enriquecimiento de nutrientes de

origen antropogénico y la frecuencia creciente de los eventos FAN's, no ha sido probada de manera rigurosa, sin embargo la hipótesis es parte de nuestro modelo conceptual y la evidencia que la soporta está creciendo (Montresor y Smetacek, 2001). A medida que se incremente el conocimiento de los factores que regulen la habilidad competitiva de las diferentes especies de fitoplancton, se obtendrá mayor comprensión sobre la dinámica de las proliferaciones microalgales en esta región.

IX RECOMENDACIONES

Es necesario iniciar estudios taxonómicos y toxicológicos de las especies reportadas como potencialmente tóxicas, así como del género *Pseudo-nitzschia*, ya que no se descarta la posibilidad de que sean fuente adicional de toxinas. De igual manera, será necesario conducir investigaciones específicas para determinar el rol que juegan las cianobacterias en relación a la fijación de nitrógeno atmosférico, así como aquellas que son potencialmente tóxicas, aunado a ello el diseño de estudios futuros, en los cuales se incluya el impacto que ejerce el pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton.

X CONCLUSIONES

- La comunidad fitoplanctónica caracterizada por la dominancia del nanofitoplancton y por las diatomeas dentro del microfitoplancton exhibió un patrón estacional, influenciado principalmente por el régimen climatológico, con las mayores abundancias durante la temporada de lluvias.
- Se observaron condiciones limitantes por nitrógeno ($N:P < 16$) para el crecimiento del fitoplancton a lo largo del año, siendo mayor en el periodo de lluvias.
- Las formas químicas de los nutrientes y sus proporciones definieron parte de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica. La razón Si:N limitó el desarrollo de las diatomeas, en tanto que las especies reducidas de N aparentemente favorecieron el desarrollo de los nanoflagelados, dinoflagelados y cianobacterias.
- La comunidad del fitoplancton presentó un componente importante de especies potencialmente tóxicas y/o nocivas.
- La comunidad fitoplanctónica exhibió varias proliferaciones, las más relevantes por su abundancia ocurrieron en los meses fríos y a principios del periodo cálido, siendo originadas por dinoflagelados y cianobacterias menores a $> 20 \mu\text{m}$.
- La estación afectada directamente por descargas de aguas residuales favoreció el desarrollo de proliferaciones de fitoplancton.
- Las causas que definen las proliferaciones algales no son univariadas. La dependencia específica a ciertas condiciones ambientales definidas por el análisis canónico, muestra la complejidad de la dinámica fitoplanctónica en estas zonas.

XI BIBLIOGRAFÍA

Akiba, T. y Y. Hattori, 1949. Food poisoning caused by eating asari and oyster-toxic substance, venerupin. Jpn. J. Exp. Med. 20: 271-284.

Allen, W. E., 1927a. Bulletin quantitative studies on inshore marine diatoms and dinoflagellates of Southern California in 1922. Scripps Inst. Oceanogr. tech. ser. 31-38.1:

Allen, W. E., 1927b. Bulletin quantitative studies on inshore marine diatoms and dinoflagellates of Southern California in 1921. Scripps Inst. Oceanogr. tech. ser., 19-29.1 (2)

Allen, W. E., 1928a. Bulletin review of five years of study on phyto plankton at Southern California 1920-1924. Scripps Inst. Oceanogr. tech. ser., 1:357-401.

Allen, W. E., 1937. Plankton diatoms of the Gulf of California obtained by the Allan Hancock Expedition of 1936. Allan Hancock Exped. 3: 47-59.

Allen, W. E., 1938. The templeton crocker expedition to the Gulf of California in 1935. The phytoplankton. Trans. Amer. Microsc. Soc. 57: 328-335.

Alonso R. R., 1998. Ocurrencia de mareas rojas y calidad de agua en la zona sur de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM, 165 p.

Alonso, R. R. y Páez, O. F., 2001. La presencia del fitoplancton en los estanques de cultivo de camarón: composición, abundancia y variación. En: "Camaronicultura y Medio Ambiente" (Páez Osuna, F., Ed.). ICMYL, UNAM, México. 7:136-155

Alonso, R. R., Páez, O. F. y Gárate, L. I., 2004. El fitoplancton en la camaronicultura

y larvicultura: importancia de un buen manejo. ICMYL-UNAM y CESASIN, México. 147 p.

Álvarez, B. S. y J. R. L. Lara, 1991. Physical environment and primary productivity of the Gulf of California. *In* The Gulf and peninsular province of the California's. Am. Assoc. Petr. Geol. 47:555-567.

Amaro, M. E. J., Lara, V. M. A., Moreno, R. J. L., 1996. Fitoplancton, conceptos básicos y técnicas de laboratorio. (UAM), México, D. F., 227 p.

Anagnostidis, K. y J. Komárek, 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 50-53: 327-472.

Anagnostidis, K. y J. Komárek, 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Stigonematales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 59:1-73.

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

Anderson, D. M., P. Andersen, V. M. Bricelj, J. J. Cullen, y J. E. Rensel, 2001. Monitoring and Management Strategies for Harmful Algal Blooms in Coastal Waters, APEC # 201-MR-01.1, Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission Technical Series No. 59, Paris, France.

Aranda, C. N., 2001. Alimentando al mundo, envenenando al planeta: Eutrofización y calidad de agua. Avance y Perspectiva. México. 20: 293-303.

Arias, A. J. P., 1998. Regionalización del Golfo de California: una propuesta a partir de concentración de pigmentos fotosintéticos (CZCS). Tesis profesional. UABCS. México. 57p.

Armstrong, D.A., M. J. Stephenson y A. W. Knight, 1976. Acute toxicity of nitrite to larvae of the giant Malasian prawn *Macrobrachium rosembergii*. Aquaculture 9: 39-

46.

Arrhenius, E., 1992. Protecting Tropical and Subtropical Coastal Waters: A Resource for Future Generations. *AMBIO* 21(7): 488-490.

Ayala, R. G., 2004. Asociaciones fitoplanctónicas y condiciones oceanográficas de la región sur del Golfo de California (Octubre del 2002). Tesis de profesional. Instituto Tecnológico de los Mochis. 69 p.

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

Badylack, S. y E. J. Philips, 2004. Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Journal of plankton research.* Vol. 26 (10) 1229-1247.

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

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

Band, S. C., J., Bustillos, G., J., Gárate, L. I., Lechuga, D. C. H., Reinhardt, K. y Luckas, B., 2005. Profiles of paralytic shellfish toxin in strains of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* and the scallop *Argopecten ventricosus* from Bahía Concepción, Gulf of California, México. *Harmful Algae* 48 (1), 21–31.

Banderas, T. A., 1994. “Impacto ambiental de los desarrollos hidroagrícolas sobre las lagunas costeras del Noroeste Mexicano. *In* De la Lanza y Cáceres (eds.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano.* UABCS. pp. 471-492

Banase, K., 1971. On the role of bacterioplankton in the tropical ocean. *Marine Biology.* 1: 5-24.

Barnes, R. S. K., 1980. Coastal Lagoons. Cambridge-Studies in modern biology. Cambridge Univ. Press. 106 p.

Barraza G., R. Cortes A. y A. B. Sierra, 2004. Marine dies-offs from *Chatonella marina* and *Ch. cf. ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. Harmful Algae News 25: 7- 8

Bates, S. S., 2000. Domoic-acid-producing diatoms: another genus added. J. Phycology. 36: 978-85.

Bates, S. S., Bird, C. J., De Freitas, A. S. W., Foxall, R., Gilgan, M., Hanic, L. A., Jonson, G. R., McCulloch, A. W., Odense, P., Pocklington, R., Quilliam, M. A., Sim, J., Subba Rao, D. V., Todd, E. C. D., Walter, J. A. y Wright, J. L., 1989. Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46:1203-15.

Bates, S. S., Léger, C., White, J. M., MacNair, N., Ebrahim, J. M., Levasseur, M., Couture, J. Y., Gagnon, R., Bonneau, E., Michaud, S., Sauvé, G., Pauley, K. y Chassé, J., 2002. Domoic acid production *Pseudo-nitzschia seriata* causes spring closures of shellfish harvesting for the first time in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Book abstracts, Xth International Conference on Harmful Algae, Florida, USA, 23 p.

Bendschneider, K y R. J. Robison, 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea-water. J. Marine Research 11: 87-96

Bledsoe, E. L. y Philips, E. J., 2000. Relationships between phytoplankton standing crop and physical, chemical and biological gradients in the Suwannee River and plume region, USA. Estuaries, 23, 458-473.

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

Burkholder, J. M., 1998. Implications of harmful microalgal and heterotrophic dinoflagellates in management of sustainable marine fisheries. *Ecological applications* 8: S37-S62

Caballasi, F. P., 1985. Comparación fitoplanctónica de la bahía de Mazatlán y Estero de Urías, Sin., México. Tesis profesional. Esc. Nal. Est. Prof. Iztacala. UNAM.

Carlson, R. D., y D. R. Tindall, 1985. Distribution and periodicity of toxic dinoflagellates in the Virgin Islands. *In* Anderson DM, White AW, Baden DG (eds.). *Toxic dinoflagellates*. Elsevier, New York. pp. 171–176.

Carlson, R. E., 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. and Oceanog.* 22(2): 361-369

Carmichael W. W., 1992. Cyanobacteria secondary metabolites - The Cyanotoxins. *J. Appl. Bact.*, 72: 445-459.

Carmichael, W. W., 1994. The toxins of Cyanobacteria. *Scientific American*.270(1), pp. 78-86.

Carmichael W. W., Mahmood N. A., y Hyde E. G., 1990. Natural toxins from cyanobacteria (blue-green algae). *In* *Marine Toxins: Origin, Structure, and Molecular Pharmacology*, eds. Hall S y Strichartz G, pp. 87-106. Washington, DC: American Chemical Society.

Carpenter, E. J., 1983. Nitrogen in the marine environment, in E. J. Carpenter y D. G. Capone. (eds.). *Academic press*. New York. Pp. 65-103.

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

Chisholm S. W., 1992. Phytoplankton size. *In* Falkowski PG, Woodhead AD (eds.). *Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea*. Plenum Press, New York, USA. pp. 213–237

Clausen, S., Gedde, D., Grastrup-Hansen, D., Levinsen, H., Riis, T. y Vestergaard, O. 1994. Hydrografiog plankton i Diskobugt. In: Erhardt, C. (ed.) Felt kursus i Arktisk Biologi 1994. Botanisk Institut, Københavns Universitet, København. pp. 83-190.

Cloern, J. E., 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystem: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics* 34:127-168.

Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.

Codd, G. A., Bell, S. G., Kaya, K., Ward, C. J., Beattie, K. A., y Metcalf, J. S., 1999. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *Eur. J. Phycol.* 34, 405-415.

Colombo, G., 1977. Lagoons. En. Barnes, R.S.K. (Ed). *The coastline*. Wiley Interscience. New York, USA. pp. 63-81.

Contreras, E. F., 1985. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de Ecodesarrollo. Secretaria de pesca, México. 253 p.

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

Contreras, E. F. y L. M. Zabalegui, 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la laguna La Joya Buenavista. Chiapas, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.* 18: 207-215.

Contreras, E. F., y Castañeda L. L., 1992. Contribución del nanofitoplancton en la cantidad clorofila *a* de dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR.* (1) 61-73

Contreras, E. F., L. Castañeda L., A. García N., 1994. La clorofila *a* como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del instituto de ciencias*

del mar y limnología. UNAM.

Cortés, A. R. y Pásten, M. N., 1982. Composición, abundancia y distribución del fitoplancton del estero Uría, Sinaloa, México I. Periodo primaveral. *Rev. Lat-amer. Microbiol.* 24: 103-114.

Cortés, R. y A. Núñez, P., 1992. Doce años de registros de mareas rojas en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.* Universidad Nacional Autónoma de México. 19 (1): 1-21.

Cortés, A. R. y Páez, O. F., 1998. Dinámicas de las mareas rojas. *In: Cortes Altamirano, R. (eds.). Las mareas rojas,* AGT Editor, S.A. México, D.F. pp. 1-11.

Cortés, A. R., 1994. ¿Las mareas rojas están aumentando en las costas de México? *Planctología Mexicana. Boletín Informativo No. 14 de la Sociedad Mexicana de Planctología.* A. C.

Cortés, A. R., 1998. Las mareas rojas. AGT (eds.). México, D. F. 161 p.

Cortés, A. R., D. U. Hernández B. y R. S. Luna, 1996. Red tides in México: A review. *In Yasumoto T., Y. Oshima, y Y. Fukuyo (eds.). Harmful and Toxic Algal Blooms.* IOC-UNESCO. Paris, France. pp. 101-104

Cortés, A. R., Hernández, B. D. U., 1998. Especies responsables y probables de mareas rojas. *In: Cortés, A. R. (Ed.). Las Mareas Rojas en México.* AGT editores, México, pp. 43-79.

Cortés, A. R., S. Licea D, y S. A. Gómez, 1999. Evidencias del aumento de microalgas nocivas en la bahía de Mazatlán, Sin., México. *In Tresierra, A.A.E., Culquichicon, Z.G.M. (eds.). Memorias VIII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar,* Trujillo, Perú. pp. 343–345

Cortés, A. R., S. Licea D., y S. Gómez A., 1999. Evidencias de aumento de microalgas nocivas en la bahía de Mazatlán, Sin., México. *In A.A.E. Tresierra y M.Z.G. Culquichicón. (eds.). Memorias VIII Congreso Latinoamericano sobre*

Ciencias del Mar. Universidad de Trujillo. COLACMAR. Perú. pp. 343-345.

Cortés, A. R., y H. C. M. Agraz, 1994. Presencia de *Prorocentrum minimum* (Pav.) Schiller en estanques para cultivo de camarón. Ciencias del Mar 13: 11–16.

Cortés, A. R., y R. R. Alonso, 1997. Mareas rojas durante 1997 en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS), vol. 15, pp. 31–37.

Cortés, A. R., y R. Rodríguez A. y A. Sierra B., 2006. Fish mortality associated with *Chattonella marina* and *C. cf.ovata* (Raphidophyceae) blooms in Sinaloa (Mexico). HAN # 31. pp. 7-8.

Cortés, A. R., y S. D. Licea, 1999. Florecimientos de microalgas nocivas en estanques para cultivos semi-intensivos de camarón en México. Rev. Latinoam. de Microbiol. 41, 157–166.

Costa, S. M., y Azevedo S. M. F. O., 1994: Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. Iheringia - Série Botânica, 45: 69-74.

Cupp, E. E. y Allen, W. E., 1938. Plankton diatoms of the Gulf of California. Allan Hancock Exped. 3: 61-99.

Cupp, E. E., 1943. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. Bull. Scripps Inst. Oceanogr. 5:1-238.

Daniel, W. W., 1993. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Edit. Limusa. Noriega Editores. 667 p.

Day, J. W., C. A. Hall, W. M. Kemp y A. A. Yañes, 1989. Estuarine ecology. John Wiley and Sons, Inc., USA. 588 p.

Doremus, C. M., Nixon, S. W., Roques, P. F. y Seitzinger, S. K., 1980. Nitrogen limitation in the ocean versus phosphorus limitation in lakes. Poster Session. *In:* Falkowski, P.G. (ed.) Primary productivity in the sea. Plenum, Press

Douglas, G. C., Zehr, P. J., Paerl, H. W., Bergman, B., y Carpenter J. E., 1997. *Trichodesmium*, a global significant marine cyanobacterium. *Nature*. Vol. 276. pp. 1221-1229.

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., Krawiec, R. W. y Smayda, T. J. 1975. Seasonal studies on the relative importance of different size fractions of phytoplankton in Narraganset Bay (USA). *Mar. Biol.*, 32(3): 271-287.

Eaton, A. D., L. S. Clesceri y A. E. Greenberg (eds.), 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Ed. American Public Health Association (APHA). Maryland. Folio variado.

Edmondson, W. T., 1980. Secchi disk and chlorophyll. *Limnol. Oceanogr.* 25 (2):378

Egge, J. K. y D. L. Aksnes, 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series* 83: 281–289.

Epstein, P. R. y D. J. Rapport, 1996. Changing coastal marine environments and human health ecosystem health. 2(3): 166-176.

Escobedo U. D., 1997. Hidrología, nutrientes e influencia de las aguas residuales en la laguna de Santa Maria, Sinaloa. CICIMAR – IPN. Tesis de maestría. 87 p.

Escobedo, D., M. T. Hernández, M. N. Herrera y A. Y. Chiquete, 1999. Calidad bacteriológica del sistema lagunar de San Ignacio-Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar*. Vol. III. Num. 9. pp.17-27.

Escobedo U. D., A. Martínez L., A. Reyes S., M. T. Hernández R., A. E. Ulloa P., y M. N. Herrera M., 2000. Ecología del fitoplancton en la laguna de Navachiste, Sinaloa. Programa y Resúmenes. XII Congreso Nacional de Oceanografía, Huatulco Oaxaca. Instituto Nacional de Pesca.

Escobedo, U. D., A. Jiménez I., A. Martínez L., M. T. Hernández R., A. Reyes S.,

N. Herrera M., E. Ulloa P., P. Álvarez R., A. Zavala N. y Y. O. Chiquete, 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.

Escobedo, U. D., y R. Sigala, 1991. Algunos aspectos hidrológicos y calidad del agua del estero El Capoa, Valle del Carrizo, Sinaloa. (Informe Técnico) Estación oceanográfica del Pacífico Centro. Secretaria de Marina. DIGONAV. Topolobampo, Sinaloa.

Figuroa, T. M. G. y Zepeda, E. M. A., 2001. Mareas rojas del puerto interior, Colima, México. *Scientia Naturae* 3, 39–52.

Fisher, T. R., E. R. Peele, J. W. Ammerman, y L. W. Harding Jr., 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82:51-63.

Freudenthal A. R. y J. L. Jijona, 1985. Shellfish poisoning episodes involving or coincidental with dinoflagellates. *In:* Anderson, D. M., A. W. White and D.G. Baden (eds), "Toxic Dinoflagellates, Proceedings of the Third International Conference", Elsevier/North Holland, New York, pp. 461-466.

Fritz, L., Quilliam, M. A., Wrigth, J. L. C., Beale, A. M. y Work, T. M., 1992. An outbreak of domoic acid poisoning attributed to the pennate diatom *Pseudo-nitzschia australis*. *J. Phycology.* 28: 439-42

Furnas, M. J., 1990. In situ growth rates of marine phytoplankton: approaches to measurement, community and species growth rates. *J. Plankton Res.* 12: 1117–1157.

Gárate, L. I., Bustillos, G. J. J., Alonso, R. R., y Luckas, B., 2004a. Comparative paralytic shellfish toxin profiles in two marine bivalves during outbreaks of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 48: 397–402.

