

Informe final* del Proyecto B003
Balance de nitrógeno y fósforo en la Laguna Río Lagartos

Responsable: Dr. David Sergio Valdés Lozano
Institución: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida
Departamento de Recursos del Mar
Laboratorio de Química
Dirección: Carretera Antigua a Progreso Km 6, Cordemex, Mérida, Yuc, 97310 , México
Correo electrónico: dvaldes@mda.cinvestav.mx
Teléfono/Fax: Tel: 01 (999) 9812 960 Ext. 504 Fax: 01 (999) 9812 334
Fecha de inicio: Septiembre 15, 1994
Fecha de término: Febrero 7, 1996
Principales resultados: Base de datos, Informe final
Forma de citar el informe final y otros resultados:** Valdés Lozano, D. S. y E. Real De León. 1997. Balance de nitrógeno y fósforo en la Laguna Río Lagartos. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Departamento de Recursos del Mar. **Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. B003.** México D. F.

Resumen:

La laguna de Río Lagartos se encuentra dentro de la Reserva Especial de la Biósfera de Ría Lagartos, en la que la ganadería ha ido cobrando cada vez más importancia. 6385 has de las 47840 que tiene la reserva se usan para tal fin, esta actividad aunque es fuente de ingresos importantes, produce impactos negativos en el ambiente como desplazamiento y/o desaparición de las especies oriundas, erosión, plaguicidas, fertilizantes, etc. Dentro de la laguna las salinas artesanales e industrializadas han incrementado su extensión, lo que significa más zonas de la laguna cerradas a los organismos acuáticos migratorios que utilizan temporalmente al estero. Las poblaciones de Río Lagartos y San Felipe han crecido a base de rellenos de la laguna, y muchos de los asentamientos humanos carecen de servicios (agua y drenaje). Esta presión sobre las condiciones naturales de los ecosistemas costeros, se exagera por las características de la península, como son la ausencia de agua dulce superficial y la gran permeabilidad de la caliza que constituye el subsuelo.

Los resultados de esta investigación indican que en la laguna Río Lagartos no se encuentran balanceados, los procesos de transformación del nitrógeno (amonificación-nitrificación-desnitrificación), ya que la amonificación es del orden de 550 mil moles/día, la nitrificación es del orden de 323 mil moles/día, y la desnitrificación es tan solo del orden de 105 mil moles/día. Al hacer el balance de nitrógeno con los materiales importados y exportados con el mar adyacente a través de las bocas de la laguna, se ve que este ecosistema es una trampa a la que entran grandes cantidades de materiales disueltos y suspendidos, como las 34 mil moles de amonio por día, y las 38 mil moles/día de nitrógeno particulado que van en las 68 toneladas de material orgánico suspendido que diariamente aporta el mar a la laguna.

El amonio aportado por la amonificación en sedimentos (550 mil mol/día), y por el mar (34 mil mol/día), es transformado en parte por el proceso de nitrificación (323 mil mol/día), y otra parte es reciclado en la fotosíntesis y/o perdido a la atmósfera (299 mil mol/día). El nitrato proveniente de la nitrificación (323 mil mol/día), de los manantiales y de la lluvia, debe ser reciclado en su mayoría en la fotosíntesis, ya que sólo 105 mil/mol/día son eliminados hacia la atmósfera por la desnitrificación, y tan sólo 3 mil mol/día son exportados al Golfo de México.

Aún cuando los sedimentos de Río Lagartos están liberando fosfato (1141 mol/día), el hecho de que existe una entrada neta del mar a la laguna de 319 mil/día, aunado a los aportes por las descargas domésticas, indica que este ecosistema se está enriqueciendo con fósforo. Para probar esto será necesario vigilar los contenidos de este elemento en el sedimento y ver si sube o baja con respecto a los encontrados en este estudio.

Igualmente es necesario vigilar el contenido de nitrógeno en los sedimentos, así como la materia orgánica total en sedimento y la demanda bioquímica de oxígeno en el agua, que aunque en estos muestreos no llegaron a extremos alarmantes, si se encuentra en valores considerados como límite para un sistema saludable o en equilibrio.

-
- * El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en www.conabio.gob.mx
 - ** El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DE ESTUDIOS
AVANZADOS DEL I. P. N. UNIDAD MÉRIDA**

**DEPARTAMENTO DE RECURSOS DEL MAR
MÉXICO**

**BALANCE DE NITRÓGENO Y FÓSFORO
EN LA LAGUNA DE RIÓ LAGARTOS.**

INFORME FINAL

PARA

CONABIO

**Dr. DAVID SERGIO VALDÉS LOZANO
Q. ELIZABETH REAL DE LEÓN**

OCTUBRE DE 1995

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. CICLO DEL NITRÓGENO EN LAGUNAS COSTERAS	3
1.2. NITRIFICACIÓN	5
1.3. DESNITRIFICACIÓN	6
1.4. FIJACIÓN DE NITRÓGENO	8
1.5. OTRAS FUENTES Y SALIDAS	9
1.6. FÓSFORO	10
1.7. PROBLEMÁTICA REGIONAL	11
1.8. OBJETIVOS	12
2. ÁREA DE ESTUDIO	13
3. MÉTODOS	
3.1. HIDROLOGÍA	15
3.2. SEDIMENTOLOGÍA	16
3.3. AGUA INTERSTICIAL	17
3A. FLUJO DE NUTRIENTES	18
3.5. DESNITRIFICACIÓN	19
3.6. NITRIFICACIÓN	20
3.7. INTERCAMBIO CON EL MAR	22
4. RESULTADOS	
4.1. <u>HIDROLOGÍA</u>	23
4.1.1. Profundidad	24
4.1.2. Temperatura	24
4.1.3. Salinidad	25
4.1.4. pH	25
4.1.5. Oxígeno disuelto	26
4.1.6. Amonio	27
4.1.7. Nitrito	28
4.1.8. Nitrato	28
4.1.9. Fosfato	29
4.1.10. Silicato	30
4.1.11. Sólidos totales suspendidos	30
4.1.12. Sólidos orgánicos suspendidos	31
4.1.13. Sólidos inorgánicos suspendidos	31
4.1.14. Demanda <u>Bioquímica</u> de Oxígeno	32
4.1.15. Nitrógeno particulado	33
4.1.16. Manantiales y cenote	34

4.2. INTERCAMBIO DE MATERIA ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR	35
4.3. SEDIMENTOLOGÍA	
4.3.1. Granulometría	37
4.3.2. Porosidad	38
4.3.4. pH	39
4.3.4. Potencial redox	39
4.3.5. Materia Orgánica	40
4.3.6. Nitrógeno total	41
4.3.7. Fósforo total	42
4.3.8. Amonio en el agua intersticial	44
4.3.9. Fosfato en el agua intersticial	44
4.4. AMONIFICACIÓN	46
4.5. LIBERACIÓN DE FOSFATO	48
4.6. NITRIFICACIÓN	49
4.7. DESNITRIFICACIÓN	50
4.8. BALANCE DE PROCESOS	51
5. BIBLIOGRAFÍA	52
6. GRÁFICAS	ANEXO 1
7. TABLAS	ANEXO 2

1. INTRODUCCIÓN.

Los productores primarios marinos requieren de fósforo, nitrógeno, carbono, calcio y silicio para llevar a cabo la fotosíntesis, ellos necesitan estos elementos en cantidades que presenten una relación semejante a la composición media elemental del detritus marino: 1:15:120:40:50, que es la relación que diera Redfield en 1934, aunque otros autores han encontrado diferentes valores dependiendo del lugar y la estación del año (Riley y Chester, 1971; Anderson y Sarmiento, 1994). El carbono y el calcio no son problema en el medio marino (y costero), ya que se encuentran en formas asimilables y en cantidades ilimitadas. El nitrógeno, el fósforo y el silicio generalmente se encuentran agotados en las aguas oceánicas superficiales y la producción primaria depende principalmente de que exista algún mecanismo que transporte agua del fondo hacia la superficie, agua que contiene los mencionados elementos justo en las cantidades y formas requeridas (Broecker, 1974), o que la atmósfera los provea o que las bacterias y algas verde-azules fijen el nitrógeno molecular (Corredor, 1979).

En la zona costera, el aporte continental juega un papel importante y por lo general en ella no podemos hablar de "nutriente limitante", sino de "desequilibrio entre entradas y salidas", porque un elemento puede ser introducido en exceso, sobre todo en las lagunas costeras alteradas

por actividades humanas, llegando a causar efectos nocivos tanto en estos cuerpos de agua como en la zona marina adyacente (Justic *et al.*, 1995; Ramaiah *et al.*, 1995). De tal manera que existen lagunas en las que "falta nitrógeno" y otras en las que el fósforo es el "limitante de la producción" (Mee, 1979; Pejrup *et al.*, 1993; Nowicki y Nixon, 1985).

Debido a que las lagunas costeras son someras, estos cuerpos de agua presentan una gran relación superficie-volumen, lo cual provoca que los sedimentos y los organismos bentónicos jueguen un papel substancial en el flujo de energía y nutrientes (Nowicki y Nixon, 1985).

En la Península de Yucatán existen algunas zonas cársticas, en las que los ríos están ausentes. Si en las tierras costeras llueve periódicamente en el litoral se presentan manantiales que pueden introducir nutrientes (Kaplan *et al.*, 1979; Valiela *et al.*, 1978; Valdés *et al.*, 1988; Matson, 1993), pero si la precipitación pluvial es baja en la región, también lo será el aporte continental de nutrientes, por lo que otras fuentes de estos elementos (como lo es el reciclamiento entre agua y sedimentos), cobran importancia.

Diversos autores han evaluado las aportaciones de nitrógeno y fósforo que llevan a cabo los sedimentos en lagunas y estuarios, tanto en zonas templadas (Fisher *et al.*, 1982; Nixon, 1981b; Van Raaphorst, 1994), como en tropicales (Arenas y De La Lanza, 1990; Corredor y Morell, 1989; Valdés y Real, 1994), y todos concuerdan en el hecho de que los procesos microbianos degradan la materia orgánica que se ha depositado en los sedimentos, enriqueciendo de ese modo las aguas intersticiales con formas solubles de nitrógeno (amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno orgánico disuelto, urea etc.), y fósforo (fosfatos). Estos iones y compuestos son transportados hacia las aguas sobrenadantes tanto por el proceso de difusión, que es originado por el gradiente de concentración entre sedimento y agua, como por procesos físicos y biológicos (Berner, 1980; De La Lanza y Rodríguez, 1990; Arenas y De La Lanza, 1990), reintegrando a la columna de agua el fósforo y el nitrógeno necesarios para la producción primaria.

1.1. CICLO DEL NITRÓGENO EN LAGUNAS COSTERAS.

El ciclo del nitrógeno es complejo, debido a que este elemento puede presentarse en ocho diferentes estados de oxidación como puede verse en el siguiente cuadro:

Valencia	+5	+4	+3	+2	+1	0	-1	-3
Forma	NO_3^-	NO_2^-	NO_2^-	NO	N_2O	N_2	NH_2OH	NH_3

estas diferentes formas pueden estar presentes en la atmósfera (gases), disueltas en el agua (compuestos orgánicos, gases e iones), o atrapadas en los sedimentos (nitrógeno orgánico, gases, iones disueltos en el agua intersticial).

Los procesos de transformación y transporte, así como el tamaño de los diferentes reservorios, son importantes no solo para la productividad acuática sino para la calidad del medio ambiente en general y para la salud humana. El ciclo del nitrógeno a diferencia del de fósforo, tiene procesos de salida y entrada hacia la atmósfera, los cuales son importantes en el control de la productividad y la remineralización de la materia orgánica. Estos procesos involucran la transferencia de nitrógeno molecular de la atmósfera a través de fijación por microorganismos, y su regreso a la atmósfera vía nitrito y desnitrificación (ver Fig. 1).

Los procesos de nitrificación (oxidación de amonio), y desnitrificación (reducción de nitratos), son reacciones que pueden llevarse a cabo sin mediación biológica a velocidades muy bajas. Las bacterias aumentan las velocidades de las reacciones al capturar la energía disponible en *los compuestos reducidos a través de una serie de reacciones enzimáticas* (Taylor, 1983). Debido a que las fuentes de energía son inorgánicas, a estos organismos se les llama quimiosintéticos.

En la mayoría de los cuerpos de agua la forma más abundante del nitrógeno es el N_2 , pero antes de que pueda ser utilizado por las plantas debe ser "fijado", ya sea biológicamente o a través de las reacciones que se dará en las tormentas eléctricas y lo convierten a NO_2 y NO_3 . Esta última forma es la **mas** común y abundante en los ecosistemas acuáticos oxigenados, y puede alcanzar concentraciones entre 35-70 μM en los períodos o zonas donde no se utiliza o

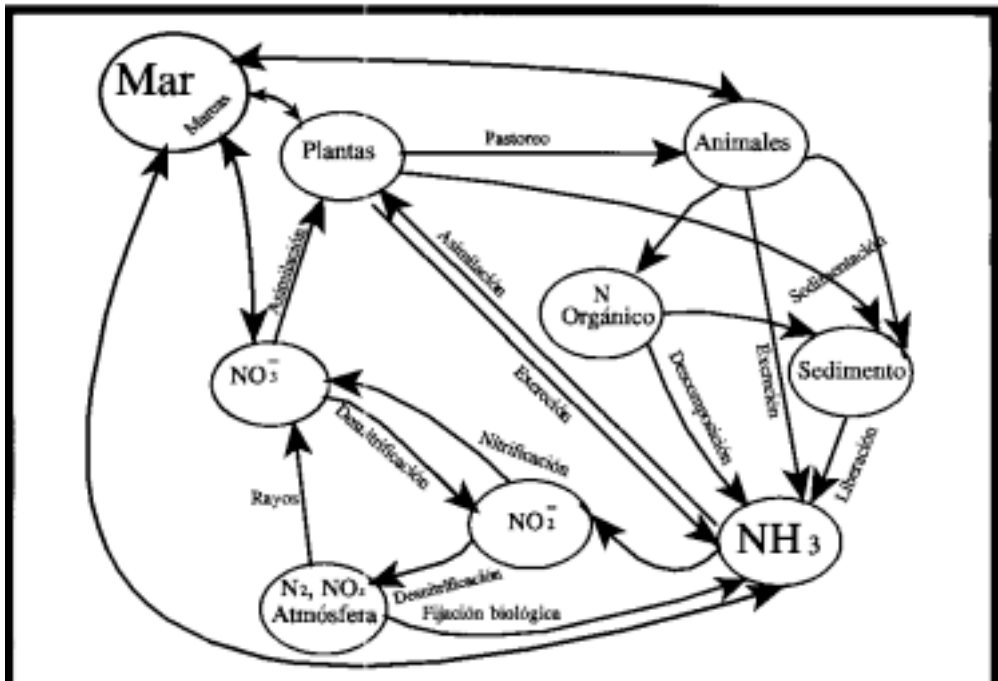


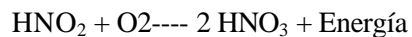
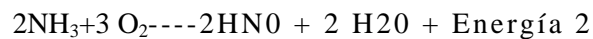
Fig.1 Flujos del nitrógeno en la zona costera (adaptado de Welch, 1980).

donde existen descargas de desechos (Welch, 1980).

El amoníaco es abundante cuando el oxígeno está ausente o en aguas muy enriquecidas (eutróficas), pero generalmente es menos abundante que el nitrato. Para la síntesis de aminoácidos las plantas usan el NH_3 , por lo que si asimilaron NO_3^- primero lo tienen que reducir, o sea que si tienen la opción las plantas generalmente prefieren asimilar el primero, por lo que es un nutriente importante (Riley y Chester, 1971). El amoníaco entra en un equilibrio con el agua para formar el ión amonio (NH_4^+), el cual es inocuo, pero la forma no ionizada (NH_3), es tóxica para los peces y otros animales (Stirling, 1985). El nitrito no es usado y de hecho es tóxico; debido a que este ión se oxida fácilmente a nitrato generalmente no se encuentra presente en cantidades apreciables.

1.2. NITRIFICACIÓN.

La nitrificación es el proceso mediado por bacterias mediante el cual el amoníaco es transformado en nitrito y finalmente en nitrato. El *proceso ocurre* solamente en condiciones aeróbicas. Los organismos que comúnmente la llevan a cabo son *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Aunque los procesos liberan energía, como se muestra en las reacciones, el rendimiento es muy bajo comparado con otras transformaciones en el ciclo. Las reacciones de nitrificación son:

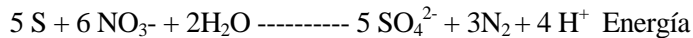


Este proceso tiene ya, más de 80 años de conocerse, y en las aguas oceánicas, que en su mayoría están bien oxigenadas, determina la mayor abundancia del nitrato sobre el amonio (Riley y Chester, 1971). La nitrificación tradicionalmente se ha considerado importante debido a que consume oxígeno y amonio, y produce nitrato y nitrito, aunque evidencias más recientes han identificado a este proceso como una fuente de óxido nitroso (N₂O), y óxido nítrico (NO), cuando se lleva a cabo en condiciones de hipoxia. El óxido nitroso es un contribuidor al efecto de invernadero y además participa en la destrucción del ozono estratosférico, por lo que los estudios de la nitrificación se han intensificado en los últimos años (Naqvi *et al*, 1994; Berounsky y Nixon, 1990).

1.3. DESNITRIFICACIÓN.

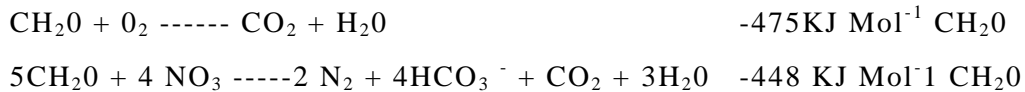
En la desnitrificación, el proceso inverso de la nitrificación, las bacterias reducen el nitrato a nitrito, y este a su vez es reducido a nitrógeno molecular. Este proceso representa el principal mecanismo por el que se pierde el nitrógeno de los ecosistemas acuáticos hacia la atmósfera y por lo tanto es esencial para mantener el equilibrio y evitar la eutroficación (Sorensen, 1978b; Kaplan et al, 1979; Seitzinger, 1988).

La desnitrificación ocurre solamente en ausencia, o cerca de la ausencia de oxígeno, es decir en la anoxia y la hipoxia. Un organismo desnitrificante común es el *Thiobacillus denitrificans* y la reacción asociada es:



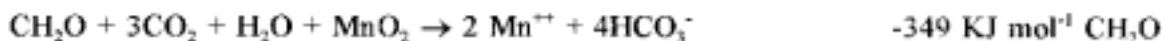
este organismo es por supuesto quimiosintético.

Las bacterias heterotróficas, como *Micrococcus*, *Serratia*, *Pseudomonas*, y *Achromobacter*, también son desnitrificadoras cuando las concentraciones de oxígeno son bajas. Este tipo de bacterias se encargan de la remineralización de la materia orgánica, la cual libera energía que es aprovechada por estos microorganismos, pero necesitan de un elemento que se reduzca, es decir que acepte los electrones que el carbón orgánico cede al transformarse en bióxido de carbono. La cantidad de energía que se puede aprovechar en esta oxidación depende del aceptor de electrones (Berner, 1980). En las ecuaciones "ideales" que se presentan a continuación se puede observar que el oxígeno es el más eficiente aceptor de electrones, ya que se pueden liberar 475 KJ por mol de CH₂O:



al agotarse el oxígeno el nitrógeno del nitrato puede aceptar los electrones del carbón con casi la misma eficiencia:

si se agota el nitrato y existe manganeso (IV), este puede aceptar dos electrones y transformarse a Mn(II),



aunque se obtiene menos energía:



el hierro (III) también es agente oxidante, pero mucho menos eficiente que los demás: el sulfato (que es muy abundante en el medio marino), es el principal oxidante usado por las bacterias en la ausencia de oxígeno, pero la energía obtenida es menos aún:



por último, en ausencia de todos los demás aceptores de electrones, la mitad del carbono oxida a la otra mitad dando



metanogénesis:

La desnitrificación, últimamente ha recibido considerable atención, no solo por su papel en el control de niveles de nitrato y en la oxidación de la materia orgánica (Seitzinger, 1988), sino porque además es una fuente de óxido nitroso (N_2O), el cual es un gas invernadero ya que absorbe radiación infrarroja, y además por reaccionar con el ozono es un contribuidor al consumo de este gas en la estratosfera (Law *et al*, 1991). Por otro lado como ya se dijo, la nitrificación también ha sido identificada como una fuente de óxido nitroso, particularmente en condiciones de poca oxigenación (Law *et al*, 1993). Estudios recientes de Bouwman *et al* (1993), revelan que las regiones tropicales son las que más óxido nitroso producen a nivel global. Los sedimentos superficiales de las lagunas costeras, son sitios importantes, tanto para la nitrificación como para la desnitrificación, ya que estos procesos son facilitados por las condiciones ambientales de poco oxígeno, entrada de materia orgánica, y un suMinistro abundante de amonio y nitrato (Law *et al*, 1992).

1.4. FIJACIÓN DE NITRÓGENO.

La habilidad de algunos organismos procarióticos, que contienen la enzima nitrogenasa, para transformar directamente el nitrógeno molecular proveniente de la atmósfera en nitrógeno orgánico, es conocida como fijación de nitrógeno.

Gracias a este proceso se desarrollan ciertas especies de fitoplancton en regiones del océano en las que el amonio y el nitrato se encuentran abatidos (Riley y Chester, 1971).

La fijación de nitrógeno es un proceso aeróbico que consume energía, es llevado a cabo en ambientes acuáticos por bacterias como *Azobacter* y *Clostridium* y por las algas verde-azules *Nostoc*, *Anabaena*, *Anabaneopsis*, *Gleotrichia* y *Aphanizomenon* (Capone, 1983; Webb *et al*, 1975; Nieves y Corredor, 1987).

En las lagunas costeras tropicales (que generalmente son oligotróficas), este proceso constituye la mayor fuente de nitrógeno para el ecosistema, y en ellas la fijación de nitrógeno puede llevarse a cabo por organismos plantónicos o por cianobacterias en el sedimento (De La Lanza *et al*, 1986; Howarth *et al*, 1988a).

Este proceso se ve favorecido en lagos de agua dulce, pero en el medio marino y en las lagunas costeras está limitado, ya que, por un lado existe una baja disponibilidad de Fe y Mo en las aguas marinas oxigenadas (metales requeridos para llevar a cabo la fijación), y por otro lado las altas concentraciones de amonio en los sedimentos de las lagunas costeras, inhiben este proceso según Howarth *et al* (1988b).

1.5. OTRAS FUENTES Y SALIDAS.

Como ya se mencionó, las tormentas eléctricas forman óxidos de nitrógeno (N_2O , NO y NO_2), que precipitan en la lluvia a la forma de nitrato y nitrito, por eso es que la atmósfera es una fuente de nitrógeno para las lagunas costeras (Scudlark y Church, 1993).

