

UNIVERSIDAD DEL MAR

CALIDAD DE AGUA Y BIOGEOQUÍMICA DE LOS
NUTRIENTES EN LA LAGUNA DE MANIALTEPEC.

T E S I S

Que para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
Con especialidad en Ecología Marina

P r e s e n t a :

Biól. Víctor Manuel Martínez Rodríguez

Asesor. Saúl Rogelio Guerrero Galván



Puerto Angel, Oax.

2001

Índice de Contenido

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 2. ANTECEDENTES..... | 4 |
| 2.1. Estudios previos en el área..... | 6 |
| 3. OBJETIVOS..... | 7 |
| 3.1. Objetivos generales..... | 7 |
| 3.2. Objetivos particulares..... | 7 |
| 4. MATERIALES Y METODOS..... | 8 |
| 4.1. Área de estudio..... | 8 |
| 4.2. Muestreo..... | 9 |
| 4.3. Colecta de las muestras..... | 9 |
| 4.4. Mediciones de variables in situ:..... | 10 |
| 4.5. Métodos analíticos..... | 10 |
| Clorofila "a"..... | 10 |
| Nitratos (NO_3^-)..... | 10 |
| Nitritos (NO_2^-)..... | 11 |
| Nitrógeno Amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$)..... | 11 |
| Fósforo disuelto (PO_4^{3-})..... | 11 |
| Fósforo Total y Residual..... | 12 |
| Silicatos | 12 |
| Alcalinidad Total..... | 12 |
| Sólidos Suspendidos y Materia Orgánica Particulada (MOP)..... | 13 |
| Sulfuros | 13 |
| 4.6. ANALISIS ESTADISTICOS..... | 14 |
| 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 16 |
| 5.1. Salinidad (psu)..... | 16 |
| 5.2. Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)..... | 17 |
| 5.3. Oxígeno disuelto (mg/l.)..... | 18 |
| 5.4. Estimación de la productividad primaria por medio de la producción de oxígeno por fotosíntesis y consumo por respiración..... | 19 |
| 5.5. pH y Alcalinidad (meq/l.)..... | 27 |
| 5.6. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5 mg/l) y materia orgánica particulada (MOP mg/l.) | 28 |
| 5.7. Proporción de la Materia Orgánica en el particulado. (%)..... | 30 |

| | |
|--|-----------|
| 5.8. Nitrógeno amoniacal (μM)..... | 30 |
| 5.9. Nitritos (μM)..... | 32 |
| 5.10. Nitratos (μM)..... | 32 |
| 5.11. Fósforo inorgánico (μM)..... | 34 |
| 5.12. Fósforo residual (μM)..... | 35 |
| 5.13. Fósforo total (μM)..... | 36 |
| 5.14. Relación N:P en la laguna de Manialtepec..... | 36 |
| 5.15. Silicatos (μM)..... | 38 |
| 5.16. Clorofila a, b y c ($\mu\text{g/l}$)..... | 39 |
| 5.17. Sólidos suspendidos (mg/l)..... | 41 |
| 5.18. Sulfuros (mg/l)..... | 42 |
| 5.19. Análisis estadísticos de las variables estudiadas..... | 44 |
| Análisis de Componentes principales..... | 44 |
| 6. Conclusiones..... | 47 |
| 7. Bibliografía..... | 49 |
| 8. Tablas..... | 52 |
| 9. Figuras..... | 62 |

Índice de tablas

| | |
|---|----|
| Tabla 1 Características de los muestreos | 52 |
| Tabla 2 Comparación de medias entre las temporadas de secas y lluvias para el agua superficial en laguna de Manialtepec..... | 53 |
| Tabla 3 Comparación de medias entre las temporadas de secas y lluvias para la masa de agua de fondo en laguna de Manialtepec..... | 54 |
| Tabla 4 Comparación de medias entre la bocabarra abierta o cerrada para la masa de agua de superficie en laguna de Manialtepec..... | 55 |
| Tabla 5 Comparación de medias entre la bocabarra abierta o cerrada para la masa de agua de fondo en laguna de Manialtepec..... | 56 |
| Tabla 6 Producción neta (P) y consumo (R) de oxígeno disuelto, respiración total (Resp), producción de oxígeno bruta (P bruta) y constante de difusión (Kdif) a las diferentes profundidades de medición, promedio y total. En los días que se indica | 57 |
| Tabla 7 Producción neta (P) y consumo (R) de oxígeno disuelto, respiración total (Resp), producción de oxígeno bruta (P bruta) y constante de difusión (Kdif) a las diferentes profundidades de medición, promedio y total. En los días que se indica | 58 |
| Tabla 8 Constantes de difusión (Kdif) calculadas por el método de la curva diurna en diferentes cuerpos de agua | 59 |
| Tabla 9 Valores de producción y de consumo de diferentes cuerpos de agua | 59 |
| Tabla 10 Flujos de carbono totales en la laguna de Manialtepec | 59 |
| Tabla 11 Relación Nitrógeno:Fósforo para la masa de agua superficial en la laguna Manialtepec..... | 60 |
| Tabla 12 Relación Nitrógeno:Fósforo para el agua de fondo en la laguna Manialtepec..... | 60 |
| Tabla 13 Componentes principales | 61 |
| Tabla 14 Correlación canónica entre los factores | 61 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1 Área de estudio..... | 62 |
| Figura 2 Variación espacio-temporal de la salinidad (psu) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 63 |
| Figura 3 Variación espacio-temporal de la temperatura (°C) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 64 |
| Figura 4 Variación espacio-temporal del oxígeno disuelto (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 65 |
| Figura 5 Perfil de variación diurna del oxígeno disuelto (mg/l) en la laguna, durante el día juliano 215..... | 66 |
| Figura 6 Variación espacio-temporal del pH en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 67 |
| Figura 7 Variación espacio-temporal del sulfuro (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 68 |
| Figura 8 Variación espacio-temporal de la demanda bioquímica de oxígeno (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 69 |
| Figura 9 Variación espacio-temporal de los sólidos suspendidos mayores de 1.2 μm (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 70 |
| Figura 10 Variación espacio-temporal de los sólidos suspendidos mayores de 0.45 μm (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 71 |
| Figura 11 Variación espacio-temporal de la materia orgánica particulada (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 72 |
| Figura 12 Variación espacio-temporal del nitrógeno amoniacal (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 73 |
| Figura 13 Variación espacio-temporal de nitrito (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 74 |
| Figura 14 Variación espacio-temporal de Nitrato (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 75 |
| Figura 15 Variación espacio-temporal del fósforo inorgánico (μM) en la laguna de Manialtepec, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 76 |
| Figura 16 Variación espacio-temporal del fósforo residual (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 77 |
| Figura 17 Variación espacio-temporal del fósforo total (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 78 |
| Figura 18 Variación espacio-temporal de la alcalinidad (meq/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 79 |
| Figura 19 Variación espacio-temporal del silicato (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 80 |
| Figura 20 Variación espacio-temporal de la clorofila "a" ($\mu\text{g/l}$) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 81 |
| Figura 21 Variación espacio-temporal de la Clorofila "b" ($\mu\text{g/l}$) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 82 |
| Figura 22 Variación espacio-temporal de la Clorofila "c" ($\mu\text{g/l}$) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B)..... | 83 |
| Figura 23 Diagrama de los principales parámetros en la laguna de Manialtepec..... | 84 |

1. INTRODUCCIÓN.

Las lagunas costeras son de gran relevancia ecológica, ya que son sitios donde se llevan a cabo importantes procesos biológicos: la alimentación, reproducción y migración, de distintas especies de peces, crustáceos y aves. El hombre utiliza las lagunas costeras en la producción de energía, pesca, acuicultura, urbanización y recreación; lo que confiere a estos cuerpos de agua características muy valiosas desde el punto de vista económico, y provoca una intensa manipulación tecnológica, que genera cambios en la estructura y dinámica de estos ecosistemas. Tales transformaciones, frecuentemente mal planeadas, provocan daños y desequilibrios muchas veces irreversibles (FAO, 1992).

El papel de las lagunas costeras en los ciclos biogeoquímicos a escala global debe evaluarse, ya que su área, que representa una pequeña porción del medio ambiente marino, por su alta productividad primaria, contribuye importantemente a la fijación de carbono atmosférico y al control del flujo de nutrientes al mar, provenientes de la erosión, de los materiales intemperizados del continente y/o de aportes antropogénicos (Simpson y Rippet, 1998).

El estado trófico que guarda una laguna es función de los aportes de agua dulce provenientes de los ríos y escorrentías locales, y del agua marina acarreada por las mareas, ambas contribuciones, cíclicas o eventuales, representan para las lagunas costeras el principal subsidio de materiales y energía. Los aportes de los ríos constituyen el principal flujo de materiales del continente hacia los océanos e influyen, considerablemente, en el metabolismo del carbono de la zona costera, al modificar las condiciones de autotrofia o heterotrofia de las lagunas (Wafar *et al.*, 1989).

La productividad primaria es el proceso que a través del uso de la energía, fundamentalmente de la luz, y de constituyentes inorgánicos (nutrientes) se produce materia orgánica (Margalef, 1967).

Los elementos indispensables para la biota, para la productividad primaria, son los nutrientes, y generalmente están en abundancia en las lagunas costeras, lo que promueve

una alta producción primaria en estos ecosistemas (Eyre, 1994; Valdéz y Real, 1994; Justic *et al.*, 1995).

Existen dos fuentes de nutrientes inorgánicos, para la producción primaria en la zona eufótica: i) "nuevos" o preformados que están presentes, como tal, por un tiempo en el agua, y se introducen a la laguna por diversas vías, como por ejemplo: por deposición atmosférica, escorrentía, mezcla vertical y procesos advectivos, y ii) los "regenerados" de origen oxidativo, que se incorporan por procesos de removilización y remineralización de material orgánico (Kiorboe, 1994) La degradación microbiana de la materia orgánica es el proceso más importante en el reciclamiento de los nutrientes (Cervantes *et al.*, 1988; Rivera *et al.*, 1996).

En las lagunas costeras los factores que influyen la productividad primaria son:

- 1) Los niveles de concentración de los nutrientes. Las lagunas costeras tienen una alta productividad primaria, relacionada con los niveles de concentración de los nutrientes, por ejemplo, en la laguna la Joya-Buenavista, Chiapas, la productividad primaria y los niveles de concentración de nutrientes son altos, con relación a cuerpos de agua similares (Contreras y Zabalegui, 1991).

Asimismo, existen diversos factores que modifican la concentración de nutrientes de los que se pueden mencionar los siguientes:

- a) La complejidad del ambiente lagunar. En estos ecosistemas se presentan ambientes, de manera espacial y temporal, oxidantes y reductores; así, se llevan a cabo procesos de nitrificación y desnitrificación. Los nutrientes atrapados en los sedimentos, en función del pH y Eh, son liberados a la columna de agua (Lipschultz *et al.*, 1986; Caraco *et al.*, 1992). En la laguna de Chelem, Yucatán, Valdéz y Real (1994), midieron los niveles de concentración de nutrientes en agua intersticial y a través de la primera ley de Fick estimaron los flujos netos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato, de los sedimentos hacia la columna de agua, sus valores calculados fueron 182, 0.5, 1.9 y 0.3 $\mu\text{M}/\text{m}^2 \text{ h}$, respectivamente.
- b) Las características morfológicas y dinámicas del sistema. La distribución de los nutrientes presenta variaciones que dependen de la morfología y dinámica del agua. Álvarez y Soto (1991) encontraron en los canales de inundación de las marismas del

estero Punta Banda, al noroeste de Baja California, que los niveles de concentración de los nutrientes son similares en los canales, principal y los localizados en la parte media, y la boca de la laguna; mientras que en el extremo interno de la laguna (cabeza lagunar), registraron niveles más altos de concentración, que se explican por la baja tasa de renovación del agua.

- c) Estratificación en las masas de agua. Cervantes y Guerrero (1981), encontraron para la Ensenada de la Paz, Baja California Sur, diferencias significativas entre los valores de superficie y fondo para los compuestos nitrogenados y uniformidad para los niveles de concentración de fosfato.
- d) Variaciones temporales. Castro y Grijalva (1991) encontraron, en la laguna costera La Cruz, Sonora, cierta homogeneidad espacial en los niveles de concentración de los nutrientes, con una variación estacional, explicada por las diferencias en el intercambio mareal. Por su parte Valdez (1994) encontró, para la misma laguna, que las variaciones en los niveles de concentración de nutrientes, están influenciados por los vientos, en periodos de 3 días, y por los ciclos lunares de la marea, en periodos de 15 días.

Resulta fundamental para interpretar su comportamiento, evaluar la influencia de las variaciones estacionales en estos ecosistemas, de esta manera, Conteras *et al* (1994) realizan una estimación de clorofila a, como base para un índice trófico en las lagunas costeras mexicanas, identificando tres épocas, con marcada influencia en el comportamiento ecológico.

- i) Secas o estiaje, caracterizada por temperaturas elevadas, aguas claras y una relativa estabilidad, con florecimientos fitoplanctónicos de alta diversidad, explicada por la entrada de aguas costeras.
- ii) Lluvias, caracterizada por agua turbia e influencia de escurrimientos continentales, en esta época, para algunas lagunas, se presentan lapsos de calma conocidos como intra estivales, donde ocurren puntualmente elevados niveles de concentración de clorofila "a" (100 mg/m^3).
- iii) Invierno, caracterizada por bajas temperaturas y fuertes vientos, con una cantidad considerable de materia orgánica disuelta, incluido fósforo orgánico.

- 2) Iluminación. La cantidad de radiación solar varía a lo largo del año, con mayor número de horas de insolación en las semanas aledañas al solsticio de verano y con insolación baja en las semanas cercanas al solsticio de invierno.
- 3) Turbidez. Las lagunas costeras son sistemas con niveles de turbidez altos, que dadas las concentraciones de los nutrientes y pigmentos fotosintéticos, comunes en estos sistemas, la productividad primaria está limitada por la penetración de la luz en la columna de agua.
- 4) Productores primarios. Los manglares, algas y pastos marinos, presentes en las lagunas costeras, son importantes productores primarios; que frecuentemente presentan una programación estacional que garantiza producción permanente (Cervantes *et al.* 1988; Rivera, *et al.* 1996).

2. ANTECEDENTES.

La materia orgánica, en los sistemas acuáticos, se encuentra en forma particulada y/o disuelta; ser de origen autóctono y/o alóctono, proveniente de: producción primaria y de las distintas fronteras que tienen estos sistemas, respectivamente. La materia orgánica representa energía directa para los consumidores, o cargas excesivas, esto último, resulta en procesos eutróficos indeseables en los cuerpos de agua.

La degradación de los cuerpos de agua costeros, por eutroficación, tiene consecuencias en el ámbito social, porque como se mencionó anteriormente, son fuente de bienes. En particular la laguna de Manialtepec sostiene una cooperativa de pescadores y una pequeña actividad turística (restaurantes y paseos en lancha); En su margen oeste se realizan prácticas agrícolas.

Las lagunas de Manialtepec, Corralero-Alotengo y Chacahua-Pastoría representan alrededor del 30 % de la superficie lagunar de la Costa Chica y el 5 % del estado de Oaxaca. La importancia ecológica y pesquera de estos ecosistemas los convierte en áreas prioritarias para su vigilancia y protección contra alteraciones causadas por el hombre y fenómenos naturales, que de acuerdo con la Ley de Pesca en vigor, para la laguna de Manialtepec, son: i) presión sobre algunas especies de importancia pesquera, ii) riesgo de contaminación por desechos humanos y agroquímicos, iii) tala de la vegetación halófila (mangle), iv) recientemente afectado por impactos meteorológicos extremos (Huracán Paulina) v)

extracción de fauna en general y vi) alta perturbación de la hidrodinámica del sistema por actividades antropogénicas (Diario Oficial, 2000).

Por lo anterior, es necesario valorar las condiciones físicas, químicas y biológicas actuales de las lagunas costeras, que permitirá conocer su estado y el posible efecto que tienen las actividades productivas sobre su calidad ambiental.

A la fecha, las comunidades asentadas en los alrededores de la laguna de Manialtepec realizan actividad pesquera con características artesanales, cuyos principales productos son: camarón y jaiba; y algunas especies de escama –lisa, robalo, bagre y mojarra- (Aceves, 1997; Diario Oficial, 2000). Sin embargo, en la actualidad se promueven encierros para el desarrollo de la acuicultura de camarón, mediante el establecimiento de estanques rústicos en áreas vecinas. Asimismo, por su cercanía a Puerto Escondido, se propicia el desarrollo de la actividad turística, tanto en el ámbito del “ecoturismo”, representado por paseos de observación de aves, así como el turismo común, que por las condiciones de nulo oleaje y corrientes en la laguna, práctica deportes moto-acuáticos: esquí acuático y lanchas de motor de pequeñas dimensiones, lo que provoca inicialmente contaminación acústica, y probablemente, incrementa el vertimiento, accidental y operacional, de hidrocarburos a la laguna.

El establecimiento de granjas acuícolas y/o encierros, propiciará un incremento en el flujo de nutrientes a la laguna, que conjuntamente con la incomunicación con el mar, la mayor parte del año, promovido en parte, por el desvío del cauce del río Manialtepec; puede acelerar el proceso de eutroficación de la laguna.

Para establecer la calidad ambiental de la laguna de Manialtepec es necesario:

- 1) Establecer el impacto de las actividades turísticas.
- 2) Evaluar las artes, el esfuerzo pesquero aplicado al sistema y el estado de las poblaciones de interés.
- 3) Establecer la capacidad de uso de la laguna y dimensión del mismo en el ámbito del cultivo del camarón.
- 4) Realizar un inventario de la flora y fauna del sistema.

- 5) Conocer la hidrodinámica de la laguna.
- 6) Evaluar el estado de contaminación por agroquímicos.
- 7) Conocer el estado trófico actual de la laguna.
- 8) Evaluar la biogeoquímica de los nutrientes -nitrógeno, fósforo y silicatos- así como sus relaciones con la productividad primaria, la materia orgánica y la biomasa del fitoplancton.

2.1. Estudios previos en el área.

En la Costa Chica de Oaxaca, y en particular para la laguna de Manialtepec, los estudios son escasos. Uno de ellos, de Contreras y García (1991), expone que los niveles de las concentraciones de los nutrientes son más altos, en esta laguna, que los registrados por otros autores, para otras lagunas costeras mexicanas con características similares; además, señalan que las concentraciones de materia orgánica son elevadas, producto del aislamiento de la zona marina y del desvío del cauce del río Manialtepec.

En el ámbito de los estudios biológicos, Aceves (1997) concluye que: i) la pesca es baja, ii) la biomasa fitoplanctónica tiene valores promedio menores a 0.15 g/m^2 y iii) que su distribución espacial, tiene valores más altos en la zona central de la laguna, donde la temperatura y la salinidad son más homogéneas.

Becerra (1996) realizó un estudio faunístico prospectivo de los microinvertebrados bentónicos, y encontró: poliquetos, oligoquetos, nemátodos y ostrácodos.

3. OBJETIVOS.

3.1. Objetivos generales.

Determinar el estado trófico en la laguna costera de Manialtepec y sus variaciones estacionales.

Cuantificar la dinámica espacial y temporal de los nutrientes y materia orgánica, así como la relación entre estas variables con la productividad primaria de la laguna.

Identificar las variables de mayor peso en la evaluación de la calidad de agua de la laguna de Manialtepec.

Establecer la dinámica del agua y sus cambios estacionales.

3.2. Objetivos particulares.

Determinar los niveles de concentración de nutrientes: nitrato, nitrito, nitrógeno amoniacal, fósforo disuelto y total, y silicatos a lo largo de un año en una red de muestreo representativa de la laguna.

Determinar las variables de calidad de agua: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, sulfuros y sólidos suspendidos, y las variables fisicoquímicas asociadas: salinidad, temperatura, pH, alcalinidad en el agua, a lo largo de un año en una red de muestreo representativa de la laguna.

Determinar las variables biológicas: pigmentos fotosintéticos y materia orgánica a lo largo de un año en una red de muestreo representativa de la laguna.

4. MATERIALES Y METODOS.

4.1. Área de estudio

La laguna de Manialtepec se localiza en la costa del Pacífico mexicano, entre los 15° 56' y 15° 57'N y los 97° 10' y 97° 13'W, en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur, que comprende la subprovincia denominada Cordillera Costera del Sur. El eje mayor de la laguna es de aproximadamente 5 km y su anchura máxima de 1.5 km, con una extensión total de 1,640 ha. Al norte se encuentra asentado el pueblo de Las Negras, al sur limita con el Océano Pacífico, al oeste se localiza el río Manialtepec y al este las poblaciones de Alejandría y Las Hamacas (fig. 1) (INEGI, 1984a, 1984b y 1984c).

La laguna de Manialtepec se encuentra en la cuenca del río Colotepec, que se localiza en la región hidrológica 21, esta región contiene tres cuencas, correspondientes a los ríos Astata, Copalita y Colotepec de este a oeste respectivamente.

De acuerdo con la clasificación de Lankford (1977), la laguna es del tipo III-A; es decir, presenta un canal meándrico de apertura al mar que termina en una barrera arenosa, que obstruye la boca la mayor parte del año. La comunicación y aporte, de agua dulce, del río Manialtepec son a través de un canal angosto que llega al canal de la laguna, en las inmediaciones de la bocabarra. La laguna es somera (1-2 m), excepto en los canales de marea (5-8 m) modificados principalmente por procesos litorales. La barrera arenosa además de presentar sus aperturas naturales en época de lluvias, el resto del año es abierta artificialmente por habitantes del lugar (Diario Oficial, 2000), y permanece abierta por dos o tres semanas, después de lo cual, la depositación litoral la cierra nuevamente.

El clima predominante de la región corresponde a los cálidos semihúmedos, con temperatura media anual superior a los 17.5°C. Las temperaturas extremas son de 22.6°C en mayo y de 13.7°C en enero. Con estaciones hidrológicas claramente marcadas, un periodo de secas y uno de lluvias, La precipitación oscila entre 800 y 1600 mm anuales (INEGI, 1984c).

La vegetación que predomina en la zona de la laguna es del tipo selva baja subcaducifolia, con bosque de manglar consolidado, encontrándose las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Leguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Concarpus erectus* (mangle botón) (Rzedowski, 1988; Tovilla, 1994).

4.2. Muestreo.

Se llevaron a cabo muestreos mensuales durante un ciclo anual, en una red de 12 estaciones que cubren la mayor parte de la laguna, y 3 estaciones en el canal que comunica a la laguna con el mar y el río Manialtepec, esto se realizó a lo largo del año, procurando realizar cada estación de muestreo a la misma hora, en todas las fechas, para minimizar el efecto de las variaciones diurnas. Asimismo, se llevaron a cabo cuatro muestreos en ciclos diurnos, uno por cada estación astronómica llevándose a cabo en la estación número 7, elegida por ser de las más profundas.

Las características de los días en que se realizaron los muestreos se presentan en la tabla 1, los objetivos de las dos estrategias de muestreo fueron:

1.- Los muestreos mensuales. Para conocer las variaciones espaciales y temporales de las variables determinadas a lo largo de un de un ciclo anual.

2.- Los muestreos en ciclos diurnos. Para conocer los cambios que presentan las variables medidas a lo largo de un día, así como para evaluar el estado trófico de la laguna, como se menciona más adelante.

4.3. Colecta de las muestras.

Cada una de las estaciones de muestreo en el campo fueron ubicadas basándose en los rasgos prominentes en las inmediaciones de la laguna (poblaciones, torres de alta tensión, etc.). En cada una de las estaciones de muestreo, se colectó agua de la subsuperficie (20 cm) y de fondo, en las estaciones con profundidad mayor a 3 m, con un colector de botella tipo Van Dorn de 2.7 l de capacidad, de la que se tomaron los siguientes grupos de submuestras:

- Agua sin filtrar. Para las determinaciones de nitrógeno amoniacal, fósforo total, alcalinidad total, sulfuros y demanda bioquímica de oxígeno.
- Agua filtrada con membranas de nitrocelulosa de 0.45 μ m (Millipore type HA). Para la determinación de silicato, nitritos, nitratos, fósforo disuelto.

Para la colecta del material particulado se utilizaron filtros de fibra vidrio con diámetro de poro de 1.2 μ m (Whatman™ del tipo GF/C) y de nitrocelulosa con diámetro de poro de 0.45

μm (Millipore™ tipo HA) ambos para la determinación de sólidos suspendidos; adicionalmente, se realizó, con los filtros de fibra de vidrio, el análisis de pérdidas de peso por ignición y pigmentos fotosintéticos.

Todas las muestras una vez colectadas fueron mantenidas en frío, con hielo, en una hielera hasta su arribo al laboratorio, donde el almacenamiento se llevó a 4°C.

4.4. Mediciones de variables in situ:

Se determinó: temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto y profundidad de la determinación con un equipo Hydrolab™ Modelo Surveyor 3, calibrado como lo indica el manual de operación del mismo.

4.5. Métodos analíticos.

Clorofila "a".

El procedimiento de determinación consistió en filtrar la muestra de agua, con un equipo Millipore™ en el campo, a través de membranas de fibra de vidrio de 0.47 μm de diámetro y de 1.2 μm , el filtro fue almacenado en un frasco ámbar, agregándole 10 ml de metanol (Holm-Hansen y Riemann, 1978); se mantuvo en hielo, hasta su arribo al laboratorio donde se almacenó, en refrigeración, hasta su análisis. En el laboratorio, el filtro de fibra de vidrio se destruyó utilizando perlas de vidrio y un homogenizador tipo vortex. Se centrifugó el homogeneizado a 1,500 rpm por 5 minutos (diámetro del rotor de 20 cm). Se colectó el sobrenadante y se realizaron lecturas a las siguientes longitudes de onda, 630, 645, 663, 665 y 750 nm. Para el cálculo de las concentraciones de pigmentos se siguió el procedimiento descrito en Rodier (1981), y se usaron las siguientes ecuaciones (SCOR/UNESCO, 1980).

$$\text{Clorofila a} = 11.64 E_{663} - 2.16 E_{645} + 0.10 E_{630}$$

$$\text{Clorofila b} = 20.97 E_{645} - 3.94 E_{663} - 3.66 E_{630}$$

$$\text{Clorofila c} = 54.22 E_{630} - 14.81 E_{645} - 5.53 E_{663}$$

$$\text{Donde } E_{nnn} = \text{Abs}_{nnn} - \text{Abs}_{750}$$

Los valores se refieren al volumen de la extracción y este a su vez al volumen filtrado de agua.

Nitratos (NO_3^-).

Para determinar las concentraciones de nitratos se redujo la muestra haciéndola pasar por limadura de cadmio-cobre en una columna, la muestra se impulsó, con una bomba peristáltica, con un flujo de 10 ml/min; después de su tránsito por la columna, a la muestra se le practicó la técnica de determinación de nitritos como se describe adelante. El valor obtenido representa la suma de nitrito más nitrato así que para obtener la concentración del último, solo se resta a este el valor de la concentración del nitrito.

Esta técnica presentó las siguientes características en los niveles de $0.40 \mu\text{M}$:

Límite de detección: $0.16 \mu\text{M}$.

Coefficiente de variación 12 %.

Nitritos (NO_2^-).