Gárate, L. I., Bustillos, G. J. J., Erler, K., Muñetón, G. M. S., Luckas, B., Tripp Q.

A., 2004b. Paralytic shellfish toxins in the chocolata clam, *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae), in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Revista de Biología Tropical*, vol. 52, pp. 133–140.

Gárate, L. I. y D. G. Verdugo, 2001. Checklist of marine phytoplankton in a subtropical lagoon system in Baja California Sur, Mexico from 1980 to 1989. *In:* Rushton, B.S., Hackney, P., Tyrie, C.R. (eds.), *Biological Collections and Biodiversity*. Westbury Publishing, West Yorkshire, UK. pp. 255–27.

Gárate, L. I., J. J. Bustillos, G., y R. Alonso, R., 2001. Distribution of *Gymnodinium catenatum* (Graham 1943) in coastal waters of México. (IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms). *Harmful Algae News* 22, 7.

García, E., 1967. Apuntes de climatología. Offset Larios, S. A. D. F. México.

Gaxiola, G., J. García, C. J., E. Valdez, H. y M. Botello, R., 1995. Spatial distribution of chlorophyll *a* and primary productivity in relation to winter physical structure in the Gulf of California. *15* (9): 1043-1059

Geitler, L., 1933. Cyanophyceae. In Rabenhorsts Kryptogamenflora. Akadem. Verlagsgesellschaft, Leipzig, Alemania 14:1-1196.

GESAMP, 1990. The state of the marine environment. Blackwell Sci. Pub. Oxford, U. K. 46 p.

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

Gilmartin, M. y N. Revelante, 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Est. Coastal Mar. Sci.* 7: 29-47.

Gilpin, L. C., K. Davidson y E. Roberts, 2004. The influence of changes in nitrogen: silicon rates on diatom growth dynamics. *Journal of Sea Research* 51: 21-35.

Giovanardi, G. y E. Tromellini, 1992. Marine coastal eutrophication

interrelationships between phytoplankton biomass and nutrients in the eutrophic-areas of the north-western Adriatic Sea. Elsevier Sci. Pub. *In: 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.* R. A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani (Ed.). John Wiley and Sons, Ltd. Ontario, Canada. pp. 211-234

Goldberg, E. D., 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin* 31: 4-12,

Gómez, A. S., S. Licea D., y C. Flores, C., 1974. Ciclo anual del plancton en el sistema Huizache-Caimanero, México (1969-1970). *An. Inst. Biol., UNAM, Serie Zoología*, 45 (1): 83-98.

Gómez A. S., S. Licea y S. Gómez. 2004. Proliferaciones de *Pseudo-nitzschia* spp (bacillariophyceae) y otras especies de microplancton en la bahía de Mazatlán, México. *Rev. Biol. Trop.* 52(supl. 1): 69-76.

González, L. I., 1987. Composición específica, diversidad, distribución y abundancia relativa de las diatomeas y dinoflagelados microfítotlánctonicas de aguas superficiales de la región sur del Golfo de California, México, durante la primavera y verano de 1984. Tesis profesional. UABCS. México. 107 p.

Góngora, G. D. T., 2001. Estructura microfítotlánctónica y condiciones hidrológicas relacionadas con la presencia de dinoflagelados tóxicos en bahía Concepción, B.C.S. México. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S., México. 55 p.

Graham, H. W., 1943. *Gymnodinium catenatum* a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Transactions of the American Microscopical Society* 62, 259–261.

Graham, H. D. y N. Bronykovsky, 1944. The genus *Ceratium* in the Pacific and Atlantic Oceans. *Sci. Res. Cruise VII. Carnegie during 1928-1929. Biology-V.* Carnegie Inst. Washington Pub. 565 p.

Granéli, E., 2005. Eutrophication and harmful algal blooms *in*: Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach Edited by Paul Wassmann and Kalle Olli Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway Tartu University. pp. 99-110.

Grasshoff, K., 1964. Determination of nitrate in sea and drinking water. Kieler Meeresforschung. 20: 5-11.

Greve, W., y I. R. Parson, 1977. Photosynthesis and fish production. Hypothetical effects of climate change and pollution. Helgol. Wiss. Meeresunters. 30:666-672.

Grzebyk, D. y B. Berland, 1996. Influences of temperature, salinity and irradiance on growth of *Proreentrum minimum* (Dinophyceae) from the Mediterranean Sea. Journal of Plankton Research. 18:1837-1849

Grzebyk, D., A. Denardou, B. Berland, y F. Pourchus, 1997. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. J. Plankton Res. 19: 111-1124.

H. Ayto. del Municipio de Guasave, 1996. Plan municipal de desarrollo de Guasave (1996-1998). 187 p.

Hallegraeff, G. M., 1991. Acuaculturist's guide to harmful australian microalgae. CSIRO. Australia. 122 p.

Hallegraeff, G. M., y S. Fraga, 1996. Blooms dynamics of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*, with emphasis on Tasmanian and Spanish coastal waters: 59-80. In: Physiological ecology of Harmful Algal Blooms. Anderson, D. M. Cembella, A. D. y G.M. Hallegraeff. NATO ASI Series Vol. G41 Spring Verlag, Heidelberg, Berlin.

Harrison, P. J. and Davis, C. O. (1979) The use of outdoor phytoplankton continuous cultures to analyze factors influencing species selection. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 14:19-23.

Hashimoto, Y., 1979. Marine toxins and other bioactive marine metabolites. Japan Scientific Societies Press, Tokyo. pp. 1897-1904

Hasle, G. R., 1978. Using the inverted microscope. *In* Sournia, A. (eds.). Phytoplankton Manual. UNESCO, Paris, Francia. pp.191-196.

Hawser, S. P., Codd G. A., Capone D. G., y Carpenter E. J., 1991. A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon*, 29:277-278.

Hendey, N. L., 1964. An introductory account of smaller algae of British coastal waters. Part V: Bacillariophyceae (Diatoms). Fish Invest. Series IV: HMSO London, 371 p.

Helle, R., 1995. Amnesic shellfish poisoning (ASP). HAB Publication Series vol. 1 IOC Manuals and Guides No. 31 vol. 1 UNESCO. Paris, France. 15 p.

Hernández, B. D. U., 1983. Estructura del fitoplancton en la parte central y norte del Golfo de California (junio, 1982). Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México. 111 p.

Hernández, B. D. U., 1985a. Estructura del fitoplancton del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 11(2): 23-38.

Hernández, B. D. U., 1987c. A checklist of planktonic diatoms and dinoflagellates from the Gulf of California. *Nova Hedwigia* 45: 237-261.

Hernández, B. D. U. 1988b. Observaciones de algunos dinoflagelados (Dinophyceae) del Pacífico Mexicano con microscopios fotónico y electrónico de barrido. *Invest. Pesquera* 52(4): 515-529.

Hernández, B. D. U., A. R. Cortés, y R. Alonso, 2000. The dinoflagellate genus *Prorocentrum* along the coasts of the Mexican Pacific. *Hydrobiologia* 418: 111-121.

Hernández, R. M. T., y D. U. Escobedo, 1996. “Calidad del agua del sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Periodo 1987-1995.” Informe Técnico. Estación Oceanográfica del Pacífico Centro. Secretaria de Marina. DIGONAV. 22 p.

Hernández, R. M. T., 1992. Variabilidad espacio- temporal de condiciones físicas y químicas en el sistema lagunar de Teacapán-Agua Brava, Sinaloa-Nayarit, durante septiembre y diciembre de 1989. Secretaría de marina. Estación oceanográfica de Topolobampo Sinaloa. 29 p.

Herrera, G. J. E., 2002. Composición, abundancia y distribución de los dinoflagelados en la zona cercana a la línea de costa y marina adyacente al río Copalita, en bahías de Huatulco, Oaxaca, Diciembre 1997–Octubre 1998. Tesis de maestría. Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

Huber, G., J. Komárek y B. Fott, 1983. Das phytoplankton des SüBwassers. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 445 p.

Hustedt, F., 1930. Bacillariophyta. In: A. Pasher (ed.), Die süsswaser flora mitteleuropas. Otto Koeltz Science Pub., W. Germany. 466 p.

Hustedt, F., 1959. Die kieselalgen deutschlands, oesterreichs und der schweiz, In: L. Raberhorst (ed.). Kryptogamen-Flora. Band VII, P. I-II. Johnson Rep. Co., N. Y. USA. 485 p.

Ignatiades, L., M. Karydis y P. Vonatsou, 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. Marine pollution bulletin 24: 238 – 243

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), 1998. Inventario nacional de embarcaciones 1997. Instituto nacional de estadística, geografía e informática. Documento interno. Aguascalientes, Ags. 120 p.

Instituto Sinaloense de Acuacultura, 2003. Anuario estadístico 2003. Disco compacto. 88 laminas.

Iwasaki H., 1979, The physiological characteristics of neritic red-tide flagellates, *In: Toxic Dinoflagellatae blooms*, D. L. Taylor & H. H. Seliger (eds.), Dev. Mar. Biol., 1, 95–100.

Jackson, R. B., S. R. Carpenter, C. N. Dahm, D. M. McKnight, R. J. Naiman y S. I. Postel, 2001. Water in a changing world. Issues in ecology. Ecological society of America, Washington, D.C., USA. 11:1027–1045.

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. *Biochemie und physiologie der pflanzen*. 167: 191-194.

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

Karentz, D. y Smayda, T. J., 1998. Temporal patterns and variations in phytoplankton community organization and abundance in Narragansett Bay during 1959-1980. *J. Plankton Res.*, 20:145-168.

Kerekes, J., 1982. The application of phosphorus load-trophic response relationships to reservoirs. *Canadian Water Resources Journal*. 7:18-33.

Kerekes, J., 1983. Predicting trophic response to phosphorus addition in Cape Breton Island Lake. *Proc. N. S. Inst. Sci.* 7:18-33.

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. *Bull. Scripps Inst. Oceanogr.* 8:347-371.

Komárek, J., 1984. Sobre las cianofíceas de Cuba: *Aphanizomenon volzii*; (2) especies de Forticea. *Acta Botánica Cubana* 18:1-29.

Komárek, J. y K. Anagnostidis, 1986. Modern approach to the classification system

of cyanophytes (*Croococcales*). Arch. Hydrobiol. Suppl. 43:157-226.

Komárek, J. y K. Anagnostidis, 1986a. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Nostocales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 56: 247-345.

Lluch, C. S., 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. Oceanologica Acta, 23(6): 731-740.

Lankford, R. R., 1977. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification. In "Wiley, M., (ed). Estuarine processes. Academic Press Inc. pp. 182-215.

Lara, L. J. R. y H. J. E. Valdéz, 1988. Biomasa y productividad primaria del Golfo de California por fracción de tamaños durante la primavera de 1984. Ciencias Marinas, 14(1): 1-14.

Larsen, J. y O. Moestrup, 1989. Guide to toxic and potentially toxic marine algae. The fish inspection service ministry of fisheries. Denmark. 61 p.

Li, W. K. W., 1998. Annual average abundance of heterotrophic bacteria and *Synechococcus* in surface ocean waters. Limnology and oceanography 43:1746-1753.

Licea D. S., 1974. Sistemática y distribución de diatomeas de la laguna de Agiabampo, Sonora/Sinaloa, México. An. Centro. Mar y limnol. UNAM, 1:99.157.

Licea, D. S., J. L. Moreno, H. Santoyo y G. Figueroa, 1995. Dinoflagelados del Golfo de California. 1st ed. Universidad autónoma de baja California Sur. SEP-FOMES PROMARCO, La Paz, B.C.S., México.

Licea, D. S., S. Gómez, A., R. Cortés, A., y S. Gómez., 1999. Notas sobre algunos florecimientos algales y la presencia de especies tóxicas en cinco localidades del Pacífico Mexicano (1996-1999). In: Tresierra, A. A. E. y Z. G. Culquichicón, M., (eds.). VIII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar (COLACMAR). Libro de resúmenes ampliados, T. 1. Trujillo - Perú. pp. 335-337.

Licea, D. S., M. E. Zamudio, R. Luna, Y. Okolodkov, y A. S. Gómez, 2002. Toxic and harmful dinoflagellates in the southern Gulf of México. *In* Proceedings of the X international conference on harmful algae. St. Petersburg, FL, 21–25 October, (Abstracts). 170p.

Lickens, G. E., (ed.). 1972. Nutrients and eutrophication. *Limnol. Oceanogr. Pub. Esp.* 1: 378 p.

Livingston, R. J., 1982. Trophic organization in a coastal seagrass system in Florida estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7:1-12.

Livingston, R. J., F. G. Lewis, G. C. Woodsum, X. F. Niu, B. Galperin, W. Huang, J. D. Christensen, H., y E. Kanneworff, 1985. Sedimenting phytoplankton as a major food source for suspension and deposit feeders in the Oresund. *Ophelia*: 24: 223-244.

Lomas, M. W., C. J. Rumpley y P. M. Gilbert, 1999. Photoregulated NO_3^- reduction: contrasting patterns of NO_2^- and NH_4^+ release by diatoms and dinoflagellates following a shift to high light. American Society of limnology and oceanography, Spring Meeting, Santa Fe, New México, USA.

Lorenzen, N. W., 1980. Use chlorophyll-secchi disk relationships. *Limnol. Oceanogr.* 25 (2): 371-374

Lukatelich, R. J. y A. J. McComb, 1986. Nutrient levels and the development of diatom and blue-green algal blooms in a shallow Australian estuary. *Journal of Plankton Research.* 8:597–618.

Lundholm, N., Moestrup, O., Hasle, G. R. y Hoef, E., K., 2003. A study of *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima/cuspidata* complex (Bacillariophyceae): What is *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*? *Journal Phycology.* 39:797-813.

Lyle, F. L., P. E. Romero B. y Bect V. J. A., 2001.- Desarrollo y características de las granjas camaronicolas en Sinaloa, México. *En:* Páez Osuna F., 2001.

Camaronicultura y Medio Ambiente., Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitario de Alimentos y el Colegio de Sinaloa. pp. 350-369

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

Mahmood, N. A., y Carmichael, W. W., 1986: Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon*, 24:175-186.

Malone, T. C., 1971a. The relative importance of nanoplankton and netplankton as primary producers in tropical oceanic and neritic phytoplankton communities. *Limnology and Oceanography*.16:633-639

Malone, T. C. 1971b. The relative importance of nanoplankton and netplankton as primary producers in the California Current systems. *Fish. Bull.*, 69: 799-820.

Malone, T. C., 1977. Environmental regulation of phytoplankton productivity in the lower Hudson estuary. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 13: 157-172.

Malone, T. C. 1980. Algal size. In: T. Morris (ed.). *The physiological ecology of phytoplankton*. Blackwell Scient. Publ. pp. 443-463.

Mancera, J. E. y L. A. Vidal, 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénega Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betin* 23:103-117.

Manrique, A. F. y R. E. Molina. 1997. Presencia de mareas rojas en la bahía de Bacochibampo, Guaymas, Sonora, México. *Hidrobiológica, México.* 7: 81-86.

Margalef, F., 1969. Fitoplancton invernal de la laguna de Alvarado, Veracruz, México. *An. Inst. Bot. Cavanilles* 32 (2): 381-387.

Margalef, R., 1974. Ecología. Ed. Omega. 953 p.

Martin, J. L., Haya, K. y Wildish, D. J. 1993. Distribution and domoic acid content of *Nitzschia pseudodelicatissima* in the Bay of Fundy. In Smayda, T. J. and Shimizu, Y. (Eds.) *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam. pp. 6123-6128.

Martínez, L. A., A. E. Ulloa P., D. Escobedo U., J. R. Hernández, A., M. T. R. M. T. Hernández, y N. M. N. Herrera, 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.

Mccarthy, J. J., Rowlanat, W. y Loftus, M. E., 1974. Significance of nanoplankton in Chesapeake Bay Estuary and problems associated with the measurements of nanoplankton productivity. *Marine Biology*. 7-16 24

Meave, C. M. E., M. E. Zamudio R., J. A. Ake C., S. Guerra M., y F. Barbosa L., 2003. Biodiversidad de diatomeas (Bacillariophyta) en la columna de agua del Pacífico Mexicano. En: Barreiro T., M. E. Meave C., G. Figueroa T., y M. Signoret (Eds.). *PLANCTOLOGÍA MEXICANA*, México, D. F. pp. 43-83.

Mee, L. D., A. R. Cortés y L. M. García P., 1984. Dinotrogen fixation in a eutrophic tropical bay. *Estuarine coastal and shelf Science*. 19: 447-483

Mee, L. D., M. Espinosa, y G. Díaz, 1986. Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of México. *Marine environmental research*. 19:77-92

Megard, R. O., J. C. Settles, H. A. Boyer y W. S. Combs Jr., 1980. Light secchi disks and trophic state. *Limnol. Oceanogr.* 25 (2): 373-377

Mez, K, Beattie K. A, Codd G. A., Hanselmann K., Hauser B., Naegeli H., y Preisig H. R., 1997. Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to

cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology* 32, 111-117.

Mihnea, P. E., 1992. Conventional methods applied in pollution control of the Romanian coastal waters of the Black Sea. *In* 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. R. A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani (Ed.). John Wiley and Sons, Ltd. Ontario, Canada. Elsevier Sci. Pub. pp. 1165-1178.

Montesor, M. y Smetacek, V., 2001. The impact of harmful algal blooms in natural and human-modified systems of northern Europe. *In*: Wefer G, Berger W (eds). Past climate and its significance for history of NW Europe, the last 10 000 years. Springer-Verlag, Heidelberg (in press)

Morales, B. A., B. Hernández, D., y C. Cavazos, G., 2000. Registros de mareas rojas en las bahías de Manzanillo, Colima, México. *In* Ríos, J. E., Juárez, C. E., M. Pérez, P., E. López, U., E. G. Robles, J., D. U. Hernández, B., y M. Silva, B., (eds), Estudios sobre el plancton en México y el Caribe. Sociedad Mexicana de Planctología y Universidad de Guadalajara, pp. 81–82.

Moreno, J. L., S. Licea, y H. Santoyo, 1996. Diatomeas del Golfo de California. Universidad autónoma de Baja California Sur. SEP-FOMES. México, D. F. 273 p.

Morquecho L. y Lechuga, D. C. H., 2003. Dinoflagellate cysts in recent sediments from Bahía Concepción, Gulf of California. *Botanica Marina* 46:132-141.

Morquecho, L. y Lechuga, D., C. H., 2004. Seasonal occurrence of planktonic dinoflagellates and cyst production in relationship to environmental variables in subtropical bahía Concepción, Gulf of California. *Botanica Marina* 47, 313–322.