El agua transportada por los ríos y el agua del manto freático que aflora directamente en las lagunas (que es el caso de Yucatán por ser terreno cárstico), también introducen nitrógeno fijado, principalmente nitrato (Valiela *et al*, 1978; Valdés *et al*, 1988).

Dependiendo del rango de marca, el clima, los aportes del continente, la geología, la forma de la laguna, su circulación interna, de las características físicoquímicas del agua marina adyacente y los procesos ecológicos, el intercambio que tenga una laguna con el mar le puede significar entradas o salidas de nitrógeno.

En la gran mayoría de los casos estudiados, las lagunas costeras exportan al mar adyacente formas disueltas y/o particuladas de nitrógeno, que por un lado mantienen el equilibrio entre las entradas y salidas de las lagunas (evitándose así la eutroficación), y por el otro lado fertilizan las aguas marinas contiguas a las lagunas (Valiela *et al*, 1978; Nixon, 1981a y 1981b; Contreras, 1983, Gold y Concha, 1992; Childers *et al*, 1993; De La Lanza y Rodríguez, 1993; Prego, 1994; Conde y De La Lanza, 1994).

1.6. FOSFORO.

Los escurrimientos continentales aportan fósforo en tres formas principales: fósforo orgánico disuelto, materia orgánica particulada, y ortofosfatos disueltos (fosfatos). Las formas disueltas son rápidamente aprovechadas por los organismos vegetales para llevar a cabo la fotosíntesis, así son incorporados a la cadena trófica; los organismos muertos y sus excrementos van a dar a los sedimentos en donde queda atrapado temporalmente el fósforo (Mee, 1977).

Las aguas negras (desechos domésticos e industriales), cuando son vertidas sin tratamiento a los ríos y lagunas costeras, acarrean una gran cantidad de fósforo tanto en forma de materia orgánica suspendida y disuelta, como en la forma de fosfatos (que en su mayoría provienen de los detergentes); estos aportes pueden provocar un incremento peligroso de la producción primaria ya que es tanta la materia orgánica que se produce que en los períodos de obscuridad el oxígeno se agota provocando la muerte de muchos organismos (GESAMP, 1990).

Los fosfatos provenientes de la descomposición de la materia orgánica sedimentada, viajan a través del agua intersticial hacia la columna de agua, en donde son utilizados de nuevo por los productores primarios, si antes no coprecipitan con las partículas de CaCO_3 , con las cuales reaccionan y forman apatita (fosfato de calcio), insoluble en condiciones de pH y E_h (potencial redox), correspondientes a sedimentos oxigenados, esta reacción, aunque es lenta (meses), puede aportar a los sedimentos entre 2 y 5 veces la cantidad de fósforo que mueven las mareas (Froelich, 1988).

Esta misma apatita es soluble en sedimentos anóxicos (Welch, 1980; Arenas y De La Lanza, 1990), de tal modo que se puede establecer un flujo de fosfato del sedimento al agua adyacente, en este tipo de sedimento, y el flujo puede ser en sentido inverso en los sedimentos oxigenados (Berner, 1980).

Además de la precipitación y disolución química, los fosfatos pueden adsorberse en la superficie de las partículas inorgánicas, sobre todo si estas últimas tienen óxidos de hierro, quedando de esa manera almacenados en los sedimentos, hasta que el gradiente de concentración entre ellos y el agua sobrenadante sea lo suficientemente grande para generar un flujo que reintegre este nutriente a la columna de agua (Van Raaphorst y Kloosterhuis, 1994).

1.7. PROBLEMÁTICA REGIONAL.

La laguna de Río Lagartos se encuentra dentro de la Reserva especial de la Biosfera de Río Lagartos, en la que la ganadería ha ido cobrando cada vez mas importancia: 6,385 Hectáreas de las 47,840 que tiene la reserva se usan para tal fin, esta actividad aunque es una fuente de ingresos importante, produce impactos negativos en el ambiente como desplazamiento y desaparición de las especies oriundas, erosión, plaguicidas, fertilizantes, etc. Dentro de la laguna las salinas artesanales e industrializadas han incrementado su extensión, lo que significa mas zonas de la laguna cerradas a los organismos acuáticos migratorios que utilizan temporalmente al estero. Las poblaciones de Río Lagartos y San Felipe han crecido a base de rellenos de la laguna, y muchos de los asentamientos humanos carecen de servicios (agua y drenaje). Esta presión sobre las condiciones naturales de los ecosistemas costeros, se exacerba por las características de la península, como son la ausencia de agua dulce superficial y la gran permeabilidad de la caliza que constituye el subsuelo.

Esta explotación económica de la zona costera, llámese pesca, agricultura, ganadería, turismo, industria o transporte, ha provocado grandes cambios en la fisiografía y régimen hidrológico de estos ambientes, en muchos casos con efectos severos. Un problema que se está evidenciando a simple vista (olor y color del agua), es el de la eutroficación de zonas de las lagunas costeras, debido a la descarga de desechos de materia orgánica o inorgánica, como los desechos domésticos e industriales y los fertilizantes agrícolas que escurren a ellas.

Cuando la comunidad bacteriana del sedimento no es capaz de mineralizar toda la materia orgánica depositada, esta se va acumulando y surgen condiciones de anoxia y eutroficación de las aguas que conduce a problemas de salud, como los del Lago Maryut en el delta del Nilo, la bahía de La Habana, el Puerto Houston-Galveston, el estuario del Coatzacoalcos (GESAMP, 1990), el puerto de Bombay en la India (Ramaiah *et al*, 1995), o ecosistemas de mayor extensión como el norte del Golfo de México y el norte del Adriático (Marchetti *et al*, 1989; Justic *et al*, 1993, 1995). Un ejemplo mas cercano que es el de la Laguna Bojórquez en Cancún en la que han proliferado las macrofitas por las descargas de aguas domésticas vertidas en la laguna (Reyes y Merino, 1991). Por lo anterior, es necesario conocer los flujos y las tasas de transformación de los materiales que entran a las lagunas.

Aunque las comunidades microbianas en las lagunas están en su mayoría adaptadas a los altos niveles de nutrientes, parece ser que su capacidad de acarreo puede excederse por tales descargas. En el caso específico de Yucatán, la naturaleza altamente porosa del sustrato de carbonato que bordea las lagunas, y la existencia de acuíferos a través de la península, da como resultado el transporte de considerables volúmenes de agua subterránea a las lagunas. Estas aguas contienen grandes concentraciones de productos nitrogenados inorgánicos, principalmente nitratos, los cuales entran en los sistemas lagunares de un modo natural y constante, tal como se ha encontrado en esta zona (Flores *et al*, 1989; Valdés *et al*, 1988; Valdés *et al*, 1994), y en otras regiones similares (Valiela *et al* 1978).

1.8. OBJETIVOS.

Los objetivos de esta investigación son:

1.8.1. evaluar las aportaciones de nutrientes que los sedimentos hacen a la columna del agua.

1.8.2. Evaluar las transformaciones del nitrógeno que se llevan a cabo en los sedimentos (amonificación, nitrificación y desnitrificación).

1.8.3. Cuantificar el intercambio de materiales que debido al flujo y reflujo de la marea se produce en la boca de la laguna que la conecta con el mar. 1.8.4. Relacionar las principales características hidrológicas y sedimentológicas con los *procesos antes* mencionados. Con este marco de caracterización y, cuantificación de los procesos, suplementado por la descripción de la hidrología en la Laguna Río Lagartos, se tendrá una herramienta útil para poder establecer el grado de eutroficación, o mas aún promover un plan de uso sustentable del ecosistema, que es la orientación deseable de toda investigación (Corredor, 1984).

Z. ÁREA DE ESTUDIO.

La laguna costera o estero de Río Lagartos se encuentra ubicada en el extremo oriental de la costa de la Península de Yucatán, y se extiende en una superficie de cerca de 13,000 has., entre las coordenadas: 21° 26' y 21.° 38' latitud Norte y 87° 30' y 88° 15' longitud Oeste, constituyendo parte de la "Reserva Especial de la Biosfera Río Lagartos", que es una arca natural protegida desde 1979.

Su orientación general es de, oeste noroeste-este sureste y se comunica con el Golfo de México de manera natural a través de la Boca de San Felipe, y de manera artificial mediante dos canales, uno abierto frente a la población de San Felipe y el otro frente a la población de Río Lagartos.

La extensión del estero es de aproximadamente 80 Km y su borde norte está formado por una clásica "barrera arenosa", producto de la depositación sedimentaria provocada a lo largo del tiempo por la acción de las olas y de las corrientes marinas asociadas al litoral. El borde sur y el fondo de la laguna están constituidos por el margen de la Península, formado por material rocoso de carbonato de calcio sometido a los típicos procesos cársticos. No existe aporte superficial de agua dulce, pero si lo hay a través del manto freático y de algunas fuentes surgentes en el fondo del estero.

La temperatura media anual del ambiente fluctúa entre los 25 y 26 °C, siendo de 25.7 °C en la población de Río Lagartos, y de 26.3 °C en el Cuyo. El clima en la zona oriente de la laguna (desde La Angostura hasta El Cuyo), es del tipo Aw (x') : Cálido Subhúmedo con lluvias en verano y mas del 10,2% de las lluvias en invierno. La otra región, que comprende la zona poniente desde San Felipe hasta La Angostura, tiene clima BS,(h')w(x'), es decir, semiseco muy cálido con lluvias en verano, mas de un 10,5% de las lluvias son en invierno y se presenta Canícula o sea una ausencia de lluvias en medio de la época de lluvias.

La precipitación pluvial en la región fluctúa entre los 500 y 700 mm anuales (Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981), aumentando hacia el oriente, ya que en Río Lagartos es de 550 mm, y en El Cuyo es de 675 mm. Aún así, la evaporación rebasa por mucho a la precipitación, ya que la primera es del orden de 2,000 mm anuales, esto tiene como consecuencia que el agua de mar se concentre en la laguna y sea hipersalina, es decir que tenga una salinidad mayor que la del mar adyacente.

La reserva de Río Lagartos tiene una superficie total de 47,840 Hectáreas (Has). De esta, 530 Has son usadas en agricultura de temporal permanente, la ganadería es la actividad en que más terreno de la reserva es usado: 6,385 Has, y estas superficies son de pastizales cultivados. En lo que corresponde a vegetación natural 2,442 Has corresponden a selva baja caducifolia, 5,391 Has son de manglar que se encuentra en las riveras de la laguna, 2,391 Has son dunas costeras en las que existen variedades de palma endémicas. Existen terrenos en los que hay asociaciones especiales de vegetación: 4,659 Has de selva baja caducifolia y pastizal natural; 1,600 Has de selva baja caducifolia y manglar; 4,853 Has de tular, pastizal natural y carrizal; 450 Has de manglar y salina natural; 2,432 Has de vegetación secundaria y 575 Has de petenes que corresponden a zonas donde afloran manantiales y se desarrolla de manera especial la vegetación. Las zonas sin vegetación aparente son: 2,377 Has de salinas en explotación; 4,229 Has de salinas naturales (no explotadas); 105 Has de arcas urbanizadas; y nuestro objeto de estudio: 9,421 Has de cuerpos de agua, que corresponde a la Laguna de Río Lagartos y la Laguna Flamings (que es el nombre que toma de El Cuyo hacia el oriente).

La laguna está siendo utilizada de manera múltiple: se pescan diversas especies, se explota la producción de sal tanto de manera artesanal como industrial, cuatro poblados con aproximadamente 10,000 habitantes están alojados en sus riveras, la diversidad y atractivo del ambiente, la flora y la fauna son admirados por miles de turistas cada año.

3. MÉTODOS.

3.1. HIDROLOGÍA.

Para la realización del estudio se fijó una red de 30 estaciones a lo largo de la laguna que se muestrearon en lancha con motor fuera de borda. Se hizo la medición de temperatura *in situ* y se tomó la muestra de agua superficial con botella Van-Dora, para la determinación de oxígeno disuelto se llenó una botella DBO de 300 ml, que se fijó inmediatamente con la adición de sulfato manganeso y yoduro alcalino, el resto de la muestra (1 litro aproximadamente) se transportó al laboratorio improvisado en el poblado de Río Lagartos a baja temperatura (10 °C) y en la obscuridad.

El mismo día del muestreo se hicieron las siguientes determinaciones en el laboratorio: medición del pH con potenciómetro y electrodo de vidrio combinado; cuantificación de la materia particulada inorgánica y orgánica mediante la filtración de 1 litro de muestra a través de un filtro de microfibras de vidrio calcinado y tarado que se pesó después de secarlo a 50° C y después de calcinarlo a 500° C (Stirling 1985); las muestras para oxígeno disuelto se titularon por el método yodométrico de Winkler, (Grasshof, 1983; Strickland y Parsons, 1972). En la muestra de agua filtrada se realizaron los análisis de: salinidad mediante un salinómetro de inducción (marca Kahlsico RS-9); amonio formando el compuesto azul de indofenol y leyendo su absorbancia en espectrofotómetro; nitrato mediante reacción con sulfanilamida y N-naftil en medio ácido para formar el tinte diazo que se cuantificó en el espectrofotómetro; nitrato llevando a cabo su reducción a nitrito en columna de cadmio-cobalto y su posterior análisis como nitrito; fosfato formando el complejo con molibdato en medio ácido y reduciéndolo con ácido ascórbico para luego medir su absorbancia; y silicato haciendo reaccionar la muestra con ácido molibdíco y luego con el agente reductor metol/sulfito para formar un complejo azul que se cuantifica con el espectrofotómetro. Estas determinaciones se realizaron siguiendo los métodos descritos por Grasshoff (1983) y Strickland y Parsons (1972).

3.2. SEDIMENTOLOGÍA.

El sedimento se muestreó con un nucleador manual de acero, inmediatamente se llenó un frasco de polietileno de 500 mL con material de los 5 cm superficiales (que es donde ocurren la mayor parte de los procesos de transformación del nitrógeno; Law *et al*, 1991), procurando la mínima perturbación del sedimento, y se conservó en la obscuridad y a baja temperatura (10 °C), hasta su análisis.

La granulometría de estos sedimentos se analizó con tamices (las fracciones gruesas), y suspendiendo una muestra (previamente secada en horno a 90 °C, durante 24 horas), en agua y midiendo la densidad de la suspensión a diferentes tiempos con Hidrómetro de Boyocous para luego estimar el tamaño grano con la ley de sedimentación (Buchanan, 1984).

La porosidad de los sedimentos se determinó secando una muestra pesada de cada uno de ellos en horno a 90 °C durante 1.4 horas, después se volvió a pesar y la diferencia dió el peso de agua presente, con el que se calcularon el peso del sedimento seco y los volúmenes de agua y sedimento, cuya relación fue tomada como la porosidad (Buchanan, 1984).

El contenido de materia orgánica se cuantificó usando la técnica de oxidación con dicromato de potasio en medio ácido y titulación del exceso de oxidante con sulfato ferroso con difenilamina como indicador (Buchanan, 1984).

Para la cuantificación del nitrógeno en el sedimento se usó una técnica adaptada del método descrito por Parsons *et al* (1984), para nitrógeno orgánico disuelto en el que la muestra (50 mg en 40 mL de agua destilada), es oxidada en autoclave con persulfato de potasio en medio básico y el nitrato producido se cuantifica con reducción Cd-Cu y sulfanilamida-naftil. El fósforo fue analizado realizando la oxidación de la muestra de sedimento (100 mg suspendidos en 25 mL de agua destilada), en la autoclave con persulfato de potasio en medio ácido, para luego determinar los fosfatos producidos con la técnica de Strickland y Parsons (1972).

El pH del sedimento se midió con potenciómetro, introduciendo directamente el electrodo en la muestra. La estimación del "Potencial Redox" (Eh), en las muestras de sedimento se hizo introduciendo directamente un electrodo de platino (electrodo combinado ORP Cole-Palmer), y haciendo la lectura con un potenciómetro Bechman.

3.3. AGUA INTERSTICIAL.

La concentración de los nutrientes en el agua intersticial de las muestras de sedimento se determinó haciendo primero un extracto de ellos con agua de la estación correspondiente. Este método fue reportado por Laima (1992), usando solución de KCl para extraer el agua intersticial del sedimento, debido a que la salinidad en la Laguna Río Lagartos tiene un amplio rango que va de 10 a 71, se optó por usar agua del mismo sitio de donde se colectaron los sedimentos para acercarse a las condiciones naturales y hacer menores los cambios en la fuerza iónica que a su vez pudieran provocar adsorción o desorción de los nutrientes.

Las extracciones se llevaron a cabo mezclando vigorosamente en un matraz Erlenmeyer de 1000 mL, 250 mL de sedimento con 500 mL de agua de la estación correspondiente (previamente filtrada a través de filtro de microfibra de vidrio). Inmediatamente se tomaron 50 mL del agua sobrenadante con una pipeta, los cuales se vaciaron a un vaso que contenía 5 mL de CdCl_2 0.33 M (con el cadmio se precipitaron los sulfuros que interfieren en los análisis de los nutrientes), se mezcló y después se centrifugó durante 5 minutos a 1000 RPM. El sobrenadante se decantó y se filtró a través de filtro de microfibra de vidrio Whatman GF/C. Esta solución se analizó inmediatamente siguiendo. Las técnicas reportadas por Strickland y Parsons (1972), para amonio y fosfato.

3.4. FLUJOS DE NUTRIENTES.

La estimación de los flujos; de nutrientes entre el sedimento y el agua se realizó con la ecuación de la primera ley de Fick usando los datos de concentración en la columna de agua y concentración en el agua intersticial de las muestras de sedimento, con las que se obtuvo la diferencia o gradiente de concentración. En este estudio se tuvo extremo cuidado de muestrear únicamente los 5 cm superficiales y con el mínimo de alteración (la profundidad de 5 cm se decidió en base a los resultados de Law *et al*, 1991, quien encontró que la mayor parte de los procesos de transformación ocurren en los 5 cm superiores del sedimento).

La primera ley de Fick establece que cuando existe un gradiente de concentración dC/dz , habrá un flujo (Y), que depende directamente de la magnitud del gradiente y del coeficiente de difusión de la especie química en cuestión (D)

a esta ecuación es necesario introducir factores de corrección por la porosidad del sedimento (4), y la

$$J = -D \{(dC)/(dz)\}$$

tortuosidad del mismo (Berner, 1980):

Los coeficientes de difusión que incluyen la corrección por tortuosidad (D^o), y que se usaron en los

$$J = -\phi D^o \{(dC)/(dz)\}$$

$$NH_4^+ \quad 19.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$NO_3^- \quad 19.0 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$NO_2^- \quad 19.1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$PO_4^{3-} \quad 7.25 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

cálculos, fueron tomados de Li y Gregory (1974):

Esta ecuación de Fick estima la difusión molecular, pero además existen la dispersión o difusión turbulenta, y la bioturbación, las cuales cuando se presentan, pueden llegar a ser tan importantes como la primera (Berner, 1980), pero para los objetivos de esta investigación se decidió tomar en cuenta únicamente- la difusión molecular que es la que se lleva a cabo en todos los tipos de sedimento.

3.5. DESNITRIFICACIÓN.

Las estimaciones de la tasa de desnitrificación se hicieron en base a la tasa de disminución de nitrato siguiendo la metodología descrita por Andersen (1977). Esta evaluación puede sobreestimar las tasas de desnitrificación debido a que el nitrato también puede ser reducido a amonio vía nitrito, o incorporado en la materia orgánica (Seitzinger; 1988), pero tiene la ventaja de que no se requieren ni materiales, ni reactivos, ni equipos sofisticados.

Las muestras de sedimento (50 mL), se incubaron en el laboratorio en un matraz bola de tres bocas, con 300 mL de agua de la misma estación (purgada con nitrógeno para eliminar el oxígeno), enriquecida con nitrato (añadiendo solución 10 mM de KNO_3 hasta elevar su concentración a 15 μM), en condiciones anaeróbicas (atmósfera de nitrógeno mantenida con un globo colocado en una de las bocas), en la oscuridad y a 25°C.

La concentración de nitrato se monitoreó durante 24 horas en el matraz de incubación, tomando muestras de 30 mL con jeringa y analizándolas con la técnica descrita por Strickland y Parsons (1972), después de mezclarla con 2 mL de CdCl_2 0.33 M y centrifugarla. Estos valores se ajustaron contra el tiempo a una ecuación de segundo orden, en la cual el primer coeficiente corresponde a la tasa de cambio de concentración (a tiempo=0), que cuando resulta negativa corresponde a la tasa de desnitrificación.

3.6. NITRIFICACIÓN.

El método descrito por Sloth *et al* (1992), para la cuantificación de nitrificación en núcleos de sedimento, fue adaptado para llevar a cabo la estimación de este proceso en las muestras de Río Lagartos. En esa publicación se hace una revisión de los diferentes métodos usados para medir nitrificación en sedimentos, y se llega a la conclusión de que el método descrito por ellos tiene, entre otras ventajas, el que las condiciones de oxigenación son estables y controladas en un microcosmo cerrado, los tiempos de incubación no son demasiado largos, cada incubación es su propio control, y se usa un inhibidor (acetileno), que se sabe es efectivo en bajas concentraciones.

Para restablecer la capa superficial oxigenada, que es donde se lleva a cabo la nitrificación, fue necesario preincubar el sedimento colocando 100 mL de este en un matraz bola de 500 mL de tres bocas, al cual se le añadieron 300 mL de agua de la laguna (de la estación correspondiente a la muestra de sedimento), lentamente y deslizándola por las paredes del matraz para evitar suspenderlo, se colocó una barra magnética de agitación cubierta de teflón colgada de un hilo de poliéster con un destorcedor que sirvió para mantener en agitación el agua pero a una velocidad tal que no levantara al sedimento; finalmente se mantuvo una corriente de aire a través del matraz conectando una bomba de aireación de acuario a la segunda boca del matraz y dejando la tercera boca destapada. Esta preincubación se llevó a cabo manteniendo el matraz en obscuridad, con la agitación en el agua sobrenadante, a 25 °C, y con la aireación durante 60 horas.

Una vez transcurrido ese tiempo, se extrajo el agua sobrenadante con pipeta, y se eliminó. Posteriormente se añadieron otra, 350 mL de agua de la laguna previamente oxigenados (mediante agitación), manteniendo las precauciones de deslizarla lentamente por las paredes para no perturbar la capa oxigenada del sedimento, formada en la preincubación.

Se inició la incubación sellando herméticamente el matraz con tapones de hule en dos de las bocas y en la tercera se colocó un globo inflado con oxígeno para mantener cenado el sistema y al mismo tiempo oxigenado; las condiciones de obscuridad, temperatura y agitación del agua se mantuvieron tal como en la preincubación. Utilizando una jeringa se tomaron 20 mL de muestra del agua sobrenadante los cuales se vaciaron inmediatamente en un tubo de ensayo con

0.5 mL de cloruro de cadmio 0.33 M para eliminar *sulfuros* y se analizó el amonio con la técnica de Strickland y Parsons (1972).