La determinación de la concentración de nitrito se realizó con el método colorimétrico descrito por Strickland y Parsons (1965), en el que los nitritos se hacen reaccionar con sulfanilamida, en solución ácida para formar un compuesto que al reaccionar con 1-N-naftiletildiamina (NED), se produce un tinte coloreado, que se mide por absorbancia a 543 nm.

Esta técnica presentó las siguientes características en los niveles de $0.04 \mu\text{M}$:

Límite de detección: $0.023 \mu\text{M}$

Coefficiente de variación 20 %

Nitrógeno Amoniaco ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$).

La determinación de la concentración se realizó basándose en la técnica descrita por Solórzano (1969), que consiste en tratar a la muestra en un medio alcalino con citrato de sodio más hipoclorito de sodio, para crear condiciones oxidantes, en presencia de fenol y nitroprusiato de sodio, como catalizador, el azul de indofenol formado con el amoníaco se mide por absorbancia a 640 nm.

Esta técnica presentó las siguientes características en los niveles de $0.62 \mu\text{M}$:

Límite de detección: $1.22 \mu\text{M}$.

Coefficiente de variación 38 %.

Fósforo disuelto (PO_4^{3-}).

La determinación de las concentraciones de fósforo reactivo, se realizaron por el

método colorimétrico, descrito por Strickland y Parsons (1965), en el que la muestra es tratada con molibdato de amonio acidificado, que contiene ácido ascórbico y tartrato de antimonio y potasio, formándose un complejo azul púrpura, al que se mide por su absorbancia a 882 nm.

Esta técnica presentó las siguientes características en los niveles de 0.63 μM :

Límite de detección: 0.198 μM .

Coeficiente de variación 16 %.

Fósforo Total y Residual.

Para la determinación de fósforo total, la muestra de agua sin filtrar, se oxida a alta presión y temperatura; en presencia de persulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio, al producto de esta digestión, se le practicó la determinación del fósforo disuelto. El fósforo residual se calculó como la diferencia entre el fósforo total y el disuelto. Las características de esta técnica son iguales a las del fósforo disuelto.

Silicatos

Los Silicatos se determinaron por el método del silicomolibdato, descrito por Strickland y Parsons (1965), con una solución reductora que contiene metol y ácido oxálico, que forma un color azul, que se midió posteriormente a 810 nm.

Esta técnica presentó las siguientes características en los niveles de 1.0 μM .

Límite de detección: 0.268 μM .

Coeficiente de variación 0.068 %.

Alcalinidad Total.

La alcalinidad total se determinó siguiendo el método de Strickland y Parsons (1965), el cuál consiste en agregar un volumen de ácido de normalidad conocida, (H_2SO_4 0.02 N), titulando la muestra y utilizando fenolftaleína y naranja de metilo como indicadores.

El cálculo de la Alcalinidad total se llevó a cabo con la expresión:

$$AT = \frac{T * N * 50000}{V}$$

AT = Alcalinidad Total

T = F + M

F = ml de H_2SO_4 gastados con la fenolftaleína

M = ml de H₂SO₄ gastados con Naranja de Metilo

N = Normalidad del ácido H₂SO₄

V = ml de la muestra

Sólidos Suspendidos y Materia Orgánica Particulada (MOP).

Para la determinación de los sólidos suspendidos con diámetro de partícula mayor a 1.2 µm, se usaron filtros de fibra de vidrio, pesados luego de combustión en mufla a 400 °C por cuatro horas, para asegurar la eliminación completa de la posible materia orgánica presente en ellos.

Una vez filtrada la muestra y determinada la concentración de sólidos suspendidos con diámetro mayor a 1.2 µm los filtros de fibra de vidrio se sometieron a una combustión en mufla a 400 °C, por al menos 3 horas se enfriaron en un desecador y se pesaron para calcular la materia perdida por ignición.

Los cálculos fueron los siguientes:

Para sólidos suspendidos: $\frac{P2 - P1}{V}$

Para sólidos $\frac{P2 - P3}{V} = \text{MOP}$ o pérdidas por ignición.

P1 = Peso tarado del filtro

P2 = Peso seco

P3 = Peso después de la ignición

V = Volumen de muestra filtrada

Sulfuros

Para la determinación de la concentración de esta variable se realizó por el método Iodométrico descrita en el APHA (1998), que consiste en una retrotitulación utilizando una solución yoduro de potasio y Iodo, la cuál se estandariza con tiosulfato de sodio (Na₂S₂O₃) 0.025 N.

Los cálculos se realizaron mediante la siguiente ecuación:

$$S^{2-} \text{ (mg/l)} = \frac{[(Ax B) - CxD] \times 16000}{V}$$

Donde:

A = ml de solución de Iodo

B = normalidad de la solución de Yodo

C = ml de la solución de Na₂S₂O₃

D = normalidad de la solución de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$

V = ml de la muestra

Esta técnica presentó las siguientes características en los niveles de 1.36 mg/l:

Límite de detección: 0.768 mg/l

Coeficiente de variación 19.2 %

4.6. ANALISIS ESTADISTICOS

A las mediciones de las variables estudiadas, se les agruparon por estaciones de secas (enero-junio) y lluvias (julio-diciembre), asimismo por la condición de la bocabarra, si se encontraba abierta o cerrada.

Se realizaron análisis de "t" de student, para comparar los valores promedio y en algunas variables se realizaron transformaciones log. para realizar los análisis (tabla 1,2,3,4) donde:

$$\bar{X} = e^{\hat{x}L + \frac{1}{2}\hat{\gamma}L^2},$$

$$\text{Var}(X) = e^{2\hat{x}L + \hat{\gamma}2L^2} - e^{2\hat{x}L + \hat{\gamma}L^2}$$

\bar{X} = Promedio

$\hat{x}L$ = media de log X.

$\hat{\gamma}L^2$ = Varianza de log X

X = observaciones.

Para comparar las medias entre las estaciones de secas y lluvias se realizó la prueba:

$$T_c = \frac{\bar{X}_{\text{secas}} - \bar{X}_{\text{lluvias}}}{\sqrt{\frac{\text{var}(\text{secas})}{n(\text{secas})} + \frac{\text{var}(\text{lluvias})}{n(\text{lluvias})}}$$

T_c = t student calculada

\bar{X} = promedio de la variable

Var (X) = varianza de la variable

n = número. de datos

Todos los análisis se realizaron con el software Statistica versión 4.0.

Para visualizar las distribuciones espacio-temporales y calcular puntos intermedios entre las concentraciones observadas se utilizó el método de interpolación lineal (Kriging) con el programa surfer versión 4.0.

El análisis de factores se realizó con el método de extracción de componentes

principales, practicándose a todo el conjunto de datos, obtenidos en el presente trabajo, y para todas las variables, para el cálculo de los factores de carga se aplicó rotación Varimax Normalizada (cita.)

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Salinidad (psu).

En la laguna de Manialtepec, a lo largo del presente estudio, se encontraron dos masa de agua, una superficial con salinidades bajas —de 5 a 18 psu— (tabla 2) y otra de fondo con salinidades altas —de 18 a 25 psu— (tabla 3). Como se puede observar en la figura 2, a lo largo de un día, las salinidades de la superficie y del fondo mostraron una distribución constante; y una variación estacional con valores significativamente más altos en ambas masas de agua, en la temporada de lluvias, probablemente por la entrada de agua marina; ya que es en esta temporada, cuando la boca de la laguna con el mar se abre.

La variación de la salinidad relacionada con las estaciones hidrológicas se presenta en las tablas 2 y 3; como se observa, los promedios en la superficie fueron 5.50 ± 0.15 y 18.35 ± 0.44 y para el fondo fueron 18.63 ± 0.77 y 25.03 ± 0.22 para la época de secas y lluvias, respectivamente. Los promedios de salinidad entre las estaciones hidrológicas y entre las masas de agua, son significativamente diferentes. Se puede concluir que la salinidad varía espacial (verticalmente) y temporal en la laguna de Manialtepec.

La salinidad del agua superficial está influenciada por: i) la entrada de agua del río Manialtepec, ii) la mezcla con los aportes marinos, iii) evaporación y iv) precipitación. A lo largo de todo el estudio, los valores más bajos de salinidad se registraron en el agua superficial, en el canal meándrico que comunica a la laguna con su boca y el río Manialtepec; y los más altos se encontraron en las zonas más profundas de la laguna. En secas se encontraron los valores más bajos de salinidad en el agua superficial, probablemente por la entrada de agua del río Manialtepec.

Como se puede observar en la figura 2, la distribución de la salinidad muestra los procesos de mezcla, donde las masas de agua son diluidas o redistribuidas dentro de otras parcelas por procesos advectivos y/o dispersivos. De acuerdo con Day *et al.* (1989) la distribución de las salinidades es un buen indicador de los procesos de mezcla, dado que la salinidad es conservativa, esto es, la concentración de sal no es alterada por procesos biogeoquímicos, solo por procesos de mezcla.

Las salinidades en el agua de la superficie y del fondo se elevaron durante la estación de lluvias, porque el aporte de agua a la laguna proveniente del río, por el canal, fue mínimo, ya que el río rompió su barra descargando directamente en el mar; y la apertura de la bocabarra de la laguna propició la entrada de agua marina. Aunque en ambas masa de agua se elevó la salinidad, se conservó un gradiente vertical en la salinidad; no obstante, este gradiente fue menor al final de la época de lluvias.

Con relación a la apertura de la bocabarra (natural y artificial), los valores promedios de la salinidad en la masa de agua superficial fueron para la bocabarra abierta y cerrada, respectivamente, de 13.52 ± 0.75 y de 10.32 ± 0.72 y para el agua de fondo 22.16 ± 0.73 y 20.76 ± 0.77 . Como se puede observar, en las tablas 4 y 5, existen diferencias significativas entre los valores promedio de la barra abierta y cerrada. Los niveles de salinidad disminuyeron con la barra cerrada, como resultado de la entrada de agua del río a la laguna; durante este proceso, el volumen de la laguna se incrementa. Con la apertura de la bocabarra, la salinidad se incrementó debido a la entrada de agua marina.

La apertura de la bocabarra de la laguna, por causas naturales en lluvias y de manera antropogénica en secas no tiene aparentemente influencia en los valores y distribución de la salinidad; sin embargo, en lluvias el gradiente vertical disminuyó, en cambio, durante las aperturas en la temporada de secas, el gradiente se acentuó. Esto lleva a suponer, que la apertura artificial promovió la estratificación de la laguna, lo que conlleva a anoxia en el agua de fondo, como se discute más adelante.

5.2. Temperatura (°C).

La variación estacional de la temperatura presentó el comportamiento típico, valores altos en el verano y bajos en invierno (figura 3). Las variaciones diurnas de la temperatura fueron más amplias en la parte somera de la laguna y en el agua superficial; en la masa de agua profunda los valores de temperatura, a lo largo del día, son mas constantes. La temperatura del agua en la laguna de Manialtepec al igual que otras lagunas costeras y estuarios, exhibe grandes fluctuaciones diurnas y anuales con relación al mar, especialmente en las zonas someras del cuerpo lagunar; la tendencia de esta variable fue reflejo de la temperatura ambiental y de los cambios climáticos estacionales, los cuales influyen en muchos procesos biológicos, físicos y químicos (Day *et al.*, 1989.) El incremento en la

temperatura ambiente puede aumentar la tasa fotosintética, hasta un cierto nivel de intensidad de luz. Las altas temperaturas facilitan el consumo de nutrientes, por lo que la tasa fotosintética se incrementa en verano (Valiela, 1995.)

Como se observa en las tablas 2 y 3, las temperaturas promedio del agua de la superficie en la laguna fueron de 31.00 ± 0.12 y 31.63 ± 0.14 , y para la del fondo de 30.22 ± 0.07 y 30.49 ± 0.05 para la época de secas y lluvias, respectivamente. Estos valores promedio presentan diferencias significativas entre si, de acuerdo con la prueba de "t" ($p < 0.05$). Aunque las diferencias son pequeñas, se manifiestan los valores de temperatura más altos en verano-otoño (lluvias), comparados con Invierno-primavera (secas).

5.3. Oxígeno disuelto (mg/l.)

Los datos de los niveles de concentración de oxígeno disuelto, se analizaron con base a los dos tipos de muestreo utilizados en el presente estudio –Materiales y métodos–, los datos mensuales permitieron conocer las variaciones espaciales y anuales de la concentración de este gas; asimismo, se ubicaron las zonas donde los niveles de concentración de este gas son bajos, presentando inclusive, anoxia.

Los datos de los ciclos diurnos, uno por cada estación astronómica, resultan útiles para conocer las variaciones en la concentración de oxígeno a lo largo del día; y de esta forma, estimar las tasas de consumo y producción por respiración y fotosíntesis, respectivamente.

Como se mencionó anteriormente, en la laguna de Manialtepec se presenta una estratificación estacional, en la que el agua del fondo tiene una salinidad mayor a la de la superficie; aunado a esto, se presenta una estratificación en los niveles de concentración de oxígeno disuelto, encontrándose valores muy cercanos a los de la saturación en el agua de superficie y en el fondo valores de hipoxia y anoxia.

Como podemos observar en la figura 4, el perfil de concentraciones de oxígeno disuelto presenta una estratificación, encontrándose niveles cercanos a la saturación en la superficie de enero a junio y valores anóxicos en el fondo. En el mes de noviembre, los niveles de concentración de este gas en el fondo, son hipóxicos; esto se relaciona con la disminución del gradiente halino, por procesos de mezcla entre ambas masas de agua. De acuerdo con (Aston 1980), la estratificación de los estuarios genera la posibilidad de variaciones verticales

y horizontales en las concentraciones de gases disueltos.

La distribución horizontal de concentración de oxígeno mostró los valores más bajos, en la superficie en las zonas menos profundas (est. 3,6,9), cuando la bocabarra se encontraba abierta; posiblemente por procesos advectivos verticales, que hacen surgir agua del fondo, con un potencial redox muy bajo y una gran cantidad de materia orgánica que consume oxígeno.

Las concentraciones de oxígeno en el agua de fondo, siempre presentaron valores de hipoxia a anóxia a lo largo de la laguna y durante el ciclo anual; la anóxia es más marcada en la estación de secas, cuando es más grande el aporte de agua de río y el gradiente halino está más marcado (figuras 2 y 4).

Los valores promedio de oxígeno en la superficie fueron 7.38 ± 0.14 y 6.12 ± 0.22 , y en el fondo de 0.81 ± 0.08 y 0.57 ± 0.06 para secas y lluvias, respectivamente. Respecto a la apertura de la bocabarra de la laguna, la concentración de oxígeno en la superficie fue de 6.83 ± 0.19 y 6.83 ± 0.21 y en el fondo 0.43 ± 0.03 y 1.13 ± 0.21 para la boca abierta y cerrada, respectivamente.

5.4. Estimación de la productividad primaria por medio de la producción de oxígeno por fotosíntesis y consumo por respiración

En sistemas lagunares, donde hay una amplia diversidad de productores primarios, se deben integrar los resultados de diferentes variables, para establecer el estado trófico; es necesario medir los niveles de concentración de nutrientes, productividad primaria, turbidez y concentración de clorofilas. Los niveles de concentración de nutrientes no establecen el grado de eutroficación de un cuerpo de agua y, los índices, basados en ellos, no son suficientes para la evaluación de un sistema lagunar (González, 1989).

Para la determinación de productividad primaria y la respiración, en ecosistemas acuáticos, se utilizan diversos métodos, por ejemplo, la asimilación de $^{14}\text{CO}_2$; sin embargo, además de costoso, presenta el inconveniente de que se puede incorporar, producto de la de la respiración, CO_2 no marcado a la célula; y durante el periodo de incubación, la fotosíntesis está limitada por la alta turbidez en los sistemas lagunares (Cole *et al.* en Dennis, 1999). Un segundo método para medir la productividad primaria es a través de la utilización de la botella

clara y obscura donde los efectos de "botella", por mencionar algunos, son:

- a) Incubación bajo condiciones constantes de luz.
- b) Eliminación de la turbulencia, que frecuentemente es alta en los sistemas y esto ocasiona cambios en la producción primaria.
- c) Exclusión de los organismos ramoneadores, que afecta el metabolismo y reciclaje de nutrientes.

En ecosistemas donde la tasa de metabolismo es suficientemente grande, los cambios en la concentración de oxígeno, a lo largo del día, pueden ser utilizados para estimar la producción primaria (P) y la respiración (R), y con las relaciones entre ambos (P/R), se puede establecer el estado trófico de un cuerpo de agua.

Los valores de P y R permiten la evaluación del metabolismo comunitario de la laguna de Manialtepec, utilizando la razón P/R donde:

Si $P/R > 1$ el ecosistema es autótrofo, y

Si $P/R < 1$ el ecosistema es heterótrofo.

Para conocer el estado eutrófico de la laguna de Manialtepec se aplicó el método de la variación diurna de oxígeno disuelto (Odum y Hoskin, 1956), que brinda una estimación del oxígeno consumido para oxidar la materia orgánica producida en el sistema, así como el oxígeno producido conjuntamente con la materia orgánica durante la fotosíntesis.

La elección del método de la variación diurna de oxígeno disuelto, se basó en que brinda los campos de luz naturales, la turbulencia y las comunidades de ramoneadores son mantenidas, así como la influencia de todos los procesos naturales propios del ecosistema que se está evaluando (Dennis *et al.* 1999).

Por todo lo anterior, se determinó la concentración de oxígeno disuelto, en perfiles de profundidad, uno por cada estación astronómica en una estación de muestreo, a lo largo de un ciclo diurno, y se aplicó el método de la curva diurna de oxígeno de Odum y Hoskin (1958).

Para la aplicación del método, se hicieron las siguientes suposiciones:

- 1) Los cambios de oxígeno disuelto en un metro cúbico de agua son homogéneos.
- 2) La advección con masas aledañas de agua es mínima.
- 3) Los procesos de intercambio de oxígeno con la atmósfera, se estiman a partir de un coeficiente de difusión relacionado con el déficit de oxígeno, con respecto al valor de la saturación calculado por temperatura y salinidad, como se explica más adelante.

A partir de los valores encontrados de oxígeno disuelto en el agua se estimó la producción por fotosíntesis y el consumo por respiración, de la manera siguiente:

A los datos de oxígeno disuelto, determinados a lo largo de un ciclo diurno, se les aplicó una suavización, con el método de movimiento de promedio con dos vecinos (Sheid, 1972), con la fórmula:

$$P_i = 1/3 (y_{i-1} + y_i + y_{i+1}) \quad (1)$$

Para fines de cálculo, se deben tener presentes los cuatro procesos que afectan los niveles de concentración de oxígeno disuelto:

- 1) La liberación de oxígeno en el agua como resultado de la producción primaria fotosintética.
- 2) El consumo de oxígeno como resultado de la respiración por organismos y algunas veces por oxidación química.
- 3) El intercambio con la atmósfera, dependiendo del grado de saturación de éste en el agua (Difusión).
- 4) El aporte de oxígeno proveniente de aguas adyacentes y descargas (Advección).

De tal forma que en un sistema natural, la variación de la concentración de este gas en un instante, es (Odum y Hoskin, 1956):

$$\frac{dO_2}{dt} = P - R + adv + dif \quad 2$$

Donde:

P = Tasa de producción por fotosíntesis.

R = Tasa de consumo por respiración.

dif = Tasa de intercambio por difusión con la atmósfera.

Adv = Tasa de intercambio por advección.

Primeramente, se tomó como supuesto para el cálculo de producción de oxígeno por fotosíntesis que la tasa de transporte horizontal de oxígeno es despreciable.

$$\text{Adv} = 0 \quad (3)$$

La ausencia de corrientes evidentes en la laguna, aunado a la uniformidad de la salinidad a lo largo de un día en la estación de muestreo, donde se realizaron los ciclos diurnos, hace suponer que los procesos advectivos son mínimos, lo que justifica esta primera suposición.

Posteriormente, se estimó el intercambio de oxígeno entre la atmósfera y el agua, a partir del método descrito por Odum y Hoskin (1958), donde la tasa de intercambio es proporcional a la concentración de oxígeno disuelto y la saturación de éste en el agua, de tal forma que:

$$\text{dif} \propto S \quad (4)$$

Donde

$$S = 1 - \frac{[\text{O}_2]_{\text{medido}}}{[\text{O}_2]_{\text{saturación}}} \quad (5)$$

S = fracción del déficit de oxígeno disuelto con respecto a la concentración de saturación.

dif = tasa de intercambio de O₂ por difusión.

[O₂]_{medido} = Concentración de oxígeno disuelto medida.

[O₂]_{saturación} = Concentración calculada de saturación de O₂ disuelto con la ecuación de Benson y Krause (Millero, 1996).

La relación proporcional (4) se convierte en una función con la introducción de una constante, Kdif:

$$\text{dif} = \text{Kdif} S \quad (6)$$

EL valor de la constante de difusión puede calcularse a partir de los valores de difusión (dif), de la siguiente manera: Considerando que las tasas de respiración y fotosíntesis se

igualan al atardecer y amanecer, es decir, $P - R = 0$, la tasa de cambio de oxígeno (dO_2/dt) será para estos instantes, de acuerdo con la ecuación (2), función exclusiva del intercambio por difusión.

$$[dO_2/dt] = dif$$

Así, de acuerdo con Odum y Hoskin (1958):

$$K_{dif} = \frac{\left(\frac{dO_2}{dt}\right)_{am} - \left(\frac{dO_2}{dt}\right)_{pm}}{S_{am} - S_{pm}} \quad (7)$$

Donde :

K_{dif} = Constante de difusión.

$[dO_2/dt]_{AM}$ = Tasa de cambio de oxígeno disuelto al amanecer.

$[dO_2/dt]_{PM}$ = Tasa de cambio de oxígeno disuelto al atardecer.

S_{AM} = déficit de oxígeno al amanecer.

S_{PM} = déficit de oxígeno al atardecer.

A partir de la ecuación 7, se calculó la constante de difusión para cada ciclo diurno, con estos valores se corrigieron las tasas de cambio de oxígeno, con la ecuación:

$$\left(\frac{dO_2}{dt}\right)^* = \left(\frac{dO_2}{dt}\right) - dif \quad (8)$$

Donde

$(dO_2/dt)^*$ = Tasa corregida por el intercambio a través de difusión

Por la fuerte estratificación en los niveles de concentración de oxígeno disuelto para la estimación de la K_{dif} , la corrección por difusión y el déficit de saturación, el valor de saturación de oxígeno disuelto en el agua, que se utilizó en la capa subsuperficial, fue calculado con respecto al equilibrio del agua con la atmósfera en función de la temperatura y la salinidad, y de acuerdo con la ecuación de Benson y Krause (Millero, 1996).

El valor de saturación de oxígeno disuelto en el agua, para las sucesivas masa de agua de 1 m en delante de profundidad, se calculó de la siguiente manera:

Si denominamos a las sucesivas profundidades de medición $n_0, n_1, n_3...n_z$, que representan las determinaciones en la subsuperficie, a 1m, 2m, etc., hasta la profundidad máxima, para el cálculo de saturación de oxígeno se supuso que la concentración de

saturación, es decir la concentración de oxígeno disuelto en equilibrio, es función de las fronteras ya sea con la atmósfera o con las masas de agua aledañas, de esta manera tendremos que:

1. Cuando la salinidad de las profundidades n_{-1} , n y n_{+1} son iguales, se consideró que a las tres profundidades estaba representada una sola masa de agua, por lo que la concentración de saturación se calculó como el promedio de las mediciones en las tres profundidades. Cabe señalar, que cuando la masa de agua incluía la capa superficial, se utilizó el valor calculado para la capa superficial.
2. Cuando la salinidad de las profundidades n_{-1} y n son iguales, y n_{+1} es diferente, o bien, si la salinidad de las profundidades n_{+1} y n son iguales, y n_{-1} es diferente, la concentración de saturación se consideró el promedio de las dos masas de agua de igual salinidad; en este caso, cuando una de las masas de agua de igual salinidad es la de la superficie, se utilizó el valor calculado para la capa superficial.
3. Cuando las salinidades de las profundidades n_{-1} , n y n_{+1} son diferentes entre sí, se calcularon las fracciones de las masas de agua en las profundidades n_{-1} y n_{+1} , que por medio de un cálculo de dilución simple, dan como resultado la salinidad de la masa de agua en la profundidad n , y se calculó la concentración de oxígeno resultante de la mezcla de las fracciones de agua.

Con los valores de $(dO_2/dt)^*$ se calculó la producción por fotosíntesis (ecuación 9) y el consumo por respiración (ecuación 10).

Por lo tanto:

$$P = \int_{pm}^{am} \frac{dO_2}{dt} dt \dots\dots\dots(9)$$

$$R = \int_{am}^{pm} \frac{dO_2}{dt} dt \dots\dots\dots(10)$$

Si definimos que los valores de dO_2/dt^* am y dO_2/dt^* pm son cero, el valor de la integral

(el área bajo la curva), de los dO_2/dt^* que son mayores de cero, representa el oxígeno producido por fotosíntesis, y la integral de los valores de dO_2/dt^* negativos, es la cantidad de oxígeno consumido por respiración. Las áreas bajo las curvas se calcularon aplicando el método de la regla trapezoidal (Sheid, 1972). Asimismo, se calculó la producción y consumo de oxígeno con las tasas de cambio no corregidas por difusión (dO_2/dt), para estimar el valor de la misma.

La estimación de la producción bruta de oxígeno, se realizó calculando el valor promedio de la respiración en la noche y se asumió que este valor es constante a lo largo del día y se le sumó geométricamente al área de producción neta (Reyes Gómez, 1998).

Finalmente la producción y consumo de oxígeno se transformó a unidades de área, sumando los valores obtenidos a las diferentes profundidades.

En las tablas 6 y 7 se muestran los valores de tasas diarias de flujo de oxígeno disuelto, corregidas y no corregidas por difusión, así como sus relaciones (P/R). Como se puede observar, los flujos de oxígeno disuelto no corregidos por difusión, son mayores en las capas superficiales de agua, de la superficie a los 3 metros de profundidad, para las cuatro estaciones astronómicas. Adicionalmente, como se puede observar en la figura 6, el aumento en la concentración de oxígeno disuelto en el agua en las capas superiores, ocurre durante el día y, en cambio, en las inferiores, por debajo de los 4 metros, ocurre fundamentalmente durante la noche, por lo que se puede suponer que en las capas superficiales el aumento en la concentración de este gas en el agua se debe, muy probablemente, a su producción *in situ*, por fotosíntesis, y en las capas inferiores es producto de la advección y/o difusión desde la capa superior.

La constante de proporcionalidad, K_{dif} , se calculó para cada nivel y estación astronómica; los promedios son de 1.06, 0.93, 1.26 y 0.84 para primavera, verano, otoño e invierno, respectivamente. Con los valores de K_{dif} de cada nivel y las ecuaciones 6 y 8, se obtuvieron los valores corregidos de producción de oxígeno por fotosíntesis (P^*) y el consumo por respiración (R^*), para todos los niveles de profundidad. Las K_{dif} calculadas se encuentran dentro del intervalo que presentan Reyes y Merino (1991), para la laguna de Bojórquez, ubicada en el caribe mexicano; además, son comparables a las de otros cuerpos de agua con baja energía (tabla 8).