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

Murrell M. C., y Caffrey J. M., 2005. High cyanobacterial abundance in three northeastern gulf of Mexico estuaries. *Gulf and Caribbean Research* Vol 17, 95–106.

Navarro, J, N., 1981a. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. I. Suborders Coscinodiscineae and Rhizosoleniineae. *Bot. Mar.*, 24: 427-439.

Navarro, J, N., 1981b. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. III. Suborders Biddulphiniineae: Families Biddulphiaceae and Eupodiscadeae. *Bot. Mar.*, 24: 615-630.

Navarro, J, N., 1981b. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. III. Suborders Biddulphiniineae: Families Biddulphiaceae and Eupodiscadeae. *Bot. Mar.*, 24: 615-630.

Navarro, J, N., 1982. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. III. Suborders Biddulphiniineae: Families Chaetoceraceae. *Bot. Mar.*, 24: 305-319.

National Research Council (N. R. C), 2000. Ecological Indicators for the Nation. National Academy Press. Washington, DC. USA. 405 p.

Naves, J. L., Prado, M. P., Rangel, M., De Santis, B., Machado, S. G., y Freitas, J. C., 2006. Cytotoxicity in the marine dinoflagellate *Prorocentrum mexicanum* from Brazil. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 143 (2006) 73–77.

Nelson, D. M. y Q. Dortch, 1996. Silicio acid depletion and silicon limitation in the pluma of the Mississippi river: Evidence from kinetic studies in spring and summer. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 136: 163-178.

Nienhuis, H., 1980. Phytoplankton characteristics in the southern part of the Gulf of California. *CIBCASIO Trans.*, 6(1): 152-186.

Niemi, A., 1979. Blue-green algal blooms and N:P ratio in the Baltic Sea. *Acta Botánica Fennica*, 110: 57–61.

Ning, X., J. E. Cloern, y B.E. Cole. 2000. Spatial and temporal variability of

picocyanobacteria *Synechococcus* sp. in San Francisco Bay. *Limnology and Oceanography* 45:695-702.

Nixon, S. W., 1981. Freshwater inputs and estuarine productivity, En R.D. Cross and D.L. Williams (eds.). *Proceedings of the National Symposium on Freshwater inflow to Estuaries*. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services (FWS7OBS-81704, Vol1.) pp. 31-57.

Nixon, S. W. (ED) 1988. Comparative ecology of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 33(4, part 2).

Ochoa, M. L., 1987. Estudio de la evaluación de la calidad de la bahía de Guaymas, Sonora. Tesis de maestría. Instituto de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Guaymas, México.

Ochoa, J. L., A., Sánchez, P., A. Cruz, V., E. Núñez, V., y A. Sierra, B., 1997. Toxic events in the Pacific coastline of California peninsula in Mexico during 1992-1995: Origin and Impact. *Hydrobiologia* 352: 195-200.

Ochoa, J. L., A. Sierra, B., G. Alonso, C., H. Barradas, S., A. Cruz, V., E. Núñez, V., y A. Sánchez, P., 1998. Biotoxins in the Pacific Coast of Mexico: 441-448. In: *Mycotoxins and Phycotoxins-Developments in Chemistry, Toxicology and Food Safety*. M. Miraglia, H. van Egmond, C. Brera, J. Gilbert (ed). EUA.

Ochoa, J. L. 2003a. Mareas rojas, proliferaciones micro-algales nocivas y biotoxinas marinas en México. Gobierno del Estado de B.C.S., SEP-CIBNOR. La Paz, BCS, México. 50 pp. 2003. (ISBN: 968-5715-06-0).

Ochoa, J. L., E. Nuñez V. y J. Saad, 2003. Diferentes términos utilizados para describir las “mareas rojas”. *Revista de biología tropical*, (3-4):621-628.

Ortiz, G. S. M., G. De la Lanza y M. R. H. García, 1991. Hidrología vs contaminación en la bahía de Guaymas al noroeste de México. IV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo, Chile.

Osorio, T. 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.

Páez, O. F., P. H. Zazueta y F. G. Izaguirre, 1991. Trace metal un víales from Navachiste lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin* 22(6): 305-307.

Parry, G. D., Langdon, J. S. y Huisman, J. M., 1989 in Toxic effects of a bloom of the diatom *Rhizosolenia chunii* in Port Phillip Bay, south eastern Australia. *Marine Biology*, 102:25-41 and by Wood, E. J. F., 1963. *In Dinoflagellates in the Australian region. III. Further collections. Technical Papers of the Division of Fisheries Australia*, 17:1-20

Phleger, F. B., 1969. Some features of coastal lagoons. *In Lagunas costeras. Un Simposio. Mem. Simp. Internal. Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO.* pp. 5-26

Pinckney, J. L., H. W. Paerl, M. B. Harrington, y K. E. Howe., 1998. Annual cycles of phytoplankton community-structure and bloom dynamics in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Marine Biology* 131:371–381

Pomeroy, L. R., 1974. The ocean's food web: A changing paradigm. *BioScience* 24: 542–544

Pospelova V., G. L. Chumura, y H. A. Wlaker, 2004. Enviromental factors influencing the spatial distribution of dinoflagellate cyst assemblages in shallow lagoons of southern New England (USA). *Review of paleobotany and palynology.* 128, 7-34.

Postma, H., 1969. Chemistry of coastal lagoons. *In A. C. Ayala y F. B. Pheger (eds.). Lagunas costeras. Un Simposio. UNAM/UNESCO, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.* pp. 421-430

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

Priego, M. B., 1995. Contribución al conocimiento de la composición fitoplanctónica del estero Urías y bahía de Mazatlán, Sinaloa. UAG. México. 62 p.

Qi, Y. Z., L. Zheng L., y S. H. Quian, 1996. The ecology and of harmful algal blooms in the South China Sea,. *In* Harmful and toxic Blooms. Yasumoto T. y Y Oshima. (eds.). UNESCO, Paris, Francia. pp. 33-36.

Redfield A. C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American science* 46: 206-221.

Redfield A. C., B. H. Ketchum, y F. A. Richards, 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. *In* Hill, M.N. (eds.). *The sea* 2. Wiley Interscience, New York, USA. pp. 26-77.

Reguera, B., 2002. Establecimiento de un programa de seguimiento de microalgas tóxicas. *In* Floraciones algales nocivas en el cono Sur Americano. Sar. E. A., M. E. Ferrairo y B. Reguera (eds.). Instituto español de oceanografía, España. pp. 21-52.

Revelante, N., y Gilmartin, M., 1976. Temporal sucesión of phytoplankton in the Northern Adriatic. *Neth. Journ. Sea Res.*, 10(3): 377-396

Rhee, G.Y., 1978. Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake. *Limnology and Oceanography*. 23:10-25.

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

Rinaldi, A., G. Montanari, A. Ghetti, C. R. Ferrari, y A. Ferrari, 1992. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon. *In* *Marine coastal eutrophication*. Vollenweider, R.A., Marchetti R. y Viviani R. (eds.). Elsevier Science Publications. pp. 457-470.

Rines, J. E. B., 1994. Systematics of selected species of the marine diatom genus *Chaetoceros* Ehrenberg 1844. Tesis de doctorado. Univ. of Rhode Island. USA. 70 p.

Rippka, R., J. Deruelles, J. Waterbury, M. Herdman y R. Stainer. 1979. Generic assignments, strain histories properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen.*

Microbiol. 111: 1-61.

Rivera A. E., y G.J. Villalobos Z., 2001. The coast of México: approaches for its management. *Ocean and coastal management*. 44: 729-756.

Roden, G. I., 1958. Oceanographic and meteorological aspects of the Gulf of California. *Pacific Science* 12(1): 123-137.

Rojas T. S. P., 1984. Ciclo anual del Fitoplancton en la Bahía de Mazatlan, México. Tesis profesional. Escuela de Biología. UAEM, Cuernavaca, Morelos. 54 p.

Round, F. E., 1967. The phytoplankton of the Gulf of California. Part. I. Its composition, distribution and contribution to the sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1: 78-97.

Round, F. E., R. M. Crawford y D. G. Mann, 1990. The diatoms: Biology and morphology of the genera. 1st edition, Cambridge University Press. Inglaterra. 747 p.

Santelli, N., 2000. Las floraciones algales nocivas y su impacto en los recursos. Reporte técnico, Centro de educación ambiental Chubut. Argentina. 14 p.

Santoyo, R. H., 1972. Variación estacional del fitoplancton y la hidrología en la laguna de Yavaros, Sonora. Tesis profesional Fac. Ciencias UNAM. 71 p.

Santoyo, R. H., 1994. Fitoplancton y productividad. *In* Lagunas costeras y el litoral mexicano. De La lanza y Cáceres (eds.). U.A.B.C.S. pp.127-198.

Schiller, J., 1933. Dinoflagellate (Peridineae). *In* R. Kolkwits (ed.) Rabenhorst's Kriptogamen-Flora von Deutschland, Osterreich und der Schwiez, tomo 1. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft M. B. H. pp 16-44.

Secretaria de salud (SS), 2005. Instrucción de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas. Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios. SS, México, D.F.

Scholin, C. A., Gulland, F., Doucette, G. J., Benson, S., Busman, M., Chavez, F. P., Cordar, J., De Long, R., De Vogelaere, A., Harvey, J., Haulena, M., Lefebvre, K., Lipscomb, T., Loscutoff, S., Lowenstine, L. J., Martin, R. I., Miller, P. E., McLellan, W. A., Moeller, P. D. R., Powell, C. L., Rowles, T., Salvagni, P., Silver, M., Spraecker, T., Trainer, V. y Van Dolah, F. M., 2000. Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature* 403:80-4

Sierra, B. A. P., Cruz A., L. M. Núñez, V., J. Cerecero E., y J. L. Ochoa, 1998. An overview of the marine food poisoning in Mexico. *Toxicon*, 36(11):1493-1502.

Sierra, B. A. M. Palafox, U., L. Grajales, M., E. Cruz, V., y J. L. Ochoa, 1997. Sea bird mortality at Cabo San Lucas, Mexico: evidence that toxic diatom blooms are spreading. *Toxicon* 35:447-453.

Sierra, B. A., R. Cortés A., y M. C. Cortés, L., 2005. Occurrences of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) in México. *Harmful algae*. Vol. 4:507-517.

Signoret, M. y H. Santoyo, 1980. Aspectos ecológicos del plancton de la bahía de La Paz, Baja California Sur. *An. Ints. Ciencias del mar y limnología*. UNAM. 7: 217-387.

Silva, E. S., 1985. Ecological factors related to *P. minimum* blooms in Obidos lagoon (Portugal). *In* Anderson, D. M., White, A. W. y Baden, D. G. (eds). *Toxic dinoflagellates*. Elsevier, New York, USA. pp. 251-256.

Silva, E. S. y I. Sousa, 1981. Experimental work on the dinoflagellate toxin production *Arquivos do Instituto Nacional de Saude*, Lisboa (Portugal). VI: 381-387.

Sivonen K, Himberg K, Luukainen R, Niemela S, Poon G. K. y Codd G. A., 1989. Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacterial blooms and strains from Finland. *Toxicity Assessment*, 4:339-352.

Smayda, T.J. 1997a. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, 42(5-

II):1137-1153.

Smayda, T.J., 1997b. What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography* 42(5-II): 1132-1136.

Smayda, T.J., 1980. Phytoplankton species succession. *In: Studies in Ecology Vol. 7. The physiological ecology of phytoplankton. I. Morris (ed), University of California Press, Berkeley and Los Angeles, USA, 1980. pp. 493-570.*

Smayda, T. J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. *In Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., y Anderson, D. M. (eds.). Toxic Marine Phytoplankton. pp. 29–40.*

Smayda, T. J., 2005. Eutrophication and phytoplankton. *In: Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach Edited by Paul Wassmann and Kalle Olli Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway Tartu University, Department of Botany and Ecology, Lai st. 40, 51005, Tartu, Estonia. pp. 89-96.*

Smith, V. H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221, 669-671.

Snedaker, S. C. y M. S. Brown, 1982. Handbook on biosolar resources. Primary productivity of mangroves. *In C. Black y A. Mitsui (eds.) CRS Press 1: 477-485.*

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

Sournia, A. C., 1978. Phytoplankton manual. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology. pp. 6-337.

Stein, F. 1883. Der organismus der infusionstiere. III. Abth. Der organismus der arthrodelen flagellaten. Einleitung und erklärüng der abbildungen. II Hälfte: 23-26.

Strickland, J. D. y T. R. Parsons, 1972. "A practical handbook for the sea water

analysis. Fisheries research board of Canada. Bull. 167. Second edition. 311 p.

Subba, R. D. V., 1988. Domoic acid-a neurotoxic aminoacid produced by the marine diatom *Nitzschia pungens* in culture. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 45: 2076-2079.

Sundareshwar, P. V, J. T. Morris, E. K. Koepfler y B. Fornwalt, 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. Science 299: 563-565.

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

Tangen K., 1979, Brown water in the Oslofjord, Norway, in September 1979 caused by the toxic *Prorocentrum minimum* and other dinoflagellates, Blyttia, 38, 145–155.

Taylor, F. J., 1976. Dinoflagellates from the international Indian Ocean expedition. Bibliotheca botánica. 243 p.

Taylor, F. J. R., Y. Fukuyo y J. Larsen, 1995. Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: Hallegraeff, G. M., Anderson, D. M. and Cembella, A.D. (eds.) Manual on harmful marine microalgae. 288 p.

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

Texeira, G., 1963. Relative rates of photosynthesis and standing stock of net phytoplankton and nanoplankton. Bol. Inst. Oceanogr., S. Paulo 53-60 13

Tsuda, M., Sasaki, T., y Kobayashi, J., 1994. Amphidinolide L, a new cytotoxic 27-Membered macrolide from the cultured dinoflagellate *Amphidinium sp.*, J. Org. Chem. 59, 3734-3737.

Tomas, C. R. (eds). 1996. Identifying marine diatoms and dinoflagellate. Academic

Press. USA. Pp. 65-77.

Tomas, R. C. 1997. Identifying marine phytoplankton. 2da ed. Academic Press Inc. London, U.K. 858 p.

Ulloa, P. 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. 7 p.

Ulloa P. A. E., A. Martinez L., D. Escobedo U., A. Reyes S., M.T. Hernandez R., M. N. Herrera M., Y. Chiquete O., y A. Zavala N., 2001. Efectos de los aportes de nutrientes sobre la distribución del fitoplancton en la plataforma continental del norte de Sinaloa. Programa y Resúmenes. VIII Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés y III Symposium Internacional sobre el Mar de Cortés. UABC.

Valero, G. M. E., 1981. Diatomeas del Golfo de California, abundancia y distribución. Tesis profesional, UNAM. México D. F. 50 p.

Valiela, I., K. Foreman, M. LaMontagne, D. Hersh, J. Costa, P. Peckol, B. DeMeo-Anderson, C. D'Avanzo, M. Babione, S. Chi-Ho, J. Brawley, y K. Lajtha, 1992. Couplings of Watersheds and Coastal Waters: Sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 15:(4) 443-457.

Verdugo, D. G., 1997. Cambios estacionales del fitoplancton y de la composición bioquímica del material orgánico particulado en bahía Concepción, B. C. S. Tesis maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B. C. S. México. 9 p.

Verduzco, H. M. A., 2003. Estudio de la calidad del agua subterránea y su vulnerabilidad a la contaminación del área de Tamazula, Guasave, Sinaloa, México” Tesis de maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 91 p.

Vicencio, M. D., 1979. Estudio ictiologico de dos lagunas costeras de la zona norte de Sinaloa, México. Tesis profesional. Fac. Cienc. UNAM. 116 p.

Villalba, L. F. A., 1980. Aplicación de un modelo numérico unidimensional de dispersión en el estero de Punta Banda. Tesis profesional. Escuela Superior de Ciencias Marinas. U.A.B.C. 121 p.

Vitousek, P. M., J. D. Aber, R. W. Howarth, G. E. Likens, P. A. Matson, D. W. Schindler, W. H. Schlesinger y D. G. Tilman, 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological applications*, 7:(3) 737-750.

Vollenweider, R. A. y J. Kerekes, 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assesment and control. Final report. OECD Coperative program on monitoring of inland, waters (Eutrophication control), Environment directorate, OECD. Paris, France. 154 p.

Vollenweider, R. A., 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. *In* Marine coastal eutrophication, R. A. Vollenweider, R. marchetti, R. Viviani (eds) Elsevier. pp. 1 -20

Vollenweider, R. A., Marchetti, R. y Viviani, R. (ed.). 1992. Marine Coastal Eutrophication. The response of marine transitional systems to human impact: Problems and perspectives for restoration. Bologna, Italy. Science of the total environment. Elsevier Science. Supplement. 1325 p.

Waldichuk, R., 1977. La contaminación mundial de mar. Una recapitulación. FAO/UNESCO. Bol. No. 2, 110 p.

Wood, E. J. F., 1964. Studies in microbial ecology of the Australian region, I-VII. . Nova Hedwigia, 8: 5-54, 453-568

Yañez, A. A. y R. S. Nugent, 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. An. Centro ciencias del mar y limnologia. UNAM. México. 4 (1): 107-113.

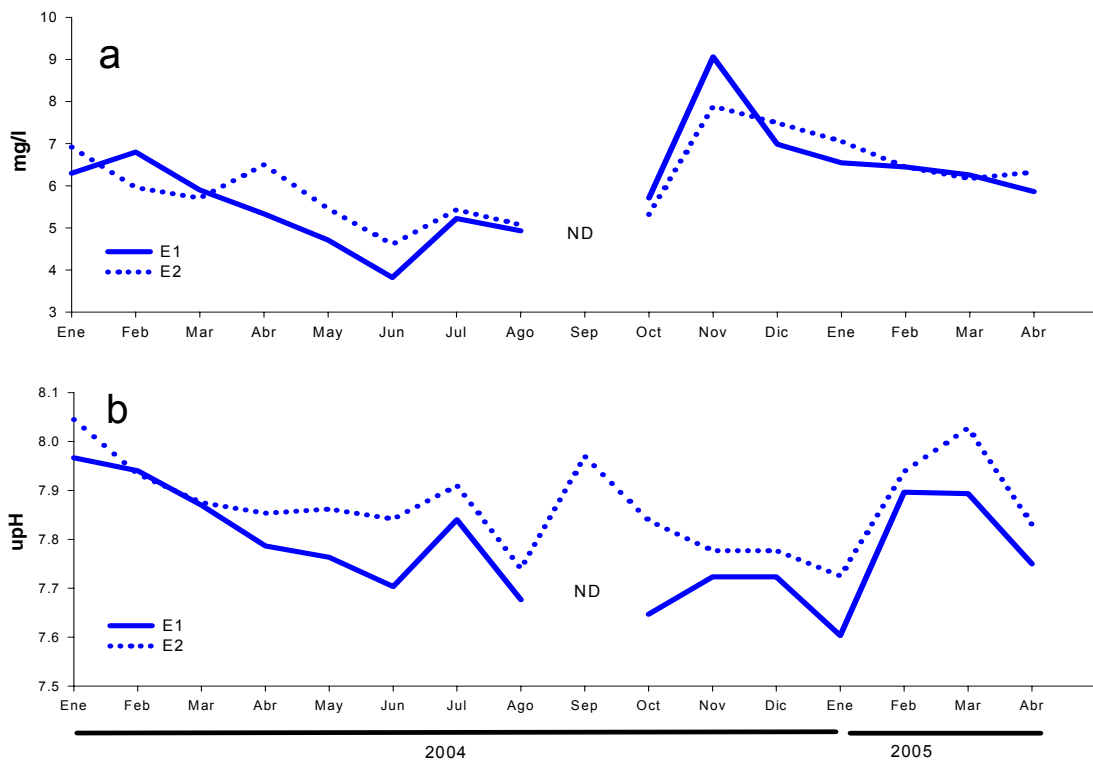
Yañez, A. A., 1986. Ecología de la zona costera. En análisis de siete tópicos. A.G.T Editor. México, D.F. pp. 41-47.