Se tomaron muestras a tiempo = 0, 2, 4 y 6 horas. Después de tomar la cuarta muestra se inyectaron al matraz de incubación 5 ml- de solución saturada de acetileno (hecha burbujando acetileno previamente lavado con ácido fosfórico, en agua destilada). Una vez bloqueada la nitrificación con el acetileno (el cual inhibe la oxidación del amonio irreversiblemente al reaccionar con la amonio-monooxigenasa), se continuó la incubación y se tomaron muestras para monitorear la concentración de amonio a las 7, 9, 11 y 13 horas de iniciado el experimento.

Con las concentraciones de amonio y el volúMen de incubación, se calculó el contenido de este ion en el matraz y el que se fue extrayendo en las muestras de análisis para obtener el total de amonio producido por el sedimento a los diferentes tiempos de incubación. Luego se hizo la correlación lineal del amonio producido (μMol), contra tiempo (horas), antes y después de la adición del acetileno; las pendientes en las correlaciones correspondieron a los flujos de amonio del sedimento al agua, y la diferencia en el flujo antes y después del bloqueo fue tomada como la tasa de nitrificación, la cual se dividió entre el área de incubación para obtener $\mu\text{Mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

3.7. INTERCAMBIO CON EL MAR.

La cuantificación del intercambio de materia disuelta y particulada entre la laguna y el mar adyacente se llevó a cabo junto a la población de Río Lagartos frente a la boca artificial (Estación No.7), en un ciclo de 24 horas tomando muestras y haciendo mediciones a cada hora.

En este ciclo se hicieron las siguientes mediciones *in situ* : dirección y velocidad de la corriente midiendo el tiempo que tarda en desplazarse un cuerpo a la deriva (cruz de lámina con flotador y sujeta con un cabo); temperatura con un medidor YSI; y altura de la marea con una baliza graduada.

También se tomaron muestras de agua superficial con botella Van-Dor para la determinación de : oxígeno disuelto, materia particulada total, orgánica e inorgánica, nitrógeno particulado, amonio, nitrito, nitrato, fosfato, silicato, salinidad, y pH siguiendo los métodos descritos anteriormente.

4. RESULTADOS.

Se realizaron tres muestreos de la laguna y tres ciclos de 24 horas. En cada campana se realizaron 30 estaciones a lo largo de la laguna (ver Fig. 2), en las que se hicieron mediciones *in situ* y se tomaron muestras de agua superficiales, y de sedimento de la capa superior (5 cm). Algunos análisis y filtraciones se realizaron en el poblado de Río Lagartos, pero la gran mayoría se llevaron a cabo en el Laboratorio de Química Marina del Departamento de Recursos del Mar de la Unidad Mérida del CINVESTAV. En este mismo laboratorio se realizaron las incubaciones de los sedimentos de Río Lagartos con el objeto de estimar las tasas de nitrificación y desnitrificación.

Con respecto al muestreo de la laguna, en las Tablas 1, 2 y 3 pueden observarse la latitud y longitud de cada estación de muestreo (obtenidas de mapas de INEGI), y el nombre común con el que se conoce esa zona de la laguna. El primer muestreo se efectuó el 17-18 de noviembre de 1994, el segundo el 30-31 de marzo de 1995, y el tercero e 9 y 10 de agosto; en las tablas puede observarse la hora del muestreo.

4.1. HIDROLOGÍA

4.1.1. Profundidad.

En el primer muestreo la profundidad fluctuó entre 0.3 y 5.0 m, las estaciones mas someras fueron la 4, 12 y 16, mientras que la mas profunda se registró en el canal artificial frente a Río Lagartos (No.6). El valor medio de la profundidad fue de 1.1 ± 0.8 m. En el muestreo de marzo la profundidad en los puntos de muestreo tuvo un valor medio de 1.0 ± 0.8 m, con mínimo de 0.4 y máximo de 5.0.

Para el muestreo de agosto la profundidad promedio subió ligeramente: a 1.2 ± 0.7 m, muy probablemente por las lluvias que ya empezaban a caer en la zona, combinado con el efecto de los vientos del sureste, y las altas mareas. En este último muestreo las profundidades mínima y máxima fueron 0.5 y 4.0 m, correspondiendo a las estaciones 1, 3 y 16 el valor mas bajo, y a la estación 6 el mas alto.

4.1.2. Temperatura.

La temperatura del agua en superficie en el primer muestreo tuvo un valor promedio de 26.9 ± 1.1 °C, el mínimo fue de 25 °C y se presentó en la zona poniente, el máximo de 29 °C se midió en la estación 10. Para el segundo muestreo este parámetro fluctuó entre 26.0 y 32.0 °C, correspondiendo a las estaciones 30 y 16 respectivamente, el valor medio fue mayor que en noviembre: 28.5 ± 1.6 °C.

En el tercer muestreo la temperatura fluctuó entre 25.0 y 28.0 °C, teniendo un valor medio de 26.5 ± 0.7 °C. En la figura 3 se muestran las temperaturas medidas en las tres campañas, siendo evidentes los valores mas altos en el muestreo de marzo, por ser de los meses con mayor insolación.

4.1.3. Salinidad.

La salinidad presentó en los tres muestreos un claro gradiente en el que se observan valores bajos junto a las bocas (zona poniente), y aumento hacia el oriente (cuenco del Cuyo), producto de la alta evaporación, la baja precipitación pluvial, el pobre aporte de agua dulce del continente, y el casi nulo intercambio con el mar. Los valores de salinidad se encuentran graficados en la Fig. 4. En noviembre de 1994 el valor medio fue de 50.007 ± 17.761 ‰, el **mínimo** de 35.911 ‰ se presentó en la estación 14 junto al "Puente", y el máximo correspondió a la muestra 29 al oriente de la laguna junto a la Punta Yalmacal, siendo de 85.968 ‰. Para el segundo muestreo se notó un incremento de la salinidad: el valor medio fue de 69.476 ± 38.325 ‰, la estación 12 en Chichaltún presentó el mínimo: 35.694 ‰, y la estación 30 en el extremo oriental presentó el máximo: 147.520 ‰. En agosto de 1995 la salinidad fue muy semejante a la de marzo, excepto en la zona poniente en donde las fuertes lluvias que se presentaron lo hicieron bajar un poco. En este mes el valor medio fue de 60.654 ± 38.381 ‰, y el intervalo de valores fue: mínimo de 28.392 ‰ en San Felipe (estación 2), y máximo de 139.372 ‰ en el extremo oriente (estación 30).

4.1.4. pH

En el primer muestreo el pH fluctuó desde un mínimo de 8.56 (estaciones 6 y 7 junto a la población de Río Lagartos), hasta un máximo de 9.48 (estación 24 entre Punta Meco y Alegría). El medio de este parámetro fue 9.00 ± 0.29 , que es un valor alto y el cual indica un alto consumo de bióxido de carbono por fotosíntesis. En la Fig. 5 se pueden observar gráficamente los valores de pH para toda la laguna. Para el segundo muestreo el pH fluctuó entre 7.93 y 8.78 correspondiendo a las estaciones 4 y 16 respectivamente, el valor medio fue de 8.28 ± 0.21 , ligeramente menor al de noviembre pero con el mismo patrón de distribución. En el muestreo de agosto este parámetro fluctuó entre 7.93 y 8.72, correspondiendo a las estaciones 14 (Puente), y 20 (Mulsinik), respectivamente. El valor medio fue de 8.31 ± 0.23 . Los valores altos de noviembre indican que predominó la fotosíntesis, mientras que los valores bajos de marzo señalan a la respiración como proceso dominante.

4.1.5. Oxígeno disuelto.

En cuanto al oxígeno disuelto, la concentración de este gas -que es vital para muchos organismos-, tuvo en el primer muestreo un valor medio de 3.75 ± 1.34 mL/L, que es la concentración generalmente encontrada en lagunas costeras con alto consumo por oxidación y respiración. El mínimo correspondió a la estación 3 como puede verse en la Fig. 6, siendo de tan solo 1.75 mL/L; por otro lado en la estación No. 16 ubicada en el centro de la laguna, junto a la planta de la salinera, presentó la máxima concentración de oxígeno: 7.50 mL/L, lo cual indica una alta producción por fotosíntesis (en esta zona abunda la vegetación acuática).

En el muestreo de marzo de 1995 el oxígeno disuelto tuvo un valor medio de 3.18 ± 1.50 mL/L (menor que el de noviembre), el valor mínimo (que fue un valor muy bajo), fue de 0.39 mL/L (estación 4 muestreada a las 7 de la mañana), el máximo de 6.82 mL/L correspondió a la estación 2.

El valor medio de la concentración de oxígeno en agosto fue de 3.23 ± 1.43 mL/L, menor que el de noviembre y ligeramente mayor que el de marzo, lo cual refuerza lo dicho anteriormente: que en noviembre hubo mas fotosíntesis. El máximo y el mínimo en agosto fueron 7.33 y 1.35 mL/L que correspondieron a la muestra 4 (Zacuz), y 27 (Cuyo), el primer sitio caracterizado por la gran abundancia de vegetales acuáticos, y el segundo por estar cerca del basurero del poblado del Cuyo.

4.1.6. Amonio

Como se puede observar en la Fig. 7, el amonio tuvo grandes variaciones de concentración en las estaciones de muestreo de la Laguna Río Lagartos. Este nutriente durante el muestreo de noviembre de 1994 tuvo un valor medio de $3.77 \pm 0.85 \mu\text{M}$, y el mínimo y el máximo fueron 2.56 y 6.62 μM respectivamente correspondiendo a las estaciones 18 y 4.

Para el segundo muestreo este nutriente tuvo un valor medio de $2.63 \pm 1.06 \mu\text{M}$, y el mínimo y el máximo fueron 1.49 y 7.00 μM respectivamente correspondiendo a las estaciones 23 y 22.

En el muestreo de agosto se detectaron las mayores concentraciones de todo el estudio, y esto fue en la zona oriental de Río Lagartos, la estación 28 junto a El Cuyo alcanzó el valor de 8.16 μM ; por otro lado la estación 24 fue la que tuvo la concentración mas baja de este muestreo (1.75 μM). El valor medio para todas las estaciones fue de $3.34 \pm 1.61 \mu\text{M}$, o sea que en el primer muestreo (noviembre de 1994), se alcanzó el valor medio mas alto, aún así estos son bastante bajos comparados con los que se han medido en ecosistemas eutroficados como el estuario Tama en Japón (Nishio *et al*, 1983), la laguna Mitla en Guerrero (Mee, 1979), y la laguna Chelem en Yucatán (Valdés y Real, 1994). En la Tabla No. 4 se presentan las concentraciones de nutrientes de varios sistemas costeros lo que permite hacer comparaciones con los datos obtenidos en este estudio.

4.1.7. Nitrito

El nitrito, intermediario en el procesos de nitrificación del amonio y desnitrificación del nitrato, presentó en el primer muestreo una concentración promedio de 0,22 t 0.13 μM . La concentración mas baja (de 0.10 M), correspondió a las estaciones 2, 3, 4, 5, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28 y 29, mientras que la estación 13 presentó el valor mas alto (0.46 μM), en la Fig 5 pueden observarse las concentraciones a lo largo de la laguna.

Para el segundo muestreo este nutriente tuvo una concentración media mucho menor que la del primero: 0.07 + 0.04 μM , y el mínimo y el máximo fueron de 0.00 y 0.16 μM , correspondiendo a las estaciones 27, 29 y 30 el mínimo, y a la 12 el máximo.

En el tercer muestreo la concentración media fue de nuevamente de 0.07 t 0.09 M. El mínimo de 0.00 μM correspondió a las estaciones 1, 7, 13, 19 y 25, y el valor máximo se detectó en la estación 24, este fue de 0.50 μM y fue el mas alto de los tres muestreos, pero no es tan elevado como los sistemas alterados que se han estudiado por diversos autores (Tabla 4).

4.1.8 Nitrato

Con respecto al nitrato, puede verse en la Fig. 9 que su concentración fluctuó en el primer muestreo entre 0. 16 y 3.35 μM (estaciones 26 y 10 respectivamente), las altas concentraciones observadas de la estación 10 a la 15 pudieran deberse a descargas de manantiales o a al proceso de nitrificación (el cual también se determinó en esta misma investigación), las bajas salinidades de esa zona de la laguna indican que existe aporte de agua dulce por manantiales. La concentración promedio de nitrato observada en este muestreo fue de 0,85 t 0.92 M, ya que la mayoría de las estaciones tuvieron valores menores de 0.5 M.

Para el segundo muestreo la concentración de nitrato fluctuó entre 0.06 y 2.80 μM , correspondiendo a las estaciones 22 y 12 respectivamente, el valor medio fue de 0.37 + 0.50, menor al del primer muestreo. De nuevo las concentraciones altas fueron detectadas en la zona de la estación 10 a la 15.

En el último muestreo, el nitrato fluctuó entre 0.11 y 3.78 M. La concentración mínima se midió en la estación 28 junta a El. Cuyo (muestra que presentó el valor de amonio mas alto,

esto indica que en esa zona prevalecen condiciones reductoras que favorecen la desnitrificación, pero no la nitrificación). Entre las estaciones 10 y 15 volvieron a encontrarse las concentraciones más altas, siendo en la estación 15 donde se presentó el máximo. Comparado con las concentraciones medidas en otros sistemas costeros (tabla 4), los valores de nitrato en Río Lagartos son muy bajos indicio del buen funcionamiento de los procesos microbianos de auto depuración.

4.1.9. Fosfatos

Los fosfatos, otro de los nutrientes esenciales para la producción primaria, se detectaron en concentraciones muy bajas, como se muestra en la Fig, 10, comportamiento que generalmente se observa en lagunas con sedimentos ricos en carbonato de calcio (como lo es Río Lagartos), que atrapan el fosfato al formarse apatita insoluble (Bemer, 1980, Valdés y Real, 1994),

La concentración media del primer muestreo fue de 0.07 a 0.16 M, y la mínima y máxima fueron <0.01 y 0.59 M, en gran parte de las estaciones no fue detectable este nutriente, y en la estación 30 se observó el máximo valor.

En el segundo muestreo el valor medio fue de 0.18 a 0.42 μM , en las estaciones de la 11 a la 14 se notó un incremento alcanzando 1.43 μM en la estación 11, aunque en la mayor parte de la laguna no fue detectable este nutriente. El valor de la estación 11 fue el máximo de todo el estudio, y al compararlo con los que se han medido en otros ecosistemas (tabla 4), se ve que en Río Lagartos es muy baja la disponibilidad de nutrientes en el agua.

En agosto de 1995 la concentración media cayó a 0.00 ± 0.01 M, con valores por debajo del límite de detección (0.01 M) en la mayoría de las estaciones. Únicamente en las estaciones 2 y 6 (en las poblaciones de San Felipe y Río Lagartos respectivamente), se midieron los valores de 0.05 y 0.04 μM .

4.1.10. Silicatos

En lo que respecta a los silicatos, en el primer muestreo su concentración fluctuó entre 10.69 y 57.09 μM (ver Fig, No. 11), la estación 26 presentó el valor mínimo, y la No. 30 el máximo. El promedio de este nutriente fue $24.69 \pm 10.82 \mu\text{M}$.

En el segundo muestreo se notó un incremento en la mayoría de la laguna: valor medio de $52.66 + 36.67 \mu\text{M}$, siendo el valor mínimo el de la estación 1 en la boca de San Felipe (5.51 M), y el máximo en la estación 19 cerca del "Vaso 5" de la salinera ($120.08 \mu\text{M}$).

Para el muestreo de agosto de 1995 los silicatos tuvieron una concentración media de $42.74 \pm 17.97 \text{ M}$, valor intermedio entre el de noviembre y marzo. La concentración mínima (10.85 M), correspondió a la muestra 1 en la boca natural de la laguna, y la máxima (78.80 M) a la muestra 27 junto a El Cuyo. En la tabla 4 también se pueden observar las diferentes concentraciones de silicatos en sistemas costeros, los de Río Lagartos caen dentro del intervalo "normal"

4.1.11 Sólidos totales suspendidos

La determinación *de los* sólidos suspendidos totales en el primer muestreo arrojó los siguientes resultados: mínimo de 6.4 mg/L en la muestra 3, máximo de 302.0 mg/L en la muestra 30, y valor medio de $44.7 \pm 61.3 \text{ mg/L}$. En el segundo muestreo el valor medio fue de 60.5 a 91.1 mg/L, la estación 10 presentó el valor mínimo (3.7 **mg/L**), y la 27 cerca de El Cuyo el máximo (375 mg/L). Tal como se puede apreciar en la Fig. 12 la zona poniente y central de Río Lagartos presentaron valores bajos de material en suspensión, pero de la estación L9 a la 30 se fue incrementando hasta llegar al valor máximo.

En el tercer muestreo el valor medio de los sólidos totales suspendidos bajó a $28.3 \pm 29.2 \text{ mg/L}$, debido principalmente a que en la época de verano la intensidad de los vientos disminuye, y el material sedimentado no se resuspende. La estación 16 frente a la salinera presentó el valor mínimo (4.6 mg/L), la gran cantidad de vegetación acuática que existe en esta zona es sin duda un factor que contribuye a la baja concentración de material suspendido. El máximo (102.0 mg/L), se presentó en la estación 26, sin embargo fue el máximo de marzo el más alto de todo el estudio.

4.1.12. Sólidos orgánicos **suspendidos**

Durante el primer muestreo la fracción orgánica del material suspendido tuvo un valor mínimo de 0.4 mg/L (estación 11), y un máximo de 108.0 mg/L (estación 30). El promedio fue de 12.3 ± 23.1 mg/L, que fue aproximadamente un 25% del promedio de los sólidos suspendidos totales. En la figura 13 pueden observarse los valores graficados para toda la laguna.

En el segundo muestreo se notó un incremento del material orgánico suspendido, ya que el valor medio fue de 41.4 f 68.9 mg/L (aproximadamente 2/3 de el promedio de los sólidos totales suspendidos), siendo el mínimo el de la estación 7 (0.6 mg/L), y el máximo el de la estación 27 (270 mg/L).

En el muestreo del mes de agosto el valor medio volvió a bajar, siendo en esta ocasión de 13.2 ± 17.6 mg/L (aproximadamente el 50% de los sólidos totales suspendidos). La muestra de la estación 5 presentó el valor mas bajo (0.0 mg/L), mientras que la de la estación 26 presentó el valor máximo (65.0 mg/L), esta misma muestra presentó el valor mas alto de sólidos totales suspendidos de este muestreo.

4.1.13 Sólidos inorgánicos suspendidos

En el muestreo de noviembre de 1994 la fracción inorgánica de los sólidos suspendidos, tuvo un valor medio de 32.4 f 38.4 mg/L, es decir que representó aproximadamente unas tres cuartas partes del material particulado (en promedio). Su valor mínimo fue de 5.2 mg/L el cual se presentó en la estación 3, y el máximo de 194 mg/L se volvió a observar en la estación 30, en la figura 14 se observan estos valores graficados, el valor observado en la estación 30 de este muestreo fue el mas alto de todo el estudio. Para el segundo muestreo el valor medio disminuyó a 19.1 ± 23.7 mg/L (una tercera parte de los sólidos totales suspendidos en promedio), siendo el valor mínimo 0.9 mg/L (estación 18), y el máximo 105.0 mg/L (estación 27 junto a El Cuyo). En el tercer muestreo el valor medio de los sólidos inorgánicos suspendidos fue aún mas bajo: 15.0 ± 12.2 mg/L (aproximadamente un 50% de los sólidos totales suspendidos), la estación 16 presentó el valor mínimo (3.7 mg/L), misma que presentó el mínimo de sólidos totales suspendidos. Mientras que la estación 28 presentó el valor mas alto (45.0 mg/L)

4.1.14 Demanda bioquímica de oxígeno

Las incubaciones de las muestras de agua durante 5 días para medir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), arrojaron los siguientes resultados para el primer muestreo: promedio de $1.21 + 0.46$ mL/L, valor mínimo de 0.17 mL/L en la muestra No. 17, y valor máximo de 2.03 mL/L en la muestra No. 30.

En el muestreo de marzo de 1995 el valor medio del DBO fue mayor: $1.51 + 0.69$ mL L y el intervalo fue desde 0.00 hasta 3.05 mL/L (estaciones 3 y 18 respectivamente). Este máximo fue el valor mas alto que se alcanzó en todo el estudio.

En el tercer muestreo (agosto de 1995), el valor del DBO bajó a 1.37 ± 0.56 mL/L. El mínimo se presentó en la estación 7 (0.62 mL/L), y el máximo en la estación 21 (2.48 mL/L).

Como puede observarse en la figura 15, el valor del DBO tuvo una gran variación a lo largo de la laguna, aún así en los extremos oriente y poniente, las concentraciones de oxígeno disuelto se acercaron mucho a los valores de DBO, por lo que debe de ponerse especial atención a esas zonas de Río Lagartos, ya que están en riesgo de presentar anoxia.

4.1.15 Nitrógeno particulado

El análisis del nitrógeno contenido en la fracción suspendida en el agua mostró que en el primer muestreo (noviembre de 1994), la concentración media fue de $89.90 \pm 117.73 \text{ mg/m}^3$. Como puede observarse en la figura 16, los valores en la zona poniente fueron bastante homogéneos, pero a partir de la muestra 19 se incrementaron considerablemente hasta alcanzar el máximo de 472.54 mg/m^3 en la muestra de la estación 30. El valor mínimo de 17.09 mg/m^3 correspondió a la muestra No.2.

En el segundo muestreo el nitrógeno particulado subió sus concentraciones en toda la laguna, de manera que el promedio fue de $536.97 \pm 828.08 \text{ mg/m}^3$, cabe recordar que en este muestreo también se midió un aumento de los sólidos orgánicos suspendidos. El valor mínimo correspondió a la muestra de la estación 7 (23.43 mg/m^3), y el máximo a la de la estación 30 (3032.00 mg/m^3).

En el último muestreo la concentración del nitrógeno particulado se encontró en su nivel mas bajo: valor promedio de $78.63 \pm 106.87 \text{ mg/m}^3$. Los valores mínimo y máximo fueron de 6.85 y 341.60 mg/m^3 , correspondiendo a las estaciones 9 y 29 respectivamente.

4.1.16 Manantial y cenote

Durante la segunda y tercera campaña se tomaron muestras de un manantial (cerca de la estación 11), y un cenote (llamado Chiquilá y que se encuentra al sur de la estación 8), que introducen agua del manto freático a la laguna, con los resultados de los análisis de estas muestras y el flujo de agua que descargan (que aún no se ha podido ni medir ni investigar), se podrán estimar las aportaciones de estas fuentes.