Las tablas 6 y 7 presentan los valores promedio de P* (oxígeno producido) y R* (oxígeno consumido). Las relaciones P*/R* muestran que la laguna de Manialtepec se comporta como una comunidad heterotrófica (P/R < 1), en primavera y verano; cambiando su metabolismo al de una comunidad autotrófica (P/R > 1), en otoño e invierno.

Para Mee (1988) una eutroficación crítica ocurre cuando: "El flujo neto de nutrientes limitantes, incorporados en la biomasa vegetal, es tal que, la velocidad de producción de materia orgánica nueva, excede la tasa de suministro de oxígeno (intercambio aire/atmósfera o fotosíntesis), que requiere para oxidarse".

El flujo de oxígeno neto P*-R* calculados a partir de las tablas 6 y 7 son: -11.11, -20.56 g/m²/día, para primavera y verano, respectivamente. Esto muestra que, durante primavera y particularmente en verano, la laguna se encuentra en un estado crítico de eutroficación; situación que cambia posteriormente, durante otoño e invierno, teniendo un balance positivo con un valor de 2.76 y 13.14 g/m²/día, respectivamente. Esta alternancia entre heterotrofia y autotrofia puede explicarse con base a que la laguna permanece aislada del mar durante los primeros meses del año, y con la llegada de las lluvias la bocabarra se abre y existe exportación de materia orgánica al mar.

Los valores de producción primaria bruta obtenidos en el presente estudio, se compararon con los datos en el trabajo de Odum y Hoskin (1958); para un lago eutrófico, durante la estación de máximo crecimiento, son de 0.5-5 g/m²/día, para un agua oceánica son de 0.17-1.6 g/m²/día y para un cultivo de *Chlorella spp.*, en las mejores condiciones, son de 2-19 g/m²/día. Todos los valores anteriores, se encuentran por debajo a los obtenidos en el presente trabajo: 30.95, 75.35, 84.47 y 66.05 g/m²/día para primavera, verano, otoño e invierno, respectivamente.

Se calcularon los flujos de carbono anuales en la laguna de Manialtepec, a partir de la descomposición aeróbica de la materia orgánica (Millero, 1996):



Los resultados se muestran en la tabla 10; como se puede observar, la laguna consume por hectárea de superficie 80 kg/ha año de carbono, y aporta por oxidación aeróbica 183 kgC/ha año. Como se mencionó en la introducción, el papel de las lagunas costeras en el

ciclo del carbono a escala global, debe ser evaluado; la laguna de Manialtepec funciona como una fuente de carbono inorgánico a la columna de agua, ya que la respiración de este sistema excede, por casi el doble, a la captura de carbono por fotosíntesis, aunque las estimaciones presentadas pueden estar subestimadas en la cantidad de materia orgánica consumida por el ecosistema, ya que los cálculos, por el método utilizado, no contemplan el consumo de la materia orgánica a través de anaerobiosis, que en la laguna de Manialtepec, debe ser importante, dada la permanencia de la capa anóxica en las zonas profundas de la laguna.

Cabe señalar que, la separación de los procesos de producción, por fotosíntesis de materia orgánica y el de consumo por anaerobiosis, en condiciones de estratificación, da como resultado un aporte neto de oxígeno a los sistemas.

5.5. pH y Alcalinidad (meq/l.)

Los valores promedio de pH en la superficie fueron de 8.12 ± 0.04 y 8.38 ± 0.05 , y en el fondo de 7.62 ± 0.07 y 7.38 ± 0.04 para secas y lluvias, respectivamente. Muestran que existen diferencias significativas entre los dos niveles y para las dos temporadas. Los valores más altos de pH en la superficie, fueron registrados durante la temporada de lluvias, posiblemente por un consumo alto de CO_2 por el fitoplancton, asociado a una alta productividad primaria (tablas 6 y 7). Los valores bajos del fondo pueden ser explicados por el hundimiento de detritus orgánico, que es remineralizado liberando CO_2 (Libes, 1992).

De acuerdo a la condición de la bocabarra, los valores promedios de pH en la superficie fueron 8.24 ± 0.06 y 8.27 ± 0.04 y para el fondo 7.44 ± 0.05 y 7.59 ± 0.08 para la boca abierta y cerrada, respectivamente. Se encontró que no existen diferencias significativas en la superficie con la apertura de la boca, aunque si para el fondo. Los valores altos de pH en la superficie reflejan áreas de alta tasa fotosintética y, los registros bajos de pH en el fondo puede deberse a la presencia de ácidos carbónico, sulfhídrico y húmicos; de acuerdo con Margalef (1967), cuando agua rica en sulfuros entra en contacto con una masa de agua rica en oxígeno, generan un exceso en iones sulfato que disminuyen el pH.

Los registros de alcalinidad en la superficie fueron 2.74 ± 0.03 y 2.82 ± 0.07 , y para el fondo 3.96 ± 0.43 y 4.22 ± 0.52 para secas y lluvias, respectivamente; se encontró que no existen diferencias significativas entre las dos temporadas, pero si entre masas de agua; los

valores más altos se registraron en el fondo y para la temporada de lluvias. Con relación al estado de comunicación con el mar, la alcalinidad en la superficie fue 2.66 ± 0.05 y 2.90 ± 0.05 , y para el fondo 4.30 ± 0.41 y 4.15 ± 0.51 para la boca abierta y cerrada, respectivamente. Se encontró que existen diferencias significativas (t student, $p < 0.05$) en la superficie con la apertura de la boca, pero no para el fondo.

La alcalinidad en la superficie es cercana a la del agua marina, lo que confirma la influencia del agua marina en la laguna; sin embargo, los valores altos de alcalinidad en la masa de agua de fondo, describen un comportamiento específico en la laguna. Una alta productividad con un flujo de la materia orgánica hacia el fondo, donde es degradada; así como la presencia de poblaciones de bivalvos, que pueden tener un papel importante en la precipitación y disolución de los carbonatos.

A partir de los datos de alcalinidad total, temperatura, pH y salinidad se calculó el carbono inorgánico total como lo describe Millero (1996) y se encontró que los cambios de alcalinidad total corresponden fundamentalmente a la variación de carbono inorgánico total.

5.6. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅ mg/l) y materia orgánica particulada (MOP mg/l.)

La estimación de materia orgánica particulada es necesaria para conocer la cantidad total de alimento disponible y como fuente de energía para los primeros niveles tróficos; las partículas suspendidas pueden moverse por toda la columna de agua, y sedimentarse por gravedad. La cantidad de materia orgánica particulada depende de la biomasa, que es función de la cantidad de nutrientes inorgánicos; si el tiempo de residencia de la partícula en la columna de agua es lo suficientemente largo, podrá ser ingerida o degradada, y si es corto, tenderá a depositarse (Mee, 1976).

La demanda bioquímica de oxígeno y las pérdidas por ignición (materia orgánica en el particulado), son medida de la materia orgánica, por lo que se observa cierto paralelismo entre estas dos variables. Aunque la primera se refiere a la materia orgánica fácilmente oxidable o biodisponible, y la segunda, al total de la materia orgánica en el particulado, que incluye fracciones refractarias.

Los valores promedios de la DBO₅ en la superficie fueron de 5.65 ± 0.13 y 5.02 ± 0.11 y

de la MOP 4.94 ± 0.19 y 5.23 ± 0.28 ; para la DBO_5 del fondo fueron de 5.27 ± 0.20 y 5.81 ± 0.21 , y de la MOP 4.79 ± 0.19 y 9.91 ± 0.75 para secas y lluvias, respectivamente.

De acuerdo a estos valores, no existen diferencias significativas (*t* student, $p < 0.05$) en la DBO_5 , entre las estaciones hidrológicas para la masa de agua superficial; en cambio, para el fondo se tiene un incremento en el valor de la DBO_5 en la estación de lluvias, probablemente, por un mayor flujo hacia esta capa de la materia orgánica producida en el agua superficial, por la disminución del gradiente halino que permite un mayor intercambio materiales entre las capas de agua.

En la época de lluvias se observa un incremento en la concentración de los sólidos suspendidos mayores de $1.2 \mu\text{m}$ y la MOP (tabla 2), que se puede relacionar con el aporte proveniente de las lluvias, que depositan en la laguna materiales producto del lixiviado del continente. Las concentraciones más altas de materia orgánica en el particulado, fueron registradas en la masa de agua de fondo de las estaciones más profundas (~ 7 m), que se localizan en el canal de marea, probablemente, por la acumulación de detritus.

Para comprobar si la apertura de la bocabarra tiene un efecto directo en estas variables, se compararon los promedios; de acuerdo a la condición de la bocabarra, se tiene para la superficie una DBO_5 de 5.44 ± 0.13 y 5.23 ± 0.11 y para la MOP 5.54 ± 0.22 y 4.65 ± 0.28 ; en el fondo la DBO_5 fue de 5.27 ± 0.20 y 5.72 ± 0.21 y la MOP 7.36 ± 0.67 y 5.10 ± 0.35 con bocabarra abierta o cerrada, respectivamente.

Cuando la bocabarra se encontraba abierta, los niveles de concentración de la demanda bioquímica de oxígeno y la materia orgánica particulada fueron ligeramente mayores; bajo esta condición, existe una evidente entrada de agua marina a la laguna, lo que provoca el incremento en los niveles de estas variables por la resuspensión de material particulado depositado, que puede estar integrado por una fracción de detritus orgánico (materiales conglomerados orgánico-arcillas, excretas, mudas y fitoplancton); los materiales particulados, a la vez, representan una gran reserva de los nutrientes. La disminución de los particulados puede deberse a la descomposición de materia orgánica particulada que libera nitrógeno, fósforo y carbono, y que retornan a su forma soluble, es decir, se remineralizan, provocando agotamiento del material particulado en el agua (Libes, 1992).

Cuando la bocabarra se encontraba cerrada, los valores de materia orgánica

disminuyen; esto puede deberse a que el flujo vertical del material particulado depende de la velocidad de hundimiento de la materia orgánica suspendida, o a la gran capacidad de asociación que tiene la materia orgánica con los constituyentes inorgánicos del agua (Sholkovitz, 1976).

5.7. Proporción de la Materia Orgánica en el particulado. (%)

En la superficie, los valores promedios del porcentaje de materia orgánica en el particulado fueron 58.91 ± 1.93 y 37.02 ± 1.75 , y en el fondo 53.47 ± 2.06 y 37.15 ± 2.12 en secas y lluvias, respectivamente. Con relación a la apertura de la boca, en la superficie los valores de MOP fueron de 50.12 ± 2.45 y 51.39 ± 1.90 , y del fondo fueron de 41.86 ± 2.57 y 51.11 ± 2.23 para la boca abierta y cerrada, respectivamente.

La proporción de materia orgánica en el particulado disminuye en las dos masas de agua durante lluvias; esto revela que durante este periodo, una importante fracción del material particulado fueron materiales inorgánicos, posiblemente partículas sedimentarias en suspensión.

Cuando la bocabarra se encontraba cerrada, los valores de la materia orgánica en el particulado fueron ligeramente mayores, lo que posiblemente es resultado de la formación de floculos, por agregación de partículas, como producto de la desestabilización fisicoquímica del agua dulce, que ocurre durante el mezclado de las aguas marinas por la interacción de las sales mayoritarias del agua de mar y el agua dulce proveniente del río (Sholkovitz, op. cit.).

Por otra parte, se ha encontrado que en las lagunas costeras tropicales, la proporción de materia orgánica no viva en la materia orgánica particulada depende de varios factores físicos: la geología del lugar, el drenaje de la cuenca, la intensidad de lluvia, el tipo de suelo y la cobertura vegetal (Klimek, 1972).

5.8. Nitrógeno amoniacal (μM)

Los valores promedios registrados para esta especie del nitrógeno, en la masa de agua superficial fueron de 3.41 ± 0.30 y 4.43 ± 1.14 , y para la del fondo 77.02 ± 11.79 y 88.58 ± 13.03 para secas y lluvias, respectivamente. Dependiendo de la condición de la bocabarra tenemos que en la superficie los valores promedios fueron 4.13 ± 0.72 y 4.47 ± 0.57 y para el

fondo 104.40 ± 8.95 y 71.40 ± 1.43 para la boca abierta o cerrada, respectivamente.

Los niveles de concentración de nitrógeno amoniacal, a lo largo del año, siempre fueron mayores en el fondo (figura ##); la distribución de los niveles de concentración es similar a lo descrito por Mee (1979) en las lagunas costeras tropicales, con incremento en el fondo probablemente como resultado de la oxidación de la materia orgánica y por las altas salinidades que disminuyen el tiempo de residencia del amonio en los sedimentos, provocando su liberación a través de las interacciones iónicas (Boyton y Kemp, 1985); asimismo, en el agua de fondo el consumo de la materia orgánica se lleva a cabo a través de sulfato-reducción, en el que es liberado nitrógeno amoniacal.

Durante el periodo de secas, los niveles de concentración de amonio presentan un gradiente vertical, con altos valores en la masa de agua profunda, que probablemente se relacione con la disponibilidad de la materia orgánica que se descompone en las aguas de fondo. Por otra parte, el gradiente pronunciado sugiere que el agua intersticial en los sedimentos de la laguna de Manialtepec es un reservorio de amonio.

Durante el periodo de lluvias, los niveles de concentración de amonio se incrementaron respecto al periodo de secas, posiblemente porque el sistema se vuelve más dinámico; la descomposición y excreción por los consumidores secundarios y superiores recicla el nitrógeno amoniacal. Esta tasa de recambio llega a ser muy rápida cuando la producción fitoplanctónica es alta (Kennish, 1986).

Al comparar los valores promedio de acuerdo a la condición de la bocabarra, se observa que en la masa de agua superficial, los valores de amonio no presentan cambios significativos; pero, con la bocabarra cerrada, se observan niveles más bajos para el agua de fondo (tabla 4), esto puede estar relacionado con la absorción de amonio por los sedimentos en condiciones fuertemente reductoras. Cuando la bocabarra es abierta nuevamente, los valores vuelven a incrementarse por el aporte de agua marina, que trae consigo un incremento en la salinidad, que promueve la salida del amonio de los sedimentos hacia la columna de agua. Por su parte, Mee (1979) demostró que existe una relación lineal entre la tasa de liberación de amonio y la temperatura (entre 5 a 30 °C), por lo que esto último juega un papel importante en el suministro de nutrientes a la columna de agua.

5.9. Nitritos (μM)

Los valores promedio para la concentración de nitrito en la masa de agua superficial fueron de 0.44 ± 0.01 y 0.13 ± 0.01 , y para el fondo fueron de 0.31 ± 0.07 y 0.32 ± 0.08 en secas y lluvias, respectivamente. Las variaciones en los niveles de concentración de nitrito en la zona eufótica, se deben probablemente a que en esta parcela de agua, se lleva a cabo una alta actividad biológica que tiene por resultado procesos de mineralización que incrementan la concentración de esta especie de nitrógeno; los procesos de mineralización que se llevan a cabo en el fondo, no dan origen a la formación de nitritos, y probablemente los niveles de concentración que se encuentran en esta masa de agua provienen de procesos difusivos de la capa superficial.

Con relación a la condición de la bocabarra, en el agua superficial los valores promedio de nitrito fueron 0.13 ± 0.01 y 0.50 ± 0.01 , y para la masa de agua de fondo 0.88 ± 0.10 y 1.28 ± 0.17 , si la boca se encontraba abierta o cerrada, respectivamente. Estos ligeros incrementos de la concentración de nitrito en el fondo, cuando la bocabarra se encontraba cerrada, se explican por la entrada de agua dulce a la laguna, proveniente del río Manialtepec, que propicia una estratificación halina, lo que resulta en el aislamiento del agua de fondo; y se favorecen condiciones anóxicas que permiten o facilitan oxidaciones bacteriales de amonio o reducción de nitratos, de tal forma que incrementan la concentración de nitritos. Parsons (1977) considera que las tasas de oxidación y reducción exceden a procesos biológicos y físicos que remueven los nitritos.

5.10. Nitratos (μM)

Los valores promedio de nitratos en la superficie fueron 1.24 ± 0.19 y 1.08 ± 0.11 , y para el fondo de 0.26 ± 0.05 y 0.56 ± 0.11 para secas y lluvias, respectivamente.

Un alto nivel de concentración de nitratos en la zona eufótica, puede estar relacionada con un incremento de la actividad de los productores primarios, o a la mineralización y transformación de otras especies de nitrógeno, por oxidación. Sin embargo, en las zonas más profundas, debajo de los 6 metros, la concentración de esta fracción decae rápidamente, con valores cercanos al límite de detección, resultado de las condiciones redox que no favorecen la presencia de esta especie nitrogenada.

Además existen dos procesos adicionales al ciclado de nitrógeno en los estuarios: la nitrificación, que es la oxidación de amonio a nitrato y que ocurre solamente bajo condiciones aeróbicas; y la denitrificación, donde el nitrato es reducido a nitrógeno molecular; ambos procesos contribuyen en la disponibilidad de nitrógeno y fósforo para su asimilación por el fitoplancton. Los grandes cambios en los niveles de concentración de nitratos, respecto al régimen hidrológico, pueden deberse a que son una multitud de procesos biológicos y geoquímicos que afectan su concentración (Guerrero, 1997).

Por otra parte, los niveles de concentración de este nutriente se incrementan en la masa de agua de fondo durante el periodo de lluvias. La presencia de nitratos en esta masa de agua es posible por la entrada de agua "nueva", que contiene cantidades moderadas de oxígeno, que oxida el amonio a nitrito y subsecuentemente a nitrato, en un ambiente aeróbico; este proceso puede ocurrir también en la capa superficial del sedimento (Anderson y Macfadyen, 1976).

Al realizar el análisis respecto a la situación de la bocabarra, los valores promedios para el agua superficial fueron de 1.03 ± 0.11 y 1.48 ± 0.31 , y para el agua de fondo de 1.04 ± 0.20 y 0.63 ± 0.07 con la boca abierta o cerrada, respectivamente.

El alto valor promedio de esta variable en el fondo, cuando la bocabarra se encontraba abierta, puede explicarse de la siguiente manera: al abrirse la barra arenosa se presentan mezclas turbulentas, que provocan que los nutrientes atrapados en los sedimentos sean liberados por difusión molecular hacia las capas superiores, y ya en estas, son dispersados por procesos advectivos; adicionalmente, el establecimiento de condiciones oxidantes en esta capa de agua permite que además se favorezca esta fracción del nitrógeno.

Este proceso fue evidente en el mes de octubre, cuando se presenta una estratificación menos marcada, permitiendo los procesos advectivos que oxigenan la masa de agua profunda (figuras 2 y 4), y de acuerdo con Day *et al.* (1989), las máximas tasas de nitrificación se dan cuando las concentraciones de amonio son mayores a $150 \mu\text{M}$ y hay altos niveles de oxígeno, condiciones que se cumplen en la Laguna de Manialtepec; sin embargo, niveles bajos de $5 \mu\text{M}$, en estuarios no contaminados, la tasa de nitrificación tiende a ser insignificante en la columna de agua.

Asimismo, los bajos niveles de concentración de nitratos registrados en el agua del

fondo pueden explicarse por su uso como último aceptor de electrones, por bacterias. En condiciones aeróbicas, la oxidación de la materia orgánica libera N_2 , y en anaeróbicas se produce nitrógeno amoniacal.

5.11. Fósforo inorgánico (μM).

Los valores promedios de fósforo inorgánico obtenidos para la masa de agua superficial fueron de 1.48 ± 0.13 y 3.71 ± 0.24 , y para el fondo de 1.93 ± 0.62 y 10.74 ± 1.01 para secas y lluvias, respectivamente.

Durante ambos periodos hidrológicos, la concentración de fósforo inorgánico siempre presentó un gradiente vertical; con valores bajos en la superficie y altos en el fondo. Como se mencionó anteriormente, en secas la laguna se encuentra fuertemente estratificada, lo que inhibe la advección de los nutrientes hacia la zona eufótica desde la zona de regeneración, constituida por las aguas de fondo e intersticial en los sedimentos; esto trae consigo la reducción de la capacidad productiva del agua superficial, que explicaría en parte la variación estacional de la productividad primaria en la laguna (tablas 6 y 7).

En la masa de fondo, los altos niveles de concentración de fósforo inorgánico se relacionan con la geoquímica de este elemento, ya que este nutriente se asocia a una serie de procesos: precipitación, floculación e intercambio entre agua y sedimento. La liberación de los sedimentos al agua está favorecida por bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua suprayacente (Froelich, 1988; Balls, 1994).

Con respecto a la condición de la bocabarra, la concentración de fósforo inorgánico en la superficie presentó valores promedio de 2.24 ± 0.17 y 2.50 ± 0.52 , y para el fondo de 7.64 ± 1.07 y 3.73 ± 0.65 , si la bocabarra se encontraba abierta o cerrada, respectivamente. No existe diferencia significativa en la masa de agua superficial en las diferentes condiciones de la boca, en la masa de agua de fondo se observa un valor mayor con la boca abierta (t student, $p < 0.05$), que puede explicarse por la liberación de fósforo de los sedimentos, que se acentúa al incrementarse la salinidad del agua suprayacente.

La conducta no conservativa del fósforo inorgánico es atribuida a cambios bióticos que involucran tres factores:

- 1) El mecanismo de amortiguación del fosfato, que consiste en la desorción del fósforo de las partículas sedimentarias, por la exposición a bajas concentraciones de fósforo inorgánico en el agua marina.
- 2) La desorción de las arcillas minerales, donde el fósforo es desplazado por las altas concentraciones de aniones (SO_4^{2-} , OH^- , F^- , $\text{B}(\text{OH})_4^-$) que compiten por sitios de adsorción y
- 3) La lisis de las células y liberación del fósforo (Chambers *et al.*, 1995).

La concentración del fósforo inorgánico disminuye en el fondo cuando la boca está cerrada, probablemente porque la adsorción del fósforo aumenta por varios factores como son rangos ácidos de pH (3-7) y baja salinidad (Mee, op. cit.), condiciones que se cumplen en la laguna de Manialtepec con su boca cerrada.

5.12. Fósforo residual (μM).

Los valores promedio de fósforo residual obtenidos para la superficie fueron de 3.15 ± 0.96 y 8.18 ± 0.98 , y para el fondo de 3.30 ± 0.42 y 10.77 ± 1.77 para secas y lluvias, respectivamente.

Esta fracción del fósforo sigue el mismo comportamiento descrito para el fósforo inorgánico disuelto, solo que los incrementos en los niveles de concentración están relacionados con la biomasa registrada en el área. Esta fracción del fósforo es producto de la asimilación del inorgánico y su conversión a orgánico, de tal forma que la magnitud y especies químicas del fósforo pueden referirse al metabolismo del sistema. Una parte importante de la fracción residual proviene de fuentes terrígenas, asociado a la materia particulada suspendida que al experimentar cambios (salinidad, pH y el potencial redox), frecuentemente lo liberan.

Con relación a la situación de la bocabarra, se tienen para la superficie valores promedio de 1.42 ± 0.13 y 6.47 ± 0.60 , y para el fondo de 8.18 ± 1.50 y 4.19 ± 0.51 , cuando la bocabarra se encontraba abierta o cerrada, respectivamente.

Estos datos muestran la importancia de la laguna de Manialtepec como fuente de fósforo para la zona costera ya que, aparentemente, con la boca cerrada se acumula fósforo en toda la columna de agua y, al abrirse la boca, la disminución en las concentraciones puede

atribuirse a exportación hacia el mar.

En el medio ambiente acuático la capacidad de adsorción de fósforo está correlacionada con las concentraciones de hierro y aluminio, ya que al haber mayor concentración de estos metales, el fósforo encuentra mayor número de sitios de unión. Normalmente, el agua de los ríos constituye una fuente importante de estos metales para los ecosistemas acuáticos costeros (López *et al.*, 1996). El fósforo residual unido a los metales se hunde en el sedimento y puede ser parcialmente convertido a fósforo inorgánico o reciclado por animales bénticos y microflora. (Parsons *et al.*, 1977).

5.13. Fósforo total (μM).

Los valores promedios de fósforo total para la superficie fueron de 4.05 ± 0.55 y 13.91 ± 0.76 y para el fondo de 5.21 ± 0.77 y 21.61 ± 1.46 para secas y lluvias, respectivamente.

Durante la temporada de lluvias, el comportamiento del fósforo total es similar al registrado por el fósforo inorgánico disuelto y el residual, es decir, con contribuciones mensuales altas en lluvias y variaciones significativas en la superficie, llegándose a establecer un gradiente con valores bajos en la superficie y muy altos en el fondo.

Los altos valores de concentración en el fondo se explican por el hundimiento del fósforo en la materia particulada suspendida, descomposición de materia orgánica alóctona, ciclado interno de la producción autóctona y liberación geoquímica (desorción y disolución mineral).

Con la relación al estado de la boca, los valores promedio de fósforo total para la superficie fueron de 8.78 ± 0.90 y 9.18 ± 0.79 , y para el fondo de 15.97 ± 1.80 y 8.51 ± 0.96 cuando la bocabarra se encontraba abierta o cerrada, respectivamente. Las variaciones en este caso, son prácticamente iguales que en las fracciones disuelta y residual, por lo que el comportamiento se explica de la misma manera.

5.14. Relación N:P en la laguna de Manialtepec.

Existe una discusión constante acerca de cuál es el nutriente limitante de la producción primaria y se reconoce que para la formación de materia orgánica se utilizan nitrógeno y

fósforo en una relación constante, definida como: $C_{106}N_{16}P_1$ (relación Redfield-Richards); esta relación puede variar para el fitoplancton, dependiendo de la disponibilidad de nutrientes en el agua y la clase de fitoplancton marino, desde $C_{106}N_5:P_1$ hasta $C_{106}N_{16}:P_1$, (Mee, op. cit.).

Parte de la discusión se mantiene, ya que aún cuando el nitrógeno y fósforo se encuentran presentes en formas inorgánicas, orgánicas y particuladas, muchos de los estudios de la estequiometría de estos nutrientes se encuentran basados en las concentraciones inorgánicas disueltas en ecosistemas marinos, medidos frecuentemente como NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{2-} y que representan solamente una fracción que es utilizada por las comunidades bióticas (Downing, 1997).

El nutriente limitante de la productividad primaria, ya sea nitrógeno o fósforo, varía de un ecosistema a otro; en las partes altas de los ríos y en los ecosistemas acuáticos continentales, el fósforo es el limitante; pero, en la zona marino costera (estuarios, lagunas costeras y mar costero), el elemento limitante es el nitrógeno. En el mar abierto el fósforo es el nutriente limitante (Downing, 1997).

En el mar, globalmente y en tiempo geológico, el nutriente limitante proximal, es decir, el que al efectuar experimentos de enriquecimiento de nutrientes resulta ser el limitante, es el nitrógeno; pero, el nutriente que en tiempos geológicos es el limitante, basado en modelos biogeoquímicos, es el fósforo (Tyrrel, 1999).

Para conocer el valor de la relación N:P, con los valores de nitrógeno total inorgánico (suma de las fracciones NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+), y fósforo total, se realizó un análisis de regresión por mínimos cuadrados con un modelo lineal, esto con los valores de superficie y fondo, así como para cada mes del año. Para validar este procedimiento, con el coeficiente de correlación "r" y el número de datos se realizó la prueba de t de student para evaluar la significancia del ajuste lineal (tablas 11 y 12).