Yasumoto T. y Murata, M., 1993. Marine toxins. Chemical reviews. 93: 1897-1909.

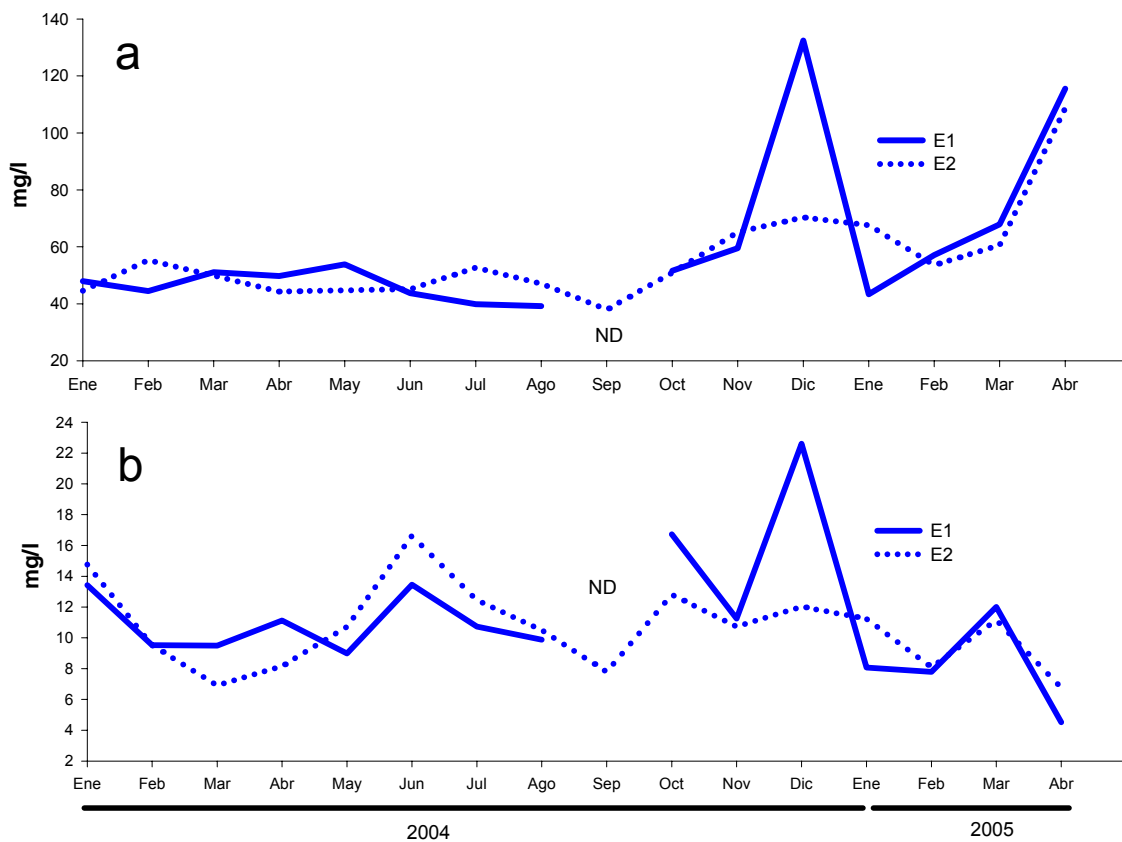
Zalocar, D. Y. V. M. Asselborn, 2000. Análisis del fitoplancton de una laguna impactada por la descarga de un efluente textil (Corrientes, Argentina). Aplicación bioensayos de toxicidad. CECOCAL-CC. 291 p.

Zeitzsechel, B. 1969. Primary productivity in the Gulf of California. Marine ecology, 3:201-207.

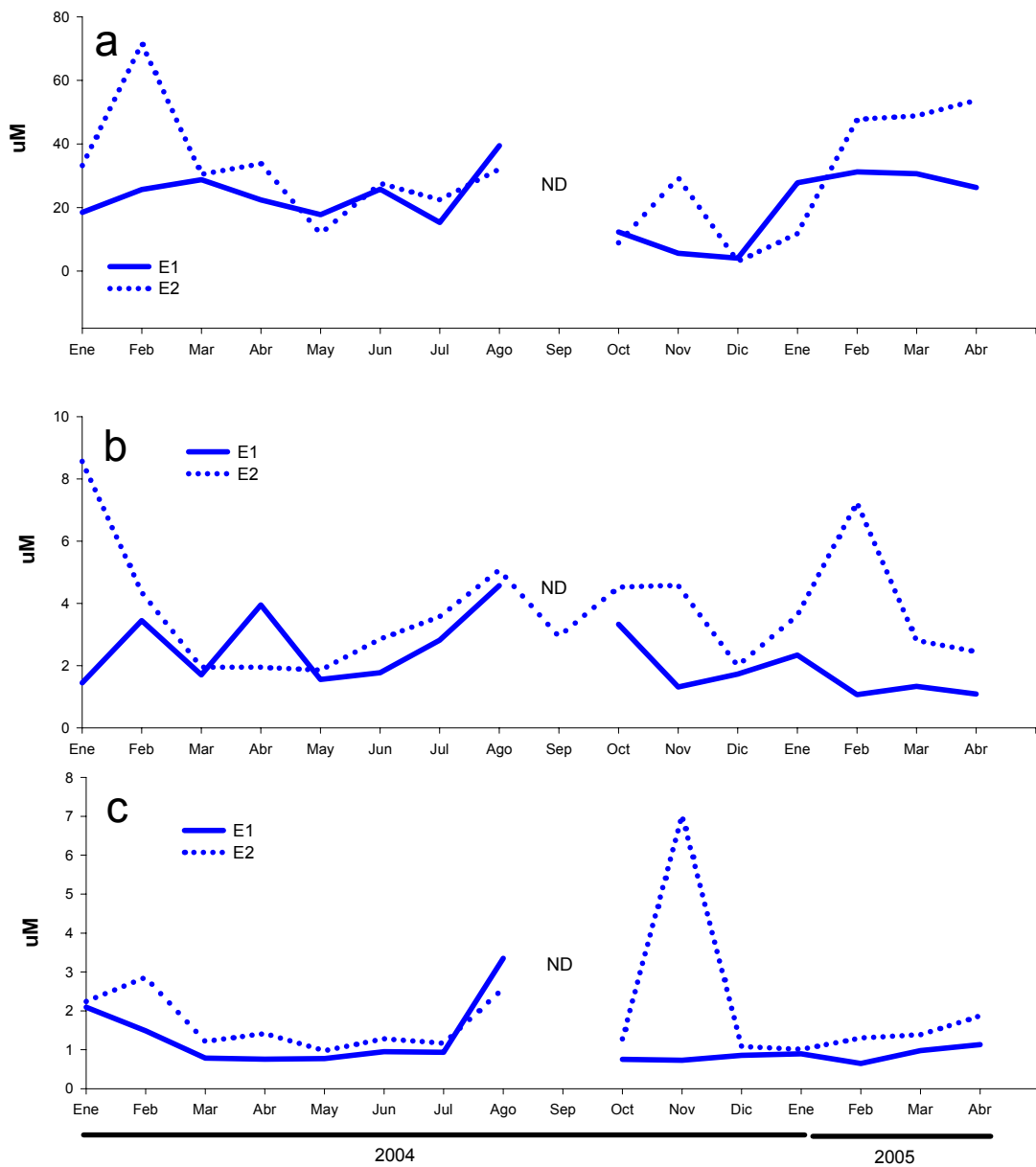
XII ANEXOS



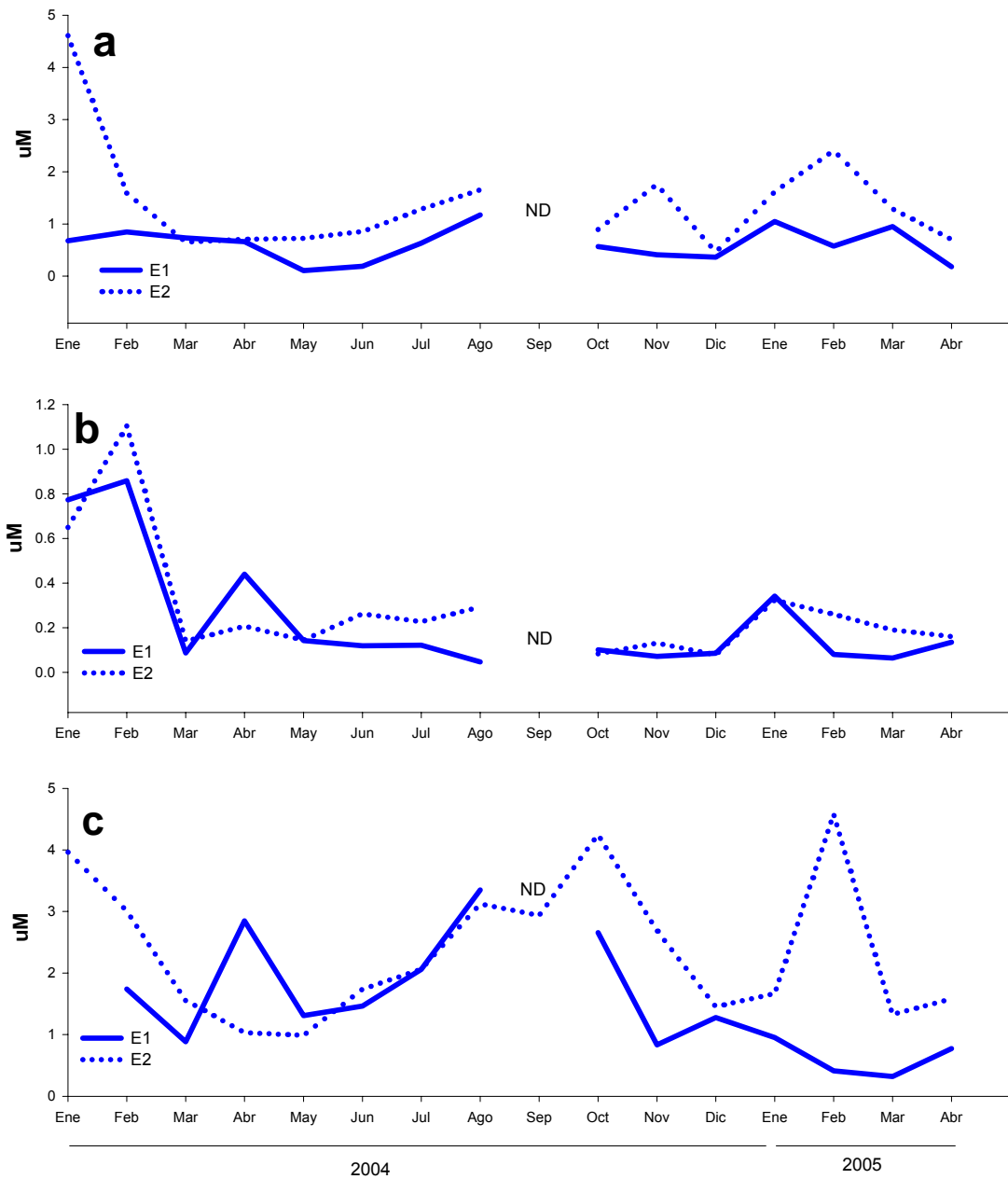
Anexo 1.-Variación anual promedio del a)oxígeno disuelto (mg/l) y b) pH (upH), en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.



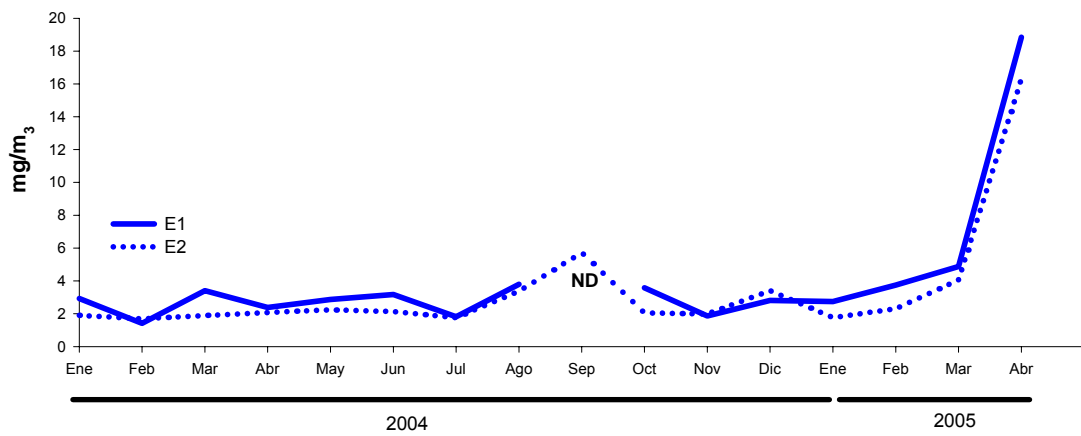
Anexo 2.- Variación anual promedio de sólidos suspendidos totales a) SST (mg/l) y materia orgánica particulada b) MOP (mg/l) en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.



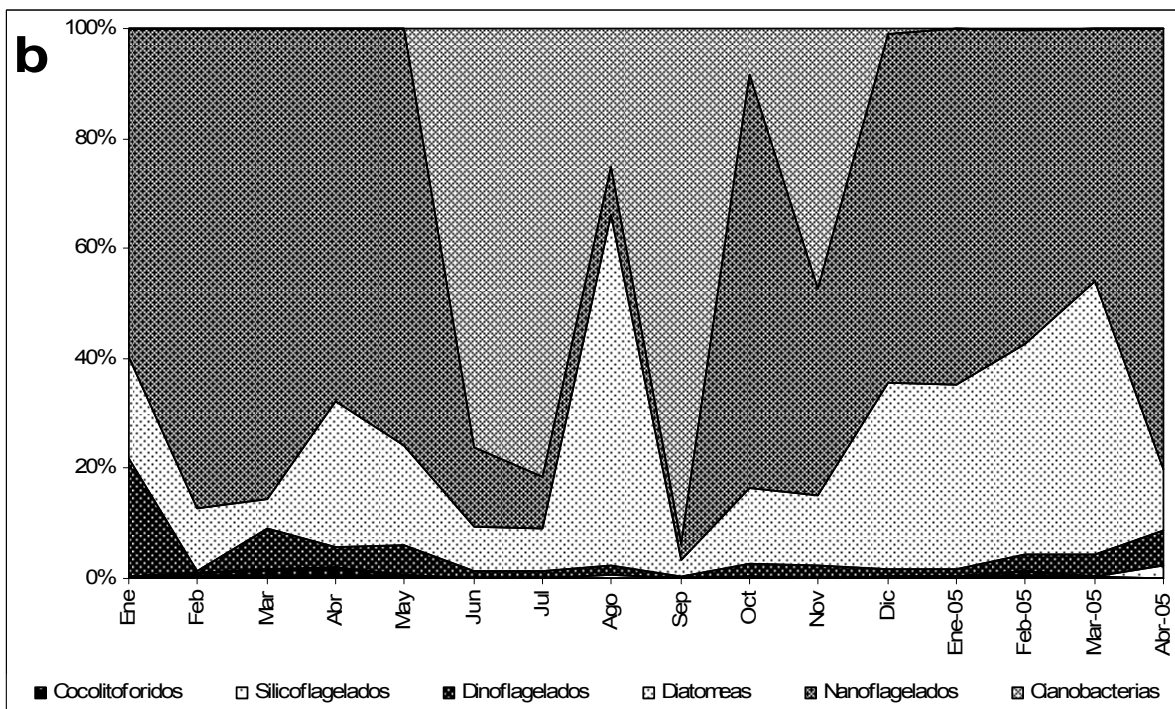
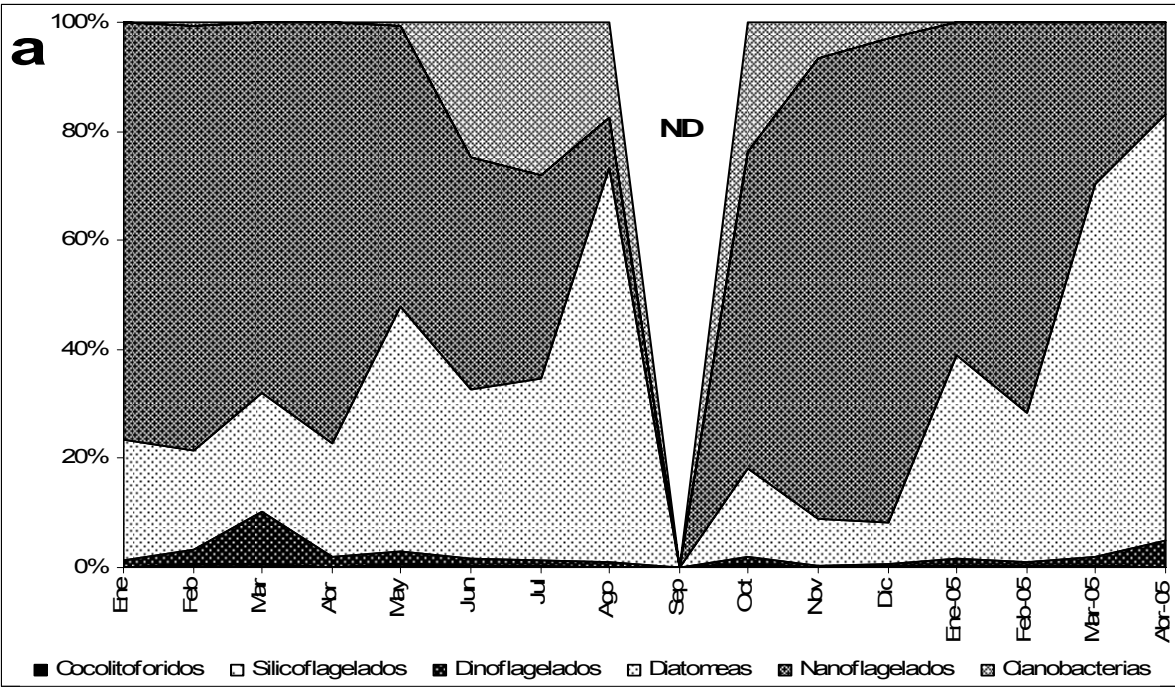
Anexo 3.- Variación anual promedio de los nutrientes a) SO₃, b) NID y c) PO₄ en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.