Los valores de los parámetros en el manantial y el cenote en el muestreo de marzo fueron: pH: 7.59 y 6.91, amonio: 2.47 y 2.36 μM , nitrito: 0.19 y 0.54 M, nitrato: 6.94 y 45.07 u.M, fosfato: no detectable en ninguno de los dos, y silicato: 42.8 y 145.01 M.

En el muestreo de agosto los análisis arrojaron los siguientes resultados para el manantial y el cenote: pH: 7.46 y 7.25, amonio: 8.83 y 6.27 M, nitrito: 0.01 y 0.48 μM , nitrato: 11.82 y 70.56 M, fosfato: no detectable en el manantial y 0,72 u.M en el cenote, y silicato: 51.62 y 141.69 μM .

De manera preliminar se puede decir que estas fuentes introducen nitrato y silicato principalmente, este comportamiento se ha observado en otras lagunas costeras de Yucatán como Celestún (Valdés *et al*, 1988 y 1994), y Chelem (Valdés y Real, 1994).

4.2 INTERCAMBIO DE MATERIA ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR.

Para la evaluación del intercambio de materiales disueltos y suspendidos, entre la laguna Río Lagartos y el Golfo de México, se llevaron a cabo *tres campañas* diurnas, el *primer muestreo* de 24 horas se realizó en noviembre de 1994, que es el principio del otoño y época de lluvias, aunque no hay que olvidar que en la región donde se encuentra la laguna Río Lagartos predomina la evaporación sobre la precipitación por ser una zona semiárida (Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981). El segundo ciclo diurno se realizó en marzo de 1995, fin de la temporada de nortes que se caracteriza por fuertes vientos, que se acompañan de lluvias escasas cuando entran los frentes de alta presión atmosférica. Y el tercer muestreo se realizó en agosto de 1995, principiando la época de lluvias.

En las Tablas 5, 6 y 7 se presentan los resultados de las mediciones hechas *in situ* y las concentraciones de los diferentes parámetros determinados para cada uno de los tres muestreos de 24 horas realizados frente a la población de Río Lagartos. Los flujos (Tablas 8, 9 y 10), se calcularon con el área transversal de la boca (1.00 m^2), y las velocidades medidas (los valores positivos significan entrada del mar hacia la laguna y los negativos significan salida hacia el mar), con estos datos se calcularon los transportes diarios de entrada y salida de los diversos materiales disueltos y particulados que se analizaron, para hacer el balance (integración).

En la tabla 11 se muestran las integraciones de los tres muestreos y su valor medio. En la figura 17 se representan gráficamente los materiales disueltos y particulados que entraron a la laguna, mientras que en la figura 18 están graficados los que salieron de la laguna.

La Laguna Río Lagartos importó del mar en los tres muestreos considerables volúmenes de agua (promedio de $12 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{día}$), lo que provocó que el balance de casi todos los materiales fuera también de importación. La alta evaporación y la escasa precipitación, aunado a que los manantiales son escasos y con flujos muy bajos, dan como resultado que la laguna importe grandes volúmenes de agua del mar.

El balance de la sal también fue positivo en los tres ciclos diurnos, promediando $4,5 \times 10^5$ toneladas por día. Esta entrada de sal va a dar en su mayoría a las salinas naturales y artificiales que se explotan desde tiempos precolombinos en Río Lagartos, aunque el calcio, magnesio, carbonato y sulfato precipitan antes en los sedimentos.

El oxígeno tuvo una entrada neta a la laguna en los dos primeros muestreos mientras que en el tercero el balance fue negativo. El promedio de las integraciones de este gas fue de $39 \times 14^3 \text{ m}^3/\text{día}$, indicando un importante consumo de oxígeno en la laguna tanto por procesos de respiración como de oxidación.

En el caso del amonio, el nitrito y el nitrato, se observó su entrada a la laguna en los ciclos de noviembre y marzo, y se observó su salida en el ciclo de agosto. El promedio de los tres ciclos fue de una entrada neta de amonio a la laguna de $34 \times 10^3 \text{ mol/día}$, también el nitrito tuvo una entrada neta en este caso de $2 \times 10^3 \text{ mol/día}$. No fue este el caso del nitrato, ya que el promedio de los tres ciclos tuvo un valor negativo, es decir de exportación hacia el mar, siendo de $3 \times 10^3 \text{ mol/día}$. Este balance indica que en Río Lagartos se llevan a cabo procesos de oxidación (como la nitrificación), que están convirtiendo amonio en nitrato.

El balance del fosfato en el primero y tercer ciclo fue positivo, mientras que en el muestreo de marzo de 1995 fue exportado hacia el mar (179 mol/día), el promedio resultante fue positivo (entrada del mar a la laguna), con un valor de 319 mol/día . Esto indica que debido al constante flujo de entrada de agua del mar, Río Lagartos **no** puede sacar fósforo, el cual seguramente se está precipitando en los sedimentos.

Los silicatos, los sólidos suspendidos totales, los sólidos suspendidos orgánicos, los sólidos suspendidos inorgánicos y el nitrógeno particulado tuvieron entradas netas en los tres ciclos diurnos, es decir son importados por la laguna. El promedio de entrada de silicatos *fue de* $353 \times 10^3 \text{ mol/día}$, los sólidos suspendidos orgánicos tuvieron una entrada promedio de 68 ton/día , los inorgánicos 208 ton/día y los totales 276 ton/día . El nitrógeno particulado entró a la laguna con un flujo medio de 533 Kg/día , equivalentes a $38 \times 10^3 \text{ mol/día}$.

La entrada constante de todos estos materiales desde el mar, indica que Río Lagartos debe de tener procesos naturales o artificiales para sacar estas sustancias acarreadas por las corrientes, de otro modo significaría que se están acumulando en la laguna con los consiguientes problemas de asolvamiento, eutroficación y *deterioro* de la calidad del agua.

4.3. SEDIMENTOLOGÍA

4.3.1. Granulometría

En los sedimentos de Río Lagartos predomina la arena (partículas $> 62 \mu\text{m}$), como puede observarse en la tabla 12 y en la figura 19. El valor promedio de arena en las 30 estaciones en los tres muestreos fue de $89.45 \pm 5.16 \%$. La estación 3 tuvo el porcentaje promedio mas alto (97.65 ± 2.25), mientras que la estación 12 en la zona conocida como Chichaltún promedió el contenido mínimo de arena: $76.58 \pm 8.09 \%$ (esta zona de la laguna fue dragada durante el periodo que duró esta investigación).

El limo ($4-62 \mu\text{m}$), fue la fracción que se encontró en menor proporción en los sedimentos de Río Lagartos. El promedio de las 90 muestras colectadas fue de $4.96 \pm 2.69 \%$. La estación 3, que como ya se mencionó tuvo el máximo de arena, presentó el mínimo de limo: $1.23 \pm 1.14 \%$. Por otro lado la estación 12 presentó el máximo promedio de limo: $13.47 \pm 6.30 \%$, estación que si se recuerda tuvo el mínimo de arena.

Las arcillas, que son las partículas mas finas ($< 4 \mu\text{m}$), estuvieron presentes en los sedimentos de las estaciones 10 a la 15 principalmente (como puede verse en la figura 19). Su valor medio para todo el estudio fue de $5.29 \pm 3.22 \%$, el mínimo fue de $0.40 \pm 0.24 \%$, y el máximo de $12.39 \pm 11.84 \%$, correspondiendo a las estaciones 1 y 14 respectivamente.

4.3.2. Porosidad

La porosidad es un importante parámetro para los procesos "biogeoquímicos", ya que es un indicador de la cantidad de agua presente en los sedimentos, y precisamente los procesos de difusión molecular y por bioturbación además de las reacciones químicas, se llevan a cabo a través de esta agua atrapada en los sedimentos, conocida como agua intersticial

En la tabla 13 se presentan los valores de porosidad determinados a las 30 estaciones de Río Lagartos en los tres muestreos. Por otro lado en la figura 19 se graficaron los valores medios de este parámetro, para cada una de las estaciones.

La porosidad de los sedimentos en el primer muestreo tuvo un valor medio de 0.71 ± 0.08 , con mínimo y máximo de 0.57 y 0.86 (estaciones 1 y 22 respectivamente). En el segundo muestreo el valor medio fue de 0.74 ± 0.10 y el intervalo fue de 0.54 a 0.87 (estaciones 1 y 22 de nuevo). Para el muestreo de agosto la porosidad media fue de 0.70 ± 0.10 , con mínimo y máximo de 0.40 y 0.87 (estaciones 6 y 4 respectivamente).

El promedio para todo el estudio fue de 0.72 ± 0.07 , el cual es un valor normal para sedimentos de lagunas costeras. Sobresalen las estaciones 1, 6 y 7 por tener valores bajos, debido a que por su cercanía al mar son sedimentos mas gruesos que retienen poca agua. Y por otro lado se encuentran las estaciones 4, 17 y 22, que tuvieron una porosidad promedio mayor de 0.8, estas estaciones por tener menos arena y mas limo y arcilla presentaron mayor contenido de agua en sus sedimentos.

4.3.3, pH

Los valores del pH de los sedimentos de Río Lagartos se presentan en la tabla 14 y en la figura 21 están graficados los promedios de los tres muestreos para cada estación. El pH de los sedimentos fluctuó entre 6.56 y 8.03 en el primer muestreo, el valor medio fue de 7.38 ± 0.34 . En el *segundo muestreo* el promedio fue de $7,52 \pm 0.71$, y el mínimo y máximo fueron 6.78 y 9.39, en ambos muestreos el máximo pH fue en la estación 23. Para el muestreo de agosto de 1995, el valor medio del pH subió a 8.76 ± 1.92 , siendo los valores extremos 6.84 (estación 7), y 13.60 (estación 14).

El promedio del pH de los sedimentos para todo el estudio fue de 7.89 ± 0.65 , un valor ligeramente alto comparado con el que se encuentra regularmente en lagunas *costeras* y *mar* abierto (Gómez y Forja, 1994; Koike y Hattori, 1978; Bonin *et al*, 1994; Froelich, 1979; Kaplan *et al*, 1979; Reeve y Perry, 1994; Valdés, 1995), este comportamiento del pH en Río Lagartos puede deberse a que al aumentar la salinidad del agua de la laguna precipitan los carbonatos (Borchet, 1965), dándole así un carácter básico a los sedimentos.

4.3.4. Potencial Redox

El potencial Redox de los sedimentos -importante indicador de las condiciones químicas ya que es una medida de los electrones libres a partir de la oxidación de materia orgánica-, mostró siempre valores negativos en Río Lagartos, como puede verse en la tabla 15 (la excepción fue la muestra 6 en agosto de 1995). Esto significa que en el material depositado imperaron las condiciones reductoras por el agotamiento del oxígeno, provocado a su vez por la oxidación de materia orgánica atrapada.

El potencial Redox (Eh) en el primer muestreo tuvo un valor medio de -171 ± 33 mV, con un intervalo de -258 a -101 mV, en el segundo muestreo el valor medio fue de -163 ± 33 mV, con un intervalo de -228 a -48 mV, y en el tercer muestreo el promedio fue de 167 ± 65 mV, con valores mínimo y máximo de -238 y 106 mV.

Analizando el promedio de los tres muestreos (figura 22), se observó que la estación 6 39

tuvo el valor menos negativo (-69 ± 124 mV), esto se debió que en esta zona el sedimento está compuesto por arenas gruesas lo cual le da mayor permeabilidad y por lo tanto capacidad de intercambio de oxígeno, el cual aumenta el potencial Redox.

Por otro lado, la estación 19 presentó el promedio de potencial Redox mas negativo (-226 ± 5), es decir que en esta zona se encuentran las condiciones mas reductoras de Río Lagartos, debido posiblemente a la combinación de factores como contenido de materia orgánica, tamaño de grano del sedimento, porosidad, etc.

El promedio de las 90 mediciones hechas en los tres muestreos fue de -167 ± 30 mV, valor que puede considerarse como normal en una laguna costera (MacIntyre, 1970).

4.3.5. Materia **Orgánica**

El análisis del contenido de materia orgánica en los sedimentos de Río Lagartos mostró que este parámetro tiene una gran variación, tanto en espacio como en tiempo. Así se puede ver en la tabla 16 que muestra todos los resultados, y en la figura 23 en la que están graficados los promedios por estación.

En el primer muestreo el contenido medio de materia orgánica en los sedimentos fue de 3.86 ± 1.64 %, las estaciones 7 y 22 presentaron el mínimo y el máximo respectivamente, siendo estos de 0.53 y 7.85 %. En el segundo muestreo (marzo de 1995), el promedio disminuyó ligeramente a 3.47 ± 1.55 %, siendo el mínimo de 0.40 % (estación 1), y el máximo 6.98 % (en la estación 22). En agosto de 1995, que se realizó el tercer muestreo, el valor medio de la materia orgánica en sedimento subió ligeramente a 3.85 ± 1.71 %. En esta campaña la estación 6 volvió a presentar la concentración mínima, siendo en esta ocasión de 0.41 %. El máximo de materia orgánica correspondió a la muestra 25 con un valor de 7.56 %.

Analizando el promedio por estación (figura 23), se observa un gradiente en el que va aumentando el contenido de materia orgánica desde la zona de las bocas (poniente), hacia la zona hipersalina (oriente). Sobresalen las estaciones 1 y 7, que corresponden a las bocas, por sus valores bajos (0.58 y 0.62 % respectivamente). También es notorio el incremento a partir de la estación 22, que es donde empieza la zona hipersalina, precisamente esta estación presentó el valor medio máximo: 6.29 ± 1.62 %, y el máximo de todo el estudio: 7.85 %.

Los porcentajes de la materia orgánica de la estación 1 a la 21 pueden considerarse como normales para lagunas costeras, pero los valores de la estación 21 a la 28 son demasiado altos e indican un desequilibrio que puede afectar la calidad del agua y del ecosistema en *general* (GESAMP, 1990).

4.3.6. Nitrógeno total

Al igual que el contenido de materia orgánica, el nitrógeno total en sedimento presentó grandes variaciones tanto espaciales como temporales, tal como puede observarse en la tabla 17 y la figura 24. En el muestreo de noviembre de 1994 la concentración promedio fue de $61.07 \pm 34.21 \mu\text{Mol/g}$, y los valores mínimo y máximo fueron 16.36 y $152.22 \mu\text{Mol/g}$, correspondiendo a las estaciones 1 y 26 respectivamente.

En el segundo muestreo (marzo de 1995), el valor medio del nitrógeno total subió a $64.85 \pm 21.52 \mu\text{Mol/g}$, y los valores mínimo y máximo correspondieron a las estaciones 6 y 24 con concentraciones de 33.23 y $115.82 \mu\text{Mol/g}$.

Para el tercer muestreo, en agosto de 1995, hubo un aumento general del nitrógeno total en toda la laguna. El promedio en este muestreo fue de $171.49 \pm 48.09 \mu\text{Mol/g}$, casi el triple del primer muestreo. La estación 1, igual que en el primer muestreo, presentó la concentración mínima: $77.69 \mu\text{mol/g}$, y la estación 4 presentó la máxima: $281.20 \mu\text{mol/g}$.

El promedio de todo el estudio (los tres muestreos), fue $99.14 \pm 62.73 \mu\text{Mol/g}$, con un intervalo de concentraciones de 16.36 a $281.20 \mu\text{Mol/g}$. La gráfica 24 deja ver que en la zona de las bocas (estaciones 1 a la 7), son bajas las concentraciones excepto por las estaciones 2, 4 y 5 que deben de tener influencia de las poblaciones de San Felipe y Río Lagartos. Por otro lado, al oriente de la laguna las estaciones 24 a la 27 tuvieron los valores promedio mas altos, alcanzando $147.78 \pm 92.87 \mu\text{Mol/g}$ en la estación 25.

Con las áreas de cada una de las 30 zonas de la laguna representadas por las 30 estaciones de muestreo, se estimó el contenido de nitrógeno total en los 5 centímetros superficiales del sedimento, ya que en esa capa se considera que se llevan a cabo la mayoría de los procesos biogeoquímicos (Law *et al*, 1991). Los contenidos de nitrógeno en cada zona de la laguna se graficaron en la figura 25, y en ella puede observarse que en la región poniente los sedimentos

de la estación 4 contienen la mayor cantidad de nitrógeno (3.76×10^8 moles), pero a partir de la estación 16 es notable el incremento en el contenido tanto por el aumento en la concentración como por el aumento de las áreas representadas, el contenido mas alto de nitrógeno total lo tuvo la estación 17 (7.31×10^8 moles).

La integración de estos valores indicó que en los sedimentos de la laguna existen 5.63×10^9 moles de nitrógeno fijado, que en un momento dado pueden volver a la columna de agua o a la atmósfera mediante procesos de transformación microbiana (Law *et al*, 1991, 1992 y 1993; Seitzinger *et al*, 1984; Seitzinger, 1988).

4.3.7. Fósforo total

Durante el primer muestreo el fósforo total en sedimento tuvo un valor medio de 3.89 ± 1.21 $\mu\text{mol/g}$. La estación 29 en el extremo oriente presentó la concentración mínima: $1.07 \mu\text{mol/g}$, mientras que la estación 3 (al poniente de Río Lagartos, junto a la población de San Felipe), presentó la concentración máxima: $8.40 \mu\text{Mol/g}$. Estos valores se presentan en la tabla 18.

En marzo de 1995 el comportamiento del fósforo total en sedimento fue parecido al del muestreo anterior, es decir, concentraciones altas en el poniente de la laguna y bajas en el oriente. En esta campaña la estación 2 frente a San Felipe tuvo el máximo valor: $8.16 \mu\text{mol/g}$, mientras que en el extremo poniente (estación 30), se presentó el mínimo: $1.13 \mu\text{mol/g}$. La concentración promedio fue para este muestreo $4.08 \pm 1.26 \mu\text{mol/g}$.

En el último muestreo (agosto de 1995), el patrón fue similar, la concentración mínima se presentó en la estación 30 ($1.94 \mu\text{Mol/g}$), y la máxima en la estación 3 ($12.32 \mu\text{Mol/g}$), que por cierto fue la mas alta de todo el estudio. La concentración promedio aumentó considerablemente en esta ocasión y tuvo un valor de $5.28 \pm 2.39 \mu\text{mol/g}$.

En la figura 26 pueden observarse las concentraciones promedio para cada estación, siendo obvio el gradiente de disminución de poniente a oriente. La concentración promedio para todo el estudio fue de $4.42 \pm 1.43 \mu\text{Mol/g}$, siendo la estación 3 la que tuvo el promedio mas alto ($8.51 \pm 3.07 \mu\text{Mol/g}$), y la estación 29 la que tuvo el promedio mas bajo ($1.52 \pm 0.38 \mu\text{Mol/g}$). Este comportamiento del fósforo también se observó en la laguna Chelem, la cual se encuentra a unos

150 Km al poniente de Río Lagartos, y en la que los sedimentos fueron disminuyendo su concentración de fósforo total al ir de la boca al interior de la laguna (Valdés, 1995).

Al igual que con el nitrógeno total, las concentraciones del fósforo total fueron multiplicadas por el volumen de la capa de 5 cm superficiales de los sedimentos (calculado con la densidad y la porosidad), para estimar la cantidad de fósforo precipitado. Estos valores también aparecen en la tabla 18 y además están graficados en la figura 27.

La estación 17 que tuvo una concentración promedio de $3.65 \mu\text{mol/g}$, presentó el contenido mas alto de fósforo total en sedimento, ya que tiene la mayor área representada, la cantidad de fósforo en ella fue de 2.24×10^7 moles.

Sumando los contenidos de las 30 estaciones se estimó que el contenido de fósforo en los sedimentos de Río Lagartos es de 1.89×10^8 moles, que al igual que el nitrógeno puede ser puesto en solución nuevamente y por difusión, bioturbación, o biobombeo pasar a la columna de agua (Berner, 1980; Froelich, 1988; Welch, 1980; Arenas y De La Lanza, 1990)

4.3.8. Amonio en agua intersticial

El agua intersticial de cada una de las muestras de sedimento fue extraída y analizada para conocer las concentraciones de amonio y fosfato. En la tabla 19 se encuentran los resultados de los análisis de amonio, en el primer muestreo la concentración promedio fue de 523.6 ± 143.8 M, presentando el valor mínimo en la estación 8 (66.68 M), y el máximo en la estación 10 (742.7 M).

En el muestreo de marzo el valor medio de la concentración de amonio en el agua intersticial se incrementó a $684.7 + 326.6$ μ M. La estación 30 tuvo el valor mínimo (77.3 M), mientras que la estación 2 presentó el valor máximo (1226.1 μ M).

En el muestreo de agosto el intervalo de concentraciones fue desde 13.3 M en la estación 12, hasta 608.4 μ M en la estación 22. El valor medio de esta campaña fue menor que los anteriores: 263.3 f 1535 μ M.

Al analizar los valores medios por estación, se observa que en la No. 28 se presentó el valor mínimo (194.4 μ M), y en la No. 7 el máximo (759.1 μ M). La tendencia observada fue de disminución del amonio intersticial de las bocas hacia el interior de la laguna. El promedio para todo el estudio fue 490,5 f 161.9 μ M, valor normal para sedimentos de laguna costera.

4.3.9. Fosfato en agua intersticial

En la tabla 20 se muestran las concentraciones medidas en el agua intersticial de los sedimentos de la laguna Río Lagartos. Las variaciones tanto espaciales como temporales fueron muy grandes, así para el mes de noviembre de 1994 el intervalo de valores fue de 1.5 a 44.4 μM (estaciones 2 y 18 respectivamente). En este muestreo la concentración media fue 7.3 f 10.6 M.

El segundo muestreo presentó una disminución notable en las concentraciones de fosfato del agua intersticial, de tal modo que el valor medio fue de 3.5 f 3.6 μM . La estación 23 dio el mínimo (0.8 μM), y la 6 el máximo (13.7 .M).

En el *muestreo* de agosto de 1995 fueron mas bajas las concentraciones. En las estaciones 10 y 11 no fue detectable el fosfato, y el valor máximo fue de tan solo 2.1 M correspondiendo a la estación 2. De tal modo que la concentración promedio fue 0.4 + 0.4 μM .

El promedio de las concentraciones de los tres muestreos fue 3.7 t 4.5 μM . En la zona de las bocas (estaciones 1 a la 8), se presentaron los valores mas altos siendo el máximo promedio el de la estación 2 (19.2 .M). En toda la zona oriental de Río Lagartos las concentraciones promedio fueron bajas, llegando a 0.8 μM en la estación 18.

4.4. AMONIFICACIÓN

Con las concentraciones del amonio en el agua intersticial, las concentraciones en la columna de agua, y las porosidades del sedimento, se estimó el *flujo de* este ión a través de la interface agua-sedimento usando la primera Ley de Fick. Estos flujos se encuentran reportados como tasas de amonificación en la tabla 19.