Los resultados demuestran que en la superficie la relación N:P es estadísticamente significativa para un 95 % de confianza para el mes de diciembre, con un valor de N:P de 0.5. En el fondo los valores significativos fueron: 0.9 en enero, mayo y junio; en julio, el valor fue de 0.8. Las relaciones molares N:P que son menores al promedio de 16, que es el requerimiento de las células, se encuentran limitadas por nitrógeno, y en el caso de valores mayores, están limitadas por fósforo; el primer caso, es aplicable a estuarios y ecosistemas

costeros, y el segundo a ambientes oligotróficos, como mares abiertos (Jaworski 1981; Downing, 1997).

Por todo lo anterior, el nitrógeno es el nutriente limitante en la laguna de Manialtepec, ya que ocurren pérdidas importantes de nitrógeno del sistema a través de:

- 1) Una alta tasa de nitrificación.
- 2) Una alta tasa de depósito en el sedimento.

Esto último, conjuntamente con los altos valores de fósforo registrados para la parcela de agua de fondo, hace suponer que la laguna de Manialtepec exporta fósforo a las áreas costeras adyacentes, nutriente que es limitante para los mares abiertos.

Cabe señalar que, por los niveles de concentración que se encuentran en ambas masas de agua, es difícil afirmar que la productividad primaria del fitoplancton está limitada por nutrientes; aunado a que durante los meses de mayor insolación, la productividad primaria es la mayor del sistema, se puede asumir que el factor que limita la productividad primaria en la laguna de Manialtepec es la disponibilidad de luz.

5.15. Silicatos (μM)

Los valores promedio de silicatos para la superficie fueron de 154.77 ± 3.41 y 65.77 ± 4.00 y para el fondo de 220.24 ± 13.57 y 111.31 ± 5.59 para la temporada de secas y lluvias, respectivamente.

Los valores de concentración de este nutriente son menores en la superficie, lo que puede explicarse debido a que, en la capa eufótica este es consumido por las diatomeas, radiolarios y silicoflagelados para la formación de estructuras y tecas. La productividad de estos organismos, algunas veces, está limitada por la disponibilidad de silicio disuelto. Además las tecas de los dinoflagelados se encuentran adsorbidas de materia orgánica, lo que produce que la tasa de disolución sea lenta.

Por otra parte, se observa un gradiente vertical definido con niveles altos de concentración en los fondos, producto del aporte de la columna de agua de sílice biogénico. Este comportamiento, según Libes(1997), puede ser explicado por:

- 1) La tasa de producción de organismos marinos.
- 2) El tiempo requerido para que las conchas alcancen el fondo.
- 3) La tasa de disolución.

En la temporada de lluvias, cuando la productividad primaria es más alta, la distribución de silicatos en la laguna fue controlada por las interacciones entre el agua dulce de las lluvias, los aportes de agua marina y la productividad primaria. La entrada de agua marina provocó una remoción de este nutriente, probablemente por el incremento en la población de organismos silíceos en la laguna.

De acuerdo a la condición de la bocabarra, se tiene para la superficie 94.78 ± 6.22 y 125.77 ± 5.30 , y para el fondo 146.73 ± 15.82 y 184.40 ± 12.59 si estaba abierta o cerrada, respectivamente.

Cuando la bocabarra se encontraba cerrada, los niveles de concentración de silicatos se incrementaron, con un gradiente mayor de la boca al interior de la laguna; el aumento y distribución pueden relacionarse con el aporte proveniente del río, y por el intemperismo de las rocas silíceas, el cual es abundante en el agua de los ríos.

5.16. Clorofila a, b y c ($\mu\text{g/l}$)

La biomasa fitoplanctónica es un indicador de la producción primaria de un cuerpo de agua, y esta última puede ser determinada al cuantificar los pigmentos fotosintéticos; por ejemplo, con la clorofila "a" en el agua (Contreras, 1994).

Los valores promedios registrados para los pigmentos en la masa de agua superficial fueron para las clorofilas "a" de 23.77 ± 1.74 y 21.03 ± 1.82 ; "b" de 9.53 ± 0.70 y 10.95 ± 1.22 ; "c" de 7.32 ± 1.38 y 8.75 ± 1.62 para secas y lluvias, respectivamente.

Los valores promedios registrados para los pigmentos en la masa de agua de fondo fueron para la clorofilas "a" de 16.55 ± 3.14 y 22.56 ± 5.46 ; "b" de 6.91 ± 2.90 y 11.06 ± 2.82 ; "c" de 7.84 ± 1.82 y 9.71 ± 3.09 para secas y lluvias, respectivamente.

Como se observa en las tablas 1 y 2, no hay diferencias significativas entre los dos periodos hidrológicos; las concentraciones de las clorofilas "a", "b" y "c" fueron prácticamente

las mismas para el agua superficial, y esto habla de una homogeneidad en ambos periodos.

La independencia entre las estaciones hidrológicas y los niveles de clorofilas, señala que a lo largo del año la cantidad de nutrientes es suficiente para el fitoplancton. En secas, el reciclamiento de nutrientes es suficiente para mantener la productividad, y en lluvias, además de la regeneración, hay una entrada de nutrientes por el agua de lluvia (Mee, op. cit.).

Al comparar los promedios de pigmentos entre los dos niveles de profundidad, se observa que existe un ligero incremento de concentración en la masa de agua superficial; este comportamiento se encuentra relacionado con lo descrito por Parsons (1977), que señala que las grandes concentraciones de fitoplancton se localizan en las aguas superficiales, donde obtienen la luz necesaria para fotosintetizar; por lo tanto, la biomasa fitoplanctónica dependerá de la eficiencia de absorción de luz en la columna de agua sujeta a la turbidez.

Por otra parte, en los niveles de concentración promedio de clorofilas "b" y "c", a pesar de no tener diferencias estadísticamente significativas en la masa de agua superficial (*t* student, $p < 0.05$), sí se observan valores mayores en la temporada de lluvias. Las variaciones en los niveles de concentración en los pigmentos "b" y "c" obedece a la misma naturaleza de las algas presentes y a su estado fisiológico, por lo que en una población mas vieja y con un medio pobre en nutrientes, las proporciones de clorofilas "b" y "c" aumentan, respecto a la concentración de clorofila "a".

Por otra parte, los niveles de clorofilas en el fondo pueden explicarse por la producción de la microflora béntica, cuando existe una estratificación vertical de organismos fotosintéticos dentro de la capa de agua; estos pueden estar localizados en la profundidad de compensación para el fitoplancton (aproximadamente 1 % de irradiancia). La mayoría de los pigmentos que están en los sedimentos, son usualmente productos de la degradación de clorofilas, originalmente presentes en el fitoplancton (Parsons, op. cit.).

De acuerdo a la condición de la bocabarra, los valores promedio para la superficie las clorofilas "a" fueron de 16.59 ± 3.03 y 16.46 ± 2.52 ; "b" de 7.66 ± 2.17 y 9.15 ± 0.85 ; "c" de 10.36 ± 0.86 y 10.91 ± 0.81 , para la boca abierta o cerrada, respectivamente.

Para el fondo los valores promedio fueron para las clorofilas "a" 25.96 ± 5.56 y 24.49 ± 2.67 ; "b" de 13.92 ± 6.57 y 19.45 ± 3.91 ; "c" de 8.35 ± 1.72 y 8.67 ± 4.06 para la boca abierta o

cerrada, respectivamente.

Por la condición de la bocabarra los niveles de concentración de clorofilas "a", "b" y "c" en la superficie, muestran la misma tendencia antes descrita; en cambio, para la masa de agua de fondo se observa un descenso en los niveles de concentración de clorofila "a" cuando la bocabarra se encontraba cerrada. Bajo esta condición, el aporte de agua del río Manialtepec es mayor, y tiene como resultado la formación de una fuerte picnoclina; esto provoca que la clorofila que se encuentra en el fondo quede atrapada en esta masa de agua, donde se acumula.

Por otra parte, con la bocabarra cerrada, se observó un ligero incremento de clorofila "b" y "c", esto muestra que el plancton se halla en una etapa avanzada de sucesión producto de largos tiempos de residencia del agua (Margalef, 1967).

5.17. Sólidos suspendidos (mg/l)

Los valores promedio para los sólidos suspendidos en la masa de agua superficial fueron, para los mayores de 1.2 μm , de 8.45 ± 0.45 y 19.27 ± 0.82 y para los de 0.45 μm 11.17 ± 0.52 y 26.79 ± 1.14 ; para el fondo de los mayores de 1.2 μm 8.18 ± 0.67 y 23.93 ± 1.00 y para los de 0.45 μm 13.37 ± 1.47 y 31.46 ± 2.13 para secas y lluvias, respectivamente.

Se encontraron diferencias significativas entre los dos periodos hidrológicos, con valores mayores en la temporada de lluvias, probablemente por el incremento en los minerales erosionados en la cuenca de drenaje y que llegan a la laguna difusamente; además, se debe considerar el aporte fluvial de los productos del lixiviado de los suelos, ya que existen terrenos de cultivo asentados en las proximidades de la laguna.

Por su parte, las arcillas minerales que son transportadas en el agua en suspensión coloidal, tienen una carga negativa neta, por lo que cada partícula atrae cargas positivas; esto permite relacionar los valores altos de los niveles de concentración de sólidos de 1.2 μm , en la temporada de lluvias, ya que el agua salina contiene una gran concentración de iones cargados que al entrar en contacto con el agua dulce provoca que las partículas incrementen su tamaño.

La masa de agua de fondo siempre presentó altos niveles de concentración de material

suspendido; varios factores influyen en la transportación y depósito de los sedimentos suspendidos:

- 1) Los procesos fisicoquímicos que causan floculación y agregados de las partículas suspendidas, cuando transitan de un medio dulceacuícola a uno estuarino.
- 2) La dinámica del sistema de mareas y corrientes.
- 3) La aglomeración de heces fecales.

Por la condición de la bocabarra, los valores promedio para la masa de agua superficial fueron, para los mayores de 1.2 μm , de 16.00 ± 0.85 y 9.46 ± 1.07 ; y para los de 0.45 μm 19.12 ± 1.15 y 13.07 ± 1.62 , y para el fondo, los mayores de 1.2 μm 18.20 ± 1.51 y 8.78 ± 1.18 , y para los de 0.45 μm 24.12 ± 2.08 y 16.69 ± 2.30 , con la bocabarra abierta y cerrada, respectivamente.

Para ambos niveles de agua se observan mayores concentraciones de material suspendido con la barra abierta; bajo esta condición, por el cambio en la hidrodinámica de la laguna ocurre removilización y resuspensión de materiales orgánicos e inorgánicos (arcillas, óxidos de hierro y agregados), depositados en los sedimentos; y por la floculación de constituyentes inorgánicos en el agua de río al contacto con el agua de mar, por su asociación con la materia orgánica (Sholkovitz, 1976). Mientras que con el cierre de la bocabarra los niveles de concentración disminuyen, probablemente porque la laguna se vuelve menos dinámica y aumenta la sedimentación.

5.18. Sulfuros (mg/l)

Los valores promedio de sulfuros para la masa de agua superficial fueron de 7.94 ± 0.58 y 7.92 ± 1.95 y para el fondo de 13.93 ± 1.17 y 25.94 ± 2.87 para secas y lluvias, respectivamente.

Para la superficie, no se encontraron diferencias significativas entre los periodos hidrológicos, pero sí existe una diferencia notable entre la masa de agua de superficie y la de fondo.

La presencia de este ión en la masa de agua del fondo obedece a que en los estuarios, bajo condiciones anaeróbicas el aceptor de electrones más abundante es el SO_4^{2-} que se reduce a S^{2-} (Valiela, 1995).

Los bajos niveles de concentración en la superficie, pueden explicarse porque este ión puede ser removido del agua por los organismos, a través de dos rutas: la primera, involucra la incorporación de sulfatos a moléculas orgánicas, y es liberado nuevamente por mineralización aeróbica (desulfuración). Por otra parte, la segunda ruta ocurre cuando el sulfato difunde a zonas anóxicas, donde por acción bacteriana produce azufre elemental, o pueden precipitar con iones metálicos como el hierro (FeS_2) y oxidarse a sulfatos cuando el ambiente es aeróbico. Los niveles de concentración dependen de los mecanismos de transferencia a los ambientes anaeróbicos, como la difusión y disponibilidad de la materia orgánica; los sulfuros pueden difundirse fuera del medio reductor (masa de agua del fondo) y oxidarse biológica y químicamente a sulfuro elemental, tiosulfato, sulfito y sulfato (Day *et al.*, 1989; Valiela, 1995).

Todo lo anterior se explica porque los niveles de concentración de sulfuros son altos en el agua del fondo, respecto a la superficie; además, pueden presentarse procesos de síntesis a través de las vías de óxido-reducción. La estratificación de la columna de agua, forma ambientes anóxicos, en los cuales las bacterias utilizan compuestos inorgánicos para producir compuestos inorgánicos reducidos como CH_4 , NH_3 y H_2S , que sirven como substrato a las bacterias quimioautótrofas.

Los ambientes con bajos niveles de concentración de oxígeno provocan que los microorganismos oxiden la materia orgánica, utilizando como aceptores de electrones a los nitratos y sulfatos. La ausencia de oxígeno produce que el sulfuro se encuentre en forma reducida (S^{2-}).

De acuerdo a la condición de la bocabarra, tenemos que para la superficie los valores de sulfuros fueron de 11.86 ± 1.12 y 8.02 ± 0.56 , y para el fondo de 25.00 ± 2.29 y 11.86 ± 0.94 , para la boca abierta o cerrada, respectivamente.

Este análisis permite demostrar que el proceso más importante en la elevación de los niveles de concentración de sulfuros en toda la columna de agua, es la apertura de la bocabarra, que provoca que el nivel de agua de la laguna de Manialtepec descienda, y el nivel

del agua anóxica ascienda.

La entrada de agua marina produce turbulencia en el agua de fondo, que por simple proceso mecánico o por la activación de animales cavadores facilita la salida de los sulfuros de los sedimentos.

5.19. Análisis estadísticos de las variables estudiadas.

El resultado de la comparación de medias que se presenta en la tabla 1, muestra que la mayoría de las variables estudiadas presentan diferencias significativas entre las estaciones hidrológicas. Para la masa de agua en la superficie son: temperatura, salinidad, sulfuros, sólidos mayores de 1.2 μm , materia orgánica en el particulado, nitritos, fósforo residual, alcalinidad, silicatos y sólidos suspendidos mayores de 0.45 μm

En la tabla 2 se muestran las variables estudiadas y se indican las que presentan diferencias significativas entre las estaciones hidrológicas. Para la masa de agua en el fondo son: salinidad, oxígeno disuelto, pH, sulfuros, DBO₅, sólidos de 1.2 μm , materia orgánica en el particulado, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo disuelto, residual y total, silicatos, clorofilas "a", "b" y "c", y sólidos suspendidos mayores de 0.45 μm .

En la tabla 3 se muestran las variables estudiadas y se indican las que presentan diferencias significativas entre si, de acuerdo con la condición de la bocabarra. En la masa de agua de la superficie son: temperatura, salinidad, sulfuros, sólidos suspendidos mayores de 1.2 μm , materia orgánica en el particulado, nitritos, fósforo residual, alcalinidad, silicatos, y sólidos suspendidos mayores de 0.45 μm .

En la tabla 4 se muestran las variables estudiadas y se indican las que presentan diferencias significativas entre si, de acuerdo con la condición de la bocabarra. En la masa de agua de la superficie son: salinidad, oxígeno disuelto, pH, sulfuros, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos mayores de 1.2 μm , materia orgánica en el particulado, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo disuelto, residual y total, silicatos, clorofilas "a", "b" y "c", y sólidos suspendidos mayores de 0.45 μm .

Análisis de Componentes principales.

Con todos los datos obtenidos en el presente estudio se realizó un análisis de componentes principales, con el objetivo de:

- 1) Encontrar las relaciones entre las diferentes variables.
- 2) Reducir el número de dimensiones entre las variables observadas.
- 3) Obtener la regresión de las variables observadas en un grupo de dimensiones implícitas, llamadas componentes o factores.

Se aplicó una rotación varimax que maximiza la varianza del cuadrado de las cargas de cada factor y tiende a polarizar las cargas. Los resultados se muestran en la tabla 13.

Para las variables estudiadas durante el presente trabajo se encontraron 5 factores o componentes principales que explican el 63.75 % de la varianza total.

En el primer componente las variables de carga significativas son: Las concentraciones de materia orgánica en el particulado, clorofilas "a", "b" y "c"; que define el proceso de la productividad primaria.

Para el segundo componente, los factores de carga significativos son: salinidad, oxígeno disuelto, sulfuros, nitrógeno amoniacal y alcalinidad, esto define la estratificación del cuerpo lagunar, ya que estas variables se relacionan siempre con las diferencias entre las masas de agua.

En el tercer componente los factores significativos son: temperatura, pH, sólidos suspendidos mayores a 1.2 micras y los silicatos, este conjunto de variables nos definen el régimen hidrológico, ya que todas estas variables cambian consistentemente con las secas y lluvias.

En el cuarto componente los factores significativos son, fósforo total y residual, las variaciones en este elemento definen la geoquímica de este sistema ya que, por no ser limitante para la productividad primaria, su comportamiento se relaciona a los procesos geoquímicos.

Para el quinto componente los factores de carga son: la demanda bioquímica de oxígeno y el porcentaje de materia orgánica en el particulado, que definen la cantidad de

materia orgánica del sistema.

El análisis de correlación canónica define la relación que mantienen los factores entre si, en nuestro estudio las relaciones encontradas fueron:

1. La productividad primaria (factor 1) y el régimen hidrológico (factor 3) --R= 0.622—
2. La estratificación (factor 2) y el régimen hidrológico (factor 3) --R= 0.745--.
3. El régimen hidrológico (factor 3) y la materia orgánica (factor 5) -- R=0.579--

6. Conclusiones

En la laguna de Manialtepec la salinidad varía espacial y temporalmente, y define dos masas de agua, una superficial de 5 a 18 psu, y otra de fondo de 18 a 25 psu.

La estratificación, presenta una variación temporal; la masa de agua se encuentra fuertemente estratificada en secas y ligeramente estratificada en lluvias.

El oxígeno disuelto presentó un gradiente vertical, en la columna de agua, a lo largo del ciclo anual, con valores cercanos a la saturación en la superficie y valores anóxicos en el fondo. La distribución horizontal mostró que los valores en la superficie en zonas poco profundas se relacionan con procesos advectivos.

La laguna es heterotrófica en primavera y verano, con flujos netos de oxígeno de $-11.11 \text{ g/m}^2/\text{día}$ y $-20.56 \text{ g/m}^2/\text{día}$, respectivamente.

La laguna es autotrófica en otoño e invierno, con flujos netos de oxígeno de $2.76 \text{ g/m}^2/\text{día}$ y $13.14 \text{ g/m}^2/\text{día}$, respectivamente.

Los flujos de carbono anualizados de la laguna son por hectárea de superficie muestran un consumo de 80 kgC/ha año y un aporte por oxidación aeróbica de 183 kgC/ha año.

La demanda bioquímica de oxígeno se incrementa en el fondo en la estación de lluvias, probablemente producto del incremento de la materia orgánica producida por fotosíntesis en la superficie en esta época del año y la disminución del gradiente halino.

El nitrógeno amoniacal presentó siempre un gradiente vertical, con valores mayores en el fondo, probablemente como resultado de su consumo en la capa superficial y su producción por degradación de la materia orgánica por sulfato reducción en el agua del fondo.

Los nitritos y nitratos presentan conductas no conservativas, que dependen de la actividad de productores primarios y procesos biogeoquímicos que afectan su concentración.

Todas las especies del fósforo (inorgánico, residual y total), presentan un gradiente vertical y su concentración se relaciona a procesos como precipitación, floculación, atrapamiento y liberación del sedimento.

La relación N:P, confirma que el nutriente limitante para la laguna es el nitrógeno.

Los pigmentos fotosintéticos tienen concentraciones muy homogéneas en ambos periodos hidrológicos.

La productividad primaria está limitada por la penetración de la luz.

El silicato presenta un gradiente vertical producto del consumo por la biota en la capa superior y redisolución del silicato en la capa inferior, encontrándose variaciones temporales en los niveles de concentración en ambas masas de agua.

Los sulfuros presentan valores altos en el fondo, producto de la sulfato reducción en el agua anóxica. Los bajos niveles en la superficie son probablemente, resultado de la incorporación de éste al metabolismo de los organismos y de su difusión a la atmósfera.

7. Bibliografía

- Aceves, M. G. (1997) Fauna íctica de las lagunas costeras de la región costa chica de Oaxaca. Informe técnico. Universidad del Mar.
- Anderson, J.M., Macfadyen, A.(1976) The role of terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes. London: Blackwell Scientific Publications.
- Álvarez B. S., M.G. Soto B. (1991) Nutrientes inorgánicos en los canales de inundación de las marismas de una laguna costera del noreste de Baja California. *Ciencias Marinas*. 17 (3): 1-20
- APHA (1998) Standards Methods for the Examination of water and wastewater. American Public Health Association. 20th edition.
- Balls, P.W. (1994) Nutrients inputs to estuaries from nine Scottish east coast rivers, influence of estuarine processes on inputs to the North Sea Estuarine. *Coastal and Shelf Science* vol 39 pp. 329-352.
- Becerra, M. S. (1996) Estudio prospectivo de la comunidad del bentos de la laguna costera de San José Manialtepec. en 1er. encuentro regional sobre investigación y desarrollo costero : Guerrero, Oaxaca y Chiapas.
- Boyton, W.R. ,Kemp, W.M. (1985) Nutrient regeneration and oxygen consumption by sediments along an estuarine salinity gradient. *Marine Ecology Progress Series* 23: 45-55
- Caraco, F.N., Jonathan J.C. and Gene E. Likens. (1992) New and recycled primary production in an oligotrophic lake : Insights for summer phosphorus dynamics. *Limnology and Oceanography*., 37(3): 590-602.
- Castro L.R. y Grijalva C.J. (1991) Variabilidad espacio- temporal de nutrientes y seston en la laguna costera la Cruz, Sonora. *Ciencias Marinas*. 17(2): 83-97.
- Cervantes, D.R. y Guerrero G.R. (1988) Variación Espacio-Temporal de nutrientes de la Ensenada de la Paz, B.C.S. México. *Anales del instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM, 15 (2): 129-142.
- Contreras,E.F. (1984) Hidrología y Nutrientes en lagunas costeras. *Ciencia*. 35 (1): 16-24.
- Contreras,E.F y García N.A. (1991) Hidrología, Nutrientes y Productividad primaria en la laguna de San José Manialtepec, Oaxaca. *Hidrobiologica*. 1 (1):65-69.
- Contreras,E.F. y Zabalegui M.L. (1991) Hidrología, Nutrientes y Productividad primaria en la laguna de la Joya Buenavista, Chiapas, México. *Anales del . Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM 18 (2): 207-215.
- Contreras-Espinosa. F., O. Castañeda-López y A. Garcia-Nagaya (1994) La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM 21 (1-2): 55-66.
- Day J.,may. Ch. Y Arancibia A. (1989) *Estuarine Ecología* Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons. Pp.247.
- Downing J. (1997) Marine Nitrogen: Phosphorus stoichiometry and the global N:P cycle. *Biogeochemistry* 37: 237-252.
- Eyre, B. (1994) Nutrient Biogeochemistry in the tropical Moresby River Estuary System North Queensland, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 39: 15-31.
- FAO. (1992) Manejo y explotación acuícola de Embalses de agua dulce en América Latina. Programa Cooperativo Gubernamental GCP/RCA/102/ITA. Proyecto AQUILA II, documento No. 1.

- Froelich P.N. (1988) Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A Primer Phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography* vol. 33. pp. 649-668.
- Guerrero G.S.R. (1997) Estudio Biogeoquímico de los procesos de mezclado Estuarino en una Laguna Costera Tropical de México. Tesis de Doctor en Ciencia del Mar. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Holm Hansen O. y Riemann Bo. (1978) Chlorophyll a determination: improvements in methodology. *OIKOS* 30: 438-447.
- INEGI. (1884a) Carta de efectos climáticos regionales, Mayo - Octubre, 1 :250 000. Puerto Escondido D14-3.
- INEGI. (1884b) Carta de efectos climáticos regionales, Noviembre - Abril, 1 :250 000. Puerto Escondido D14-3.
- INEGI. (1884c) Carta hidrológica de aguas superficiales, 1 :250 000. Puerto Escondido D14-3.
- Jaworski, N. (1981) Sources of Nutrients and the Scale of Eutrophication Problems In Estuaries, Neilson J. Bruce y Cronin Eugene (Eds) *The Humana Press*. pp. 83-109.
- Justic, D., Rabalais, N. N., Turner R.E. and Dortch Q. (1995) Changes in Nutrient Structure of River-dominated Coastal Waters: Stoichiometric Nutrient Balance and its Consequences. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 40:339-356.
- Kennish M.J. (1986) *Ecology of estuaries vol. 1 Physical and Chemical Aspects* CRC Press, Incorporated Boca Raton Florida. USA. pp. 253.
- Kiorboe T. (1994) Material Flux in the Water Column In *Coastal and Estuarine Studies*. American Geophysical Union 67-94.
- Klimek, G.R. (1978) The hydrochemistry, productivity and sea water interaction of three coastal tropical lagoons in the south of Mexico. (Hidroquímica, productividad e interacción del agua de mar en tres lagunas costeras tropicales en el sur de México). Thesis for the degree of Doctor of Philosophy. Department of Oceanography of University of Liverpool.
- Klimek, G.R. (1982) *Principios y Métodos de Biogeoquímica y Productividad Acuática*. Dirección. General de acuicultura. Secretaria de Pesca. Vol. 1.
- Lankford, R.R. (1977) Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification in Wiley (Ed). *Estuarine Processes*. Academic Press. Inc. 182-215.
- Lipschultz, F., Wofsy, S.C. and Fox, L.E. (1986) Nitrogen Metabolism of the Eutrophic Delaware River Ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 31(4): 701-715.
- Libes, S.M. (1992) *An introduction to Marine Biogeochemistry* John Wiley & Sons pp.734.
- López, L.V. y Morgui J. (1996) Adsorption of phosphorous on sediments of the Balearic Islands (Spain) Related to their composition. *Estuarine Coastal and Shelf Science* vol 42. pp 185-196.
- Margalef, R. (1967) *Ecología Marina*. Fundación la Salle de Ciencias Naturales. Fondo de Cultura Científicapp.705.
- Mee, L.D. (1979) Coastal lagoons. En: Riley J.P. y Chester R. (Eds) *Chemical Oceanography* Vol. 7 pp. 441-490.
- Mee, L.D. (1988) A Definition of "critical eutrophication" in the marine environment. *Revista de Biología Tropical* vol 36, pp. 159-161.
- Parsons T.R. and Takahashi M (1977) *Biological Oceanographic Proceses*. 2nd Edition B. Hargrave Bedford Institute, Dartmouth, Canada .pp. 235.
- Reyes E. y Merino M. (1991) Diel Dissolved Oxygen Dynamics and Eutrophication in a Shallow, Well-Mixes Tropical Lagoon (Cancun, Mexico) *Estuaries*. Vol. 14 No. 4 pp. 372-381.
- Rodier J. 1981. *Análisis de las aguas*. Ediciones Omega. S. A. Barcelona.