Anexo 4.- Variación anual promedio de los nutrientes a) NO_3 , b) NO_2 y c) NH_4 , en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.



Anexo 5.- Variación anual promedio de la clorofila *a* (mg/m^3), en las estaciones E1 y E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.



Anexo 6.- Distribución anual de la abundancia total (%), en las estaciones a) E1 y b) E2, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005, en la laguna de Macapule, Sinaloa, México. ND, indica ausencia de datos.

Anexo 7.- Límites máximos permisibles de fitoplancton tóxico en Agua de mar (Instrucción de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas, 2005)

FITOPLANCTON (CUENTA DE CÉLULAS)	LÍMITES
<i>Alexandrium</i> spp (PSP)	1000 cel/l ²
<i>Pyrodinium bahamenses</i> var. <i>compressum</i> (PSP)	5000 cel/l ³
<i>Gymnodinium catenatum</i> (PSP)	5000 cel/l ³
<i>Dinophysis</i> spp (DSP)	200 cel/l ²
<i>Prorocentrum</i> spp (DSP)	200 cel/l ²
<i>Pseudonitzschia</i> spp (ASP)	50,000 a 100,000 cel/l ²
<i>Karenia brevis</i> (NSP)	5,000 cel/l ⁴

Anexo 8.- Ensayo: Influencia de la salinidad en el crecimiento de *Synechocystis* sp (Cyanophyceae).

Introducción

Las cianobacterias son un grupo de microorganismos fotosintéticos con características fisiológicas y morfológicas específicas que les permiten adaptarse a cambios ambientales (Tandeau de Marsac y Houmard, 1993; Liotenberg *et al.*, 1996). Algunas especies son capaces de sobrevivir bajo condiciones ambientales extremas, como en desiertos, aguas termales y lagos alcalinos (Morvan *et al.*, 1997; Oren, 2000).

El crecimiento de cianobacterias en ambientes acuáticos está controlado por una variedad de factores ambientales, y para su cultivo, son necesarias condiciones adecuadas de nutrientes, temperatura, pH e iluminación (Abalde *et al.*, 1995; Kebede y Ahlgren, 1996). Por ejemplo, las cianobacterias son capaces de crecer tanto en medios salinos como no salinos, además de mostrar una mayor probabilidad de colonizar diversos ambientes acuáticos, comparados con aquellos que son estrictamente de aguas dulces o halófilos (Rosales *et al.*,

2005).

En este tenor y debido a que la zona costera, particularmente la zona de estudio (laguna de Macapule) presenta variaciones en la salinidad, de acuerdo con Escobedo *et al.* (1999), está fluctúa entre 30 y 45 ‰, con salinidades máximas durante el verano y las mínimas en invierno; esto es debido a las características del sistema lagunar, que en su mayor parte es somero y los aportes de aguas continentales hacen que las concentraciones de sales sean fluctuantes en diversas épocas del año con prevalencias de gradientes hiposalinos, en las áreas de influencia de las descargas de los drenes (García, 1973). La salinidad mínima, se registró en agosto con un valor de 27 ups, durante la temporada de lluvias y en junio se registró la máxima salinidad de 39 ups, correspondiente al periodo de secas y altas temperaturas ambientales (Fig. 1).

Así, la evaluación de la posible capacidad halotolerante o el comportamiento halofílico en cianobacterias aisladas de ambientes marinos, donde el conocimiento de sus características fisiológicas y bioquímicas en cultivos bajo un amplio rango de parámetros, puede ayudar a determinar e interpretar de manera más eficiente los resultados del crecimiento de estos microorganismos en su ambiente natural.

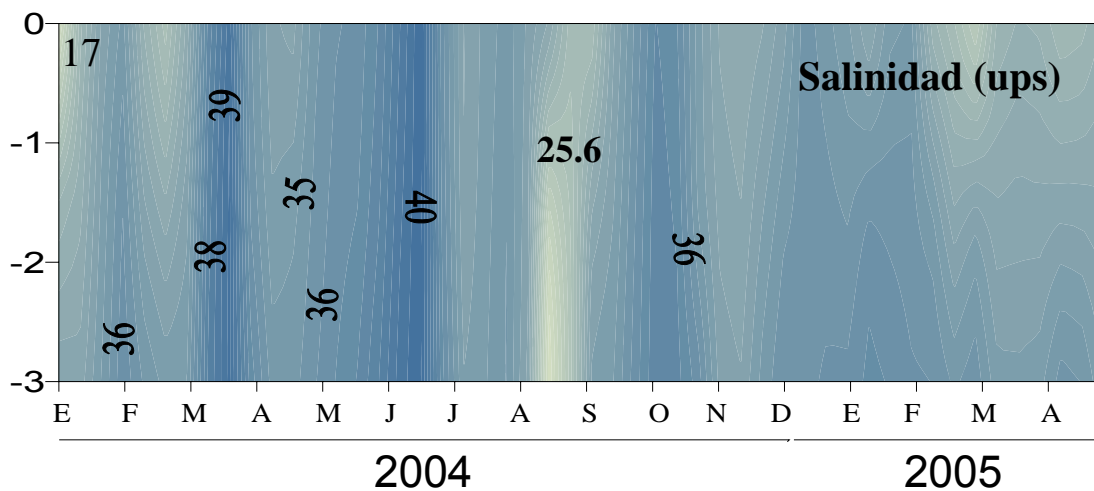


Figura 1.- Distribución vertical de la salinidad (ups) en la estación E2 de la laguna de Macapule, durante el periodo de enero de 2004 a abril de 2005.

El objetivo de este trabajo fue la de evaluar el crecimiento de la cepa de *Synechocystis* (SNCI_IX04_S) aislada de un ambiente hipersalino (Magaña, 2004), a diferentes salinidades

en condiciones de laboratorio

Metodología

Se utilizó la cianobacteria *Synechocystis* sp., (SNCI_IX04_S) Cyanophyceae, aislada por C. Band, en septiembre de 2004, de la estación E2, de la laguna de Macapule, Sin. México, en condiciones controladas (24 °C a 35 ups y luz continua) en CICIMAR-IPN.

Se inoculó 1 ml de cultivo de *Synechocystis* sp., tomados de la fase estacionaria de crecimiento, en tubos de ensaye con 25 ml de medio f/2 (Guillard y Ryther, 1962), con diferentes concentraciones de cloruro de sodio (Na Cl), para obtener salinidades de 26, 30, 40, 44 ups y 36 ups; sin adaptación previa al resto de las salinidades. La salinidad se registro con un refractómetro marca Meiji con un rango de 0+160%(0+16%). Cada tratamiento se realizado por triplicado. Los cultivos se incubaron a 24 °C, a luz constante y en agitación. Se tomarón alícuotas de 500 µl desde el inóculo hasta la cosecha con una periodicidad de cada tercer día. Las muestras se fijarón con formol al 4%, para determinar la concentración celular por conteo directo, utilizando un hematocitómetro Neübauer, bajo microscopio Olympus CH30 con objetivos Olympus 10x, 20x, 40x y 100x, con contraste de fases a 10x, 20x, 40x, y 100x, adaptado con una cámara digital CCD Pro-Series, conectado a una computadora equipada con el software *Image-Pro express*. Para la identificación de la cianobacteria se utilizarón las claves taxonómicas de Geitler (1933), Bakes y Bold (1970), Prescott (1970), Rippka *et al.* (1979), Huber *et al.* (1983), Komárek (1984), Komárek y Anagnostidis (1986, 1986a) y Anagnostidis y Komárek (1988, 1990).

Análisis de datos.

Se realizaron pruebas estadísticas, Anova de una vía corroborando con la prueba de Tukey, en el programa *Statgrafics versión 6.0*.

Perfil de pigmentos.

Los pigmentos fueron determinados por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) usando el método descrito por Vidussi *et al.* (1996). Se utilizó para ello una columna Agilent Hypersil MOS (4.6 × 100 mm, 5 µm de tamaño de partícula), con estándares para la calibración y cuantificación de los pigmentos (clorofila *a* y β-caroteno de Sigma; zeaxantina de DHI Water & Environment). El solvente utilizado fue una mezcla de metanol (A) y acetato

de amonio al 75% (B), con una elusión por gradiente con la siguiente relación: min 1, 50% de A y 50% de B; min 15, 100% de B; min 18, 100% de B; y min 19, 75% de A y 25% de B.

Tasa de crecimiento se cálculo con la ecuación propuesta por Guillard (1973):

$$\mu = \frac{\ln (X_2 / X_1)}{t_2 - t_1}$$

Donde, X = número de células/mL, μ = tasa de crecimiento, t = tiempo en días, X_2 y X_1 = densidad celular a los tiempos $t_2 - t_1$ (céls/ml)

El tiempo de generación se obtuvo mediante la siguiente razón (Guillard, 1973):

$$Tg = \frac{0.693}{\mu}$$




















Resultados

La identificación taxonómica de la cianobacteria se corroboró hasta nivel género con un especialista, en taxonomía de cianobacterias. De acuerdo a sus características morfológicas y propiedades del grupo, (Fig. 2, Cuadro 1) estas corresponde al género *Synechocystis* sp., presentando las siguientes características:



Células esféricas
División celular en dos planos en generaciones sucesivas
Fisión binaria
Diámetro de las células de 0.7 – 3 μ m.
Motilidad

Fig. 2. Microfotografía del género de *Synechocystis* sp., aislada en la laguna de Macapule, Sinaloa, cultivada en medio f/2 (Guillard y Ryther, 1962)

Genus - Number of species	Shape of cells	Type of cell division *	Thylakoid pattern *	Type of nucleoids *	Type of binary fission	Involution cells *	Type of S-layer	GC [mol %]	Cell dimensions [µm]
<i>Synechocystis</i> 21	spherical 		 parietal			-	p6	30-48	0.7-15(30) diam.
<i>Cyanobium</i> 13	oval to short rod-like 	 symmetric		 pinching	irregular	(p4?)	(36) 49.1-71	0.4-4.5(10) × 0.2-3(6)	
<i>Synechococcus</i> 24	cylindrical 	 symmetric or asymmetric		 band-like	 cleavage	filamentous	p4	47-56	1.2-28(68) × (0.4)1-6(11)
<i>Cyanobacterium</i> 8	cylindrical to widely oval 		 lengthwise	 irreg. granular to net-like		irregular to shortly filamentous		39-41	(2)3.4-12(30) × (1)2-12(20)
<i>Cyanothece</i> 6	cylindrical to widely oval 	 symmetric	 radial, infrath. spaces	 net-like	irregular	p2	± 41	(6)7-70(100) × (6)7-52(76)	

Cuadro 1.- Características inter-genéricas de cianobacterias unicelulares, solitarias y de vida libre (Komárek, 1999)

Sé probó salinidades extremas como 20 y 50 ups, en la que solo se observó crecimiento. El crecimiento de *Synechocystis* sp., no presentó diferencias significativas ($p>0.05$) entre las diferentes concentraciones de salinidad (30, 36, 40), ni entre tratamientos (A, B, C), durante 30 días. La fase exponencial se observa hasta el día 30, teniendo así que para la salinidad de 30 ups, esta se obtuvo en el día 27, en tanto que a las salinidades de 36 y 46 ups se observó a los 24 días (Tabla I; Fig.3) La salinidad de 30 ups incrementó su concentración de 3×10^3 a 14.8×10^4 cel/ml siendo la que mayor número de células presentó al término del periodo de cultivo. En tanto que la salinidad de 36 ups, fue de 2.7×10^2 a 12×10^4 cel/ml y a 40 ups de 2.3×10^2 a 13×10^4 cel/ml. A partir de los 24 días, se observó que en la salinidad de 40 ups alcanzó el inicio de la fase estacionaria, la salinidad de 36 ups mostró un ligero decaimiento a los 27 días.

Tabla 1.- Promedios de crecimiento (cel/ml) de *Synechocystis* sp., en 25 ml de medio f/2, durante 30 días, a diferentes salinidades (30, 36, 40 ups)

DÍAS	30 ups	36 ups	40 ups
3	3000	2733	2333
6	8800	9800	8433
9	13900	14467	13133
12	14033	26433	21133
15	27933	31267	31233
18	47133	50867	50033
21	58067	56767	62133
24	77000	83733	110567
27	102267	82100	120667
30	148167	120333	131667

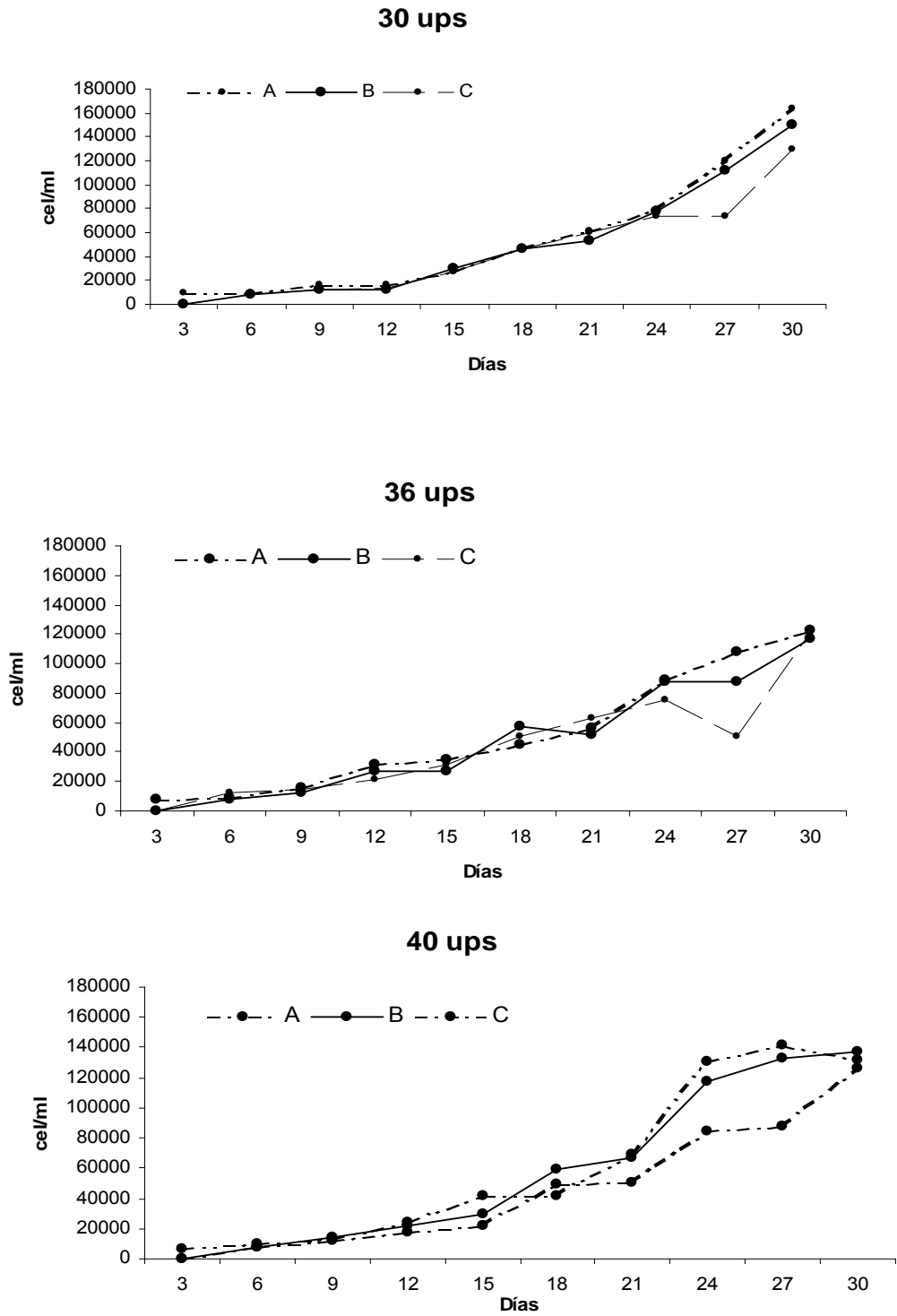


Fig 3.- Curva de crecimiento de *Synechocystis* sp., en 25 ml de medio f/2, a diferentes salinidades (30, 36, 40), durante treinta días presentándose por triplicado (A, B, C)

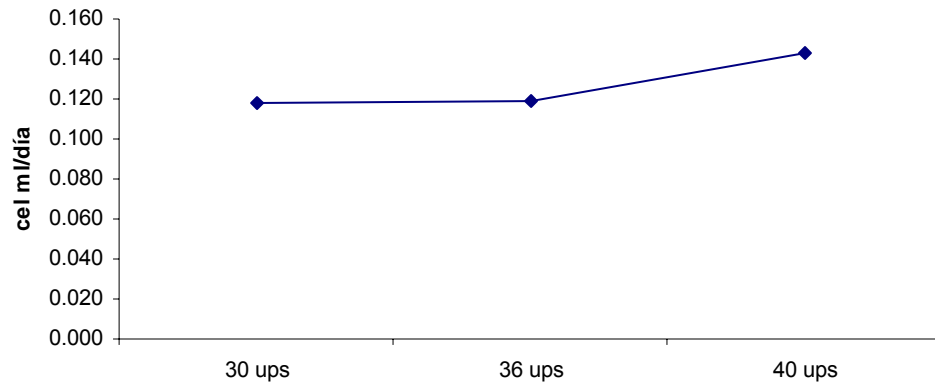
Tasa de crecimiento (μ) y Tiempo de generación (Tg).

La mayor tasa de crecimiento (μ) se observó a 40 ups (0.143 céls·ml/día), en tanto que la menor se obtuvo a 30 ups (0.118 céls·ml/día). Sin embargo se observan valores similares entre las diferentes salinidades. Con relación al tiempo de generación (Tg) todas las salinidades presentaron valores con discretas variaciones, mostrando un máximo en la salinidad 30 ups (5.89 céls·ml/día, y un mínimo en la salinidad de 40 ups, 4.85 céls·ml/día (Tabla 2).