Las tasas de amonificación en el primer muestreo tuvieron un valor medio de 264.0 ± 79.6 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$, con mínimo de 30.2 y máximo de 405.3 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$ en las estaciones 8 y 10 respectivamente. En el muestreo de marzo la tasa subió de modo que su valor medio fue de 355.9 ± 170.5 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$, los valores mínimo y máximo fueron 32.9 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{h}$ en la estación 30, y 661.2 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$ en la estación 20. En el último muestreo la estación 1.2 presentó la tasa mínima (5.4 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$), debido a que en ella se determinó la concentración mínima de amonio en agua intersticial, mientras que en la estación 22 (que presentó la máxima concentración) se estimó la tasa máxima (330.9 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$), en este muestreo la tasa promedio fue de 130.2 ± 75.9 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$, menor que en los dos anteriores.

En la figura 28 se muestran las tasas de amonificación (valor medio de los tres muestreos para cada estación). Sobresalen en esta gráfica las estaciones 4 y 22 por tener las tasas mas altas (393.8 \pm 178.9 y 427.8 ± 122.4 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$ respectivamente), es decir que fueron las que aportaron mas amonio al agua por metro cuadrado. También se observa en esta gráfica la disminución de la tasa de amonificación en la zona de la laguna con mayor salinidad (estaciones 23 a la 30), y la tasa promedio mínima que fue la de la estación 29 (96.1 ± 35.5 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$).

El promedio de la amonificación para todo el estudio fue de $250.0 \pm 82.3 \mu\text{Mol/m}^2\text{h}$, valor que es mayor al que se ha encontrado en otras lagunas (Seitzinger *et al*, 1984; Arenas y De La Lanza, 1990; Fisher *et al*, 1982; Welch, 1980; Gardner *et al*, 1993; Kemp *et al*, 1990; Scudlark y Church, 1993; Law *et al*, 1991; Corredor y Morel, 1989; Mee, 1979; McCaffrey *et al*, 1980; Contreras y Gutiérrez, 1989; Pejrup *et al*, 1993; Raine y Patching, 1980; Nowicki y Nixon, 1985; Valdés, 1995), lo cual indica que en los sedimentos se lleva a cabo la descomposición del nitrógeno orgánico en tasas muy altas, debido precisamente a la acumulación de materia orgánica por el poco intercambio de agua con el mar.

Las tasas de amonificación se multiplicaron por el área cada una de las 30 zonas de la laguna representadas por las estaciones (tabla 19), con lo cual se estimó el flujo de amonio (mol/día), del sedimento hacia el agua. En la figura 29 pueden observarse estos flujos, las estaciones con áreas reducidas como la 6 y la 13, presentaron los flujos mínimos, mientras que estaciones como la 18 que tiene la mayor extensión (9.9 Km^2), presentaron los flujos máximos (61,922 mol/día para la estación 18), De tal modo se puede decir que en el poniente de Río Lagartos la estación 4 es la principal aportadora de amonio, y en el oriente de la laguna lo son las estaciones de la 16 a la 25. La integración de estos flujos da un valor total de la amonificación de 549592 mol/día, que es un valor alto ya que es mayor (por Km), al de lagunas como Chelem que se reconoce están eutrofizadas (Valdés, 1995).

4.5. LIBERACIÓN DE FOSFATO

Al igual que con el amonio, se usó la primera ley de Fick para estimar el flujo entre sedimento y agua del fosfato. Estos flujos se encuentran en la tabla 19. Las tasas de liberación de fosfato en el primer muestreo tuvieron un valor medio de $1.3 \pm 2.0 \mu\text{Mol/m}^2\text{h}$, con mínimo de 0.2 y máximo de $8.9 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$ en las estaciones 27 y 2 respectivamente. En el muestreo de marzo, la tasa bajó de modo que su valor medio fue de $0.6 \pm 0.6 \mu\text{Mol/m}^2\text{h}$, los valores mínimo y máximo fueron $-0.1 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$ en la estación 11, y $2.8 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$ en la estación 6. En el último muestreo las estaciones 5, 6, 8, 10, 11, 14, 15, 16, 18 y 30 presentaron la tasa mínima ($0.0 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$), mientras que en la estación 2 (que presentó la máxima concentración) se estimó la tasa máxima ($0.4 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$), en este muestreo la tasa promedio fue de $0.1 \pm 0.1 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$, menor que en los dos anteriores. En la figura 30 se muestran los valores medios de los tres muestreos para cada estación de las tasas de liberación de fosfato. Sobresalen en esta gráfica las estaciones del poniente de la laguna por tener las tasas mas altas, el máximo se encontró en la estación 2 frente a San Felipe ($3.6 \pm 3.7 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$). La tasa promedio mínima fue $0.2 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$ y se presentó en 9 estaciones de la zona central y oriental.

El promedio de la tasa de liberación de fosfato para todo el estudio fue de $0.7 \pm 0.8 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$, valor que cae en el intervalo que se ha encontrado en otras lagunas (Fisher *et al*, 1982; Welch, 1980; Mee, 1979; McCaffrey *et al*, 1980; Contreras y Gutiérrez, 1989; Nowicki y Nixon, 1985; Zimmermann *et al*, 1985; Valdés, 1995), aún así, las altas tasas estimadas alrededor de las poblaciones de San Felipe y Río Lagartos, hace suponer que las descargas de aguas domesticas están fertilizando con fósforo esta zona.

Se estimo el flujo de fosfato (mol/día), del sedimento hacia el agua multiplicando las tasas de liberación del fosfato por el área cada una de las 30 zonas de la laguna representadas por las estaciones (tabla 20). En la figura 31 pueden observarse estos flujos, las estaciones 2, 3 y 4 a pesar de no representar áreas extensas de la laguna, aportan casi la tercera parte del fósforo que libera el sedimento, tan solo la estación 4 libera 165 moles diariamente en promedio. La integración de los 30 flujos da un valor total de la liberación de fosfato de 1141 mol/día.

4.6. NITRIFICACIÓN

Agua y sedimento de cada una de las 30 estaciones se incubaron en el laboratorio del CINVESTAV-Mérida, en condiciones aeróbicas para estimar las tasas de nitrificación en la interface agua-sedimento. Los resultados de estas incubaciones se presentan en la tabla 2I y en la figura 32, en las muestras de las estaciones 8, 9, 10, 13 y 2I no se detectó el proceso de nitrificación, posiblemente a que el tipo de sedimento no es el adecuado ya que se requiere de la formación de una capa oxigenada en la que las bacterias nitrificantes transforman el amonio en nitrato.

El promedio de la tasa de nitrificación en las 25 estaciones que si la llevaron a cabo fue de 150.5 t 131.8 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$, y los valores mínimo y máximo fueron 10.2 y 529.7 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$ correspondiendo á las estaciones I y I6 respectivamente, también la estación 7 tuvo una tasa de nitrificación muy importante (491 $\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$). *Estos valores* comparados con los publicados se encuentran por encima del promedio (Sloth *et al*, 1992; Corredor y Capone, 1985; Berounsky y Nixon, 1.985, 1990, 1993; Nishio *et al*, 1983; Billen y Vanderborht, 1976; Webb y Wiebe, 1975; Kemp *et al*, 1990; Wafar *et al*, 1990; Corredor *et al*, 1988; Kaplan *et al*, 1979; Valdés, 1995; ver tabla 22), lo cual significa que la comunidad bacteriana de los sedimentos de Río Lagartos se encuentra adaptada á los altos niveles de amonio presentes y está transformando de manera eficiente este amonio a nitrato.

Se hizo la extrapolación de la nitrificación al área de la laguna al igual que la amonificación y la liberación de fosfato, estos resultados se muestran en la tabla 2I y en la figura 33. La zona de la estación 16 (que tuvo la máxima tasa de nitrificación), es la que tiene el mayor flujo de nitrificación: 70826 mol/día, también la estación 19 tiene un flujo alto: 50162 mol/día y en general sobresale la región de las estaciones 16 a la 20 como las de mayor producción de nitrato. La suma de todas las estaciones dio un flujo total de 323467 moles de nitrato producidos/día.

4.7. DESNITRIFICACIÓN

Incubando en el laboratorio los sedimentos y el agua de Río Lagartos en condiciones anaeróbicas, se logró estimar las tasas de desnitrificación, es decir, la capacidad de la comunidad bacteriana para utilizar el nitrato en la oxidación de la materia orgánica y eliminarlo como nitrógeno molecular. Los resultados se muestran en la tabla 21 y también están graficados en la figura 32.

En todas las estaciones fue detectable el proceso de desnitrificación, las tasas fueron de un mínimo de $4.8 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{h}$ a un máximo de $153.8 \mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$ (estaciones 17 y 3 respectivamente), y el valor medio fue de $47.4 + 33.0 \mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$. Al comparar estos valores con los que se han estimado en otros lugares, se observa que en Río Lagartos las tasas de desnitrificación son bajas, lo cual es un indicio de que los procesos de transformación del nitrógeno (amonificación-nitrificación-desnitrificación), no se encuentran equilibrados.

Esto también es notable al revisar la gráfica de las tasas de los procesos antes mencionados, correspondientes a las 30 estaciones de Río Lagartos (figura 32), ya que la amonificación tiene los valores mas altos en casi todas las estaciones, excepto en la 7, 14, 16 y 19 en las que la nitrificación es mayor; y la desnitrificación que es el proceso que tiene las tasas mas bajas en todas las estaciones excepto en 9 estaciones en las que sobrepasa a la nitrificación.

Al extrapolar las tasas de desnitrificación al área correspondiente a cada estación se obtuvieron los flujos de desnitrificación en moles/día, los cuales se presentan en la tabla 21 y en la figura 33. La estación 3 debido a que tiene una área pequeña (2 Km^2), solo desnitrificó 7624 moles/día a pesar de tener la mayor tasa. Por otro lado la estación 23 presentó el mayor flujo (21636 moles/día), ya que tuvo una tasa de desnitrificación alta ($92.46 \mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{h}$), y es la de mayor extensión (9.75 Km^2).

La integración de los flujos de las 30 estaciones arrojó un flujo total de 104756 mol es/día. Este flujo es aproximadamente 100 veces mayor que el evaluado en la Chelem, una laguna costera similar a Río Lagartos pero que es aproximadamente 10 veces menor en superficie y se encuentra muy alterada por los desechos de la ciudad de Progreso (Valdés, 1995).

4.8. BALANCE DE PROCESOS

Los resultados de esta investigación indican que en la laguna Río Lagartos no se encuentran balanceados los procesos de transformación del nitrógeno (amonificación-nitrificación-desnitrificación), ya que como puede observarse en la figura 34, la amonificación es del orden de 550 mil moles/día, la nitrificación es del orden de 323 mil moles/día, y la desnitrificación es tan solo del orden de 105 mil moles/día.

Al hacer el balance de nitrógeno con los materiales importados y exportados con el mar adyacente a través de las bocas de la laguna, (figura 35), se ve que este ecosistema es una trampa a la que entran grandes cantidades de materiales disueltos y suspendidos, como las 34 mil moles de amonio por día, y las 38 mil moles/día de nitrógeno particulado (N.P.), que van en las 68 toneladas de material orgánico suspendido que diariamente aporta el mar a la laguna.

El amonio aportado por la amonificación en sedimentos (550 mil mol/día), y el mar (34 mil mol/día), es transformado en parte por el proceso de nitrificación (323 mil mol/día), y otra parte es reciclado en la fotosíntesis y/o perdido a la atmósfera (299 mil mol/día). El nitrato proveniente de la nitrificación (323 mil mol/día), de los manantiales y de la lluvia, debe de ser reciclado en su mayoría en la fotosíntesis, ya que solo 105 mil ^{mol/día} son eliminados hacia la atmósfera por la desnitrificación, y tan solo 3 mil mol/día son exportados al Golfo de México.

Aún cuando los sedimentos de Río Lagartos están liberando fosfato (1141 mol/día), el hecho de que existe una entrada neta del mar a la laguna de 319 mol/día, aunado a los aportes por las descargas domésticas, indica que este ecosistema se está enriqueciendo con fósforo. Para probar esto será necesario vigilar los contenidos de este elemento en el sedimento y ver si sube o baja con respecto a los encontrados en este estudio (1.89×10^8 moles).

Igualmente es necesario vigilar el contenido de nitrógeno en los sedimentos (5.63×10^9 moles estimadas en esta investigación), así como la materia orgánica total en sedimento y la Demanda Bioquímica de Oxígeno en el agua, que aunque en estos muestreos no llegaron a extremos alarmantes, si se encuentran en valores considerados como límite para un sistema saludable o en equilibrio.

BIBLIOGRAFÍA.

ABREU, P. C., B. B. BIDDANDA y C. ODEBRECHT. 1992. Bacterial dynamics of the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil (32°S, 52°W): Relationship with phytoplankton production and suspended material. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 35: 621-635.

ANDERSEN, J. M. 1977. Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperatura. *Arch. Hydrobiol.* 80:147-159.

ANDERSON, L. A. y J. L. SARMIENTO. 1994. Redfield ratios of remineralization determined by nutrient data analysis. *Global Biogeochemical Cycles* 8 (1): 65-80.

A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1985. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 16th Edition, Washington, USA, 1268 pp.

ARENAS F. V., y DE LA LANZA G. 1990. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. *Ciencias Marinas*, 1_6(3):45-62.

BARNES RO., K.K. BERTINE y E. D. GOLDBERG. 1975. N₂:Ar, nitrification and denitrification in southern California borderland basin sediments. *Limnology and Oceanography*. 20(6): 962-970

BERNER R A. 1980. *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press, Princeton, N. J., 241 pp.

BEROUNSKY, V. M., y S. W. NIXON. 1985. Eutrophication and the rate of net nitrification in a coastal marine ecosystem. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 20: 773-781.

BEROUNSKY, V. M., y S. W. NIXON. 1990. Temperature and the annual cycle of nitrification in waters of Narragansett Bay. *Limnology and Oceanography*. 35(7): 1610-1617.

BEROUNSKY, V. M., y S. W. NIXON. 1993. Rates of nitrification along an estuarine gradient in Narragansett Bay. *Estuaries*. 16(4): 718-730.

BILLEN, G. y J. P. VANDERBORGHT. 1976. Evaluation of the exchange fluxes of materials between sediments and overlying waters from direct measurements of bacterial activity and mathematical analysis of vertical concentration profiles in interstitial waters. En: *Biochemistry of estuarine sediments. Proceedings of a UNESCO/SCOR workshop held in Melreux, Belgium*. 154-165.

BONIN, P., E. RAMBELOARISOA, N. RAYMOND, A. CHALAMET y J.C. BERTRAND. 1994. Evidence for denitrification in marine sediment highly contaminated by petroleum products. *Marine Pollution Bulletin*. 28(2): 89-95.

BORCHET, H. 1965. Principles of oceanic salt deposition and metamorphism. En: **J.P.**Riley y G. Skirrow (Eds.), *Chemical Oceanography*. Academic Press London y New York. 2: 205-276.

BOUWMAN, A. F., I. FUNG, E. MATTHEWS y J. JOHN. 1993. Global analysis of the potential for N₂O production in natural soils. *Global Biogeochemical Cycles* 7 (3): 557-597.

BROECKER, W. S. 1974. *Chemical Oceanography*. Harcourt Brace Jovanovich, Inc. U.S.A. 214 pp.

BROOM, M. J., J. DAVIES, B. HUTCHINGS y W. HALCROW. 1991. Environmental assessment of the effects of polluting discharges: Stage I: Developing a post-facto baseline. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 33: 71-87.

BUCHANAN, J.B. 1984. Sediment Analysis. IN: HOLME, N. A, y MCINTYRE, A. D. (Eds.). *Methods for the study of marine benthos*. Second Edition. 3:41-65. Blackwell scientific publications. Oxford.

CAFFREY J.M., y W.M. KEMP. 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnology and Oceanography*. 37(7): 1483-1495.

CAPONE, D. G. 1983. Benthic nitrogen fixation. In: E. J. Carpenter and D. G. Capone (Eds.), *Nitrogen in the Marine Environment*. Academic Press Inc.

CERVANTES D.R., S. AGUIÑAGA Y R. GUERRERO. 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S. *Revista de Investigación Científica*. 2(2): 56-64.

CHILDERS D.L., H.N. MCKELLAR, R.F. DAME, F.H. SKLAR y E.R. BLOOD. 1993. A dynamic nutrient budget of subsystem interactions in a salt marsh estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 36: 105-131.

CHRISTENSEN P.B., L.P. NIELSEN, J. SORESENSEN, y N. P. REVSBECH. 1990. Denitrification in nitrate rich streams: diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnology and Oceanography*. 35(3): 640-651.

COAKLEY, J. P., E. NAGY y J. B. SERODES. 1993. Spatial and vertical trends in sediment phase contaminants in the upper estuary of the St. Lawrence river. *Estuaries*, 16(3-B): 653-669.

CONDE, J. y G. DE LA LANZA. 1994. Hidrología contra contaminación en la laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa. *Oceanología* 2: 43-59.

CONTRERAS F. 1983. Variaciones en la hidrología y concentraciones de nutrientes del arca estuarino lagunar de Tuxpam Tampamachoco, Veracruz, México. *Biótica*. 8(2): 201-213.

CONTRERAS F. y F. GUTIÉRREZ. 1989. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en lagunas costeras. 3: 57-78. En: **ROSA-VÉLEZ J.** y F. GONZÁLEZ-FARÍAS (Eds). *Temas de oceanografía biológica en México U.A. B. C. Ensenada* 337 pp.

CONTRERAS EF., A. GARCÍA, y O. CASTAÑEDA. 1992. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en el sistema lagunar-estuarino de Carretas-Pereyra, Chiapas, México. *Universidad y Ciencia*. 9(17): 43-52.

CORREDOR, J.E. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Colombian Caribbean Basin. *Deep-Sea Research*, 26-A:731-741.

CORREDOR, J. E. 1984. Identificación y Análisis de Ecosistemas del Caribe. *Interciencia*. 9(3):145-151.

CORREDOR J.E., J. MORELL y A. MÉNDEZ. 1984. Dissolved nitrogen phytoplankton biomass and island mass effects in the northeastern Caribbean Sea. *Carib. J. Sci.* 20 (3-4): 129-137.

CORREDOR, **J. E.** y CAPONE, D. G. 1985. Studies on nitrogen diagenesis in coral reef sands. Proceedings of the fifth international coral reef congress, Tahiti, 3:395-399.

CORREDOR J. E. y J. MORELL. 1985. Inorganic nitrogen in coral reef sediments. *Marine Chemistry*, 16:379-384.

CORREDOR, **J. E.**, J. MORELL., F. NIEVES, y E. OTERO. 1985. Estudios de eutroficación en el ecosistema marino de la Parguera. Memorias del Duodécimo Simposio de Recursos Naturales, *San Juan, Puerto Rico*, 15-37.

CORREDOR, J. E., C.R. WILKINSON, V.P. VICENTE, J.M. MORELL y E. OTERO. 1988. *Nitrate release* by Caribbean reef sponges. *Limnology and Oceanography* 33(I): 114-120.

CORREDOR, J. E. y **J. MORELL**. 1989. Assessment of inorganic nitrogen fluxes across the sediment-water interface in a tropical lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 28:339-345.

DE LA LANZA, G., V. ARENAS-FUENTES, y **M. M. RODRÍGUEZ**. 1986. La fijación de nitrógeno asociada a la descomposición de halófitas en una laguna litoral al noroeste de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. I3 (2):339-344.

DE LA LANZA, G. y **M. M. RODRÍGUEZ**. 1990. Caracterización regional de la laguna de Caimanero, Sinaloa, México, a través de algunas variables geoquímicas. *Ciencias Marinas*, 16(3):27-44.

DE LA LANZA, G. y **M. M. RODRÍGUEZ**. 1993. Nutrient exchange between subtropical lagoons and the marine environment. *Estuaries* 16(2): 273-279.

DEPETRIS, **P. J.** y S. KEMPE. 1993. Carbon dynamics and sources in the Paraná river. *Limnology and Oceanography*. 38(2): 382-395.

ERGIN, M., M.N. BODUR, EDIGER, V. EDIGER y A. YILMAZ. 1993. Organic carbon distribution in the surface sediments of the Sea of Sarmara and its control by the inflows from adjacent water masses. *Marine Chemistry*. 41: 311-326.

FERRIER-PAGÉS, C. y F. RASSOULZADEGAN. 1994. N remineralization in planktonic protozoa. *Limnology and Oceanography*. 39(2): 411-419.

FICHEZ, R, T. D. JICKELLS y H. M. EDMUNDS. 1992. Algal blooms in high turbidity, a result of the conflicting consequences of turbulence on nutrient cycling in a shallow water estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 35: 577-592.

FISHER, T. R., CARLSON, P. R. y BARBER, R. T. 1982. Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 14: 101-116.

FLORES NAVA, A., D. VALDES, y M. SANCHEZ. 1989. Comportamiento Fisicoquímico de una Manifestación Cárstica de Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. 16(2):223-230.

FROELICH, N.P., G.P. KLINKHAMMER, M.L. BENDER, N.A. LUEDTKE, G.R. HEATH, D. CULLEN, P. DAUPHIN, D. HAMMOND, B. HARTMAN y V. MAYNARD. 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 43: 1075-1090.

FROELICH, P. N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*. 33(4): 649-668.

GARDNER, W, S., E. ESCOBAR-BRION-ES, E. CRUZ-KAEGI y G. T. ROWE. 1993. Ammonium excretion by benthic invertebrates and sediment-water nitrogen flux in the Gulf of México near the Mississippi River outflow. *Estuaries*. 16(4): 799-808,

GESAMP, 1990. IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution. Review of potentially harmful substances. Nutrients. Rep. Stud. Gesamp, 34, 40 pp.

GOLD, G. y F. CONCHA. 1992. Balance de masas del nitrógeno por intercambio de mareas en la Laguna de Celestún, Yucatán. Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía. Veracruz, Ver. 348 pp.

GOMEZ-PARRA, A. y J. M. FORJA. 1994. An operative definition of alkalinity in interstitial waters. Marine Chemistry, 45:53-65.

GRASSHOFF, K. 1983. Methods of seawater analysis. En: Grasshoff K., M.Ehrhardt y K. Kremling (Eds.). Rev and Extended Wein Heim. Alemania: Chemie. 419 pp.

HERNANDEZ-AYON, J. M., M. S. GALINDO-BECT, B. P. FLORES-BAEZ, y S. ALVAREZ-BORREGO. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. Estuarine Coastal and Shelf Science. 37: 593-602.

HINES, M. E. y G.E. JONES. 1985. Microbial biogeochemistry and bioturbation in the sediments of Great Bay, New Hampshire. Estuarine Coastal and Shelf Science. 20: 729-742.