- Rzedowsky J. (1988) *Vegetación de México*. Ed. Limusa.
- Redfield, A. C. B.H. Ketchum and F.A. Richards (1963) the influence of organisms on the composition of seawater. In the Sea. John Wiley, New York 2:26-77
- Rivera, M.V., and Twilley R. (1996) The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). *Limnology and Oceanography*. 41(2): 284-296.
- Simpson J.H. and P. Rippet (1998) Non Conservative Nutrient Fluxes from Budgets for The Fresh Sea Estuarine Coastal and Shelf Science vol 47. pp 707-714.
- Solórzano, L. (1969) Determination of ammonia in natural waters byphenol-hypoclorite method. *Limnology and Oceanography*. 14: 799-801.
- Sholkovitz E.R. (1976) Flocculation and dissolved organic and inorganic matter during estuarine mixing river water and sea water. *Geochimica et Cosmochimica Acta* vol 40 pp. 831-845.
- Strickland, J.D. and T.R. Parsons (1965). A manual of seawater analysis. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 125: 1-203.
- SCOR-UNESCO (1966) Determination of photosynthetic pigments in sea water. Monogr. 1, París, 69 p.
- Tyrrell Toby (1999) The relative influences of nitrogen and phosphorus on ocean primary production. *Nature* 400: 525-531.
- Tovilla H. C. (1994) *Manglares en: Lagunas Costeras y el litoral Mexicano*. (Ed) Guadalupe de la Lanza y Carlos Cáceres. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Valdéz D. Y Real E. (1994) Flujos de Amonio, Nitrito, Nitrato y Fosfato a través de la interfase sedimento-agua en una laguna tropical. *Ciencias Marinas*. 20 (1): 65-80.
- Valdéz H.J. (1994) Variaciones diarias de temperatura, Salinidad, Oxígeno disuelto y Clorofila a, en una laguna hipersalina del Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 20 (2): 123-137.
- Valiela I. (1995) *Marine Ecological Processes*. Second Edition. Springer. pp. 686.
- Wafar, M.V.M., le Corre P. And Birrien J.L. (1989) Transport of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in a Brittany River, France. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 39 (5) : 489-500.

8. Tablas

Tabla 1 Características de los muestreos

| Fecha | Día Juliano | Estación Hidrológica | Estado de la Bocabarra |
|-------------------------|-------------|----------------------|------------------------|
| 7 de enero de 2000 | 7 | Secas | Cerrada |
| 3 de febrero de 2000 | 35 | Secas | Abierta |
| 3 de marzo de 2000 | 66 | Secas | Cerrada |
| 6 de abril de 2000 | 102 | Secas | Abierta |
| 5 de mayo de 2000 | 126 | Secas | Cerrada |
| 1 de junio de 2000 | 155 | Secas | Abierta |
| 7 de julio de 2000 | 189 | Lluvias | Abierta |
| 2 de agosto de 2000 | 215 | Lluvias | Abierta |
| 6 de septiembre de 2000 | 250 | Lluvias | Abierta |
| 5 de octubre de 2000 | 280 | Lluvias | Abierta |
| 7 de noviembre de 2000 | 311 | Lluvias | Abierta |
| 6 de diciembre de 2000 | 341 | Lluvias | Cerrada |

Tabla 2 Comparación de medias entre las temporadas de secas y lluvias para el agua superficial en laguna de Manialtepec.

| | Superficie | | valor p |
|-------------------|---------------|---------------|---------------------|
| | secas | lluvias | |
| | Promedio±S.E. | Promedio±S.E. | |
| Temp °C | 31.00±0.12 | 31.63±0.14 | 0.00066485 * |
| Salinidad o/oo | 5.50±0.15 | 18.35±0.44 | 4.1537E-66 * |
| Od mg/l | 7.38±0.14 | 6.12±0.22 | 3.7054E-06 * |
| PH | 8.12±0.04 | 8.38±0.05 | 0.00020938 * |
| Sulfuros mg/l | 7.94±0.58 | 7.92±1.95 | 0.99197921 |
| DBO5 mg/l | 5.65±0.13 | 5.02±0.11 | 0.00020419 * |
| SS 1.2 mg/l | 8.45±0.45 | 19.27±0.82 | 1.8608E-23 * |
| MOP mg/l | 4.94±0.19 | 5.23±0.28 | 0.38774163 |
| %MOP-SS | 58.91±1.93 | 37.02±1.75 | 1.3403E-14 * |
| Amonio µM | 3.41±0.30 | 4.43±1.14 | 0.38795759 |
| Nitrito µM | 0.44±0.01 | 0.13±0.01 | 4.5513E-55 * |
| Nitrato µM | 1.24±0.19 | 1.08±0.11 | 0.43620209 |
| P inorgánico µM | 1.48±0.13 | 3.71±0.24 | 6.8016E-14 * |
| P total µM | 4.05±0.55 | 13.91±0.76 | 2.011E-16 * |
| P residual µM | 3.15±0.96 | 8.18±0.98 | 0.00031173 * |
| Alcalinidad meq/l | 2.74±0.03 | 2.82±0.07 | 0.24989038 |
| Si µM | 154.77±3.41 | 65.77±4.00 | 6.1074E-39 * |
| a µg/l | 23.77±1.74 | 21.03±1.82 | 0.27785503 |
| b µg/l | 9.53±0.70 | 10.95±1.22 | 0.31316145 |
| c µg/l | 7.32±1.38 | 8.75±1.62 | 0.50168752 |
| SS 0.45 mg/l | 11.17±0.52 | 26.79±1.14 | 4.5149E-26 * |

*Diferencias Significativas

Tabla 3 Comparación de medias entre las temporadas de secas y lluvias para la masa de agua de fondo en laguna de Manialtepec.

| | Fondo | | valor p |
|-------------------|---------------|---------------|---------------------|
| | secas | lluvias | |
| | Promedio±S.E. | Promedio±S.E. | |
| Temp °C | 30.22±0.07 | 30.49±0.05 | 0.00174529 * |
| Salinidad o/oo | 18.63±0.77 | 25.03±0.22 | 1.7028E-11 * |
| Od mg/l | 0.81±0.08 | 0.57±0.06 | 0.01819225 * |
| pH | 7.62±0.07 | 7.38±0.04 | 0.00701746 * |
| Sulfuros mg/l | 13.93±1.17 | 25.94±2.87 | 0.00023759 * |
| DBO5 mg/l | 5.27±0.20 | 5.81±0.21 | 0.06900708 |
| SS 1.2 mg/l | 8.18±0.67 | 23.93±1.00 | 1.4964E-20 * |
| MOP mg/l | 4.79±0.19 | 9.91±0.75 | 5.3114E-09 * |
| %MOP-SS | 53.47±2.06 | 37.15±2.12 | 5.3462E-07 * |
| Amonio µM | 77.02±11.79 | 88.58±13.03 | 0.51282957 |
| Nitrito µM | 0.31±0.07 | 0.32±0.08 | 0.9126633 |
| Nitrato µM | 0.26±0.05 | 0.56±0.11 | 0.01539349 * |
| P inorgánico µM | 1.93±0.62 | 10.74±1.01 | 1.9973E-10 * |
| P total µM | 5.21±0.77 | 21.61±1.46 | 4.9042E-15 * |
| P residual µM | 3.30±0.42 | 10.77±1.77 | 0.00010507 * |
| Alcalinidad meq/l | 3.96±0.43 | 4.22±0.52 | 0.69436242 |
| Si µM | 220.24±13.57 | 111.31±5.59 | 2.1381E-10 * |
| a µg/l | 16.55±3.14 | 22.56±5.46 | 9.8832E-05 * |
| b µg/l | 6.91±2.90 | 11.06±6.27 | 0.08182336 * |
| c µg/l | 7.84±1.82 | 9.71±3.09 | 0.00243415 * |
| SS 0.45 mg/l | 13.37±1.47 | 31.46±2.13 | 1.2471E-09 * |

*Diferencias Significativas

Tabla 4 Comparación de medias entre la bocabarra abierta o cerrada para la masa de agua de superficie en laguna de Manialtepec.

| | Apertura de boca (superficie) | | valor p |
|-------------------|-------------------------------|--------------|---------------------|
| | Abierta | cerrada | |
| | Promedio±S.E. | promedioS.E. | |
| Temp °C | 31.43±0.15 | 30.94±0.12 | 0.01204519 * |
| Salinidad o/oo | 13.52±0.75 | 10.32±0.72 | 0.00246907 * |
| Od mg/l | 6.83±0.19 | 6.83±0.21 | 0.99165734 |
| pH | 8.24±0.06 | 8.27±0.04 | 0.69838734 |
| Sulfuros mg/l | 11.86±1.12 | 8.02±0.56 | 0.00252669 * |
| DBO5 mg/l | 5.44±0.13 | 5.23±0.11 | 0.23103216 |
| SS 1.2 mg/l | 16.00±0.85 | 9.46±1.07 | 3.3179E-06 * |
| MOP mg/l | 5.54±0.22 | 4.65±0.28 | 0.01447118 * |
| %MOP-SS | 50.12±2.45 | 51.39±1.90 | 0.68305905 |
| Amonio µM | 4.13±0.72 | 4.47±0.57 | 0.71509196 |
| Nitrito µM | 0.13±0.01 | 0.50±0.01 | 5.3211E-59 * |
| Nitrato µM | 1.03±0.11 | 1.48±0.31 | 0.18476262 |
| P inorgánico µM | 2.24±0.17 | 2.50±0.52 | 0.62859143 |
| P total µM | 8.78±0.90 | 9.18±0.79 | 0.73764429 |
| P residual µM | 1.42±0.13 | 6.47±0.60 | 2.8636E-14 * |
| Alcalinidad meq/l | 2.66±0.05 | 2.90±0.05 | 0.00068365 * |
| Si µM | 94.78±6.22 | 125.77±5.30 | 0.00020303 * |
| a µg/l | 16.59±3.03 | 16.46±2.52 | 0.97393079 |
| b µg/l | 7.66±2.17 | 9.15±0.85 | 0.52462205 |
| c µg/l | 10.36±0.86 | 10.91±0.81 | 0.64132178 |
| SS 0.45 mg/l | 19.12±1.15 | 13.07±1.62 | 0.00269305 * |

*Diferencias Significativas

Tabla 5 Comparación de medias entre la bocabarra abierta o cerrada para la masa de agua de fondo en laguna de Manialtepec.

| | Apertura de boca (fondo) | | valor p | |
|-------------------|--------------------------|---------------|-------------------|---|
| | Abierta | cerrada | | |
| | Promedio±S.E. | Promedio±S.E. | | |
| Temp °C | 30.38±0.06 | 30.27±0.07 | 0.06271275 | |
| Salinidad o/oo | 22.16±0.73 | 20.76±0.77 | 0.03858546 | * |
| Od mg/l | 0.43±0.03 | 1.13±0.21 | 3.3018E-07 | * |
| pH | 7.44±0.05 | 7.59±0.08 | 0.01656012 | * |
| Sulfuros mg/l | 25.00±2.29 | 11.86±0.94 | 4.4541E-14 | * |
| DBO5 mg/l | 5.27±0.20 | 5.72±0.21 | 0.01662098 | * |
| SS 1.2 mg/l | 18.20±1.51 | 8.78±1.18 | 9.431E-13 | * |
| MOP mg/l | 7.36±0.67 | 5.10±0.35 | 6.6737E-06 | * |
| %MOP-SS | 41.86±2.57 | 51.11±2.23 | 3.3424E-05 | * |
| Amonio µM | 104.40±8.95 | 71.40±1.43 | 7.6105E-08 | * |
| Nitrito µM | 0.88±0.10 | 1.28±0.17 | 0.00178272 | * |
| Nitrato µM | 1.04±0.20 | 0.63±0.07 | 0.00287114 | * |
| P inorgánico µM | 7.64±1.07 | 3.73±0.65 | 2.7118E-06 | * |
| P total µM | 15.97±1.80 | 8.51±0.96 | 5.4557E-08 | * |
| P residual µM | 8.18±1.50 | 4.19±0.51 | 0.00014002 | * |
| Alcalinidad meq/l | 4.30±0.41 | 4.15±0.51 | 0.72454701 | |
| Si µM | 146.73±15.82 | 184.40±12.59 | 0.00405691 | * |
| a µg/l | 25.96±5.56 | 24.49±2.67 | 0.71300161 | * |
| b µg/l | 13.92±6.57 | 19.45±3.91 | 0.26228079 | * |
| c µg/l | 8.35±1.72 | 8.67±4.06 | 0.90839294 | * |
| SS 0.45 mg/l | 24.12±2.08 | 16.69±2.30 | 0.00022069 | * |

*Diferencias Significativas

Tabla 6 Producción neta (P) y consumo (R) de oxígeno disuelto, respiración total (Resp), producción de oxígeno bruta (P bruta) y constante de difusión (Kdif) a las diferentes profundidades de medición, promedio y total. En los días que se indica

| 2 de marzo del 2000 | | | | | | | | | |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|-------|
| Z | 0.00 | -1.00 | -2.00 | -3.00 | -4.00 | -5.00 | -6.00 | Promedio | Total |
| P | 1.84 | 2.01 | 2.35 | 2.67 | 0.89 | 0.34 | 0.14 | 1.46 | 10.24 |
| R | 2.08 | 2.21 | 2.59 | 2.05 | 0.64 | 0.23 | 0.08 | 1.41 | 9.88 |
| Resp | 3.02 | 3.12 | 4.76 | 5.51 | 2.73 | 0.67 | 0.43 | 2.89 | 20.23 |
| P bruta | 4.86 | 5.13 | 7.11 | 8.18 | 3.61 | 1.01 | 0.57 | 4.35 | 30.47 |
| P/R | 0.89 | 0.91 | 0.90 | 1.30 | 1.39 | 1.48 | 1.72 | 1.23 | 1.04 |
| Kdif | 1.07 | 1.55 | 2.04 | 1.05 | 0.66 | 0.01 | ND | 1.06 | |
| P* | 1.31 | 2.25 | 3.51 | 0.90 | 0.00 | 0.46 | ND | 1.41 | 8.44 |
| R* | 2.14 | 2.40 | 0.92 | 4.31 | 9.62 | 0.16 | ND | 3.26 | 19.55 |
| Resp* | 2.69 | 2.68 | 3.25 | 10.86 | 9.52 | 1.07 | ND | 5.01 | 30.06 |
| P bruta* | 4.00 | 4.94 | 6.76 | 11.76 | 9.52 | 1.53 | ND | 6.42 | 38.50 |
| P*/R* | 0.61 | 0.94 | 3.82 | 0.21 | 0.00 | 2.84 | ND | 1.40 | 0.43 |
| 1 de junio del 2000 | | | | | | | | | |
| Z | 0.00 | -1.00 | -2.00 | -3.00 | -4.00 | -5.00 | -6.00 | Promedio | Total |
| P | 5.56 | 6.55 | 6.52 | 3.27 | 1.58 | 0.46 | 0.35 | 3.47 | 24.28 |
| R | 6.33 | 7.61 | 7.52 | 3.22 | 1.69 | 0.46 | 0.35 | 3.88 | 27.18 |
| Resp | 9.47 | 12.90 | 15.03 | 8.40 | 4.90 | 1.16 | 1.13 | 7.57 | 52.99 |
| P bruta | 15.03 | 19.45 | 21.55 | 11.67 | 6.48 | 1.62 | 1.47 | 11.04 | 77.27 |
| P/R | 0.88 | 0.86 | 0.87 | 1.02 | 0.93 | 1.00 | 1.01 | 0.94 | 0.89 |
| Kdif | 1.10 | 2.77 | 1.15 | 0.25 | 0.25 | 0.05 | ND | 0.93 | |
| P* | 4.38 | 5.42 | 7.56 | 2.62 | 2.87 | 0.35 | ND | 3.87 | 23.20 |
| R* | 11.04 | 9.08 | 16.21 | 4.76 | 2.33 | 0.32 | ND | 7.29 | 43.76 |
| Resp* | 13.92 | 15.20 | 23.07 | 7.46 | 10.45 | 0.42 | ND | 11.75 | 70.53 |
| P bruta* | 18.30 | 20.63 | 30.63 | 10.08 | 13.32 | 0.77 | ND | 15.62 | 93.73 |
| P*/R* | 0.40 | 0.60 | 0.47 | 0.55 | 1.23 | 1.09 | ND | 0.72 | 0.53 |

ND No dato

Tabla 7 Producción neta (P) y consumo (R) de oxígeno disuelto, respiración total (Resp), producción de oxígeno bruta (P bruta) y constante de difusión (Kdif) a las diferentes profundidades de medición, promedio y total. En los días que se indica.

| 6 de septiembre del 2000 | | | | | | | | | |
|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|--------|
| Z | 0.00 | -1.00 | -2.00 | -3.00 | -4.00 | -5.00 | -6.00 | Promedio | Total |
| P | 5.46 | 7.71 | 4.51 | 0.69 | 0.29 | 0.16 | ND | 3.13 | 18.81 |
| R | 5.90 | 7.84 | 4.93 | 1.64 | 0.82 | 0.42 | ND | 3.59 | 21.54 |
| Resp | 11.73 | 27.45 | 14.51 | 3.68 | 1.96 | 1.49 | ND | 10.14 | 60.82 |
| P bruta | 17.19 | 35.16 | 19.02 | 4.36 | 2.25 | 1.66 | ND | 13.27 | 79.63 |
| P/R | 0.92 | 0.98 | 0.91 | 0.42 | 0.35 | 0.40 | ND | 0.66 | 0.87 |
| Kdif | 0.09 | 2.85 | 2.70 | 0.34 | 0.31 | ND | ND | 1.26 | |
| P* | 4.77 | 7.93 | 17.06 | 0.00 | 0.43 | ND | ND | 6.04 | 30.19 |
| R* | 5.73 | 12.21 | 4.43 | 3.85 | 1.23 | ND | ND | 5.49 | 27.43 |
| Resp* | 11.49 | 37.47 | 19.26 | 4.62 | 2.05 | ND | ND | 14.98 | 74.88 |
| P bruta* | 16.25 | 45.40 | 36.32 | 4.62 | 2.48 | ND | ND | 21.02 | 105.08 |
| P*/R* | 0.83 | 0.65 | 3.85 | 0.00 | 0.35 | ND | ND | 0.81 | 1.10 |
| 5 de diciembre del 2000 | | | | | | | | | |
| Z | 0.00 | -1.00 | -2.00 | -3.00 | -4.00 | -5.00 | -6.00 | Promedio | Total |
| P | 1.81 | 1.24 | 6.54 | 3.16 | 1.98 | 0.93 | 0.58 | 2.32 | 16.23 |
| R | 1.49 | 1.05 | 7.27 | 4.10 | 2.70 | 1.42 | 0.81 | 2.69 | 18.84 |
| Resp | 5.00 | 3.01 | 16.50 | 12.67 | 6.67 | 3.79 | 1.36 | 7.00 | 49.00 |
| P bruta | 6.81 | 4.25 | 23.04 | 15.83 | 8.65 | 4.73 | 1.94 | 9.32 | 65.23 |
| P/R | 1.21 | 1.18 | 0.90 | 0.77 | 0.73 | 0.66 | 0.72 | 0.88 | 0.86 |
| Kdif | 1.57 | 0.12 | 1.37 | 0.30 | 0.64 | 1.05 | ND | 0.84 | |
| P* | 5.06 | 3.08 | 16.57 | 1.24 | 3.77 | 1.41 | ND | 5.19 | 31.13 |
| R* | 0.88 | 0.31 | 5.97 | 7.94 | 1.93 | 0.96 | ND | 3.00 | 17.99 |
| Resp* | 4.16 | 5.51 | 19.05 | 10.93 | 6.30 | 5.08 | ND | 8.51 | 51.03 |
| P bruta* | 9.22 | 8.59 | 35.62 | 12.17 | 10.07 | 6.49 | ND | 13.69 | 82.16 |
| P*/R* | 5.74 | 10.02 | 2.78 | 0.16 | 1.95 | 1.47 | ND | 3.69 | 1.73 |

ND No dato

Tabla 8 Constantes de difusión (Kdif) calculadas por el método de la curva diurna en diferentes cuerpos de agua

| Lugar | K(dif) g O ₂ /m ² promedio | Fuente |
|----------------------------------|---|--------------------------|
| Estanques Granja la Clementina | 0.3 | Guerrero, 1993 |
| Laguna Costera "estero el verde" | 0.3 | Flores V. 1985 |
| Laguna Bojórquez Cancún Mex. | 1.03 | Reyes 1985 |
| Parte sur de la laguna Madre | 0.95 | Odum <i>et al</i> 1962 |
| Atolon Cliperton | 0.5 | Murphy <i>et al</i> 1983 |

Tabla 9 Valores de producción y de consumo de diferentes cuerpos de agua

| lugar | P (g/m ² /h) | R (g/m ² /h) | P/R | Fuente |
|--------------------------------|-------------------------|-------------------------|-----|----------------|
| Estanques Granja la Clementina | 1.9 | 3.8 | 0.5 | Guerrero, 1993 |
| Itchen River | 9.7 | 12.2 | 0.8 | Odum 1956 |
| Oceano tropical | 1 | 0.5 | 2 | Odum 1956 |
| Fish Ponds | 1.5 | 0.8 | 1.8 | Odum 1956 |
| Red algal bloom | 3.7 | 7.3 | 0.5 | Odum 1962 |
| Laguna el verde | 16.3 | 13.1 | 1.2 | Merino 1991 |
| Laguna de Mitla | 28.2 | 30 | 0.9 | Merino 1991 |

Tabla 10 Flujos de carbono totales en la laguna de Manialtepec

| | tC/año | kgC/año ha |
|---------------------------|--------|------------|
| Producción primaria bruta | 429 | 262 |
| Producción primaria neta | 130 | 80 |
| Respiración | 300 | 183 |

Tabla 11 Relación Nitrógeno:Fósforo para la masa de agua superficial en la laguna Manialtepec.

| Mes | m= N:P | t calculada |
|------------|---------|-------------------|
| Enero | -0.182 | -0.63698 |
| Febrero | 11.5801 | 1.2813546 |
| Marzo | -3.98 | -0.957448 |
| Abril | -0.3024 | -0.525965 |
| Mayo | 0.21199 | 0.9251871 |
| Junio | -0.533 | -0.504944 |
| Julio | -0.4866 | -0.333616 |
| Agosto | -0.5833 | -1.561815 |
| septiembre | -0.6543 | -0.934565 |
| octubre | -0.7222 | -0.859977 |
| noviembre | 0.96816 | 0.7095047 |
| diciembre | 0.48579 | 2.3050798* |

* significativo (t students 0.05)

Tabla 12 Relación Nitrógeno:Fósforo para el agua de fondo en la laguna Manialtepec.

| mes | m= N:P | t calculada |
|------------|---------|------------------|
| Enero | 0.86625 | 4.587345* |
| Febrero | 8.1E-05 | 0.000198 |
| Marzo | 0.27345 | 0.635674 |
| Abril | 0.49062 | 1.259001 |
| Mayo | 0.94455 | 6.432024* |
| Junio | 0.89904 | 4.106454* |
| Julio | 0.80296 | 2.694351* |
| Agosto | -0.0252 | -0.050358 |
| Septiembre | -0.461 | -1.038933 |
| Octubre | 0.60818 | 1.532308 |
| Noviembre | N.D | N.D. |
| Diciembre | 0.52227 | 1.060772 |

* significativo (t students 0.05)

N.D. no dato

Tabla 13 Componentes principales**Componente Valor Propio % total de la varianza % acumulado**

| | | | |
|---|-------|--------|--------|
| 1 | 4.943 | 23.537 | 23.537 |
| 2 | 3.175 | 15.120 | 38.657 |
| 3 | 2.363 | 11.255 | 49.912 |
| 4 | 1.557 | 7.412 | 57.324 |
| 5 | 1.351 | 6.434 | 63.758 |

Tabla 14 Correlación canónica entre los factores

| | F2 | F3 | F4 | F5 |
|----|--------------------|-----------------|--------------------|--------------------|
| F1 | 0.3568 (P<0.01) | 0.6223 (P=0) | 0.3591 (P<0.01) | 0.4193 (P=0) |
| F2 | | 0.7455 (P=0) | 0.4317 (P=0) | 0.3918 (P<0.01) |
| F3 | | | 0.4382 (P=0) | 0.5796 (P=0) |
| F4 | | | | 0.2911 (P<0.01) |

9. Figuras

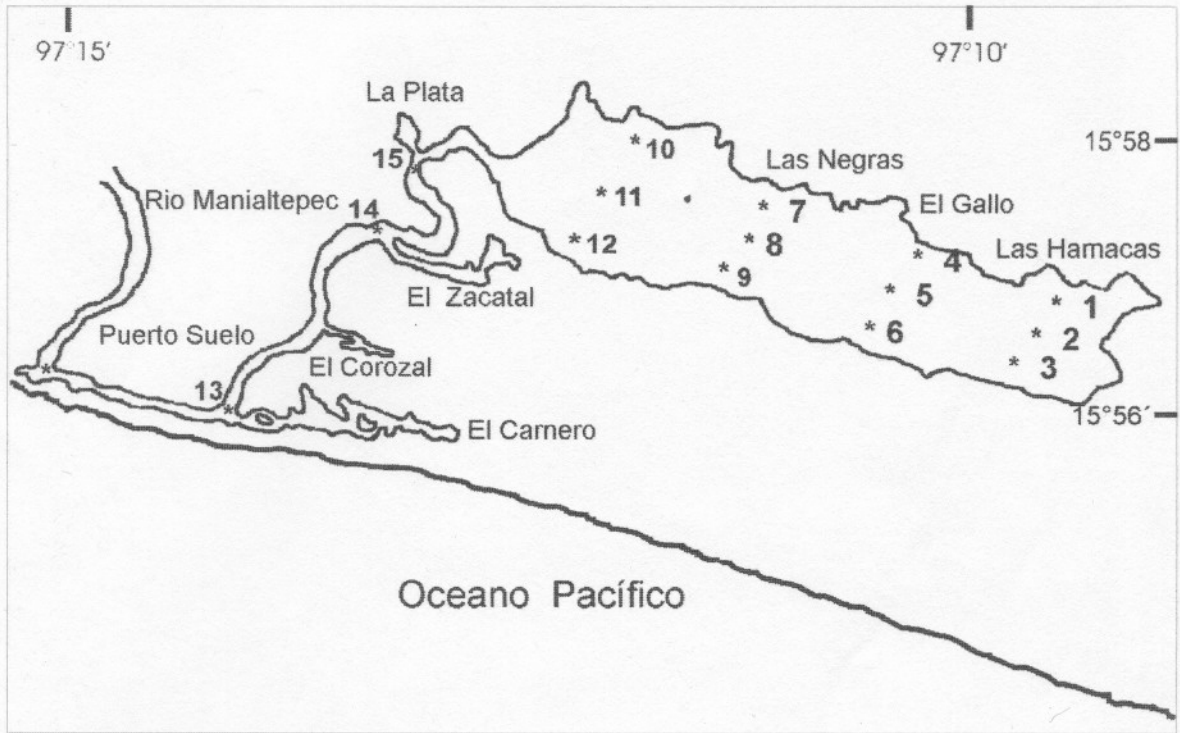


Figura 1 Área de estudio.