Tabla 2.- Tasa de crecimiento (μ) y tiempo de generación (TG) de *Synechocystis* sp., en 25 ml de medio f/2, a diferentes salinidades (30, 36, 40), durante treinta días.

Salinidad	TC	TG
30 ups	0.118	5.89
36 ups	0.119	5.81
40 ups	0.143	4.85

TASA DE CRECIMIENTO



TIEMPO DE GENERACIÓN

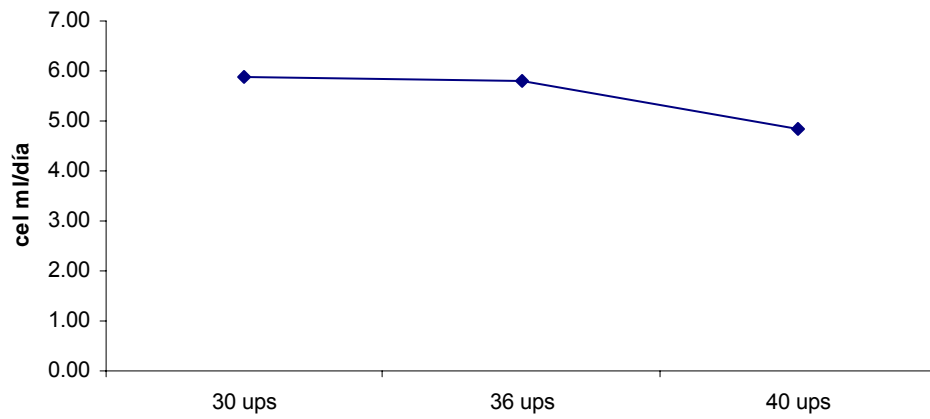


Fig 4.- Tasa de crecimiento (μ) y tiempo de generación (tg) de *Synechocystis* sp., en 25 ml de medio f/2, a diferentes salinidades (30, 36, 40), durante treinta días.

Pigmento	%
Clorofila c	0
Peridinina	0
Fucoxantina	0
Violaxantina	3.69862926
Diadinoxantina	0
Zeaxantina	12.0867034
Clorofila b	22.8632098
Clorofila a	60.1848106
β-caroteno	1.16664698

Perfil de pigmentos:

Las cianobacterias tienen una sola forma de clorofila, la clorofila *a*, y todas poseen también pigmentos biliproteicos, las ficobilinas, que funcionan como pigmentos accesorios de la fotosíntesis. Una clase de ficobilinas, las ficocianinas, es azul, y tiene el máximo de absorción de luz a unos 625 nm; junto con la clorofila *a*, dan a estas bacterias su característico color azul.

A la par de los análisis de pigmentos se verificó la presencia del pigmento accesorio ficoeritrina, en un microscopio de epifluorescencia Olympus con filtro WIBa (460-490 nm), obteniendo una fluorescencia de color rojo.

Discusión

Synechocystis sp., creció a todas las salinidades evaluadas, aún en el medio de la mas baja salinidad (Fig. 3).

El hecho de que *Synechocystis* sp., muestre un excelente crecimiento en agua de muy baja salinidad sugiere una alta eficiencia para colonizar ambientes no salinos. Sin embargo, el que alcance una máxima producción de biomasa en un ambiente marino puede ser un indicador de un requerimiento de las sales inherentes al agua de mar.

El amplio rango de salinidad bajo el cual puede crecer esta cepa puede estar relacionado con la variación de salinidad en su hábitat. Varias especies de cianobacterias tienen características halotolerantes por ejemplo, 16 cepas de la cianobacteria *Nodularia*, aisladas de lagos de la Columbia Británica, crecieron entre 1 y 60 ups de salinidad con un máximo de densidad celular a salinidades entre 5 y 10 ups sugiriendo que ellas están restringidas a lagos salobres con cambios extremos de salinidad, de acuerdo a la estación (Nordin y Stein, 1980). *Aphanothece* sp., otra cepa halotolerante soporta cambios de salinidad de 34 ups a 174 ups (Berland *et al.*, 1989).

Van Baalen (1962), quien estudio los requerimientos del cloruro de sodio de aislamientos marinos de *Coccochloris elabens*, *Agamenellum quadruplicatum* y *Micricoleus chothonoplastes*, encontrados casi siempre en condiciones optimas de concentraciones de cloruro de sodio para el crecimiento de *Coccochloris* y *Agamenellum* fue de 10 ‰ y 20 ‰ respectivamente, las dos algas podrían todavía estar creciendo cuando solo existan concentraciones trazas de cloruro de sodio.

Aunque si bien algunas especies crecen a salinidades aproximadas a las de agua dulce es igualmente claro que las otras especies que requieren de altas concentraciones de cloruro de sodio son esenciales para su crecimiento. Esto fue claro por las observaciones ecológicas de Ercegovic (1930) y confirmado por Van Baalem (1962).

Las altas salinidades, provocan que las células tienden a poseer un mayor tamaño y una mayor producción y acumulación de metabolitos, aunque no son capaces de crecer tan rápidamente (Rosales *et al.*, 2005).

En muchas otras cianobacterias se han reportado resultados similares a los hallados con esta cepa, entre ellas *Microcoleus* (López y Tovar, 1992), *Synechocystis* (Zuther *et al.*, 1998),

Aphanothece (Berland *et al.*, 1989), otras cepas de *Synechococcus* (Díaz y Reyes, 1990, 1992; Roux, 1996), *Spirulina* (Vonshak *et al.*, 1996), *Nostoc* (Blumwald y Tel-Or, 1984) y *Cyanothece* (De Philippis *et al.*, 1993).

Las características fisiológicas/bioquímicas de la cianobacteria, se distingue de otras procariontas excepto los *Prochlorales*, es la fotosíntesis dual y el uso del agua como donador de electrones y la liberación de oxígeno. Esto está asociado con la clorofila *a*, así como los pigmentos accesorios y las reacciones en los centros de los pigmentos dados en los cloroplastos de las cianobacterias. Incluso algunos carotenoides son comunes en las líneas de las células eucariotas verdes (e. g. zeaxantina, β -caroteno), lo cual ciertos tipos son principalmente restringidos a las cianobacterias. (e. g. mixoxantofila, equinenona, oxillanxantina y otras) (Stanley *et al.*, 1989)

Estos resultados sugieren que el crecimiento de *Synechocystis* sp., está determinado por la salinidad, con lo cual se ha demostrado su capacidad de soportar bajas salinidades. Sin embargo, en este estudio no se realizaron análisis bioquímicos (tales como; clorofila *a*, carotenoides, proteína y carbohidratos a diferentes concentraciones de salinidad), que podrían estar explicando, competencia fisiológica en medio hipersalino y contenidos celulares en condiciones de suficiencia de nutrientes.

Bibliografía

Abalde, J., Cid, A., Fidalgo, P., Torres, E. y Herrero, C., 1995. Microalgas: Cultivo y Aplicaciones. Monogr. No. 3. Laboratorio de Microbiología, Facultad de Ciencias, Universidad de La Coruña, España, 210 pp.

Anagnostidis, K. y J. Komárek. 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Stigonematales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 59:1-73.

Anagnostidis, K. y J. Komárek. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 50-53:327-472.

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

Berland, B., Le Campion, T. y Campos, H., 1989. Interaction de lasalinité et de la température sur la morphologie, la croissance et la composition cellulaire d'une cyanobactérie halotolerante (*Aphanothece* sp.). Bot. Mar., 32: 317–329.

Blumwald, E. and Tel-Or, E. 1984. Salt adaptation of the cyanobacterium *Synechococcus* 6311 growing in a continuous culture (Turbidostat). Plant Physiol., 74: 183–185.

De Philippis, R., Margheri, M., Pelosi, E. y Ventura, S. 1993. Exopolysaccharide production by a unicellular cyanobacterium isolated from an hypersaline habitat. J. Appl. Phycol., 5: 387–394

Díaz, J. y Reyes, G. 1990. *Synechococcus* sp. A0185001PS (Cianobacteria). I. Efectos de la concentración de NaCl sobre el crecimiento y morfología de una cepa aislada de la salina artificial (Araya, Sucre). Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente, 30(1 y 2): 153–159.

Díaz, J. y Reyes, G. 1992. *Synechococcus* sp. A0185001PS (Cianobacteria). II. Efectos de la concentración de NaCl, irradiación y temperatura sobre el crecimiento de una cepa aislada de la salina artificial de Araya, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente, 31 (1 y 2): 45–50

Ercegovic, A. 1930. Sur al tolerance des Cyanophycées lothophytes de la cote Yousgoslave de l'Adriatique. Bull. Int. Acad. Yougusl. Sci. Zargreb.

Escobedo, D., M. T. Hernández, M. N. Herrera y A. Y. Chiquete, 1999. Calidad bacteriológica del sistema lagunar de San Ignacio-Navachiste, Sinaloa. Ciencia y Mar. Vol. III. Num. 9. pp.17-27.

García, E., 1967. Apuntes de climatología. Offset Larios, S. A. D. F. México.

Geitler, L. 1933. Cyanophyceae. In: Rabenhorsts Kryptogamenflora. Akadem. Verlagsgeselich, Leipzig, Alemania 14:1-1196.

Guillard, R. R. L., 1962. Salt and osmotic balance. In "Physiology and Biochemistry of algae" (R. A. Lewin, ed.) pp529-540. Academic Press, New York and London

Huber, G., J. Komárek y B. Fott. 1983. Das phytoplankton des SüBwassers. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 445 p.

Kebede, E. y Ahlgren, G., 1996. Optimum growth conditions and light utilization efficiency of *Spirulina platensis* (= *Arthrospira fusiformis*) (Cyanophyta) from Laka Chitu, Ethiopia. *Hydrobiologia*, 332: 99–109.

Komárek, J. 1984. Sobre las cianofíceas de Cuba: *Aphanizomenon volzii*; (2) especies de Forticea. *Acta Botánica Cubana* 18 :1-29.

Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Croococcales). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 43: 157-226.

Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1986a. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Nostocales). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 56: 247-345.

Komárek, J. 1999. Intergeneric characteres in unicelular cyanobacteria, living in solitary cells. *In: Algological studies.* Stuttgart, Germany. 94: 195-205.

Lagarde, D., Beuf, L. y Vermaas, W., 2000. Increased production of zeaxanthin and other pigments by application of genetic engineering techniques to *Synechocystis* sp. strain PCC 6803. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(1): 64–72.

Liotenberg, S., Campbell, D., Rippka, R., Houmard, J. y Tandeau de Marsac, N., 1996. Effect of the nitrogen source on phycobiliprotein synthesis and cell reserves in a chromatically adapting filamentous cyanobacterium. *Microbiology*, 142: 611–622.

López, A. y Tovar, D. 1992. Population changes in cyanobacterial mats and the role of NaCl on β -carotene production in *Microcoleus* strain CS7B9002-1. *Geomicrobiol. J.*, 10: 115–123.

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

Morvan, H., Gloaguen, V., Verbret, L., Joset, F. y Hoffmann, L., 1997. Structure-function investigations on capsular polymers as a necessary step for new biotechnological applications: The case of the cyanobacterium *Mastigocladus laminosus*. *Plant Physiol. Biochem.*, 35(9): 671–683.

Nordin, R. y Stein, J. 1980. Taxonomic revision of *Nodularia* (Cyanophyceae/Cyanobacteria). *Can. J. Bot.*, 58(11): 1211–1224.

Oren, A., 2000. Salts and brines. *In: A. Whitton and M. Potts (eds.), The Ecology of Cyanobacteria.* Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 281–306.

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

Rippka, R., J. Deruelles, J. Waterbury, M. Herdman y R. Stainer. 1979. Generic assignments, strain histories properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen. Microbiol.* 111:1-61.

Rosales, N., Loreto, C., Bermúdez, J. and Morales, E. 2004. Intermediate renewal rates enhance the productivity of the cyanobacterium *Synechococcus* sp. in semicontinuous cultures. *Cryptogamie: Algol.*, 25(2): 207–216.

Roux, J., 1996. Production of polysaccharide slime by microbial mats in the hypersaline environment of a western Australian solar saltfield. *Int. J. Salt Lakes Res.*, 5 (2): 103–130.

Stanley, J. T., M. Bryant, N. Pfening y J. G. Holt, 1989. *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Ed. Williams and Willkins. Pp 1710-1746

Tandeau de Marsac, N. y Houmard, J., 1993. Adaptation of cyanobacteria to environmental stimuli: New steps towards molecular mechanisms. *FEMS Microbiol. Rev.*, 104: 119–190.

Van Baalen, C., 1962. Studies on marine blue-green algae. *Botanica mar.* 129-139.

Vidussi, F., Claustre, H., Bustillos, J., Cailliau, C., y Marty, J., 1996. Determination of chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton: Separation of chlorophyll a from divinylchlorophyll a and zeaxanthin from lutein. *J. Plankton Res.*, 18: 237–282.

Vonshak, A., Kancharaksa, N., Bunnag, B. y Tanticharoen, M. 1996. Role of light and photosynthesis on the acclimation process of the cyanobacterium *Spirulina platensis* to salinity stress. *J. Appl. Phycol.*, 8(2): 119–124.

Zuther, E., Schubert, H. y Hagemann, M. 1998. Mutation of a gene encoding a putative glycoprotease leads to reduced salt tolerance, altered pigmentation and cyanophycin accumulation in the cyanobacterium *Synechocystis* sp. strain PCC 6803. *J. Bacteriol.*, 180(7): 1715–1722.

Anexo 9.- Taxa del fitoplancton identificados en la estación 1 de la laguna de Macapule, Sinaloa, México, en el periodo comprendido entre enero del 2004 a abril del 2005.

TOXICAS NOCIVAS	ESTACIÓN 1															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
DIATOMEAS																
<i>Asterionellopsis</i> sp											**					***
<i>Bacillaria</i> sp																***
<i>Bacteriastrium</i> sp1	*	*	*	*	*		*	*		*	*					**
<i>Bacteriastrium</i> sp2	*		*	*			**									*
<i>Bacteriastrium</i> sp3	*															
<i>Cerataulina bergonii</i>														***	*	
<i>Cerataulina dentata</i>				*	*		**				**	**	**	**		
<i>Climacosphenia</i> sp										*					**	
<i>Corethron</i> sp									**	*						
<i>Cylindrotheca closterium</i>				**					***	*	***	**	***	***	***	***
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	*						*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chaetoceros</i> sp1	**	**	***	**	**	**	***	**	**	**	**	**	***	***	***	***
<i>Chaetoceros</i> sp2	**															
<i>Diatomeas centrales no ident.</i>	***	**	***	**	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
<i>D. penales no ident.</i>	***	**	***	***	***	***	***	***	**	**	***	***	***	***	***	***
<i>Detonula pumila</i>														**		
<i>Detonula</i> sp													**	***		
<i>Eucampia</i> sp	*		**	*	*								**	***		
<i>Guinardia</i> sp													***			***
<i>Hemiaulus</i> sp											*		**		**	**
<i>Leptocylindrus danicus</i>																***
<i>Lioloma pacificum</i>	*															**
<i>Lioloma</i> sp		*	**	**	***				*	**	*	*	**	**	**	*
<i>Lioloma</i> sp2				*			*									
<i>Meuneria membranaceus</i>	**												*			
<i>Navicula</i> sp	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Neodelphineis pelagica</i>							***									
<i>Odontella mobiliensis</i>							*	*								
<i>Odontella</i> sp			*													
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp		*	**	**	**	***	***	*	*	*	**	***	***	***	***	***
<i>Pseudosolenia calcaravis</i>									*							**
<i>Rhizosolenia hebetata</i>										**						
<i>Rhizosolenia imbricata</i>																
<i>Rhizosolenia setigera</i>		**	*	*	***	*	****		*	***	*		**	*	***	
<i>Rhizosolenia</i> sp2		**								**						
<i>Rhizosolenia styliformis</i>										**						
<i>Skeletonema costatum</i>	**		*	**	***	***	**			**		***	***	***	***	***
<i>Skeletonema tropicum</i>	***			**												
<i>Synedropsis</i> sp																
<i>Thalassiosira</i> sp	****	**	**		*							***	***	**		
<i>Thalassionema nitzschioides</i>			**				***	***								***
<i>Thalassionema</i> sp2																
<i>Thalassiothrix</i> sp														**		

Anexo 9.- (continuación.....)

TOXICAS NOCIVAS	ESTACIÓN 1															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
DINOFLAGELADOS																
<i>Akashiwo sanguineum</i>						*	*						*	*	*	
<i>Alexandrium</i> sp1	*			*		*	*	*			*		*	**	*	
<i>Amylax triacantha</i>	*	*											*		*	
<i>Ceratium balechii</i>	*						*	*							*	
<i>Ceratium furca</i>			*		*	*	*	*							*	
<i>Ceratium fusus</i>						*	*	*			*					
<i>Ceratium</i> sp1	*		*		*	*	**	*				*				
<i>Ceratium</i> sp2	*		*				*									
<i>Ceratium</i> sp3			*													
<i>Ceratium</i> sp4			*													
<i>Corythodinium</i> sp			*													
<i>Dinophysis caudata</i>			*				*									
<i>Dinophysis rotundata</i>																
<i>Dinophysis</i> sp		*														
<i>Dinoquiste</i> sp	**	**		*		*	*			*	*		*			
<i>Diplopsalopsis</i> sp						*	*	*				*				
<i>Dissodinium lunula</i>													**			
<i>Gonyaulax polygramma</i>			*					*								*
<i>Gonyaulax spinifera</i>																
<i>Gonyaulax verior</i>																
<i>Gymnodinium</i> sp1					*											
<i>Gymnodinium catenatum</i>	**															
<i>Gymnodinium</i> sp1						*										
<i>Gyrodinium</i> sp	*	*	*	*	**	**	*	**		**	**	**	**	**	**	**
<i>Heterocapsa</i> sp					**	**				*		*	*		**	**
<i>Noctiluca scintillans</i>																
<i>Oxytoxum</i> sp		*					*								*	**
<i>Peridinium quinquecorne</i>			*			*				**	*	*	*	*	*	*
<i>Prorocentrum balticum</i>			*			*				*	**		*	*	*	*
<i>Prorocentrum compresum</i>						*	*				*					*
<i>Prorocentrum dentatum</i>				*	*						*					
<i>Prorocentrum gracile</i>	*	*	**	*	*	*	*	*			*	**	*	*	*	*
<i>Prorocentrum mexicanum</i>	*	*	**	**	**	*	*	*		*	*	**	**	*	*	*
<i>Prorocentrum micans</i>	*	**	*	*	*	*	*	*			**	**	**	*	*	*
<i>Prorocentrum minimum</i>		*	**	***	**	**	*	*		**	*	**	**	*	**	**
<i>Prorocentrum sigmoides</i>						*	*			*						
<i>Prorocentrum</i> sp			*													
<i>Prorocentrum triestinum</i>		*			*		*					**	*			
<i>Protoperidinium crassipes</i>							*									
<i>Protoperidinium depresum</i>							*									
<i>Protoperidinium excentricum</i>																
<i>Protoperidinium</i> sp																
<i>Protoperidinium</i> sp1	*		**	*	**	**	*	*		**	*	*	*	**	**	**
<i>Protoperidinium</i> sp2			**	*		*		**								*
<i>Protoperidinium</i> sp3			*				*							**		
<i>Protoperidinium</i> sp4														*		
<i>Protoperidinium steinii</i>							*				*		*			
<i>Pyrophacus</i> sp	*	*		*	*	*	*	*		*	**	*	*	*	*	*
<i>Scrippsiella</i> sp			**		**	*	*	*		*	*	*	*	*	**	**
<i>Zygabikodinium lenticulatum</i>					*											

Anexo 9.- (continuación)

TOXICAS NOCIVAS	ESTACIÓN 1															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
SILICOFLAGELADOS																
<i>Dictyocha</i> sp1			*							*						
<i>Dictyocha</i> sp2			*													
<i>Distephanus pulchra</i>		*										*				*

	ESTACIÓN 1															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
CIANOBACTERIAS																
<i>Anabaena</i> sp						***	**	****	****							
<i>Leptolyngbya</i> sp2 (tricoma)						**										
<i>Lyngbya</i> sp1							*									
<i>Lyngbya</i> sp2											***					
<i>Microcystis</i> sp (cells)										****	****	***				
<i>Nostoc</i> sp (cells)		**			**											
<i>Spirulina</i> sp																

Muy baja abundancia (cél/l x 10 ²)	*
Baja abundancia (cél/l x 10 ³)	**
Media abundancia (cél/l x 10 ⁴)	***
Alta abundancia (cél/l x 10 ⁵)	****
Muy alta abundancia (cél/l x 10 ⁶ -10 ⁸)	*****

Anexo 10.- Taxa del fitoplancton identificados en la estación 2 de la laguna de Macapule, Sinaloa, México, en el periodo comprendido entre enero del 2004 a abril del 2005.