HINES, M. E., S. L. KNOLLMEYER y J. B. TUGEL. 1989. Sulfate reduction and other sedimentary biogeochemistry in a northern New England salt marsh. Limnology and Oceanography. 34(3): 578-590.

HOWARTH, R W., R MARINO, J. LAME, y J. J. COLE. 1988a. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. Limnology and Oceanography. 33 (4): 669-687.

HOWARTH, R. W., R. MARINO, y J. J. COLE. 1988b. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biochemical controls. *Limnology and Oceanography*. 33 (4):688-701.

HOWARTH, R.W., T. BUTLER, y K. LUNDE. 1993. Turbulence and planktonic nitrogen fixation: A mesocosm experiment. *Limnology and Oceanography*. 38(8): 1696-1711.

JUSTIC, D., N. N. RABALAIS, k E. TURNER y W. J. WISEMAN. 1993. Seasonal coupling between riverborne nutrients, net productivity and hypoxia. *Marine Pollution Bulletin*. 26 (4): 184-189.

JUSTIC, D., N. N. RABALAIS y R. E. TURNER 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*. 30 (1): 41-46.

KAPLAN, W., I. VALIELA y J. M. TEAL. 1979. Denitrification in a salt marsh ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 24(4): 726-734.

KASPAR, H. F. 1982. Denitrification in marine sedimenta measurement of capacity and estimate of in situ rate. *Applied and environmental microbiology*. 43(3): 522-527.

KEMP, W. M., P. SAMPOU, J. CAFFREY, M. MAYER, K. HENRIKSEN, y W. R. BOYNTON. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*. 35(7): 1545-1563.

KLUMP, J. V. y C. S. MARTENS. 1989. The seasonality of nutrient regeneration in a organic rich coastal sedimenta Kinetic modeling of changing pore water nutrient and sulfate distributions. *Limnology and Oceanography*. 34(3): 559-577.

KOIKE, I. y A. HATTORI. 1978. Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 35(2): 278-282.

LAIMA, M. J. C. 1992. Evaluation of the indophenol method to measure NH_4^+ in extracts from coastal marine sediments. *Marine Chemistry*. 39:283-296.

LANKFORD, R.R 1977. Coastal Lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: WILEY, M. L. (Ed.) *Estuarine Processes*. Academic Press, Inc. New York. 2:182-215.

LAW, C. S., A. P. REES y N. J. P. OWENS. 1991. Temporal variability of denitrification in estuarine sediments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 33: 37-56.

LAW, C. S., A. P. REES y N. J. P. OWENS. 1992. Nitrous oxide: Estuarine Sources and Atmospheric Flux. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 35: 301-314.

LAW, C. S., A. P. REES y N. J. P. OWENS. 1993. Nitrous oxide production by estuarine epiphyton. *Limnology and Oceanography*. 38(2): 435-441.

LEBO, M.E, y J.H. SHARP. 1993. Distribution of phosphorus along the Delaware, an urbanized coastal plain estuary. *Estuaries*. 16(2): 290-301.

LeCORRE, P., S. L'HELGUEN y M. WAFAR. 1993. Nitrogen source for uptake by *Gyrodinium* cf. *aureolum* in a tidal front. *Limnology and Oceanography* 38(2): 446-451.

LI, Y. H. y S. GREGORY. 1974. Diffusion of ions in seawater and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38:703-714.

LIPS, S. H. y Y. 3. AVISSAR. 1986. Photosynthesis and ultrastructure in microalgae. En: RICHMOND A. (Ed.), *CRC Handbook of microalgal mass culture*. CRC. Boca Raton Florida U.S.A. 489 pp.

LLOYD, D. 1993. Aerobic denitrification in soils and sediments: from fallacies to facts. *Tree*, 8(10): 352-356.

MACINTYRE, F. 1970. Why the sea is salt. En: Ocean Science. Readings from Scientific American. W.H. Freeman and Company. San Francisco. 9: 104-115.

MATSON, E. A. 1993. Nutrient flux through soils and aquifers to the coastal zone of Guam (Mariana Islands). Limnology and Oceanography. 38(2): 361-371.

MARCHETTI, R., A. PROVINI y G. CROSA. 1989. Nutrient load carried by the river Po into the Adriatic sea, 1968-87. Marine Pollution Bulletin. 20 (4): 168-172.

MARIN, L.E., E.C. PERRY y M. VILLASUSO. 1989a. Effects of Hurricane Gilbert on the aquifer in Northwestern Yucatán, México. Proceedings, Hydrogeology papers of 28th International Geologic Congress, Washington, D.C.

MARIN, L.E., E.C. PERRY, K.O. POPE, C.E. DULLER, J.C. BOOTH y M. VILLASUSO. 1989b. Hurricane Gilbert: Its Effects on the aquifer in Northwestern Yucatán, México. Proceedings, Hydrogeology papers of 28th International Geologic Congress, Washington, D.C.

McCAFFREY, R.J., A.C. MYERS, E. DAVEY, G. MORRISON, M. BENDER, N. LUEDTKE, **D. CULLEN**, P. FROELICH y G. KLINKHAMMER. 1980. The relation between pore water chemistry and benthic (luxes of nutrients and manganese in Narraganset Bay, Rhode Island. Limnology and Oceanography. 25(1): 31-44.

McCARTHY, J.J., KAPLAN W. y NEVINS J.L. 1984. Chesapeake Bay nutrient and plankton dynamics. 2. Sources and sinks of nitrite. Limnology and Oceanography. 29(1): 84-98,

MEE, L. D. 1979. Coastal Lagoons. En: RILEY, J. P. and G. SKIRROW (Eds.), Chemical Oceanography, Academic Press, London, 42:441-490.

MERINO, M. y L. OTERO. 1991. Atlas ambiental costero. Puerto Morelos-Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 80 pp.

MERINO, M., A. GONZÁLEZ, E. REYES, M. GALLEGOS y S. CZITROM. 1992. Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. *Science of the total environment*. Supplement: 861-870.

NAQVI, S. W. A., D. A. JAYAKUMAR, M. NAIR, M. D. KUMAR y M. D. GEORGE. 1994. Nitrous oxide in western Bay of Bengal. *Marine Chemistry*. 47 : 269-278.

NIEVES, F. y J. E. CORREDOR. 1987. Gradientes de Fijación de Nitrógeno en los Sedimentos Marinos Asociados a Arrecifes Coralinos en el Suroeste de Puerto Rico. *An. Inst. Inv. Mar Punta de Betún*. 17: 27-37.

NISHIO, T., I. KOIKE y A. HATTORI. 1983. Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 45(2): 444-450.

NIXON, S. W. 1981a. Between coastal marshes and coastal waters -A review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. In: Hamilton, P., and K. B. McDonald, (Eds.), *Estuarine and wetland processes with emphasis on modeling*. Henum. Press N. Y., Marine Sciences Series. 437-525.

NIXON, S. W. 1981b. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. En: *Estuaries and Nutrients*. NIELSEN B. J. y CRONIN L. E. (Eds). Humana Press, Clifton, New Jersey, pp. 111-139.

NOWICKI, B.L. 1994. The effect of temperature, oxygen, salinity and nutrient enrichment on estuarine denitrification rates measured with a modified nitrogen gas flux technique. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 38: 137-156.

NOWICKI, B.L. y S.W. NIXON. 1985. Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*. 22:21-30.

OLIVEIRA, A. M. y B. KIERFVE. 1993. Environmental responses of a tropical coastal lagoon system to hydrological variability: Mundaú-Manguaba, Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 37: 575-591.

OMORI, K., T. HIRANO y H. TAKEOKA. 1994. The limitations to organic loading on a bottom of a coastal ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*. 28(2): 73-80.

OREMLAND, K. S., UMBERGER, C., CULBERTSON C. W. y SMITH, R. L. (1984). Denitrification in San Francisco Bay intertidal sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 47(5): 1106-1112.

PAEZ-OSUNA, F., M. FONG LEE, y H. FERNANDEZ-PEREZ. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nat. Autón., México*, 11 (1):257-264.

PÁEZ-OSUNA, F. y E.F. MANDELLI. 1985. ²¹⁰Pb in a tropical coastal lagoon sediment core. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 20: 367-374.

PARSONS, T. R, MAITA, Y. y LALLI, C. M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. England. 173 pp.

PEJRUP, P., J. BARTHOLDY y A. JENSEN. 1993. Supply and exchange of water and nutrients in the Gradyb tidal area, Denmark. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 36: 221-234.

PREGO, K. 1994. Nitrogen interchanges generated by biochemical processes in a Galician Ria. *Marine Chemistry*. 45: 167-176.

RAINE, K. C. T. y PATCHING, J. W., 1980. Aspects of carbon and nitrogen cycling in a shallow marine environment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 47: 127-139.

RAMAIAH N., N. RAMAIAH, D. CHANDRAMOHAN y V. R. NAIR. 1995. Autotrophic and heterotrophic characteristics in a polluted tropical estuarine complex. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 40: 45-55.

REEVE, A.S. y E.C. PERRY. 1994. Carbonate geochemistry and the concentrations of aqueous Mg, Sr and Ca: Western north coast of the Yucatán, México. *Chemical Geology*. 112: 105-117.

REYES E. y M. MERINO. 1991. Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancún, México). *Estuaries* 14, 4: 372-381.

RILEY, J. P. y R. CHESTER. 1971. *Introduction to Marine Chemistry*. Academic Press, London. 465 pp.

SCUDLARK, J. R- y T. M. CHURCH. 1993. Atmospheric input of inorganic nitrogen to Delaware Bay. *Estuaries*. 16(4): 747-759.

SECRETARIA DE PROGRAMACION Y PRESUPUESTO. ESTADOS UNIDOS MEXICANOS. 1981. *Atlas Nacional del Medio Físico*. 223 pp.

SEITZINGER, S. P., NIXON, S. W. y PILSON, M. E. Q. 1984. Denitrification and nitrous oxide production in a coastal marine ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 29(1): 73-83.

SEITZINGER, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*. 33(4):702-724.

SHORT F.T., J. MONTGOMERY, C.F. ZIMMERMANN y C.A. SHORT. 1993. Production and nutrient dynamics of a *Syringodium filiforme* Kütz. Seagrass bed in Indian River Lagoon, Florida. *Estuaries*. 16(2): 323-334.

SLOTH, N. P., L. P. NIELSEN y T. H. BLACKBURN. 1992. Nitrification in sediment cores measured with acetylene inhibition. *Limnology and Oceanography* 37(5): 1108-1112.

SMITH K.L., G.A. WHITE, M.B. LAVER y J.A. HAUGSNES. 1978. Nutrient exchange and oxygen consumption by deep sea benthic communities: Preliminary in situ measurements. *Limnology and Oceanography* 23(5): 997-1005.

SORENSEN, J. 1978a. Capacity for Denitrification and Reduction of Nitrate to Ammonia in a Coastal Marine Sediment. *Appl. and Env. Microbiol.* 35 (2):301-305.

SORENSEN, J. 1978b. Denitrification Rates in a Marine Sediment as measured by the Acetylene inhibition technique. *Appl. and Env. Microbiol.* 36(1):139-143.

STIRLING, H. P. 1985. *Chemical and Biological Methods of Water Analysis for Aquaculturalists*. Institute of Aquaculture. University of Stirling. Stirling FK94LA Scotland. 118 pp.

STEVENSON, J.C., L.W. STAVER y K.W. STAVER. 1993. Water quality associated with survival of submersed aquatic vegetation along an estuarine gradient. *Estuaries*. 16(2): 346-361.

STRICKLAND, J. D. H. y T. R. PARSONS. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167 (Second Edition), 310 pp.

STUMM, W. y J.J.MORGAN. 1981. *Aquatic Chemistry*. Segunda edición. John Wiley & Sons, U.S.A., 780 pp.

TAYLOR, B. F. 1983. Assays of Microbial Nitrogen Transformations. En: E. J. CARPENTER and D. G. CAPONE (Eds.), *Nitrogen in the Marine Environment*. 22: 809-837. Academic Press Inc.

TURNER, R. E., y N.N. RABALAIS. 1994. Coastal eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature*. 368: 619-621.

UNESCO. 1966. Photosynthetic Pigments. Monographs on oceanographic methodology. Publ. UNESCO.

VAITHIYANATHAN, P., P. K. JHA, y V. SUB . 1993. Phosphorus distribution in the sediments of the Hooghly (Ganges) Estuary, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37: 603-614.

VALDES LOZANO, D. S. 1995. Procesos que regulan el nitrógeno inorgánico y variaciones estacionales de la hidrología en la laguna Chelem, Yucatán. Tesis Doctoral. U.A.C.P.Y.P., C.C.H., Universidad Nacional Autónoma de México. 198 pp.

VALDES, **D., J.** TREJO, y E. REAL. 1988. Estudio Hidrológico de la Laguna Celestún, Yucatán, México, durante 1985. *Ciencias Marinas*. 14(2):45-68,

VALDÉS, D., J. TREJO, y E. REAL, 1994. Descripción de la Hidrología en la Laguna Celestún, Yucatán. *Oceanología*. 2: 77-100.

VALDES LOZANO, D. y E. REAL. 1994. Flujo de Amonio, Nitrito, Nitrate y Fosfato a Través de la Interfase Sedimento-Agua en una Laguna Tropical. *Ciencias Marinas*. 20(1):65-80.

VALIELA, I, J. M. TEAL, S. VOLKMAN, D. SHAFER, y E. J. CARPENTER. 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnology and Oceanography*. 23(4): 798-812.

VANDERBORGHT, J. y G. BILLEN. 1975. Vertical distribution of nitrate concentration in interstitial water of marine sediments with nitrification and denitrification. *Limnology and Oceanography*. 20(6): 953-961.

VANNI, M. J. y J. TEMTE. 1990. Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* 35(3): 697-709.

VAN RAAPHORST, W. y H. T. KLOOSTERHUIS. 1994. Phosphate sorption in superficial intertidal sediments. *Marine Chemistry*. 48: 1-16.

WAFAR, M., S. WAFAR y J.J. DAVID. 1990. Nitrification in reef corals. *Limnology and Oceanography* 35(3): 725-730.

WARD, L. G. y R.R TWILLEY. 1986. Seasonal distributions of suspended particulate material and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries* 9(3): 156-168.

WARD, B. B., K. A. KILPATRICK, E. H. RENGER y R W. EPPLEY. 1989. Biological nitrogen cycling in the nitracline. *Limnology and Oceanography*. 34(3): 493-513.

WEBB, K. L. y W. J. WIEBE. 1975. Nitrification on a coral reef. *Can. J. Microbiol.* 21: 1427-1431.

WEBB, K. L., W. D. DUPAUL, W. WIEBE, W. SOTTILE y R. E. JOHANNES. 1975. Enewetak (Eniwetok) Atoll: Aspects of the nitrogen cycle on a coral reef. *Limnology and Oceanography*. 20(2): 198-210.

WELCH, **E.B.** 1980. Ecological effects of waste water. Cambridge University Press. Cambridge. U.S.A. 87 pp.

ZUYUVIERMANN C. y J. MONTGOMERY. 1984. Effects of a decomposing drift algal mat on sediment pore water nutrient concentrations in a Florida seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series*. 19: 299-302.

ZIMMERMANN C.F., J.R. MONTGOMERY y **P.R.** CARLSON. 1985. Variability of dissolved reactive phosphate flux rates in nearshore estuarine sediments: effects of groundwater flow. *Estuaries*. 8(2B): 228-236.

6. FIGURAS

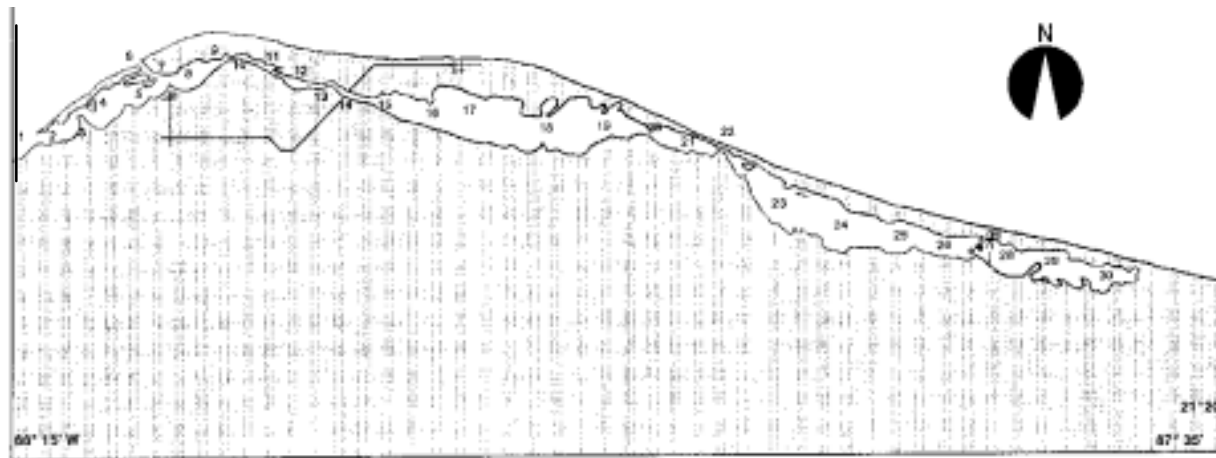
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA



FIGURA No. 2. Laguna Río

Lagartos. Estaciones de muestreo.

Golfo de México



21°40'N

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA



FIGURA No. 3. Temperatura superficial en la Laguna Río Lagartos.

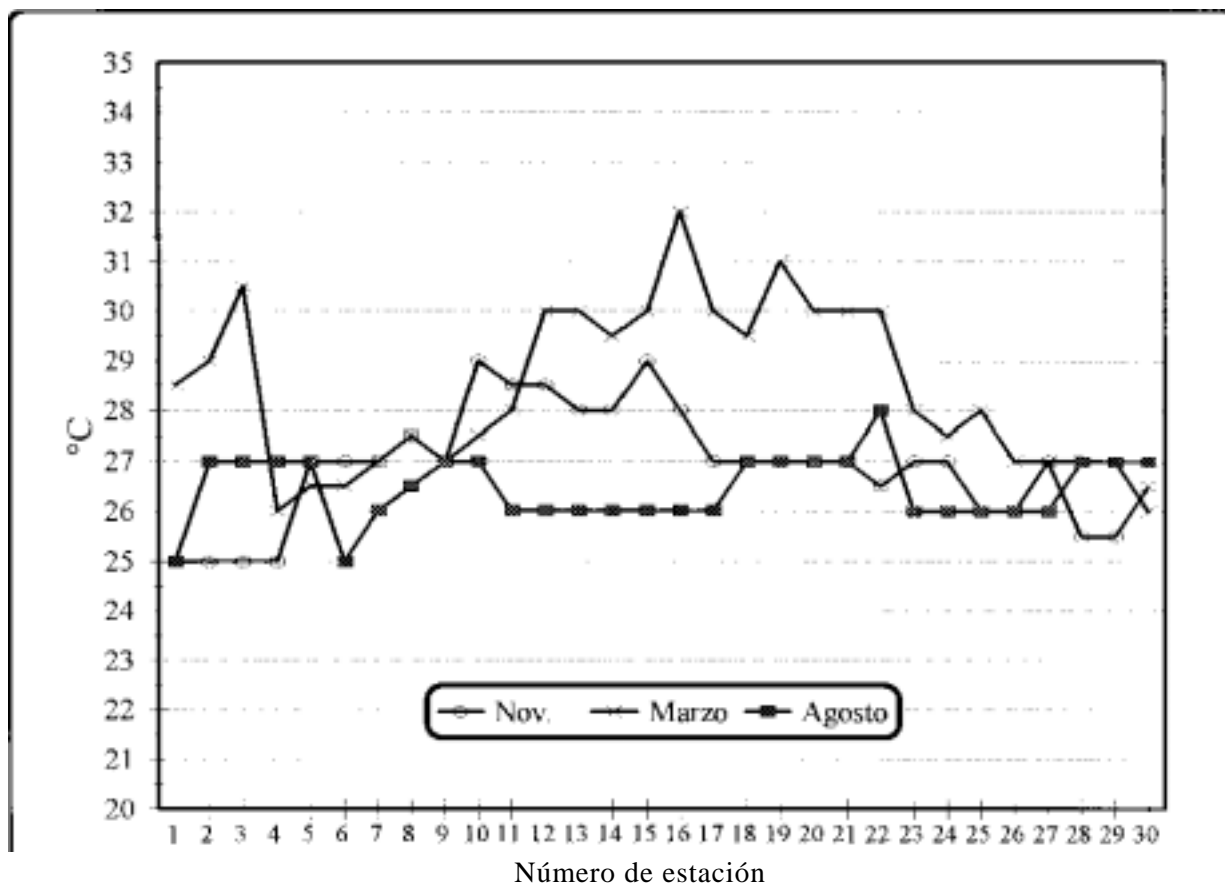
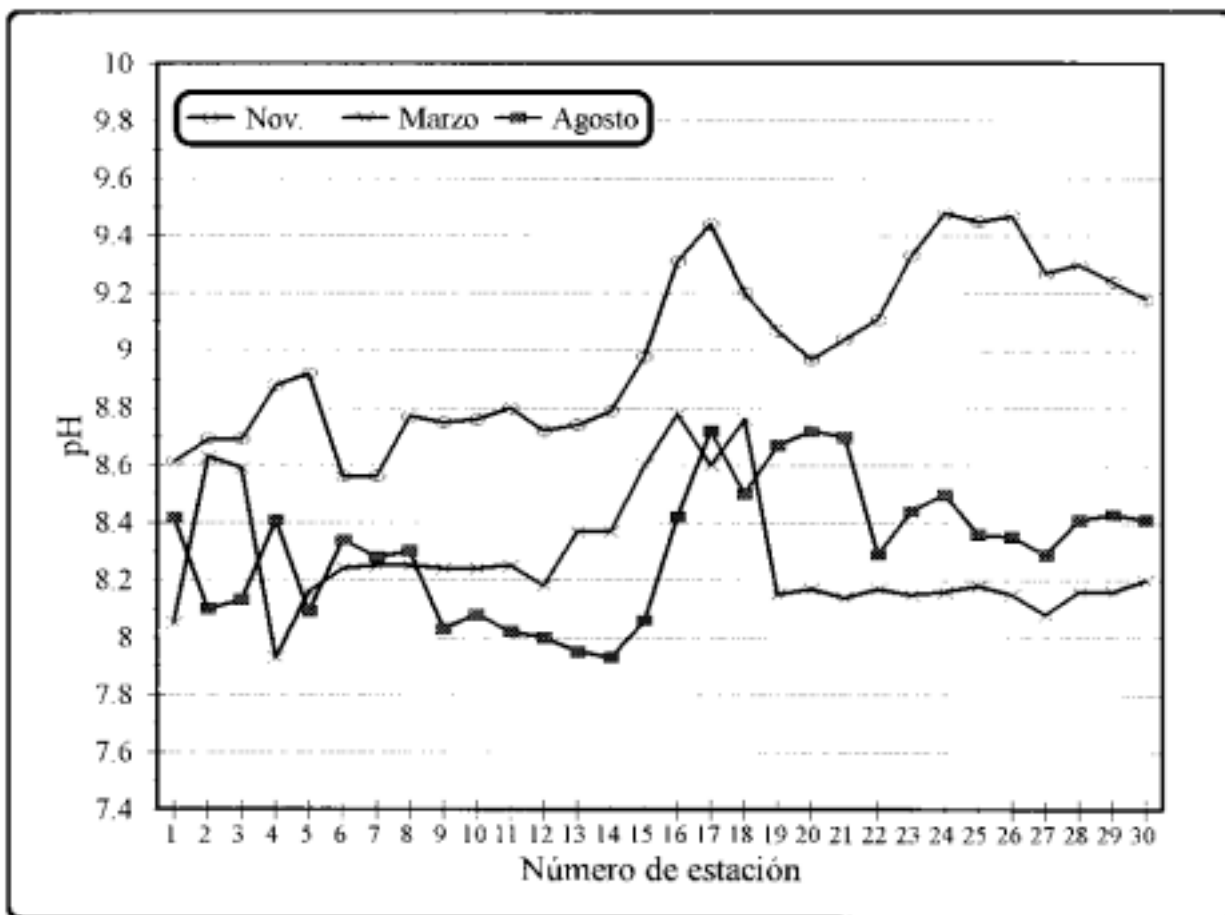




FIGURA No. 5. pH del agua en la Laguna Río Lagartos.



Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA

FIGURA No. 6. Oxígeno disuelto en la Laguna Río Lagartos.

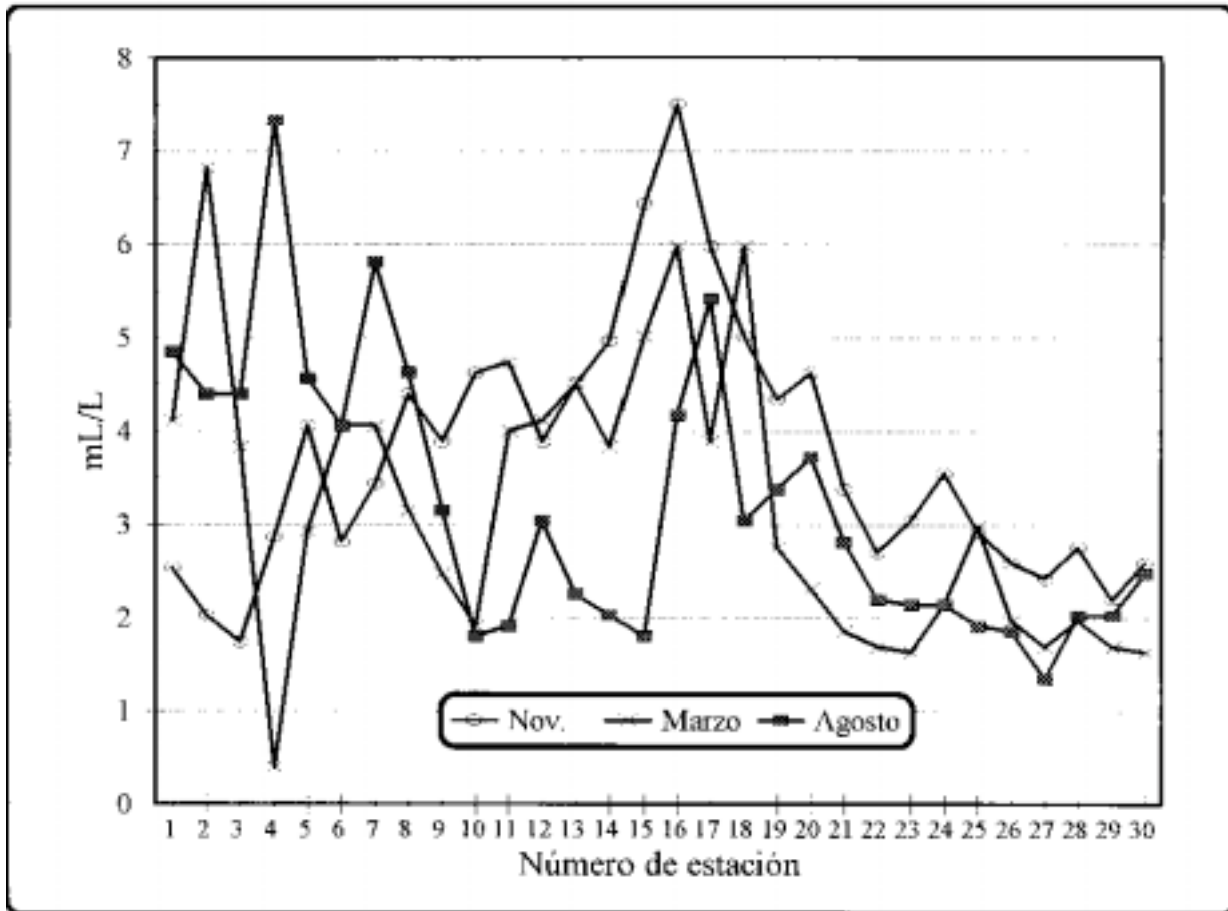
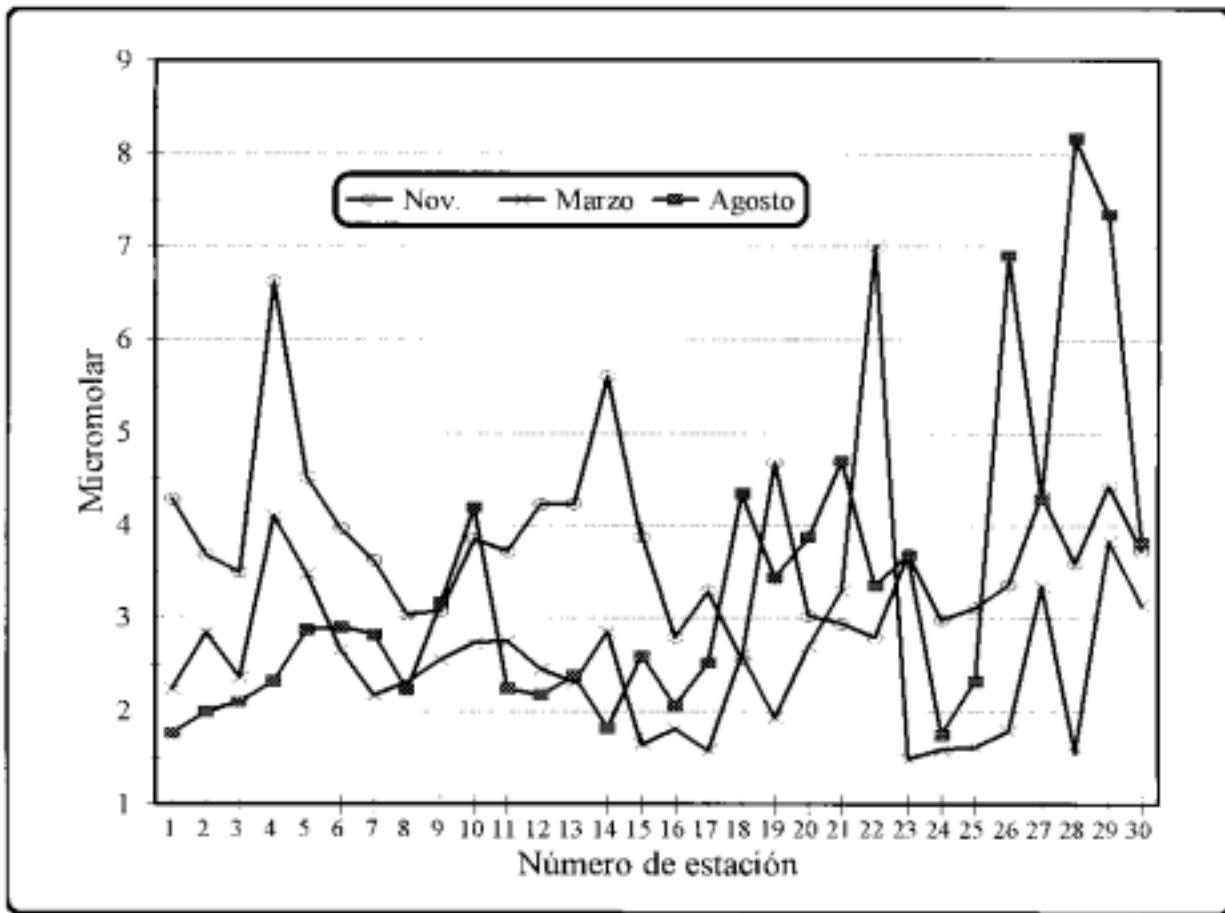


FIGURA No. 7. Amonio en el agua en la Laguna Río Lagartos.



Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA



FIGURA No. 5. Nitrito en la Laguna Río Lagartos.

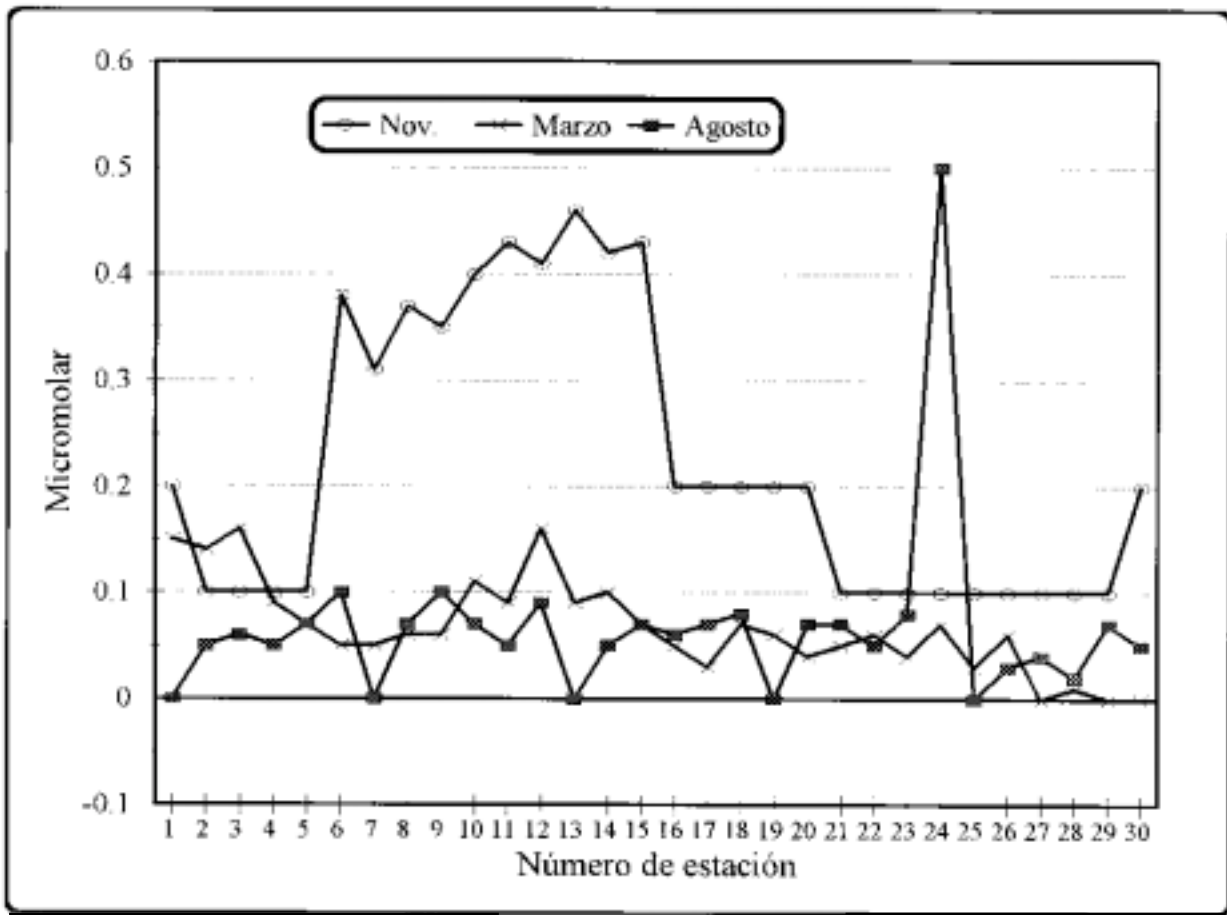


FIGURA No. 9. Nitrato en la Laguna Río Lagartos.

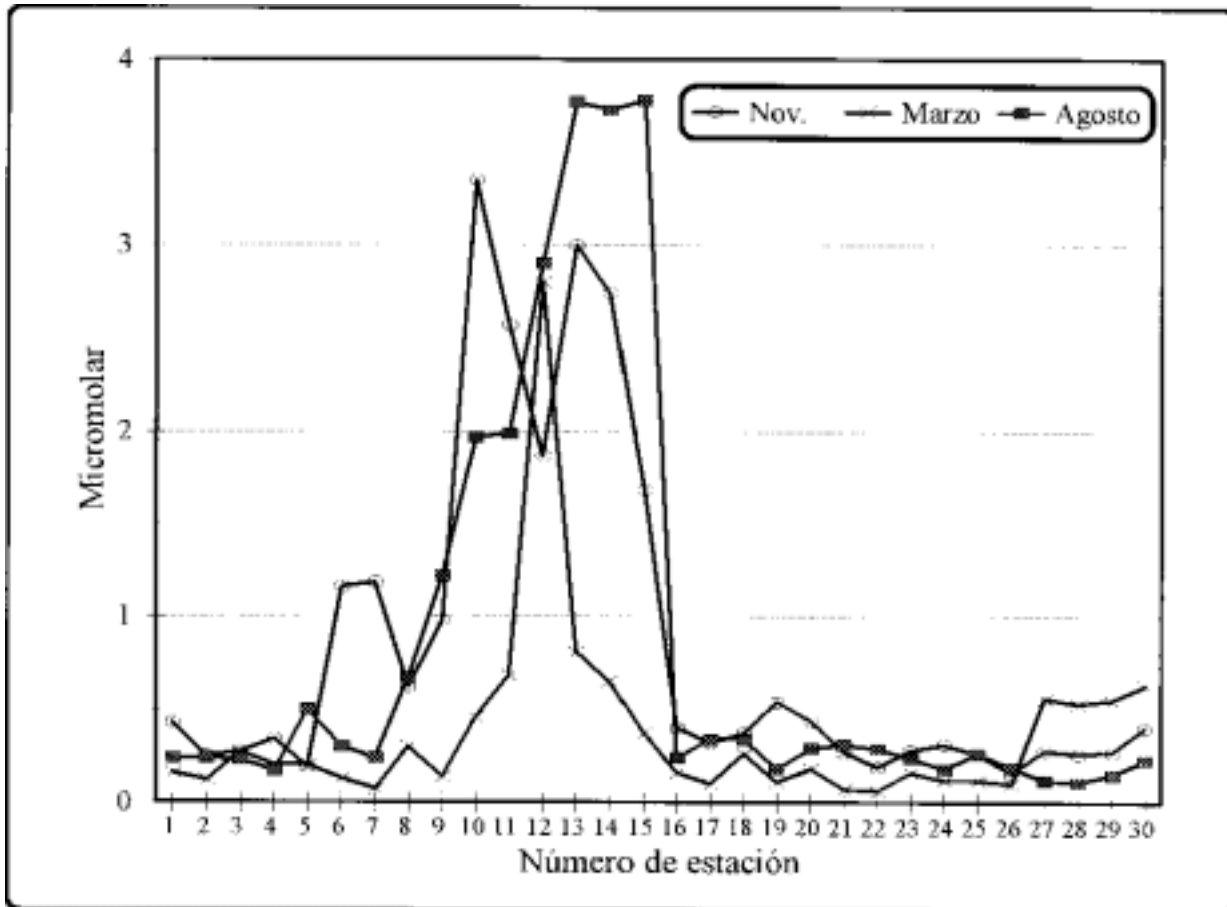


FIGURA No. 10. Fosfato en la Laguna Río Lagartos.

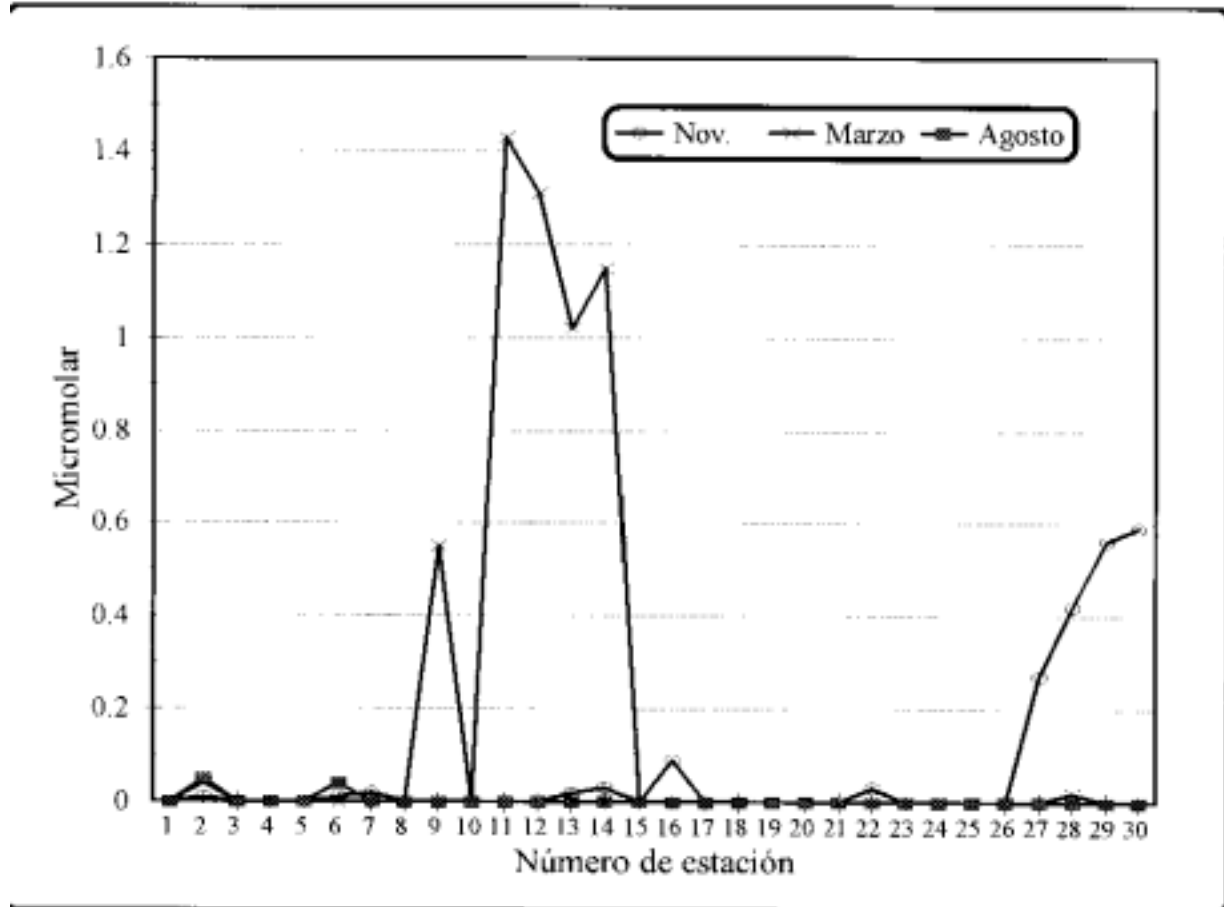
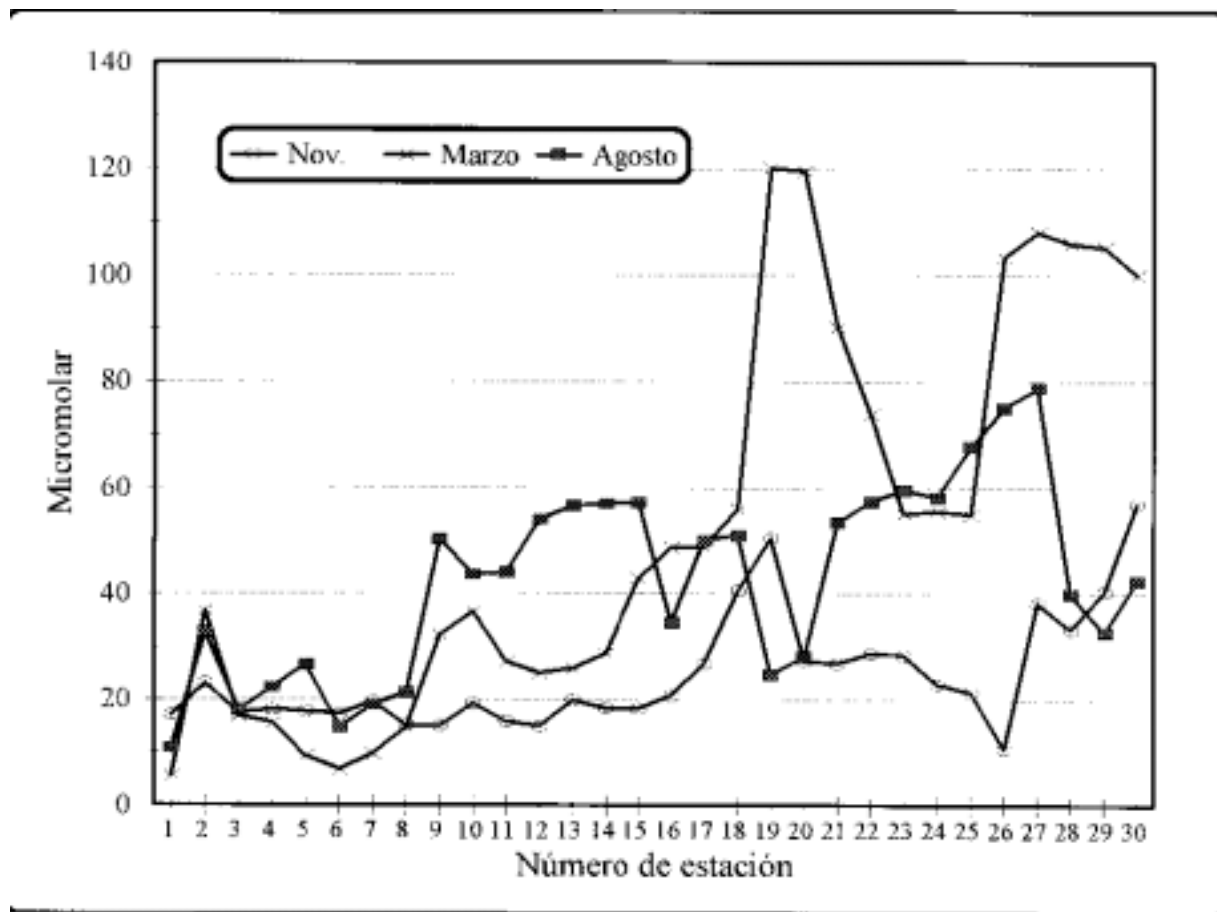