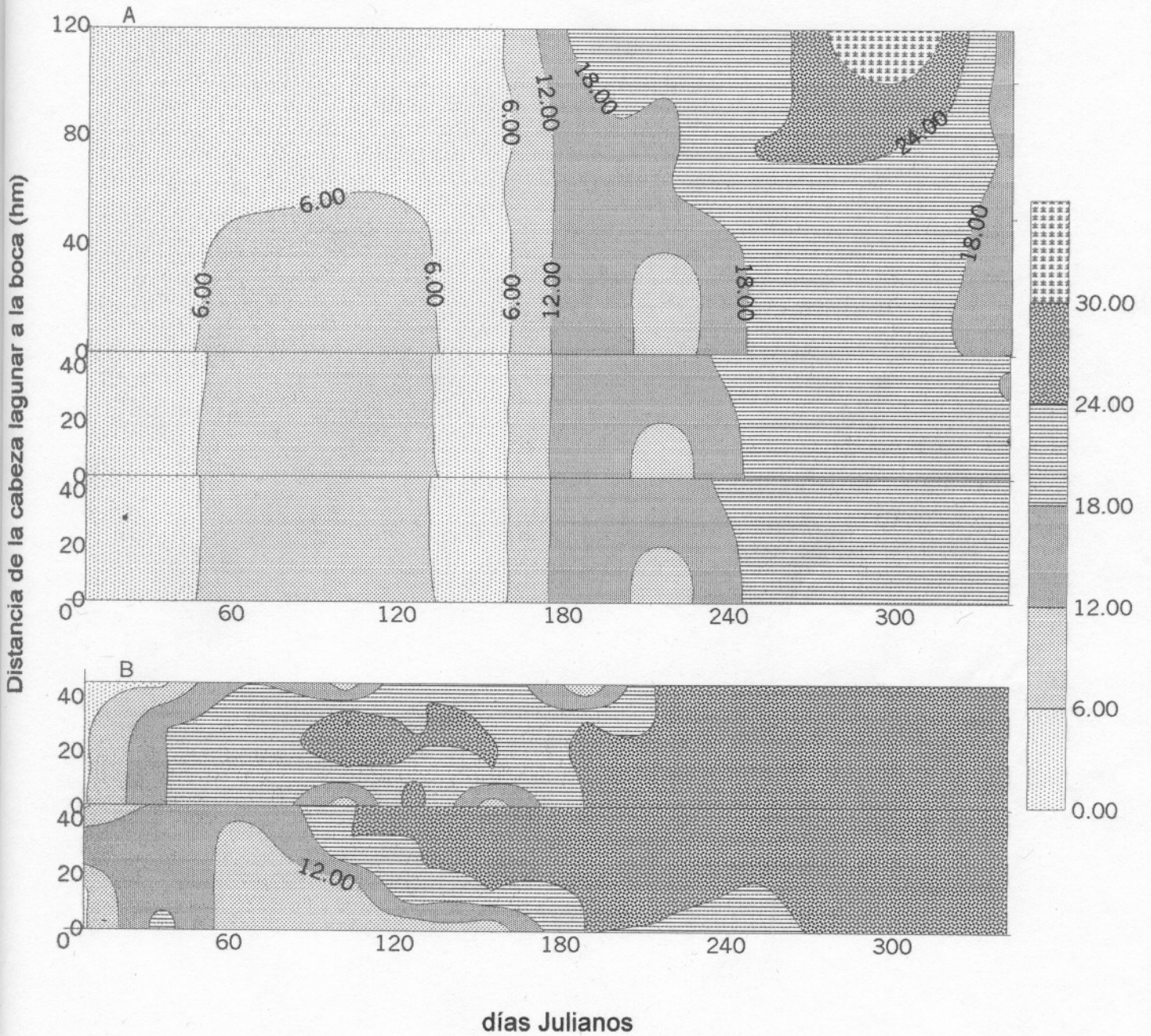


Figura 2 Variación espacio-temporal de la salinidad (psu) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

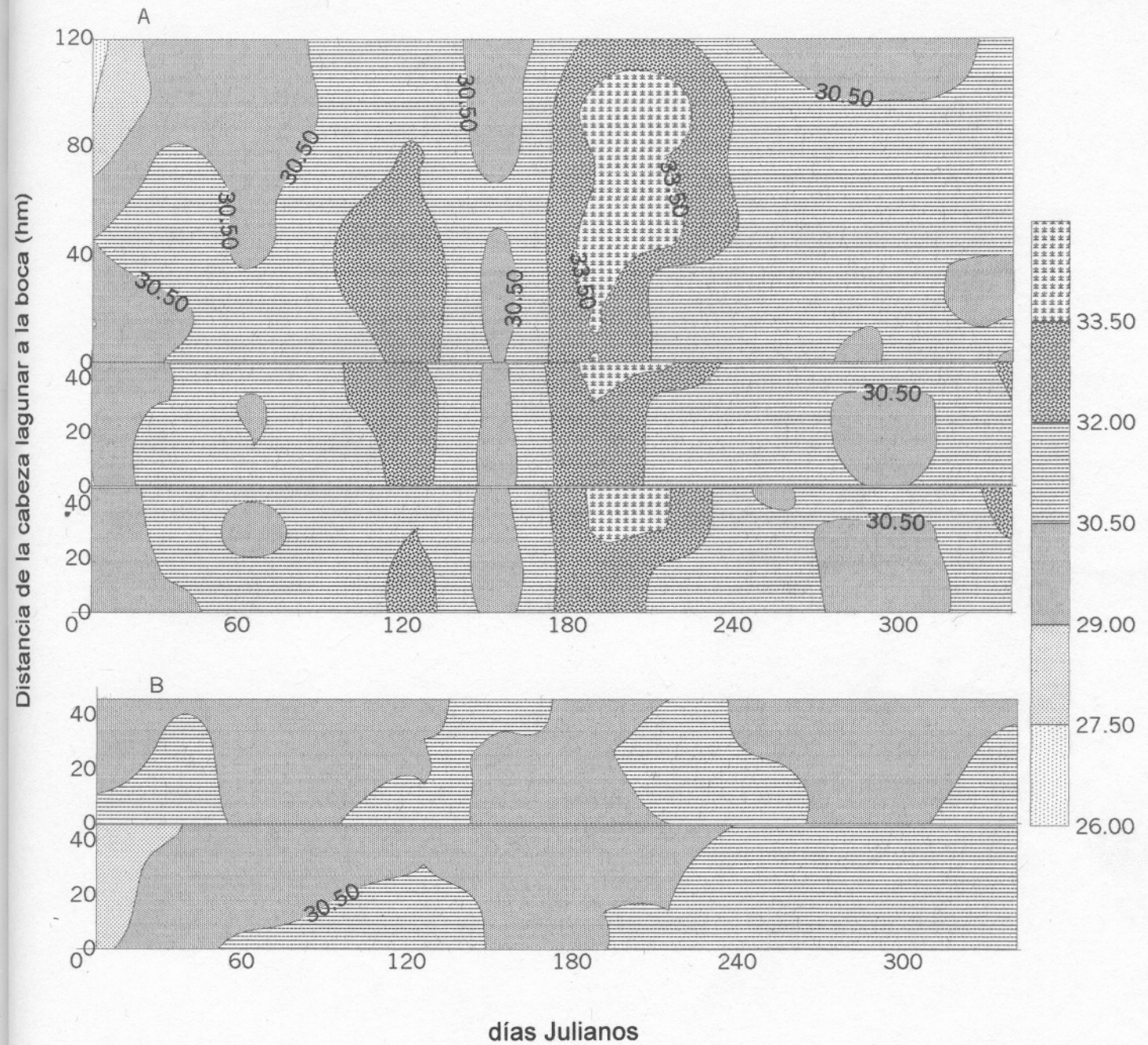


Figura 3 Variación espacio-temporal de la temperatura (°C) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

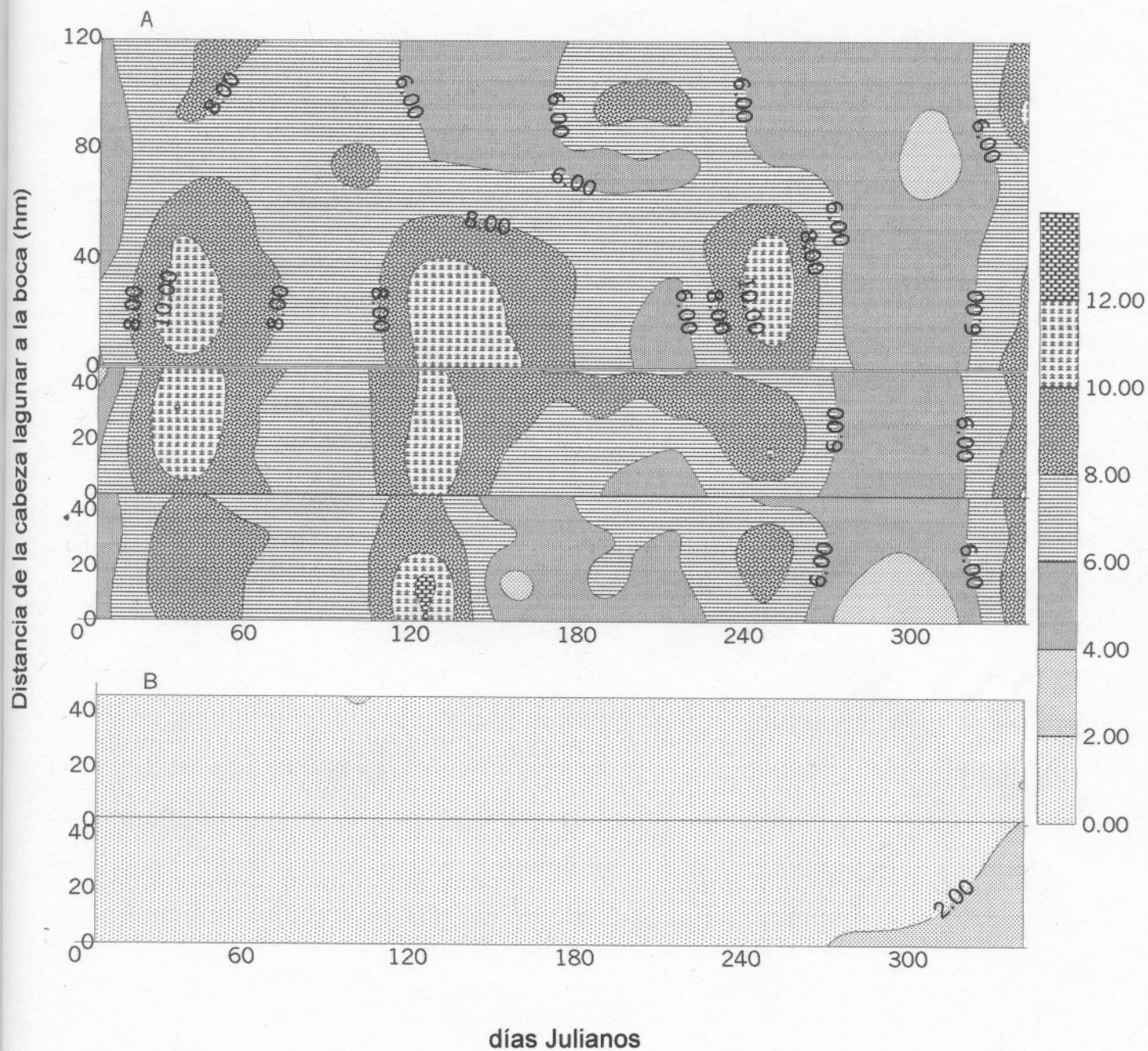


Figura 4 Variación espacio-temporal del oxígeno disuelto (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

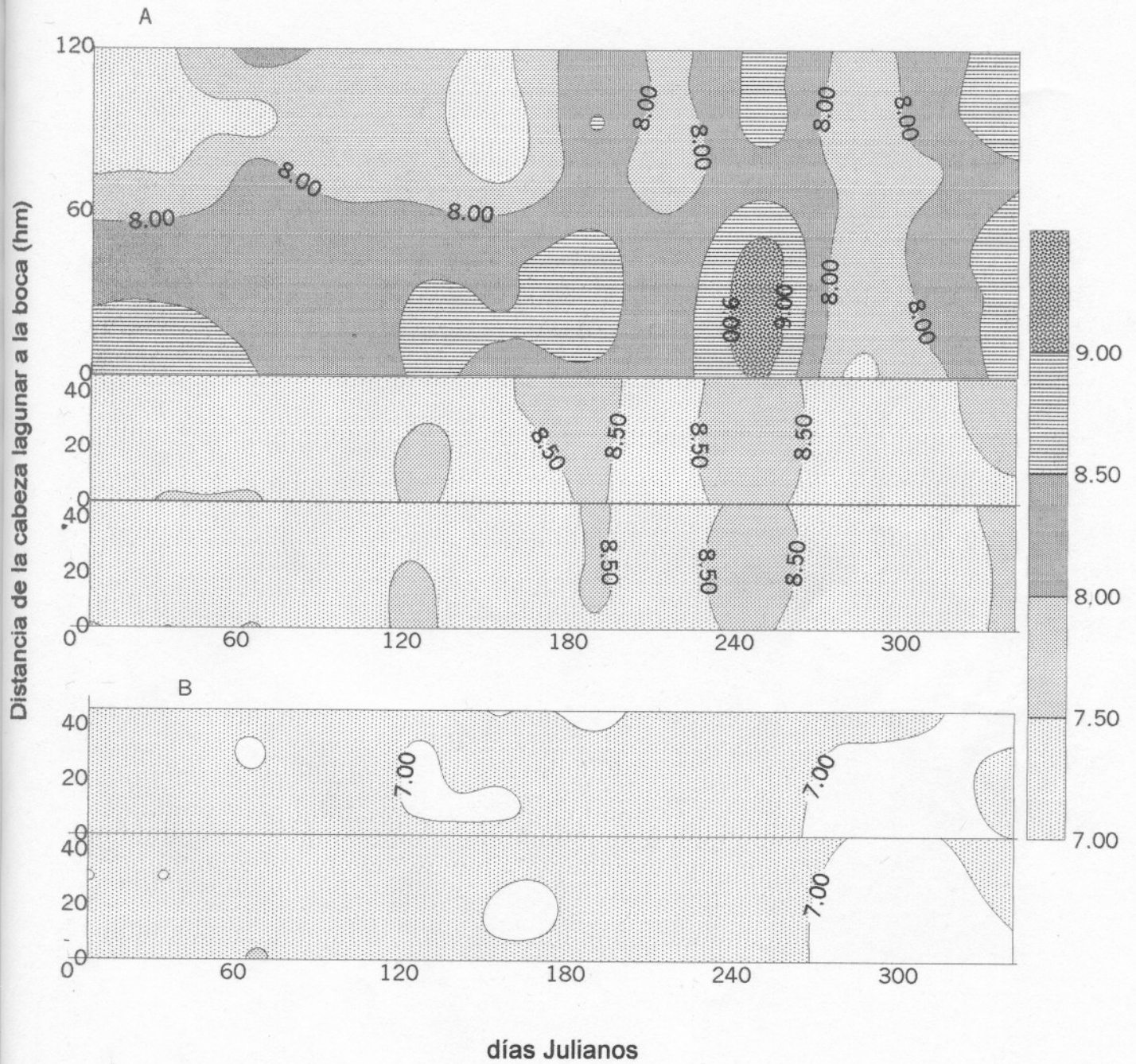


Figura 6 Variación espacio-temporal del pH en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

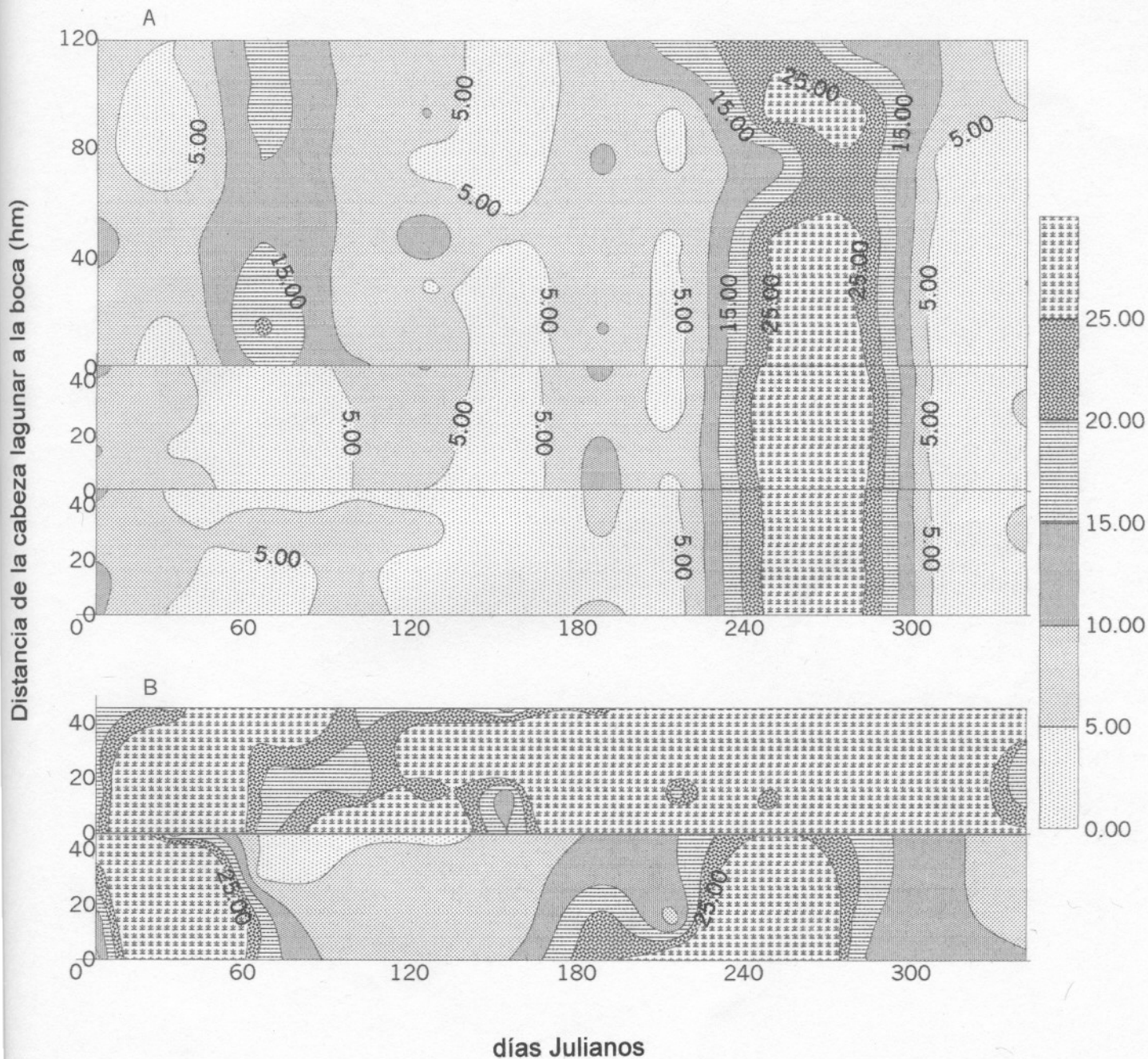


Figura 7 Variación espacio-temporal del sulfuro (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

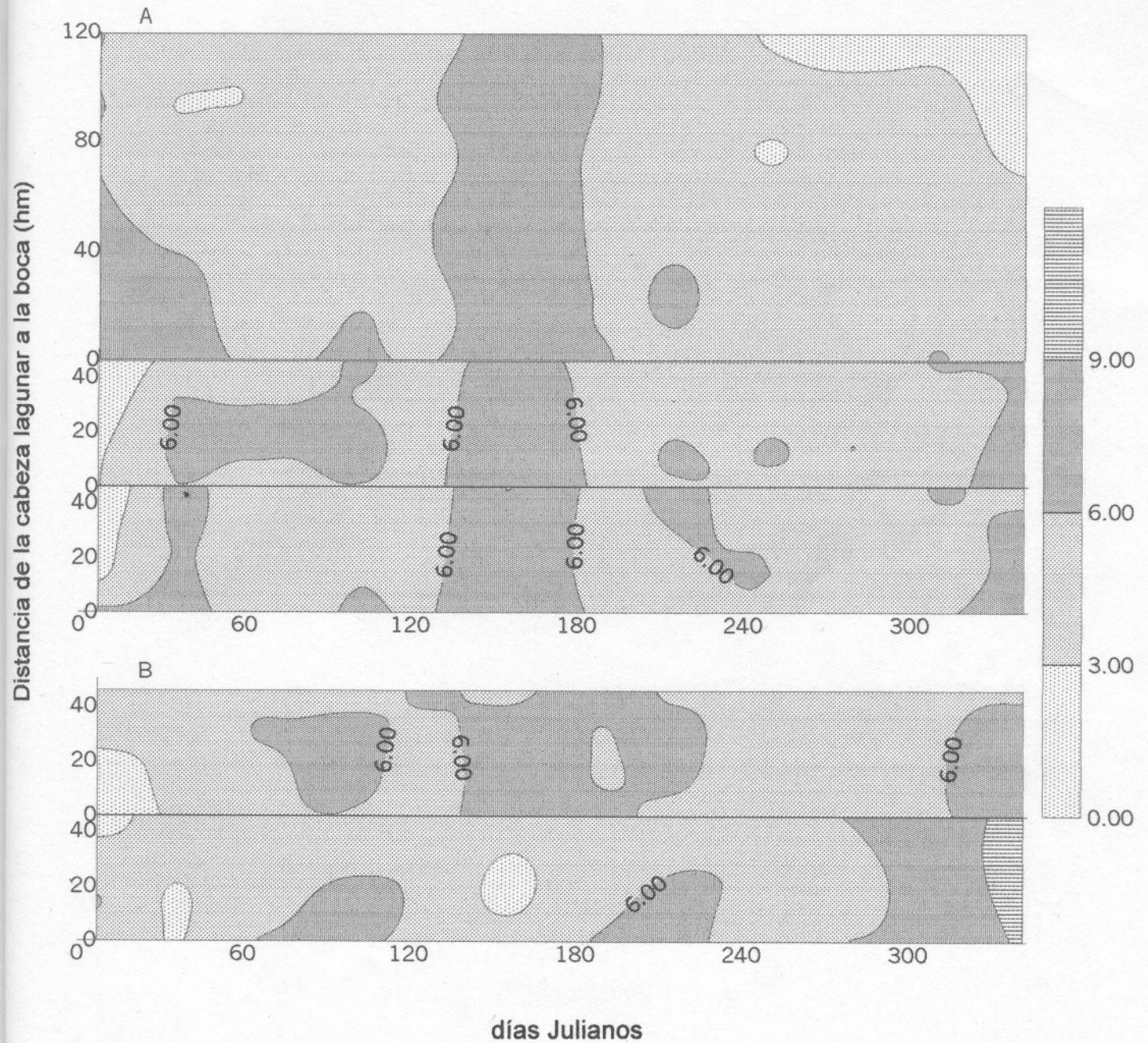


Figura 8 Variación espacio-temporal de la demanda bioquímica de oxígeno (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

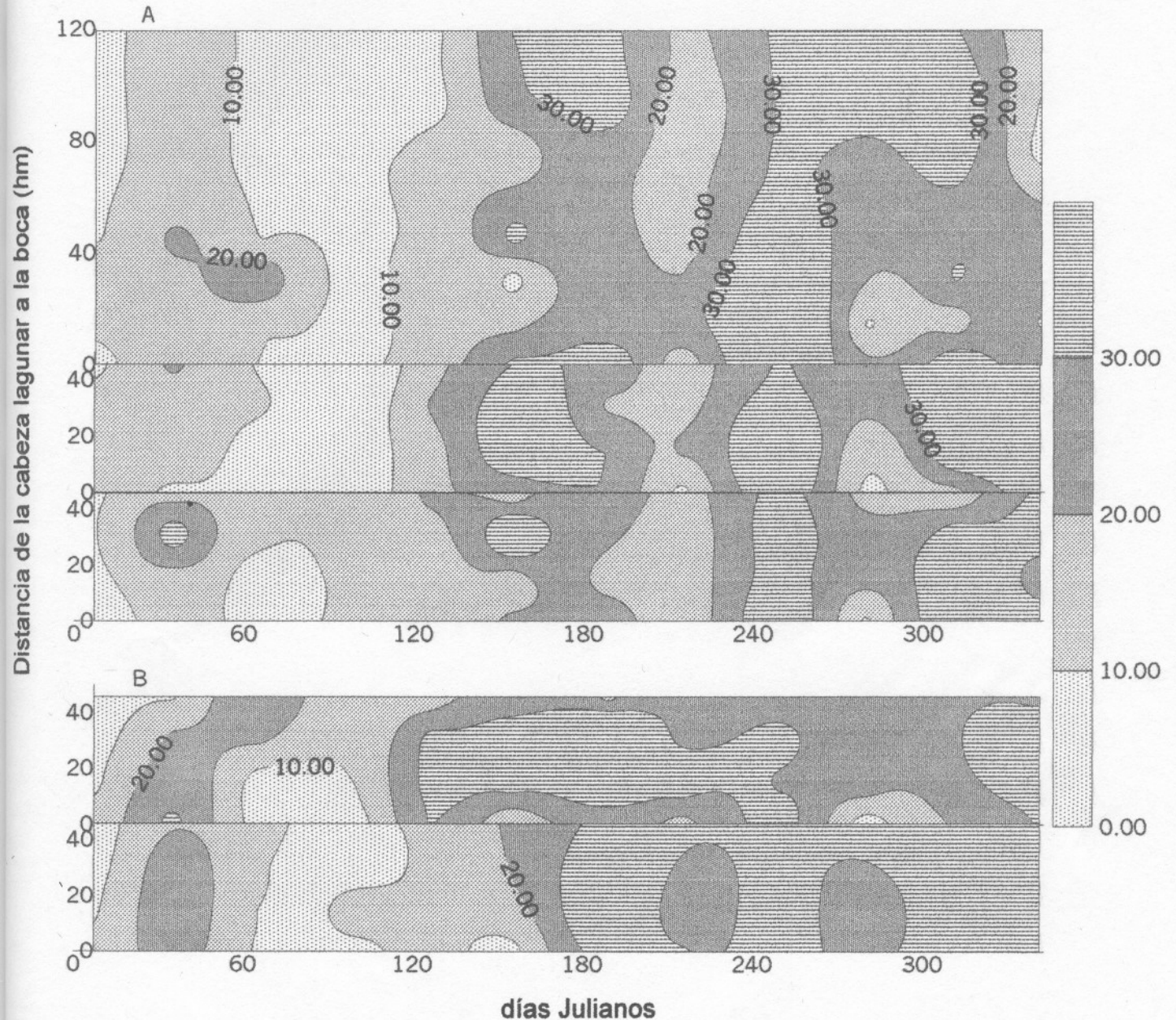


Figura 9 Variación espacio-temporal de los sólidos suspendidos mayores de $1.2 \mu\text{m}$ (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