TOXICAS NOCIVAS	ESTACION 2															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
DIATOMEAS																
<i>Asterionellopsis</i> sp											*	*	**	***	*	
<i>Bacillaria</i> sp											**			**		
<i>Bacteriastrium</i> sp1	*		*		*				*	*	*	**	**	*	*	
<i>Bacteriastrium</i> sp2					*						*	*				
<i>Bacteriastrium</i> sp3																
<i>Cerataulina bergonii</i>											*	**	***			
<i>Cerataulina dentata</i>										*	**	**	**	*	*	
<i>Climacosphenia</i> sp											*	**		*		
<i>Corethron</i> sp										*						
<i>Cylindrotheca closterium</i>	**							**	***	****	**	**	**	***	***	
<i>Chaetoceros peruvianus</i>							*		*		*	*	*	**		
<i>Chaetoceros</i> sp1	**	*	**	*	*	**	**	*		**	**	****	***	***	****	
<i>Chaetoceros</i> sp2																
<i>Diatomeas centrales no ident.</i>	**	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	***	***	***	***	
<i>D. penales no ident.</i>	***	**	*	***	***	***	***	***	***	**	**	***	***	***	***	
<i>Detonula pumila</i>													**			
<i>Detonula</i> sp													***	***	**	
<i>Eucampia</i> sp			*										***	***	**	
<i>Guinardia</i> sp											*	**	***	***	**	
<i>Hemiaulus</i> sp											*	**	*	**		
<i>Leptocylindrus danicus</i>											*	**	*	**		
<i>Lioloma pacificum</i>															**	
<i>Lioloma</i> sp			*	*	*	*			*	*	**	*	*	**	*	
<i>Lioloma</i> sp2																
<i>Meuneria membranaceus</i>										*			**			
<i>Navicula</i> sp															*	
<i>Neodelphineis pelagica</i>												*				
<i>Odontella mobiliensis</i>							**				*					
<i>Odontella</i> sp																
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp		*	*	**	**	**	**	**			**	***	**	***	***	
<i>Pseudosolenia calcaravis</i>																
<i>Rhizosolenia hebetata</i>								*								
<i>Rhizosolenia imbricata</i>																
<i>Rhizosolenia setigera</i>	*	*		*	*	*		*	*	*	****	**	*		*	
<i>Rhizosolenia</i> sp2																
<i>Rhizosolenia styliformis</i>					**	***	*	**	**		**		***		****	
<i>Skeletonema costatum</i>	*		*	*	**	***	*	**	**		**		***		****	
<i>Skeletonema tropicum</i>						*										
<i>Synedropsis</i> sp							*									
<i>Thalassiosira</i> sp	**	*	*	*				*			*	**	***	**	**	
<i>Thalassionema</i> sp														**	**	
<i>Thalassionema</i> sp2														**	**	
<i>Thalassiothrix</i> sp														**	**	

Anexo 10.- (continuación.....)

TOXICAS NOCIVAS	DINOFLAGELADOS	ESTACION 2															
		2004						2005									
		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
	<i>Akashiwo sanguineum</i>						*										
	<i>Alexandrium</i> sp1	*		*	**		**					*	*	*	*	**	*
	<i>Amylax triacantha</i>	*												*			
	<i>Ceratium balechii</i>																*
	<i>Ceratium furca</i>			**		*		*			*						*
	<i>Ceratium fusus</i>							*								*	*
	<i>Ceratium</i> sp1	*	*	**	*	*	*	**			*	*					
	<i>Ceratium</i> sp2			*	*	*		*									
	<i>Ceratium</i> sp3				*												
	<i>Ceratium</i> sp4																
	<i>Corythodinium</i> sp																
	<i>Dinophysis caudata</i>							*				*					
	<i>Dinophysis rotundata</i>																*
	<i>Dinophysis</i> sp	**			*									*	**	**	*
	<i>Dinoquiste</i> sp	*		*	*	*	*		**								
	<i>Diplopsalopsis</i> sp									*						*	
	<i>Dissodinium lunula</i>															*	
	<i>Gonyaulax polygramma</i>			*		*						*	*	**	*		
	<i>Gonyaulax spinifera</i>					*	*	*				*					
	<i>Gonyaulax verior</i>					*											
	<i>Gymnodinium</i> sp1	*															
	<i>Gymnodinium catenatum</i>	*				**						**					***
	<i>Gymnodinium</i> sp1													**			
	<i>Gyrodinium</i> sp	*		*		**				*	**	*	*	**	**	**	**
	<i>Heterocapsa</i> sp					**	**	*	*	*	*	*	*	**	**	***	**
	<i>Noctiluca scintillans</i>											*	*	*	*	*	**
	<i>Oxytoxum</i> sp					*						*	*	*	*	*	**
	<i>Peridinium quinquecorne</i>			*		*	*	**	**	***	**	*	*	**	**	*	*
	<i>Prorocentrum balticum</i>	**										*	*				**
	<i>Prorocentrum compresum</i>					*		*	*			*					*
	<i>Prorocentrum dentatum</i>				*						*		*	*	*	*	
	<i>Prorocentrum gracile</i>	*	*	**	*	*	*	*	**	*	*	**	*	**	**	**	**
	<i>Prorocentrum mexicanum</i>		*	***	**	**	**	*	**	*	*	*	*	*	*	**	**
	<i>Prorocentrum micans</i>	***	*	**	*	**	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**
	<i>Prorocentrum minimum</i>	****		**	**	**	**	*	**	**	**	****	**	**	**	**	***
	<i>Prorocentrum sigmoides</i>								*								
	<i>Prorocentrum</i> sp																
	<i>Prorocentrum triestinum</i>				*	**					*						
	<i>Protoperidinium crassipes</i>																*
	<i>Protoperidinium depresum</i>											*		**			
	<i>Protoperidinium excentricum</i>											*		**			
	<i>Protoperidinium</i> sp	*					*										
	<i>Protoperidinium</i> sp1	*		**	*	*	*	***	**	**	**	**	**	**	**	**	*
	<i>Protoperidinium</i> sp2					*											
	<i>Protoperidinium</i> sp3																
	<i>Protoperidinium</i> sp4																
	<i>Protoperidinium steinii</i>						*					*	*				*
	<i>Pyrophacus</i> sp	**	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**	*	*
	<i>Scrippsiella</i> sp	*		*		*	**	*	*	*	*	*	*	*	***	*	**
	<i>Zygabikodinium lenticulatum</i>																

Anexo 10 (continuación.....)

TOXICAS NOCIVAS	ESTACION 2															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
SILICOFLAGELADOS																
<i>Dictyocha</i> sp1			**	*												
<i>Dictyocha</i> sp2																
<i>Distephanus pulchra</i>											*	*	**		*	***

	ESTACION 2															
	2004												2005			
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR
CIAOBACTERIAS																
<i>Anabaena</i> sp						**	****	****	****	***		***			**	
<i>Leptolyngbya</i> sp2 (tricoma)																
<i>Lyngbya</i> sp1	**					**	**	*		*	*					
<i>Lyngbya</i> sp2																
<i>Microcystis</i> sp (cells)				**				***	****	***						
<i>Nostoc</i> sp (cells)			*			***										
<i>Spirulina</i> sp			*				*			*				*		

Muy baja abundancia (cél/l x 10 ²)	*
Baja abundancia (cél/l x 10 ³)	**
Media abundancia (cél/l x 10 ⁴)	***
Alta abundancia (cél/l x 10 ⁵)	****
Muy alta abundancia (cél/l x 10 ⁶ -10 ⁸)	*****

Anexo 11.- Microfotografías de especies potencialmente tóxicas, nocivas o formadoras de mareas rojas, observadas en la laguna de Macapule, Sinaloa, México.

Lámina 1

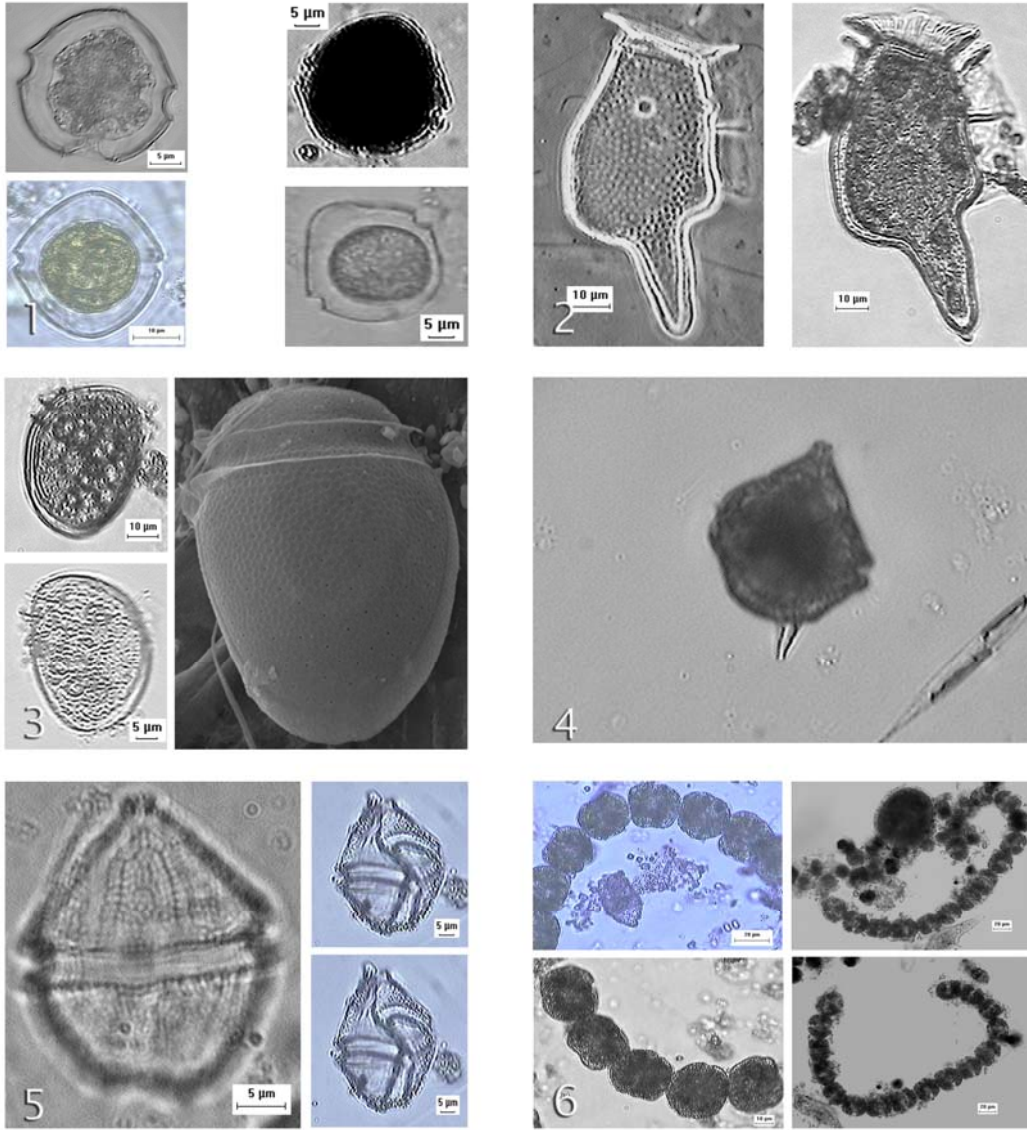


Lámina 1

1. *Alexandrium* spp. Vista lateral (400x)
2. *Dinophysis caudata*. Saville-Kent. Vista lateral (400x)
3. *Dinophysis* sp. Vista lateral (400x) y MEB* (10,000x)
4. *Gonyaulax polygramma*. Stein. Vista dorsal (400x) y
5. *Gonyaulax spinifera*. Claparède et Lachmann. Vista cingular (400x) y (100x)
6. *Gymnodinium catenatum*. Graham. Vista en cadena (400x)

*Microscopia electrónica de barrido.

Lámina 2

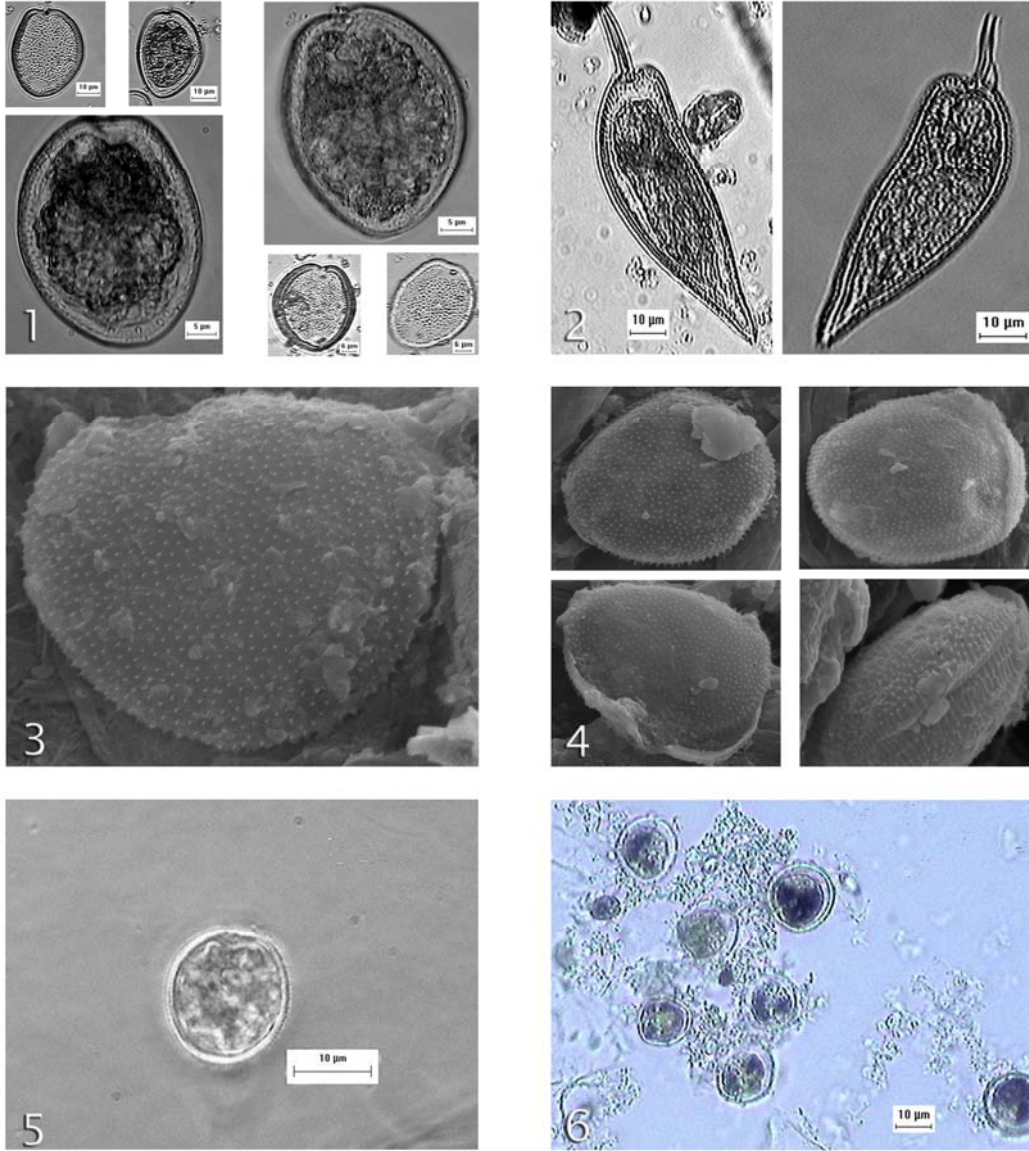


Lámina 2

1. *Prorocentrum mexicanum*. Tafall. Vista valvar (1000x) y (400x)
2. *Prorocentrum sigmoides*. Böhm. Vista valvar (400x)
3. *Prorocentrum minimum*. (Pavillard) Schiller. Vista valvar (10,000x) (MEB)*
4. *Prorocentrum minimum*. (Pavillard) Schiller. Vista valvar, vista apical y vista lateral (10,000x) (MEB)*
5. *Prorocentrum minimum*. (Pavillard) Schiller. Vista valvar (1000x)
6. *Prorocentrum minimum*. (Pavillard) Schiller. Vista valvar, proliferación (400x)

*Microscopia electrónica de barrido.