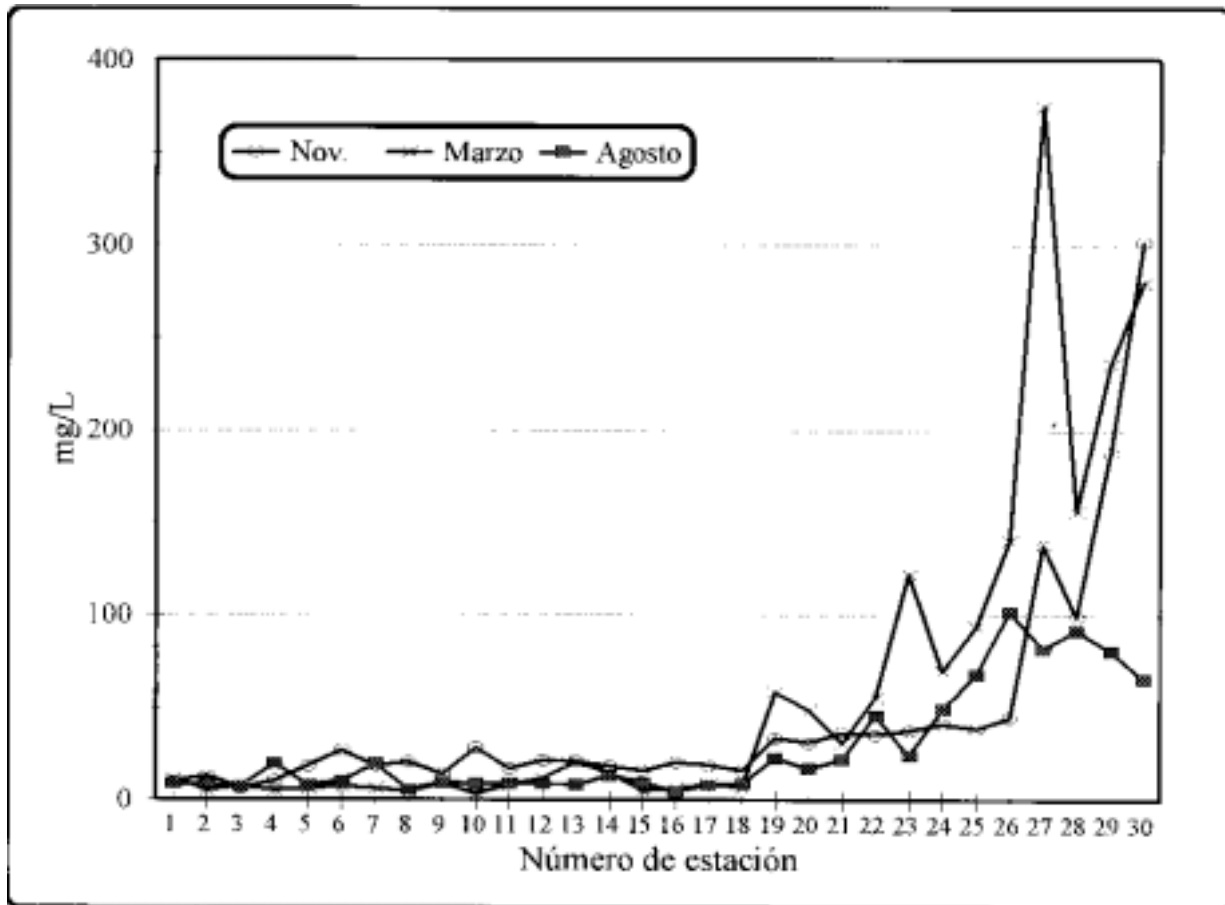
FIGURA No. 11. Silicatos en la Laguna Río Lagartos.



Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA

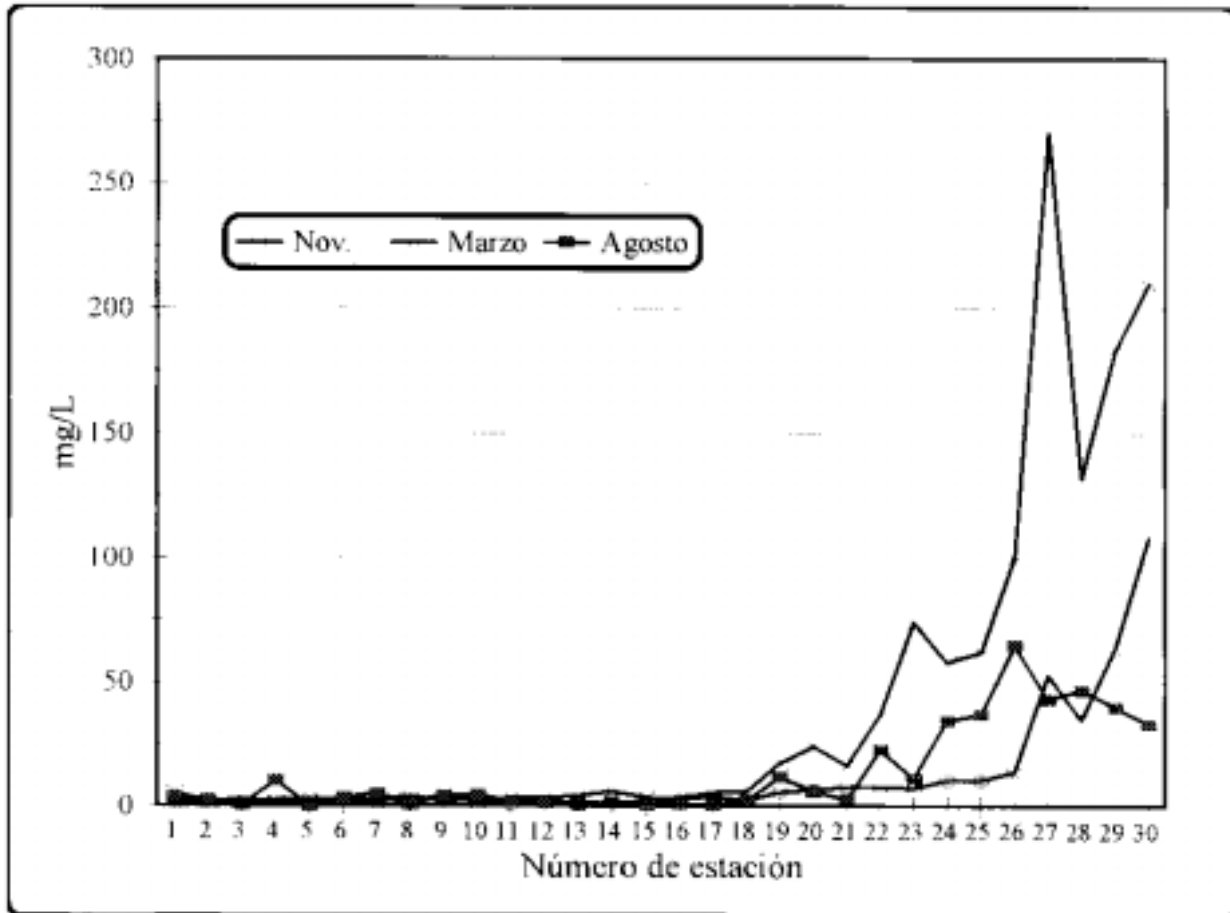


FIGURA No. 12. Sólidos totales suspendidos en la Laguna Río Lagartos.



Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA

FIGURA No. 13. Sólidos orgánicos suspendidos en Laguna Río Lagartos.

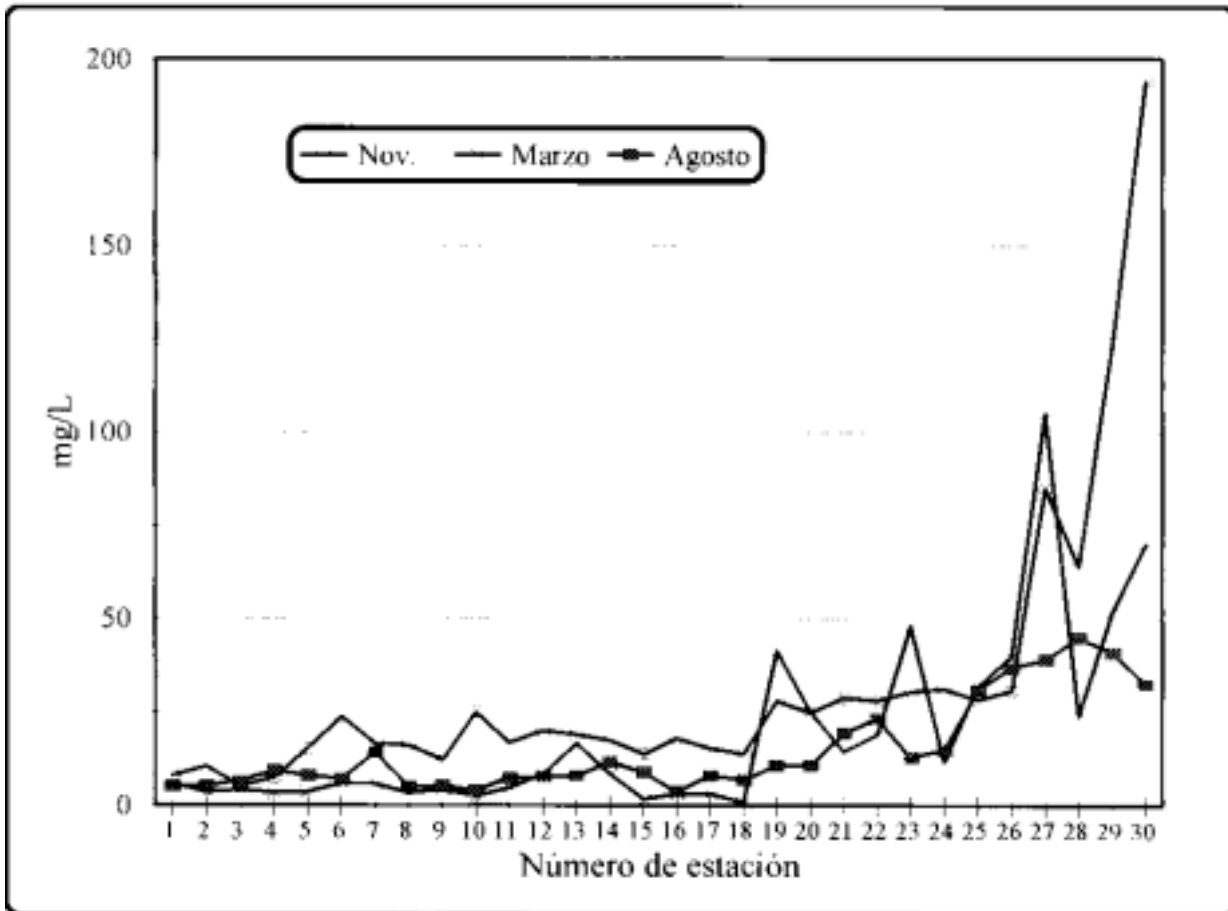


Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA



FIGURA No. 14. Sólidos inorgánicos suspendidos en Laguna Río Lagartos.

Número de estación



Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA



FIGURA No. 15. Demanda Bioquímica de Oxígeno en la
Laguna Río Lagartos.

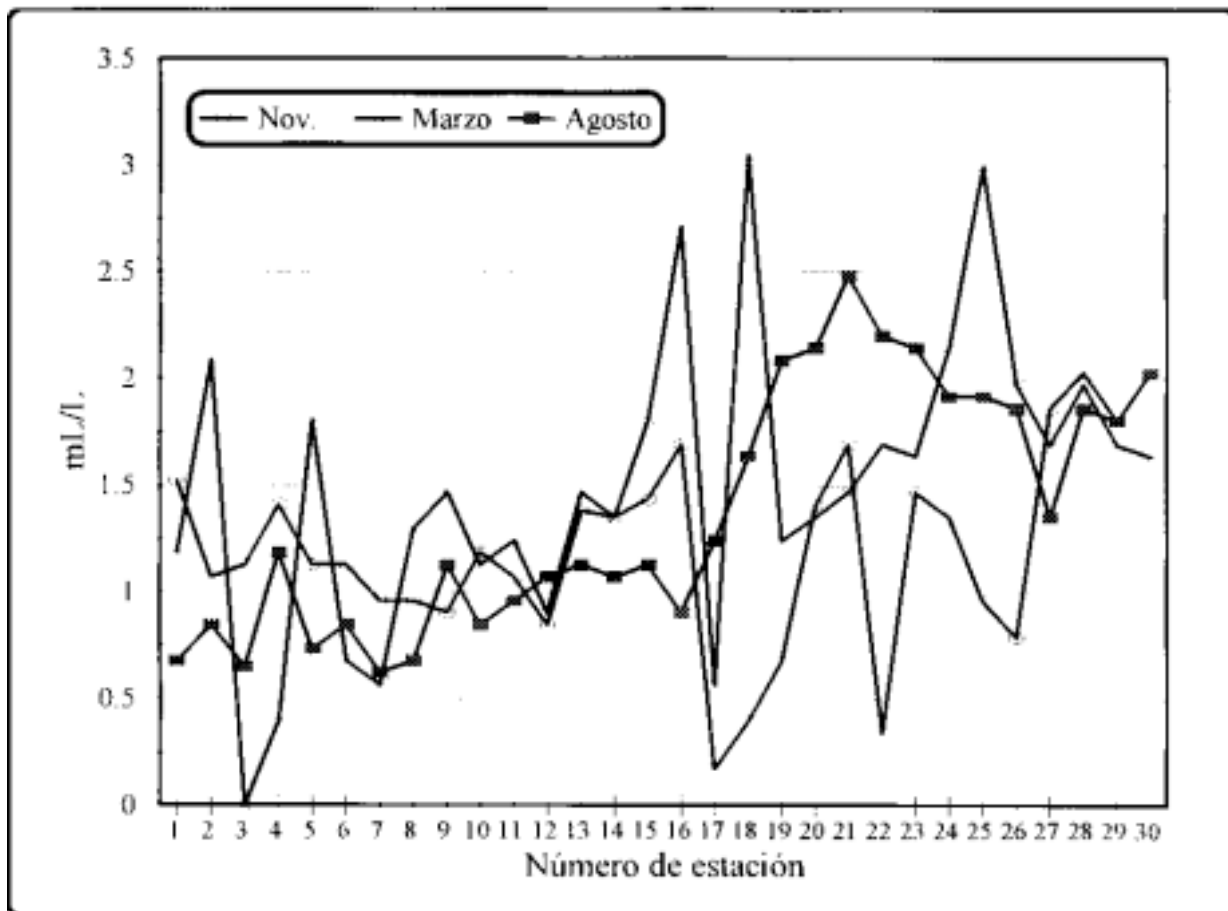
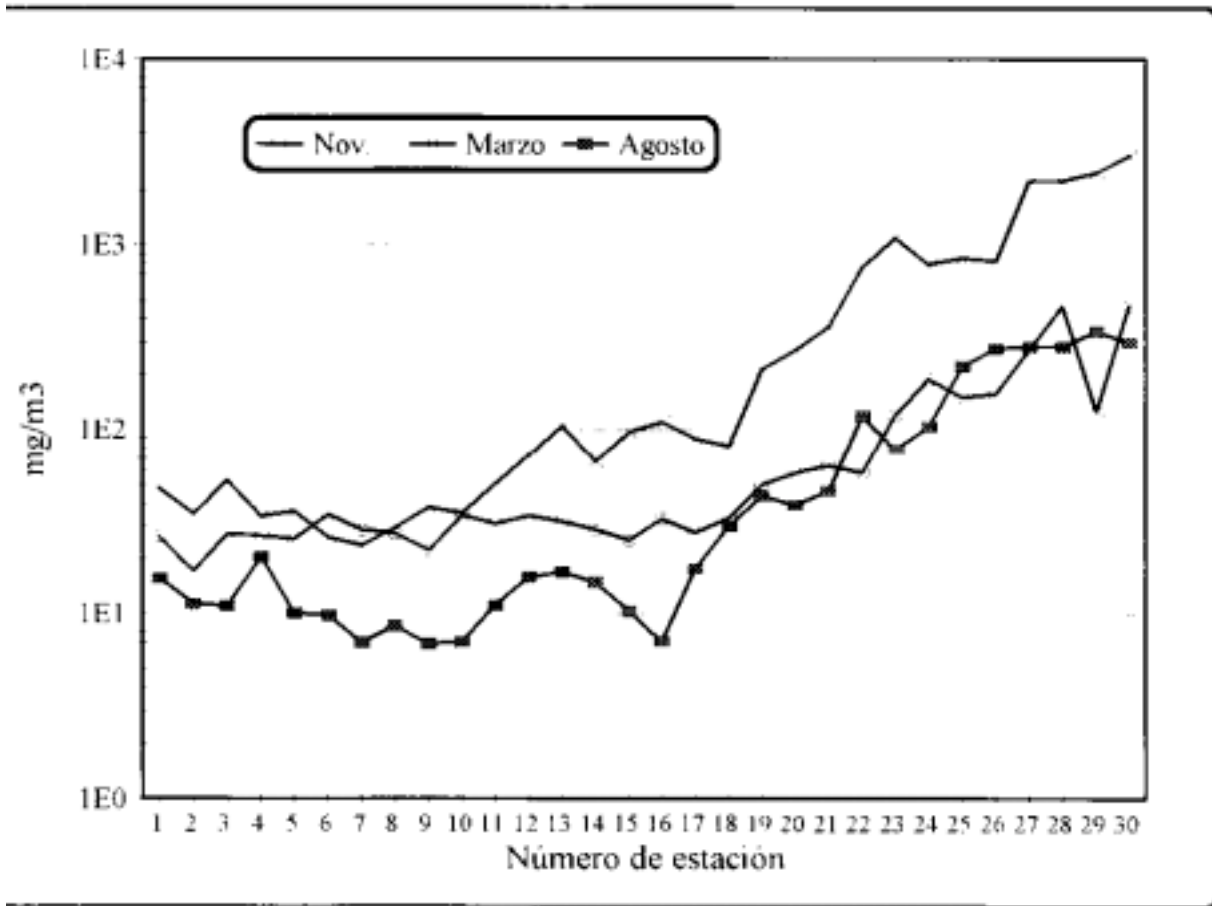




FIGURA No. 16. Nitrógeno particulado en la Laguna Río Lagartos.



Centro de Investigación y de Estudios Avanzados
del Instituto Politécnico Nacional
UNIDAD MÉRIDA



FIGURA No. 19. Granulometría.
Composición de los sedimentos de la Laguna Río Lagartos.

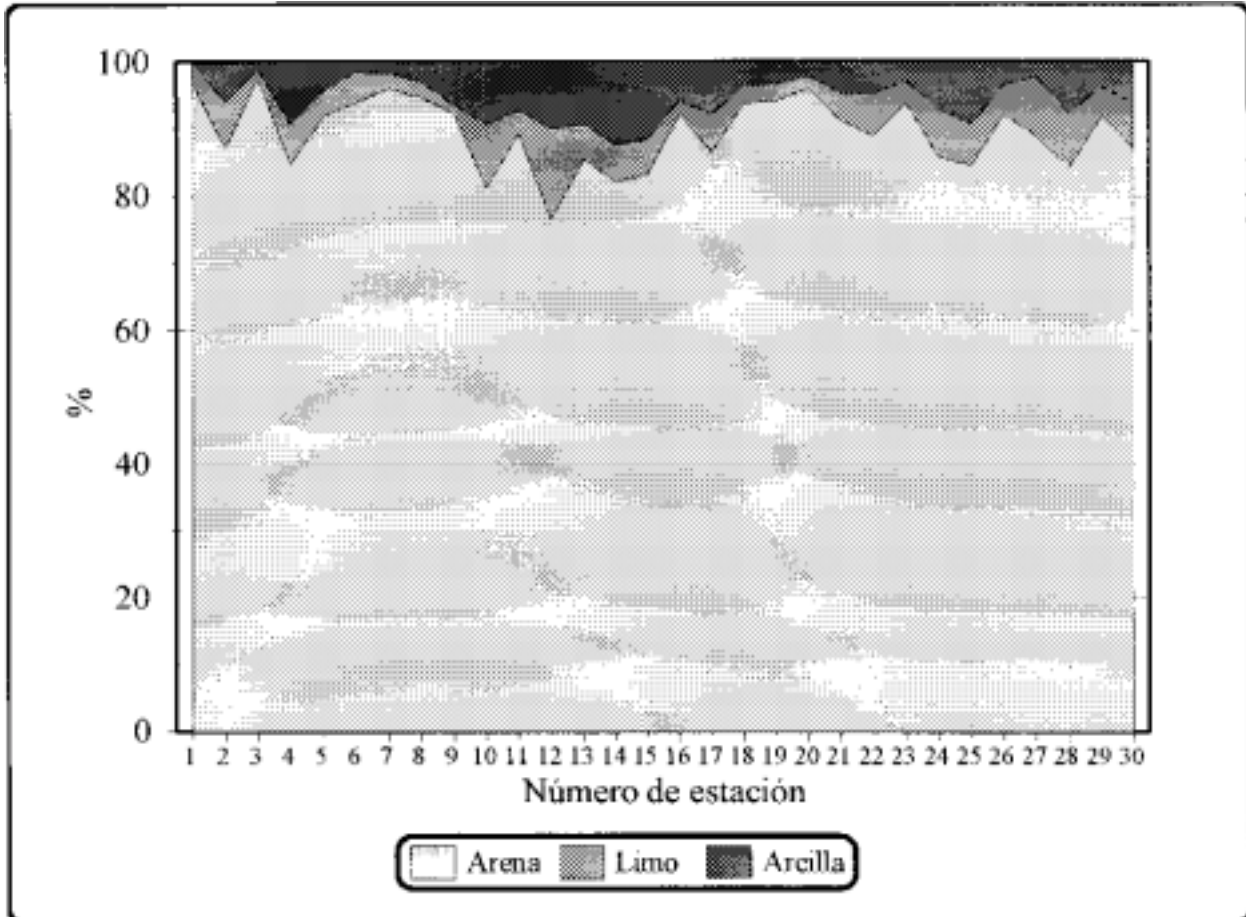




FIGURA No. 20. Porosidad de los sedimentos de la Laguna Río Lagartos.