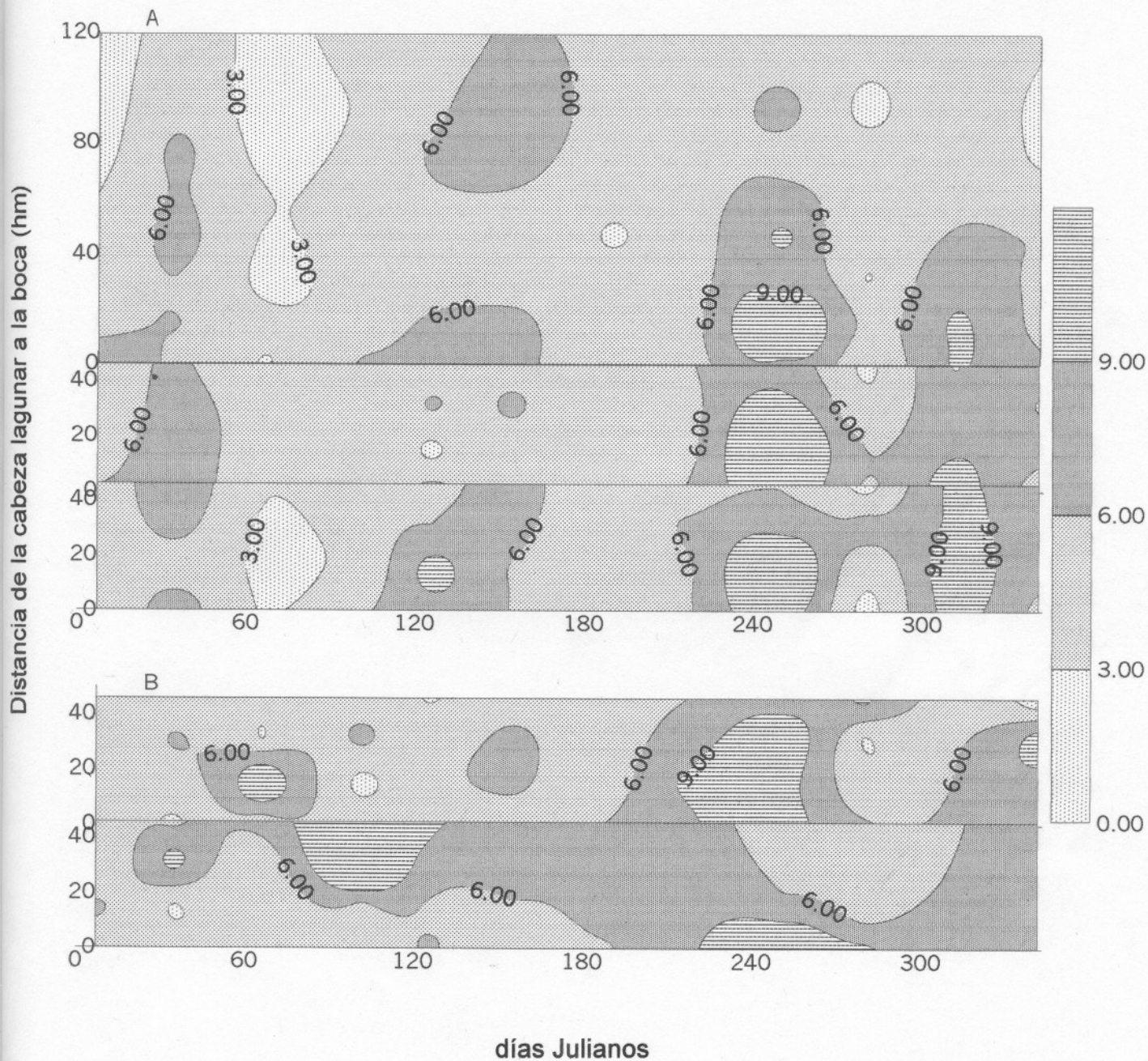


Figura 10 Variación espacio-temporal de los sólidos suspendidos mayores de 0.45 μm (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

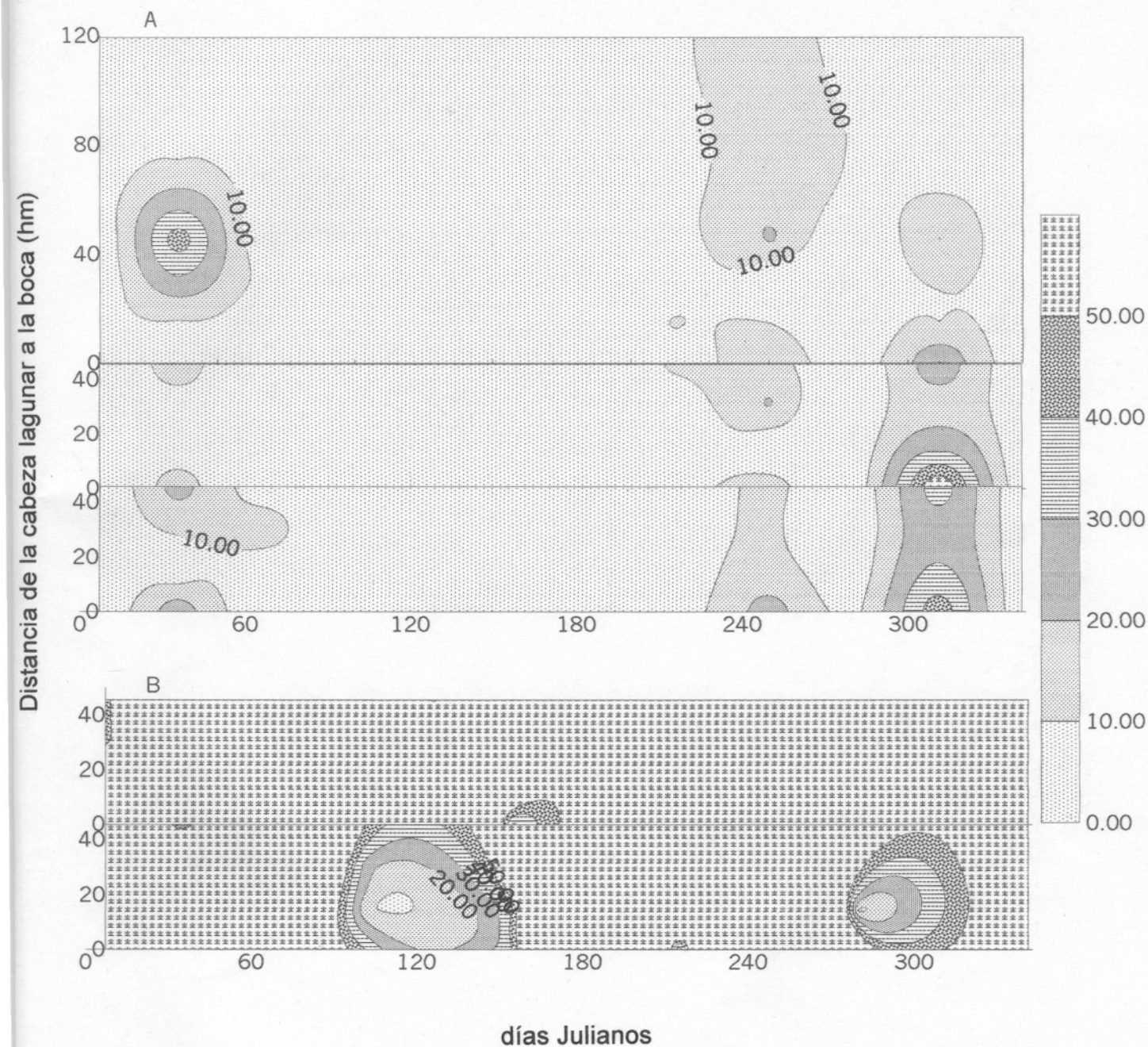


Figura 11 Variación espacio-temporal de la materia orgánica particulada (mg/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

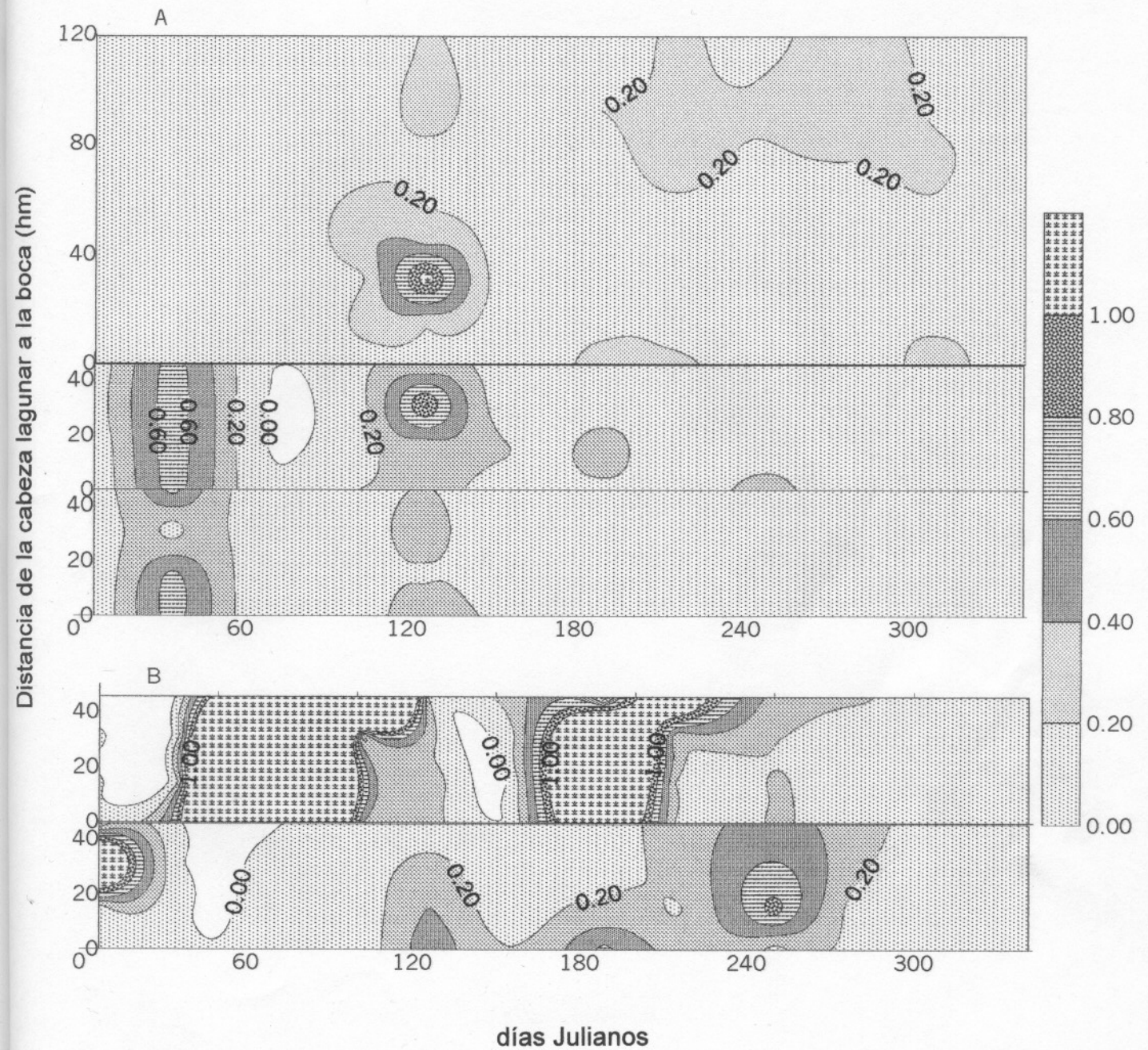


Figura 12 Variación espacio-temporal del nitrógeno amoniacal (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

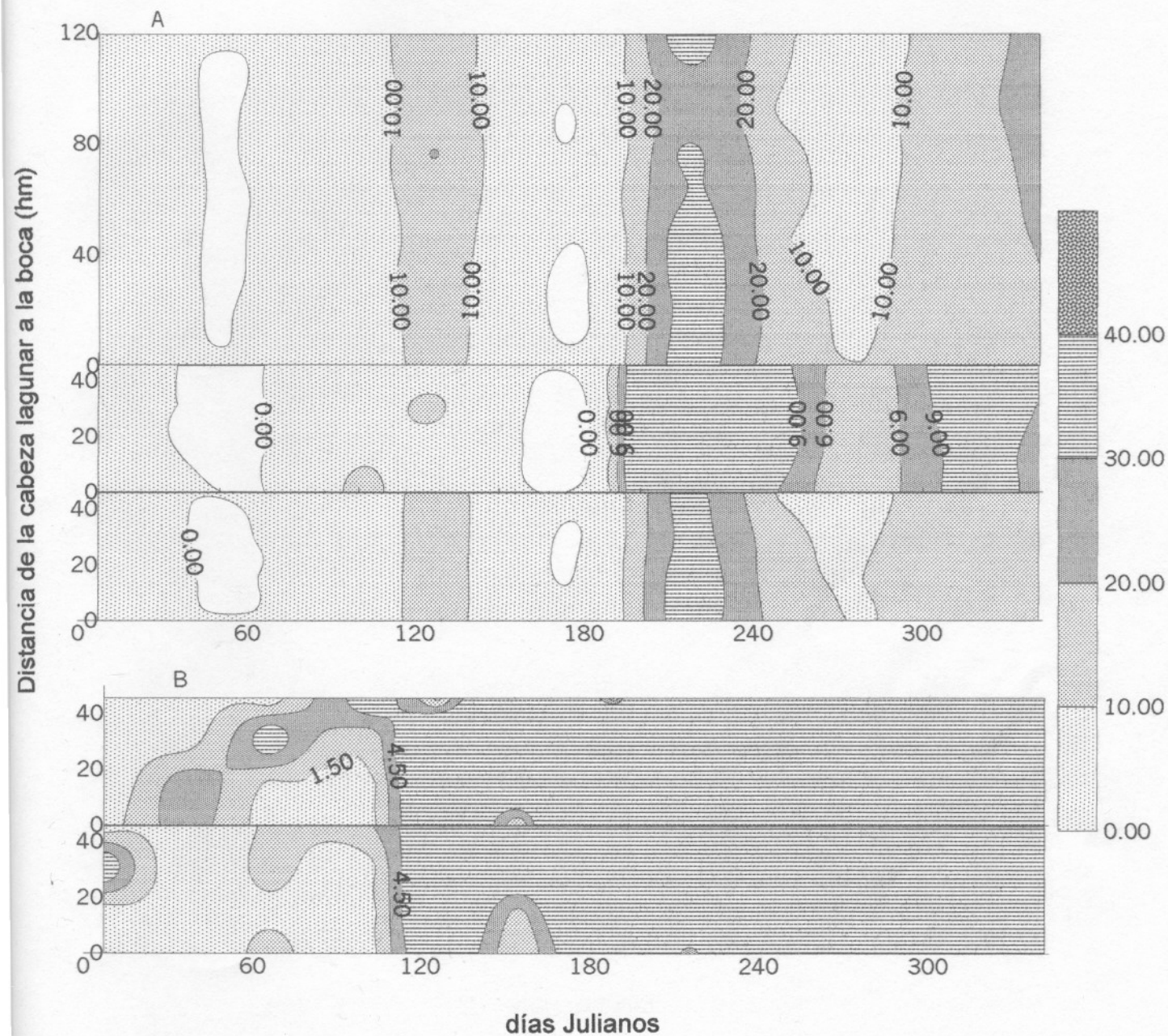


Figura 13 Variación espacio-temporal de nitrito (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

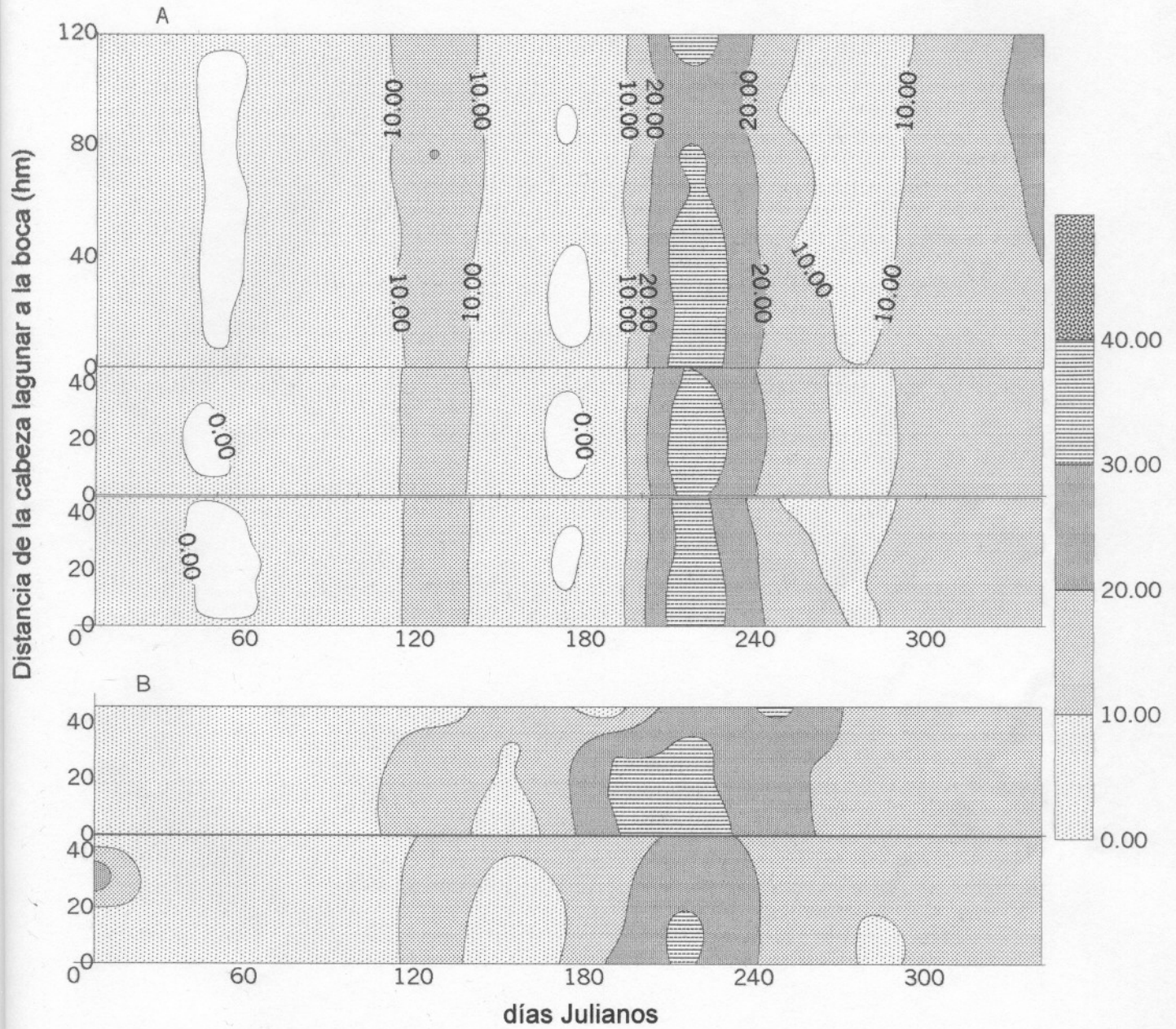


Figura 14 Variación espacio-temporal de nitrato (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

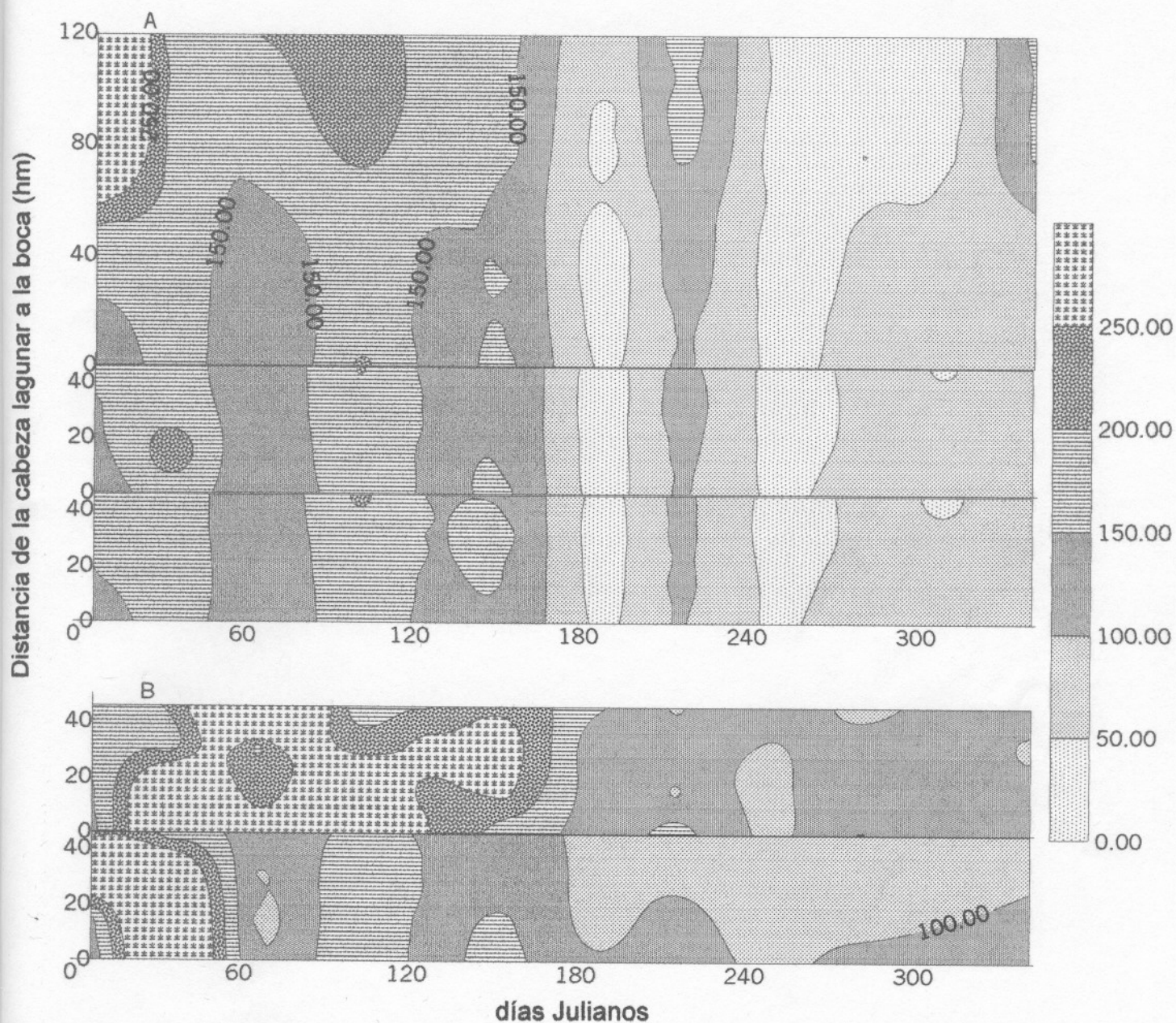


Figura 15 Variación espacio-temporal del fósforo inorgánico (μM) en la laguna de Manialtepec, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

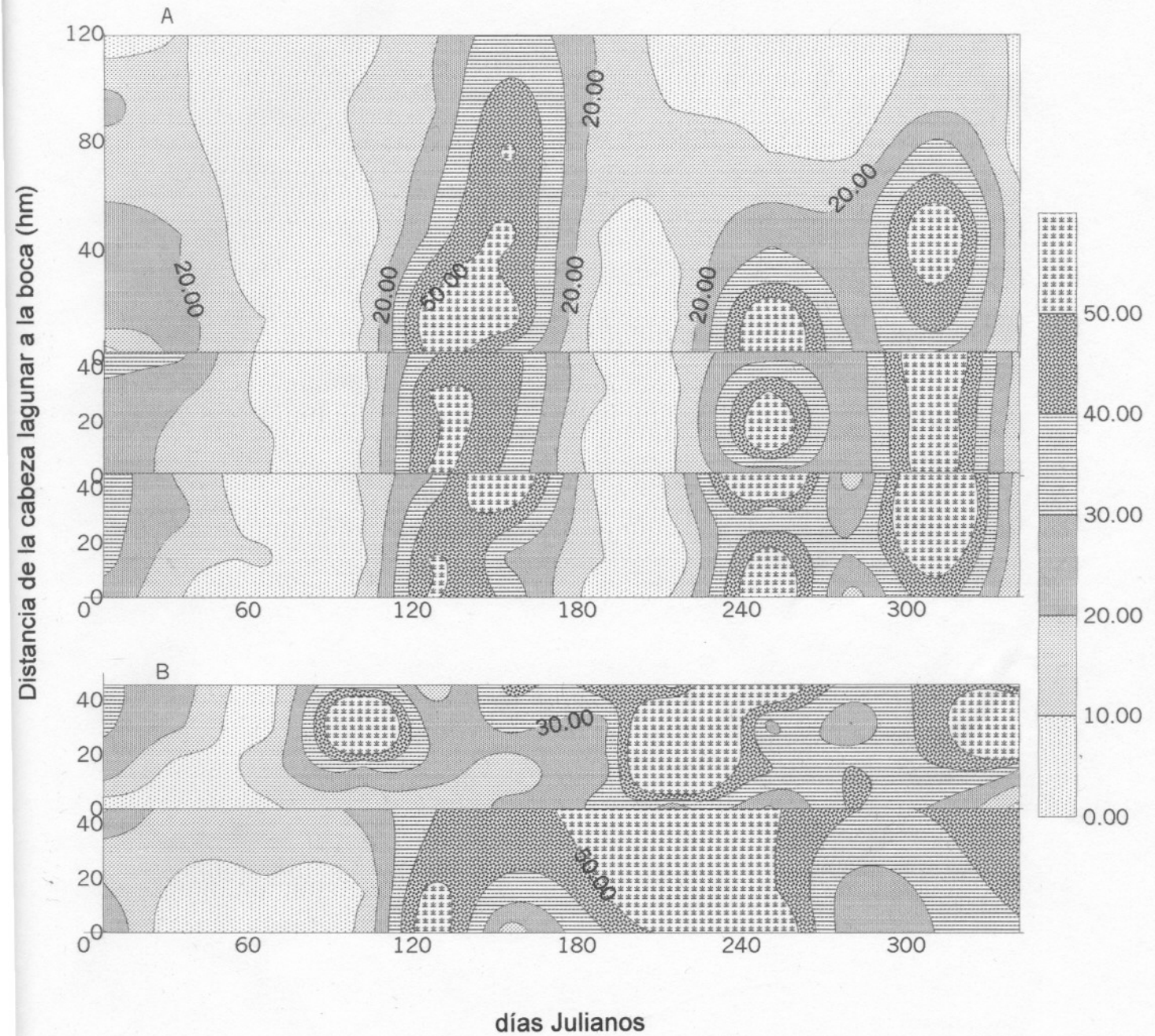


Figura 16 Variación espacio-temporal del fósforo residual (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