Lámina 3

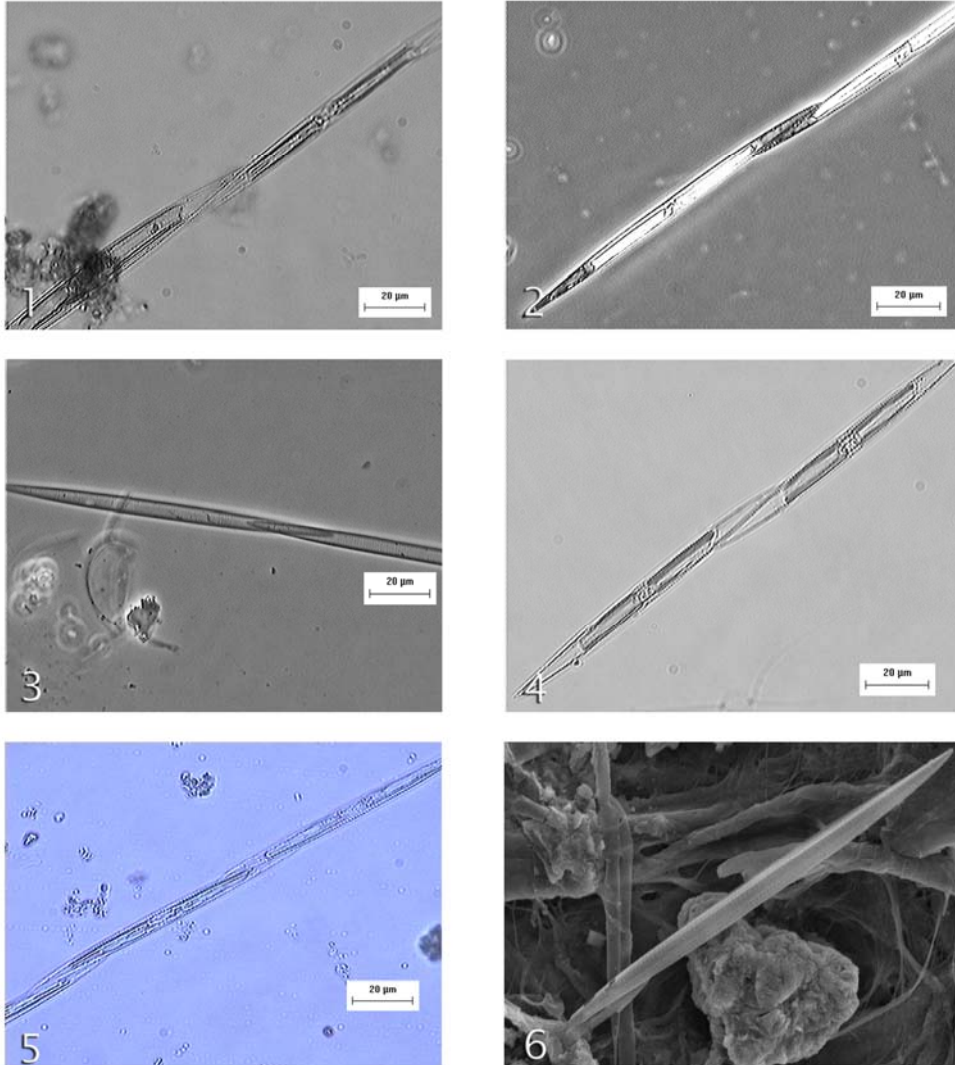


Lámina 3.

1, 2, 4 y 5 *Pseudo-nitzschia* spp. Vista conectiva (400x)

3 *Pseudo-nitzschia* spp. Vista valvar (400x) y 7 Vista valvar MEB*(10,000x)

*Microscopia electrónica de barrido.

Lámina 4

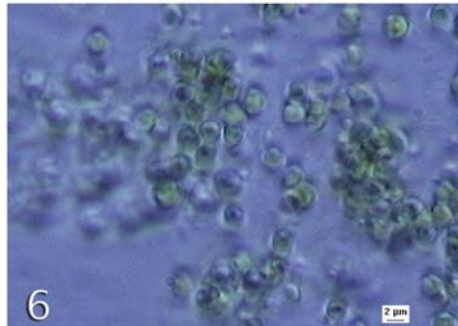
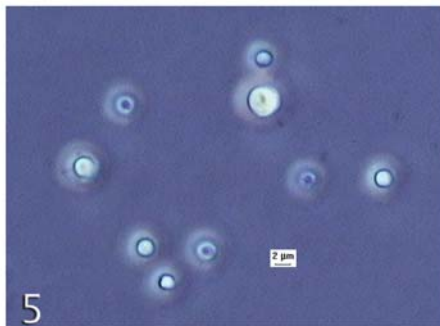
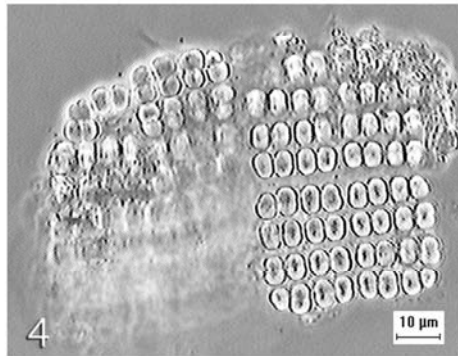
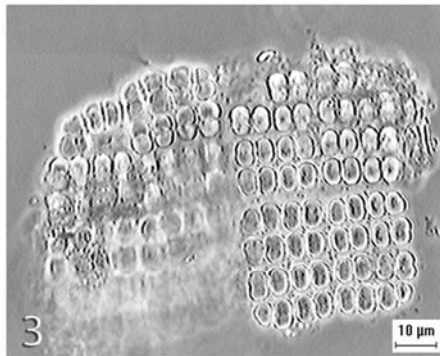
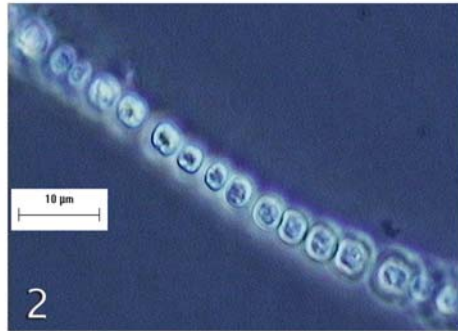
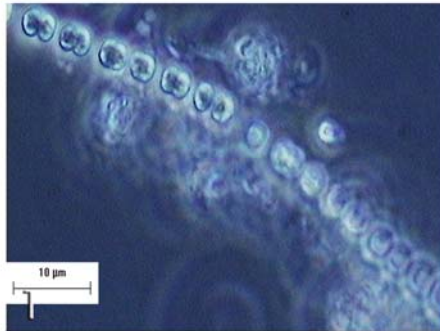


Lámina 4

- 1, 2 *Anabaena* sp. Vista formando cadenas (400x)
- 3,4 *Microcystis* sp. Vista formando colonias (400x)
- 5 *Synechocystis* sp. Formas libres (1000x)
- 6 *Synechococcus* sp. Formas coloniales (1000x)

Lámina 5

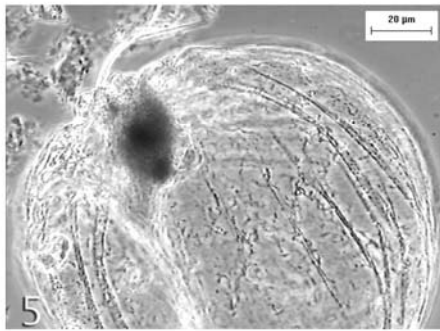
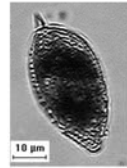
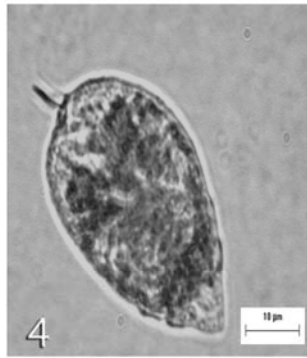
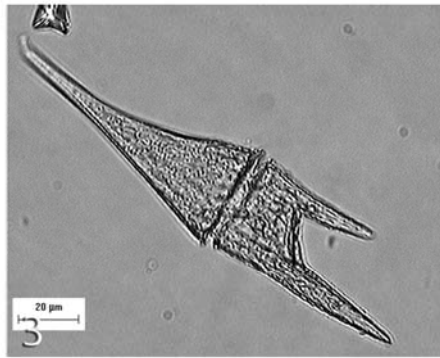
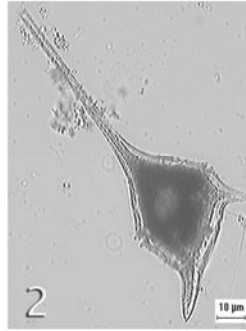
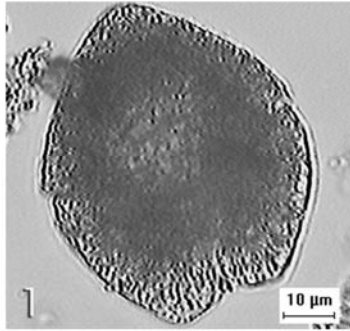


Lámina 5

1. *Akashiwo sanguinea*. Hirasaka. Vista ventral (400x)
2. *Ceratium balechii*. Balech. Vistas ventral y dorsal (200x) (400x)
3. *Ceratium furca*. Sournia. Vista ventral (400x)
4. *Prorocentrum micans*. Eherenberg. Vista Valvar (400x)
5. *Noctiluca scintillans*. (Macartney) Ehrenberg (200x)

Lámina 6

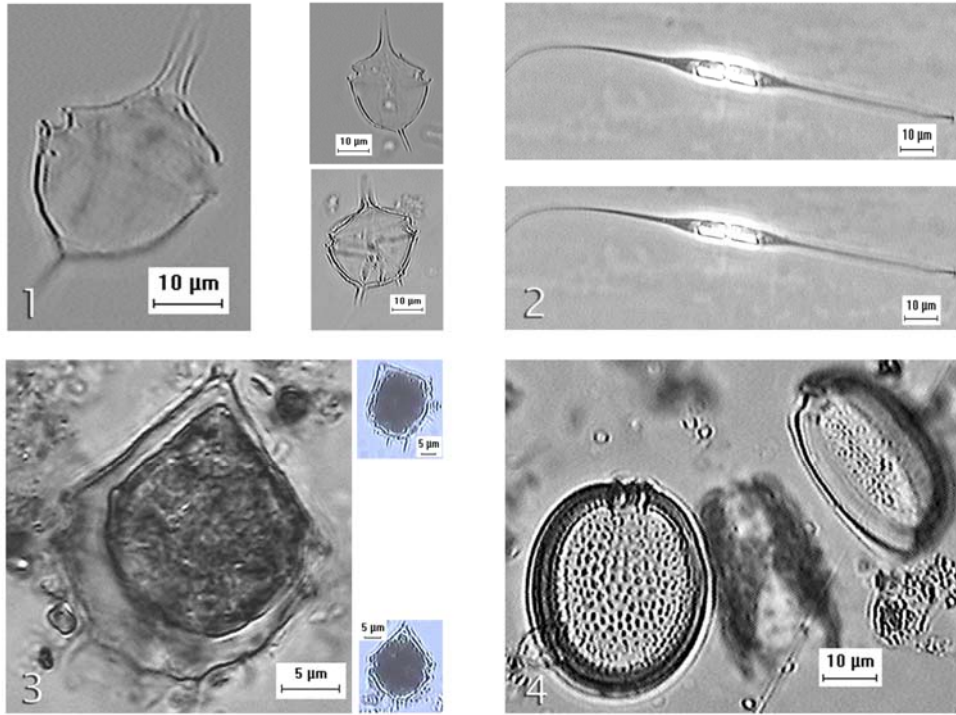


Lámina 6

1. *Amylax triacantha*. (Jørgensen) Sournia. Vistas lateral, dorsal y ventral (400x)
2. *Cylindrotheca closterium*. (Ehrenberg) Reiman et Lewin. Vista lateral (400x)
3. *Peridinium quinquecorne*. Abé. Vista dorsal (1000x) y (400x)
4. *Prorocentrum compressum* (Bailey) Balech. Vista valvar (400x)

Lámina 7

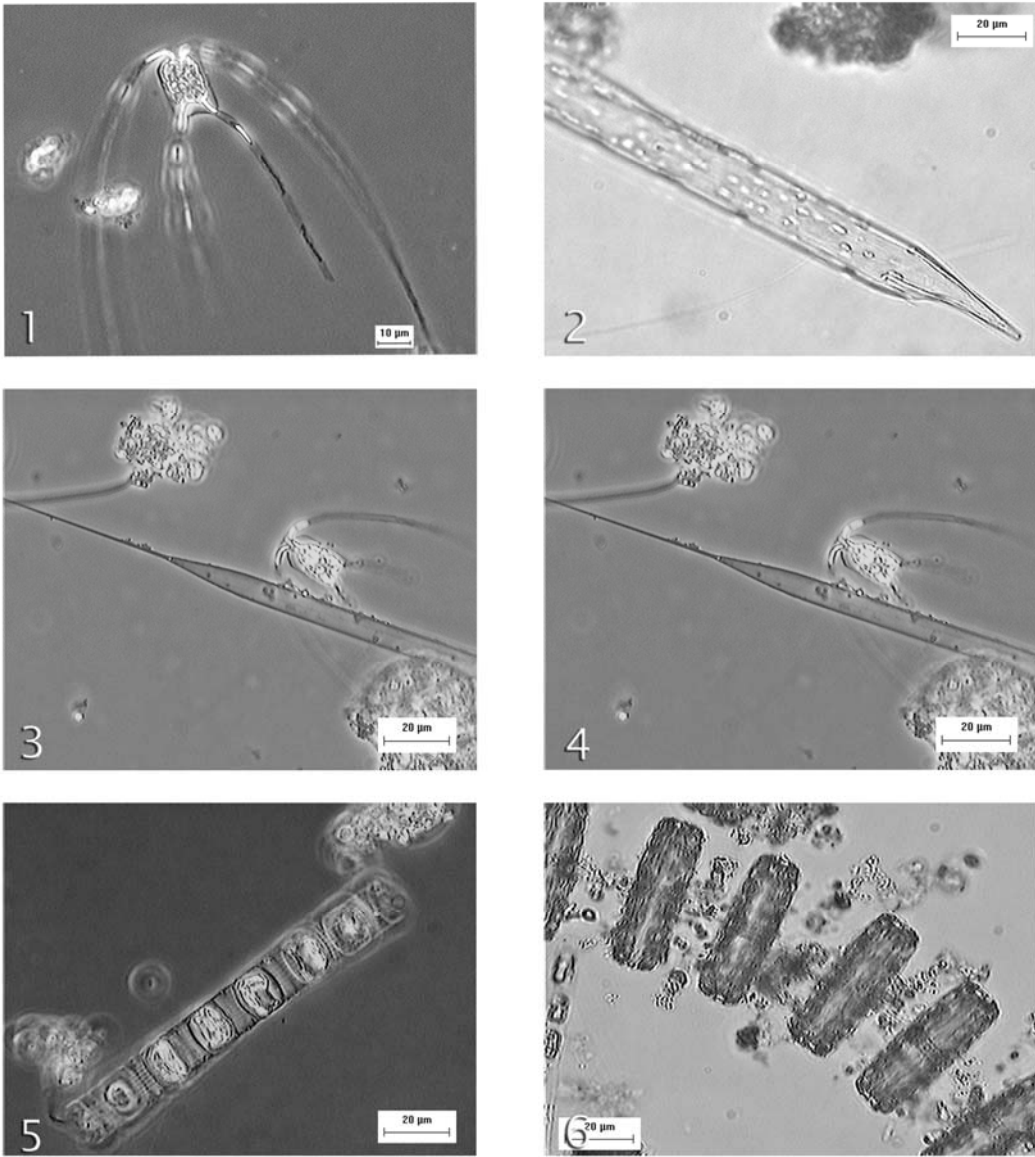


Lámina 7

1. *Chaetoceros peruvianus*. Brightwell. Vista conectiva (400x)
2. *Proboscia alata*. Brightwell (Sundström) Vista conectiva (400x)
- 3, 4. *Rhizosolenia setigera*. Brightwell. Vista conectiva (200x)
5. *Skeletonema costatum*. Greville. Vista conectiva (200x)
6. *Thalassiosira* sp. Vista conectiva (200x)

Lámina 8

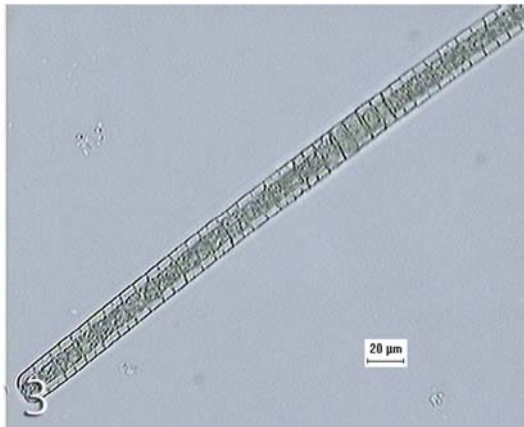
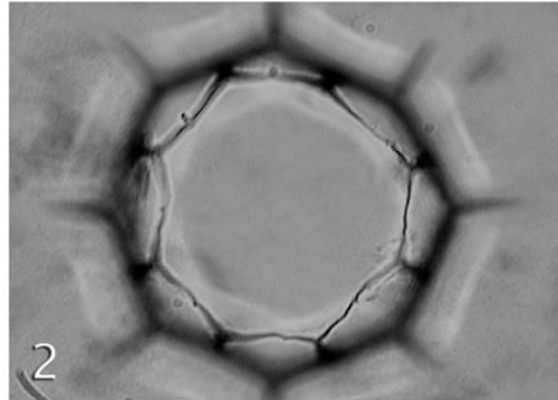
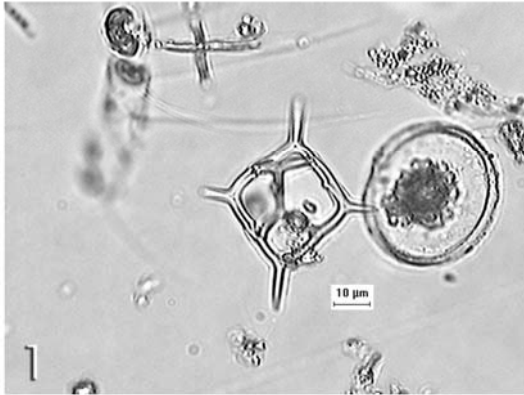


Lámina 8

1. *Dictyocha mesanensis*. Vista ventral (400x)
2. *Distephanus pulchra*.. Vista ventral (400x)
3. *Trichodesmium* sp., tricoma (200x)
4. *Trichodesmium* sp., formando agregados de tricomas (200x)