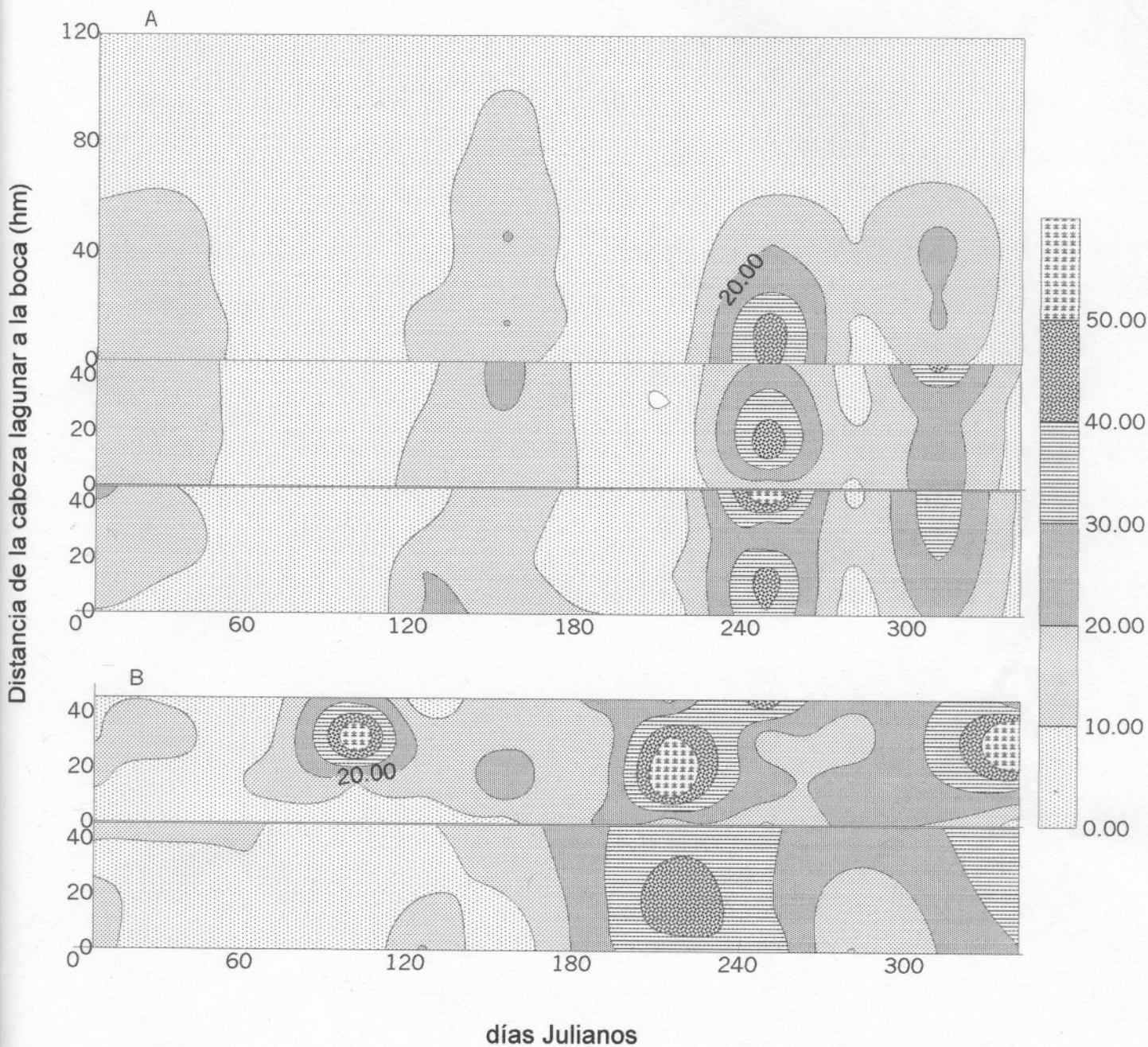


Figura 17 Variación espacio-temporal del fósforo total (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

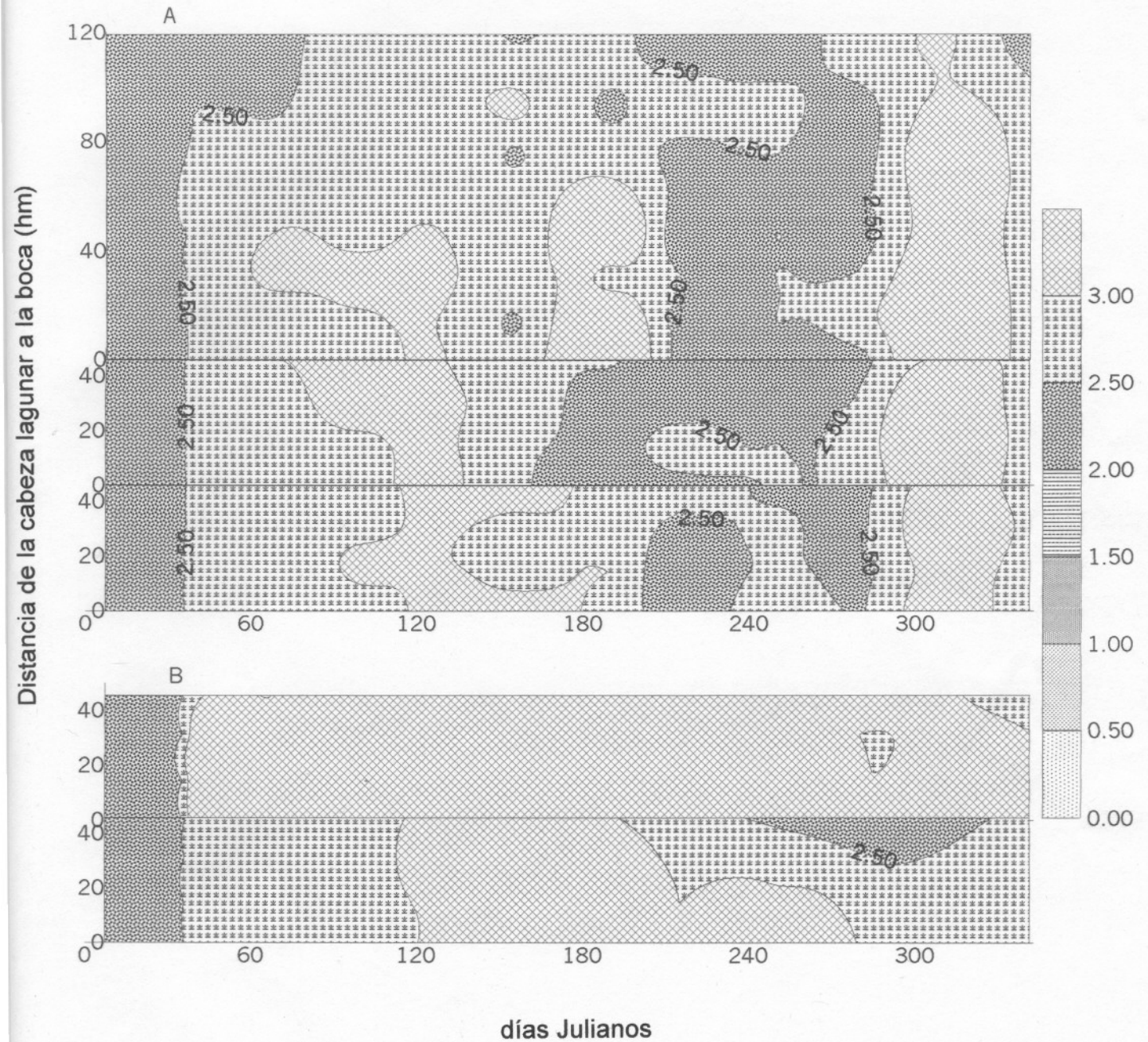


Figura 18 Variación espacio-temporal de la alcalinidad (meq/l) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

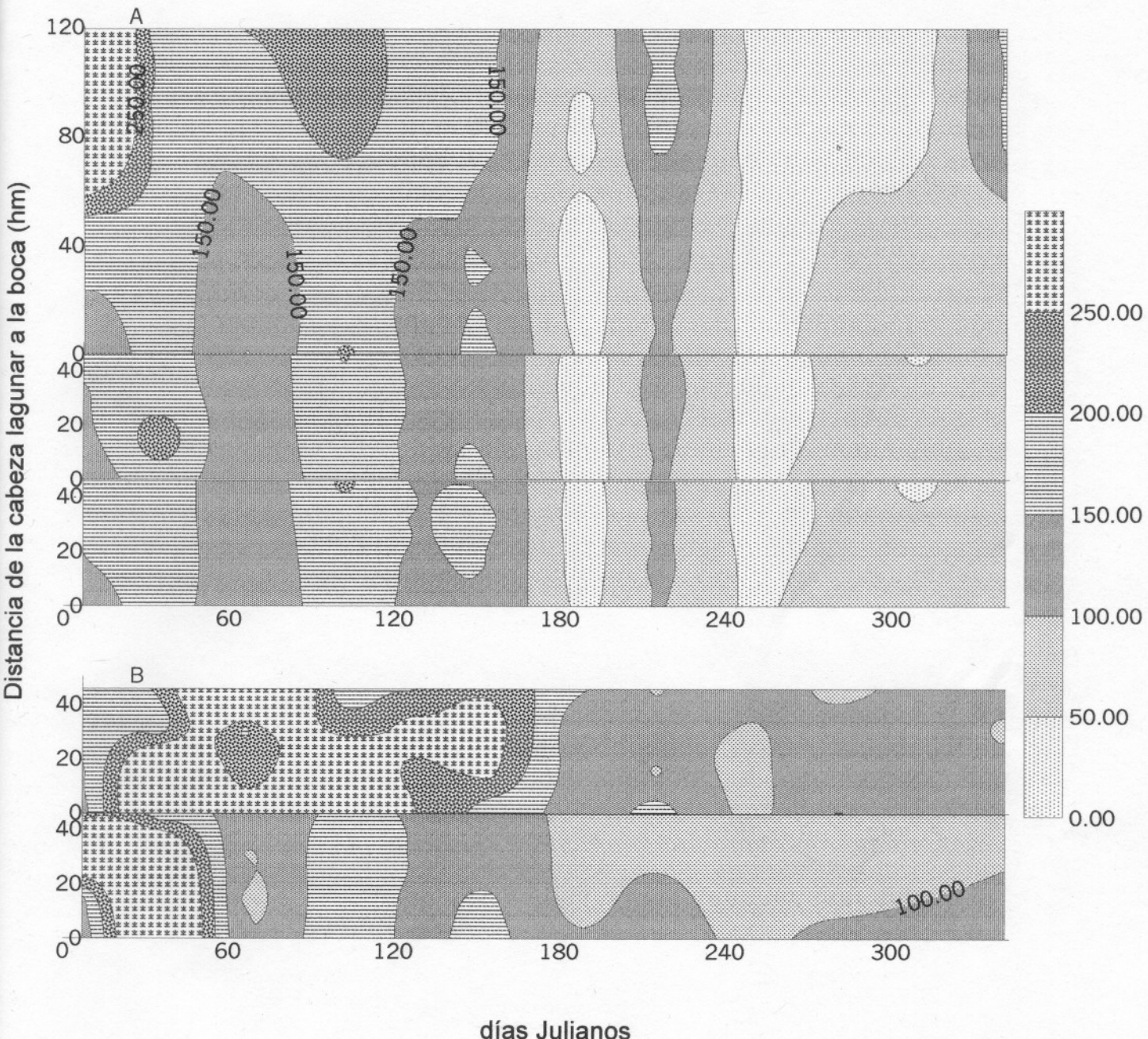


Figura 19 Variación espacio-temporal del silicato (μM) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

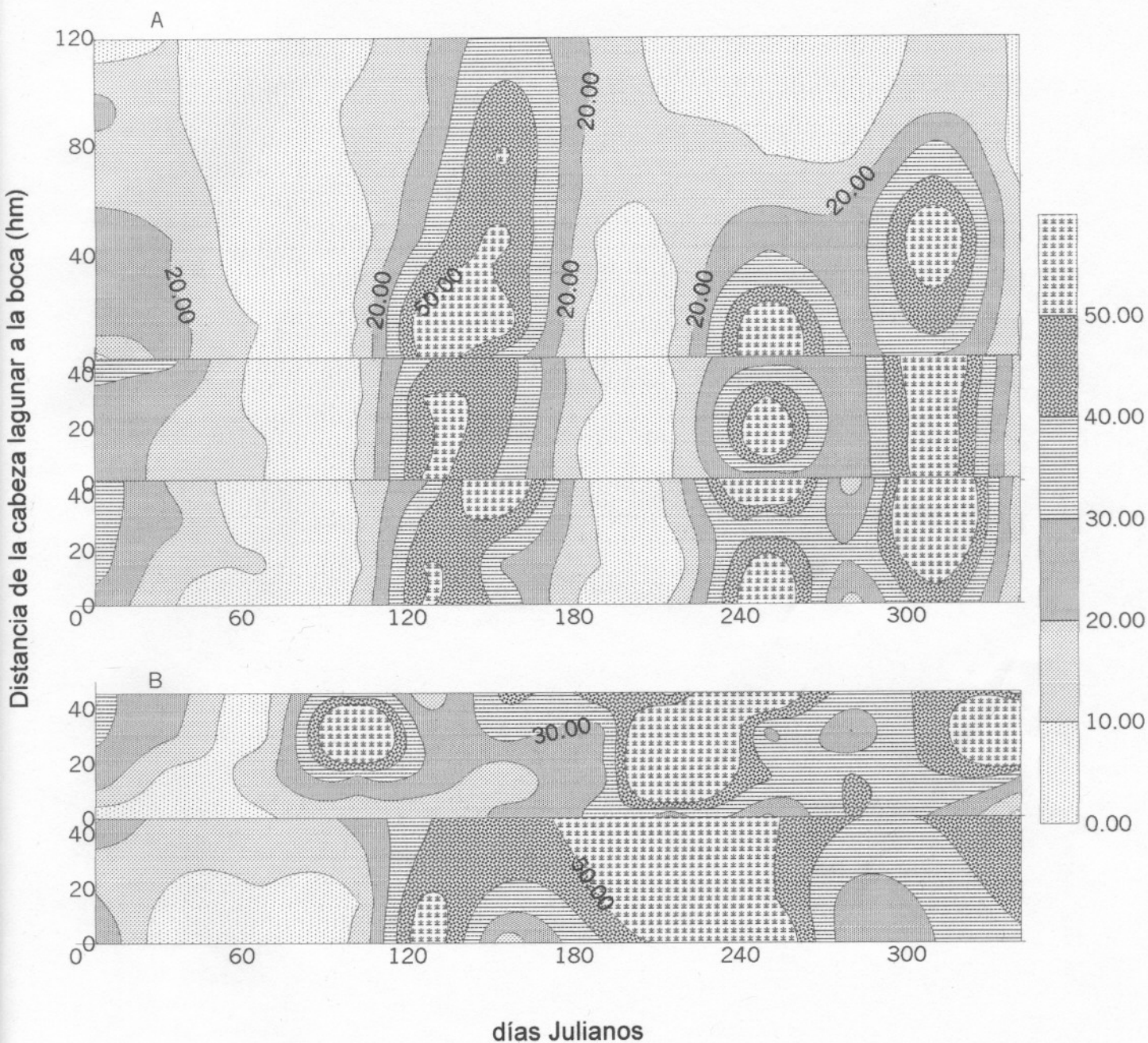


Figura 20 Variación espacio-temporal de la clorofila "a" ($\mu\text{g/l}$) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

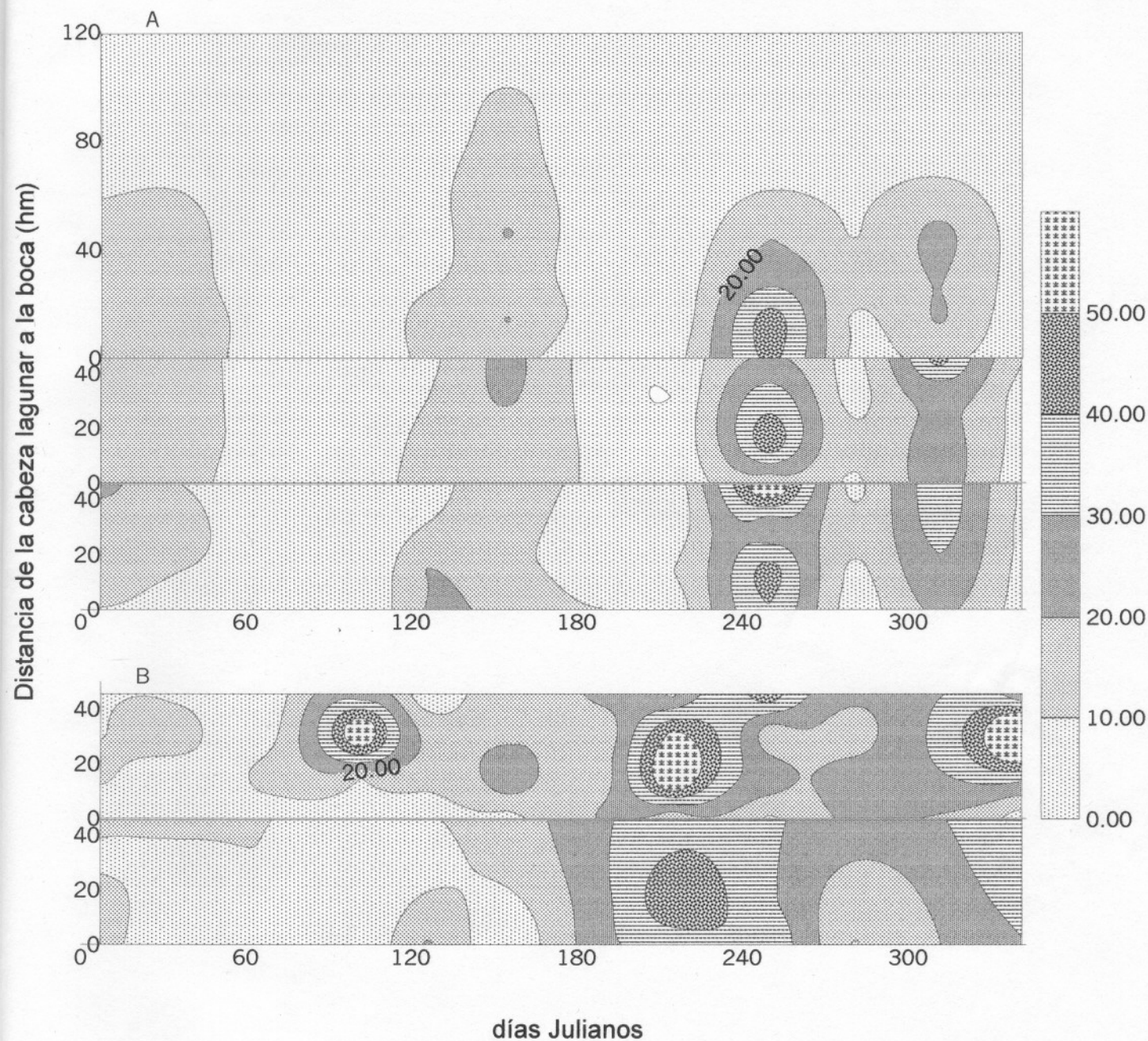


Figura 21 Variación espacio-temporal de la Clorofila "b" ($\mu\text{g/l}$) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

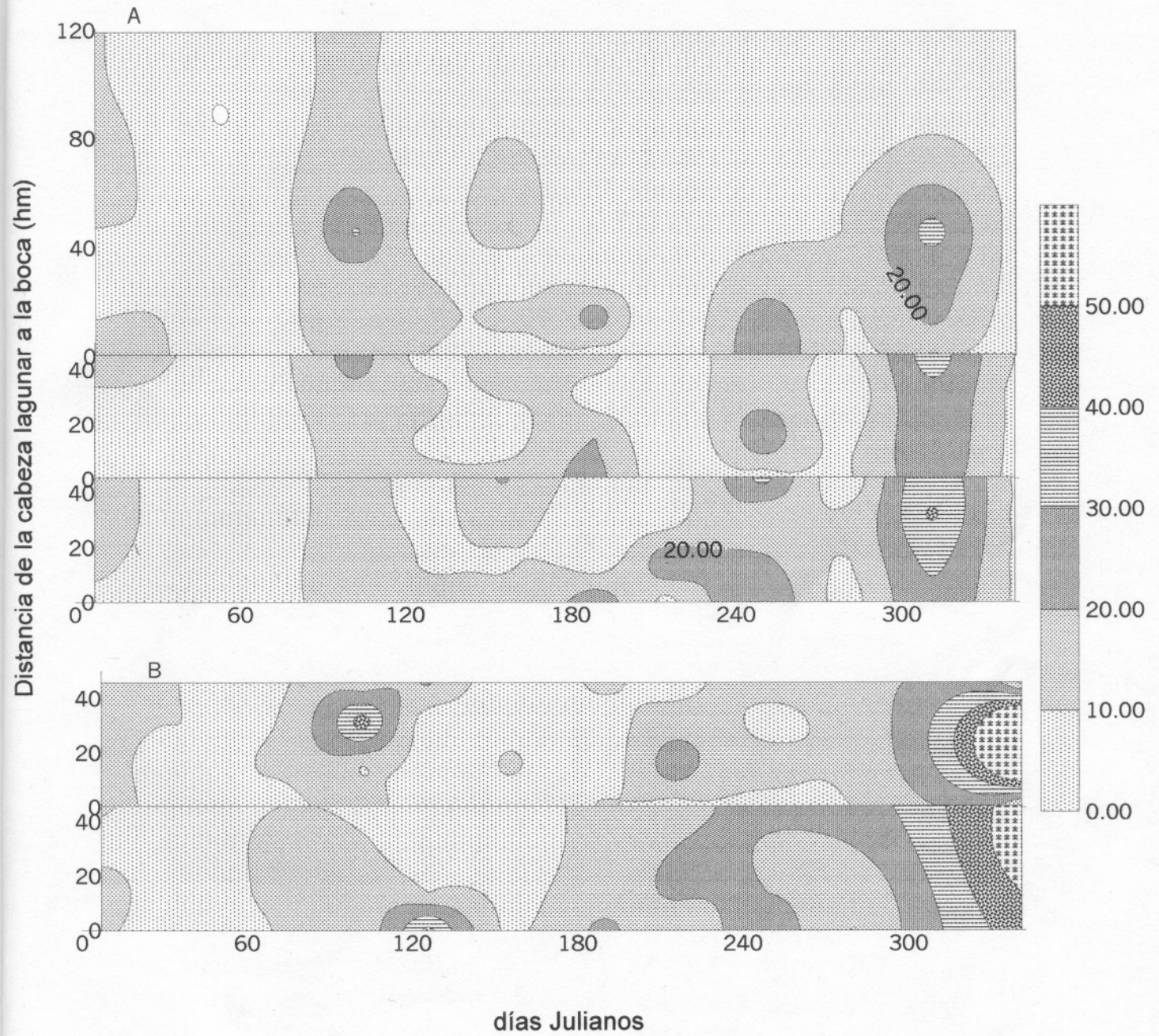


Figura 22 Variación espacio-temporal de la Clorofila "c" ($\mu\text{g/l}$) en la laguna, durante el ciclo anual para la masa de agua superficial (A) y de fondo (B).

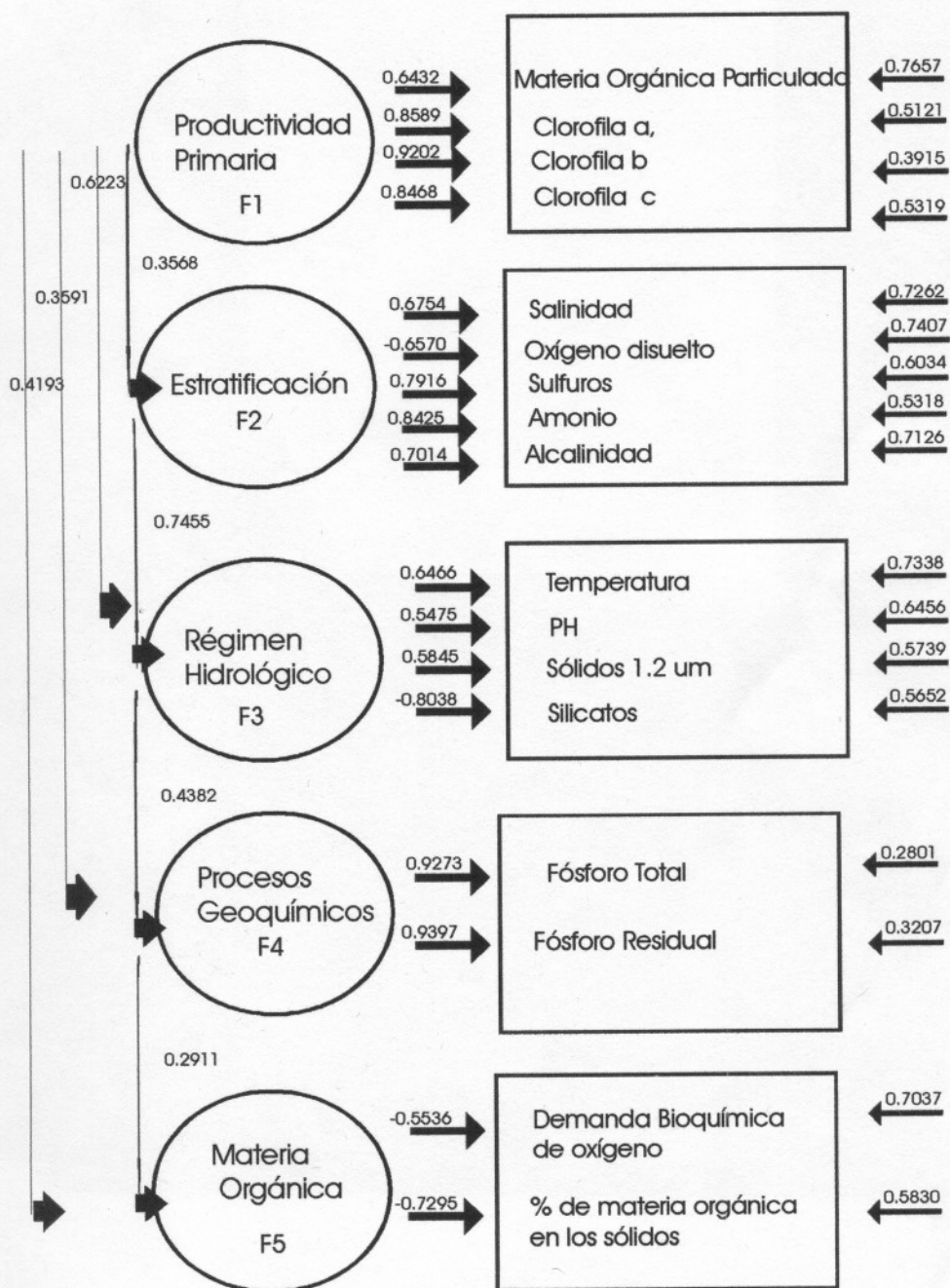


Figura 23 Diagrama de los principales parámetros en la laguna de Manialtepec